

LE
NATURALISTE
CANADIEN

REVUE D'ÉCOLOGIE ET DE SYSTÉMATIQUE

VOLUME 114
NUMÉRO 1
1987

UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

mai 1987

LE NATURALISTE CANADIEN

Revue d'écologie et de systématique

CN ISSN 0028-0798

RÉDACTEUR PAR INTÉRIM

PIERRE MORISSET

RÉDACTEUR-ADJOINT

GUY LACROIX

ADMINISTRATEUR

ANDRÉ CARDINAL

COMITÉ DE RÉDACTION

DENIS BARABÉ, *Jardin botanique de la ville de Montréal*

CYRILLE BARRETTE, *Département de biologie, Université Laval*

PIERRE BELLEFLEUR, *Département des sciences forestières, Université Laval*

BERNARD BERNIER, *Département des sciences forestières, Université Laval*

CARL M. BOYD, *Département d'océanographie, Université Dalhousie, Halifax*

EDWIN BOURGET, *Département de biologie, Université Laval*

PIERRE COUILLARD, *Département des sciences biologiques, Université de Montréal*

JEAN-MARC DESCHÈNES, *Centre de recherches phytotechniques, Agriculture Canada, Ottawa*

ROBERT GAUTHIER, *Herbier Louis-Marie, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval*

PIERRE LEGENDRE, *Département de sciences biologiques, Université de Montréal*

WILLIAM C. LEGGETT, *Département de biologie, Université McGill*

JEREMY McNEIL, *Département de biologie, Université Laval*

BERNARD J.R. PHILOGÈNE, *Département de biologie, Université d'Ottawa*

Publication trimestrielle de l'Université Laval, LE NATURALISTE CANADIEN (Revue d'écologie et de systématique) publie des articles *inédits*, rédigés en français ou en anglais, découlant de travaux de recherche en écologie, en systématique et dans certains domaines apparentés. La revue s'intéresse également aux aspects appliqués, notamment dans la perspective des ressources agricoles, forestières et halieutiques du Québec et du Canada oriental et nordique.

LE NATURALISTE CANADIEN (Revue d'écologie et de systématique) est placé sous la responsabilité des doyens de trois facultés de l'Université Laval: Faculté des sciences et de génie, Faculté de foresterie et de géodésie et Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation. Il est publié grâce à des subventions du Fonds F.C.A.R. du Québec pour l'aide et le soutien à la recherche et du Conseil de la recherche en sciences naturelles et en génie du Canada.

Toute demande concernant les droits de reproduction doit être soumise à: L'Administrateur, LE NATURALISTE CANADIEN, Département de biologie, Université Laval, Sainte-Foy, Québec G1K 7P4.

Toute correspondance touchant les abonnements doit être adressée aux Presses de l'Université Laval, Case postale 2447, Québec G1K 7R4. L'abonnement annuel est de \$19 (personnel), \$21 (personnel, étranger) et \$38 (collectif, multi-user). Le numéro régulier se vend \$6.

Répertorié dans Biological Abstracts, Asher's
Guide, Botanical Periodicals, RADAR et Périodex

Courrier de la deuxième classe — Enregistrement n° 1768

Dépôt légal — Premier trimestre 1987. Bibliothèque nationale du Québec — Bibliothèque nationale d'Ottawa

CATCH HISTORY, FORMER ABUNDANCE, AND DISTRIBUTION OF WHITE WHALES IN HUDSON STRAIT AND UNGAVA BAY

R. R. REEVES and E. MITCHELL

*Arctic Biological Station, Department of Fisheries and Oceans,
Sainte-Anne-de-Bellevue (Québec) H9X 3R4*

Résumé

L'intérêt porté dans le monde entier à la conservation des stocks de baleines blanches (*Delphinapterus leucas*) chassées par les habitants du nord du Québec nous a incités à étudier l'historique de leur exploitation. Des documents déposés aux archives de la Compagnie de la Baie d'Hudson, surtout des journaux de poste, des lettres et autres documents, ont servi à l'étude de la répartition saisonnière et à l'évaluation de la relation entre les stocks, à la reconstitution de l'historique des prises, à l'identification des facteurs affectant l'effort de chasse et son efficacité, à la détermination des tendances quant à l'abondance (ou à la disponibilité) des baleines et à l'estimation de la taille de leurs effectifs passés. Outre le nord du Québec, notre étude englobait aussi des sites le long de la côte sud de la terre de Baffin et de la côte du Labrador au nord de Makkovik.

La seule chasse commerciale, régulière et organisée de baleines blanches qui a été documentée dans la région étudiée est celle de la partie sud de la baie d'Ungava. On se servait de filets pour isoler des groupes de baleines dans les baies peu profondes; on les tuait à marée basse, après les avoir échouées. De plus, à la plupart des postes de traite du détroit d'Hudson, de la baie d'Ungava et le long de la côte du Labrador, la baleine blanche était capturée dans des filets tendus, puis elle était abattue à partir de bateaux. Les captures à des fins commerciales s'ajoutaient, jusqu'à un certain point, à la chasse traditionnelle de subsistance de la baleine par les Inuit. L'huile et les peaux constituaient les principaux produits de la chasse commerciale; la chair, toutefois, était prisée comme nourriture pour les chiens et la peau (muktuk) comme aliment pour les hommes.

Basée à Fort-Chimo sur la rivière Koksoak, la chasse commerciale de la partie sud de la baie d'Ungava comprenait aussi des chasses sur la rivière aux Feuilles et sur la rivière à la Baleine. La chasse menée par la Compagnie de la Baie d'Hudson est devenue une activité régulière à Fort-Chimo vers 1867. Pendant les années 1860, les prises documentées à Fort-Chimo ne s'élevaient qu'à environ 50 baleines; pendant les années 1870, à plus de 160 individus; pendant les années 1880 et 1890, à environ 700; et pendant les douze premières années du XX^e siècle, à seulement 60 environ. En réalité, la chasse s'est étendue sur une période d'environ 45 ans, de 1867 à 1902. Quoique la documentation soit certainement incomplète, au moins 1 340 baleines ont été capturées entre 1877 et 1897. C'est entre 1883 et 1892 qu'ont été documentées les plus fortes prises, avec au moins 820 baleines.

Tout porte à croire que le nombre de baleines blanches exploitables dans la partie sud de la baie d'Ungava avait déjà diminué au début du siècle et que cette diminution a entraîné l'effondrement de la chasse à la fin du XIX^e ou au début du XX^e siècle. La chasse de subsistance a été pratiquée à ces fins depuis 1975 à l'embouchure des rivières de la partie sud de la baie d'Ungava. Les questions liées à la relation entre les stocks demeurent irrésolues, ce qui confond toute analyse des tendances relatives à l'abondance. Quoique la population passant l'été dans la partie sud de la baie d'Ungava semble distincte des autres populations estivales (v.g. dans diverses parties de la baie d'Hudson et la baie Cumberland), une migration vraisemblable de baleines de ces autres zones, surtout de la baie d'Hudson, vers le détroit d'Hudson et la baie d'Ungava en automne et en hiver pourrait masquer les signes d'un appauvrissement. Néanmoins, il semble clair qu'une population qui comptait au moins de 800 à 1 000 baleines en 1876 a été réduite pour ne comprendre actuellement que quelques individus dispersés. La poursuite de la chasse, surtout à l'embouchure de la rivière Mucalic où les mères allaitent leur petit, pourrait menacer la survie du stock estivant dans la baie d'Ungava.

Abstract

International concern about the conservation status of white whale (*Delphinapterus leucas*) stocks hunted by settlements in northern Québec prompted this study of their history of exploitation. Archival sources, particularly post journals, letters, and other documents in the Hudson's Bay Company Archives, were used to study seasonal distribution and evaluate stock relationships, reconstruct the catch history, identify factors affecting hunting effort and efficiency, detect trends in whale abundance (or availability), and estimate past population size. In addition to northern Québec, sites along the south coast of Baffin Island and the Labrador coast south to Makkovik were covered.

The only part of the study area where a regular, organized commercial fishery for white whales is documented is southern Ungava Bay. There, groups of whales were shut off with nets in shallow embayments, then stranded and killed at low tide. In addition, at most trading posts throughout Hudson Strait and Ungava Bay and along the Labrador coast, white whales were taken in set nets and hunted by shooting from boats. The removals for commercial purposes were, to some degree, superimposed on the traditional subsistence hunting for whales by Inuit. Hides and oil were the chief products of the commercial fishery, though the meat was valued as dog food and the skin (muktuk) as human food.

The commercial fishery in southern Ungava Bay, based at Fort Chimo on the Koksoak River, also involved hunts at the Leaf and Whale rivers. Whaling by the Hudson's Bay Company began as a regular activity at Fort Chimo in about 1867. The documented catch in the Fort Chimo fishery during the 1860's was only about 50 whales; during the 1870's, more than 160; during the 1880's, about 700; during the 1890's, again about 700; and during the first 12 years of the twentieth century, only about 60. The fishery effectively spanned about 45 years, from 1867 to 1902. Though documentation is certainly incomplete, at least 1,340 whales were taken between 1877 and 1897. The decade of highest documented catch was that of 1883-1892, when a minimum of 820 whales was secured.

Most evidence suggests that the availability of white whales to the southern Ungava Bay fishery had declined by the turn of the century and that depletion caused the fishery to crash in the late nineteenth or early twentieth century. Substantial catches have been made for subsistence at the river mouths in southern Ungava Bay since 1975. Questions about stock relationships are unresolved and thus confound any analysis of trends in abundance. While the summering population in southern Ungava Bay appears discrete from other summer populations (e.g. in various parts of Hudson Bay and Cumberland Sound), the probable migration of whales from these other areas, especially Hudson Bay, into Hudson Strait and Ungava Bay during autumn and winter could mask evidence of depletion. Nevertheless, it seems clear that a population numbering at least 800-1000 whales in 1876 has been reduced to only a few scattered individuals at present. Continued hunting, particularly in the "nursery" area at the mouth of the Mucalic River, may threaten the survival of the Ungava Bay summer stock.

Introduction

White whales (*Delphinapterus leucas*) were historically abundant in Hudson Strait and Ungava Bay (Fig. 1). They were traditionally hunted by native peoples along both the north and south coasts of Hudson Strait and along the south and west coasts of Ungava Bay. Commercial whaling for these animals was attempted at various sites, particularly in Ungava Bay, during the nineteenth and early twentieth centuries.

Concern has been expressed in recent years about the conservation status of white whales in Hudson Strait and Ungava Bay. The Sub-Committee on Small Cetaceans of the International Whaling Commission (IWC) made the following comments and recommendations after reviewing world white whale stocks in 1979 (IWC, 1980, p. 123):

"The sub-committee is concerned about reports of very large catches of white whales in Canada along the Quebec coast of Hudson Strait and the northeast coast of Hudson Bay and the fact that no estimates of the size of the populations involved have ever been made. The sub-committee strongly recommends that Canada be requested to initiate research to determine the identity and size of the population(s) involved in this catch and to determine whether these populations are distinct from those in W. Hudson Bay."

Catch statistics for northern Québec communities were presented at the sub-committee's 1980 meeting (Boulva, 1981), and a field study involving aerial surveys, observations from shore, and biological sampling of the white whale catch was initiated in that year (Finley *et al.*, 1982). Effort to estimate the annual catches of white

whales by settlements in northern Québec has continued (NHRC, *no date*, 1982a, b; Betteridge, 1985).

In addition to their field studies, Finley *et al.* (1982) partially reconstructed the history of white whale exploitation in Hudson Strait and Ungava Bay "to provide insights into former population levels and traditional patterns of estuarine occupation." They reconstructed what they considered "a complete catch record for the Ungava district... to 1900" and "an incomplete but representative account ... for the period from 1900 up to 1939." Their principal sources for this work were the Hudson's Bay Company (HBC) Archives, Royal Canadian Mounted Police (RCMP) game reports, and consultations with former employees of the HBC.

In checking the materials available in the HBC Archives, we found that the historical aspect of the study by Finley *et al.* (1982) was less complete than those authors implied. Their sampling procedures for reading the post journals and correspondence were not stated. However, it appears that in many instances only the periods of the year when white whales were most abundant in an area were sampled for a given post. As a result, early- and late-season occurrences often were overlooked. We had no reason to doubt the general accuracy of Finley *et al.*'s main conclusion, that the summer population of white whales in

Ungava Bay "is severely reduced from historic levels"; but the serious implications of that conclusion warranted a more detailed and comprehensive reconstruction of the catch history.

Thus, the principal objectives of the present study were to: (1) document the seasonality of occurrence and relative abundance of white whales in different parts of the study area and evaluate questions of stock identity; (2) reconstruct the catch history by reference to all available written sources; (3) identify economic, technical, and other factors which may have affected hunting effort and efficiency; (4) identify trends in abundance over time; and (5) estimate "initial" population size for each stock. The study area is defined as all of Hudson Strait and Ungava Bay. The south-east Baffin Island and northeast Labrador coasts are considered in less detail.

Sources of data

We relied primarily on documents in the HBC Archives, Winnipeg, Manitoba (cited as: H.B.C., archival code, folio number). Post journals, fur trade reports, correspondence, and unclassified documents were consulted (Table I). A limited search for information was made in the Public Archives of Canada (P.A.C.), Ottawa. Several published sources were particularly useful. Davies (1963) transcribed and commented upon the

TABLE I

Hudson's Bay Company documents examined in this study for information on white whales (see Figures 1 and 2 for localities)

<i>Name of post</i>	<i>Bordering on</i>	<i>No. of journals</i>	<i>Other materials</i>	<i>Periods</i>	<i>Archival codes</i>
Wolstenholme	S. W. Hudson Strait	17	—	1922-29 1933-35, 1938-39	B.368/a/1-17
Wolstenholme	S. W. Hudson Strait	—	Correspondence	1910-13	B.368/b/1-2
Sugluk West	S. Hudson Strait	8	—	1930-35, 1938-39	B.486/a/1-8
Sugluk East	S. Hudson Strait	5	—	1925-26, 1929-32	B.485/a/1-5
Stupart Bay	S. Hudson Strait	13	—	1914-20, 1922-23, 1925-26, 1930-35, 1938-39	B.484/a /1-13
Diana Bay	S. Hudson Strait	1	—	1938-39	B.406/a/1
Payne Bay	W. Ungava Bay	4	—	1931-32, 1934-35, 1938-39	B.458/a/1-4
Leaf River	S. W. Ungava Bay	10	—	1920-22, 1928-35, 1938-39	B.433/a/1-10

TABLE I (continued)

<i>Name of post</i>	<i>Bordering on</i>	<i>No. of journals</i>	<i>Other materials</i>	<i>Periods</i>	<i>Archival codes</i>
Fort Chimo	S. Ungava Bay	53	—	1830-1843, 1866-1929, 1931-35, 1938-39	B.38/a/1-53
Fort Chimo	S. Ungava Bay	—	Correspondence	1830-1842, 1869-1873, 1880-1884	B.38/b/1-9*
Whale River	S. Ungava Bay	4	—	1921-22, 1927-29, 1938-39	B.499/a/1-4
George River	S. E. Ungava Bay	9	—	1898-1911, 1930-35	B.281/a/1-9
Port Burwell	N. E. Ungava Bay	15	—	1920-35, 1938-39	B.466/a/1-15
Nachvak	Labrador Sea	10	—	1868-1869, 1871-1875, 1898-1906	B.138/a/1-10
Okak	Labrador Sea	1	—	1927-28	B.451/a/1
Nain	Labrador Sea	3	—	1926-1928, 1941	B.443/a/1-3
Davis Inlet	Labrador Sea	7	—	1869-1875, 1890-1895	B.52/a/1-5, 15-16
Hopedale	Labrador Sea	5	—	1926-1929, 1941-1942	B.420/a/1-5
Kaipokok	Labrador Sea	5	—	1850-1857	B.95/a/1-5
Makkovik	Labrador Sea	3	—	1926-1928, 1941	B.437/a/1-3
Frobisher Bay	S. W. Davis Strait	6	—	1920-29, 1933-35, 1938-39	B.411/a/1-6
Lake Harbour	N. E. Hudson Strait	12	—	1914-15, 1920-21, 1923-34, 1938-39	B.430/a/1-12
Amadjuak	N. Hudson Strait	11	—	1921-33	B.380/a/1-11
Cape Dorset	N. W. Hudson Strait	10	—	1913-20, 1928-29, 1934-41	B.397/a/1-10

* B.38/b/1-2, 1830-35, were covered, in part, by checking Davies (1963).

journal of Nicol Finlayson, 1830-1833, who opened the HBC post on the Koksoak River (Fort Chimo) in 1830. Davies's compilation also contains other journals and correspondence relating to HBC activities in Ungava Bay through 1835. The Canadian Department of Northern Affairs and National Resources (later reorganized as the Department of Indian Affairs and Northern Development) commissioned a series of "area economic studies" during the 1950's and 1960's (Lotz, 1976). Such investigations were made in several parts of our study area, including Ungava Bay (Evans, 1964; Currie, 1968), the south coast of Hudson Strait

(Evans, 1958), the south coast of Baffin Island (Higgins, 1968), and Frobisher Bay (Meldrum, 1975). The reports of area economic studies were useful in assessing the size and timing of whale catches.

Methods

COVERAGE OF ARCHIVAL SOURCES

All post journals for HBC posts on Hudson Strait between Wolstenholme in the west and Port Burwell in the east were read for information

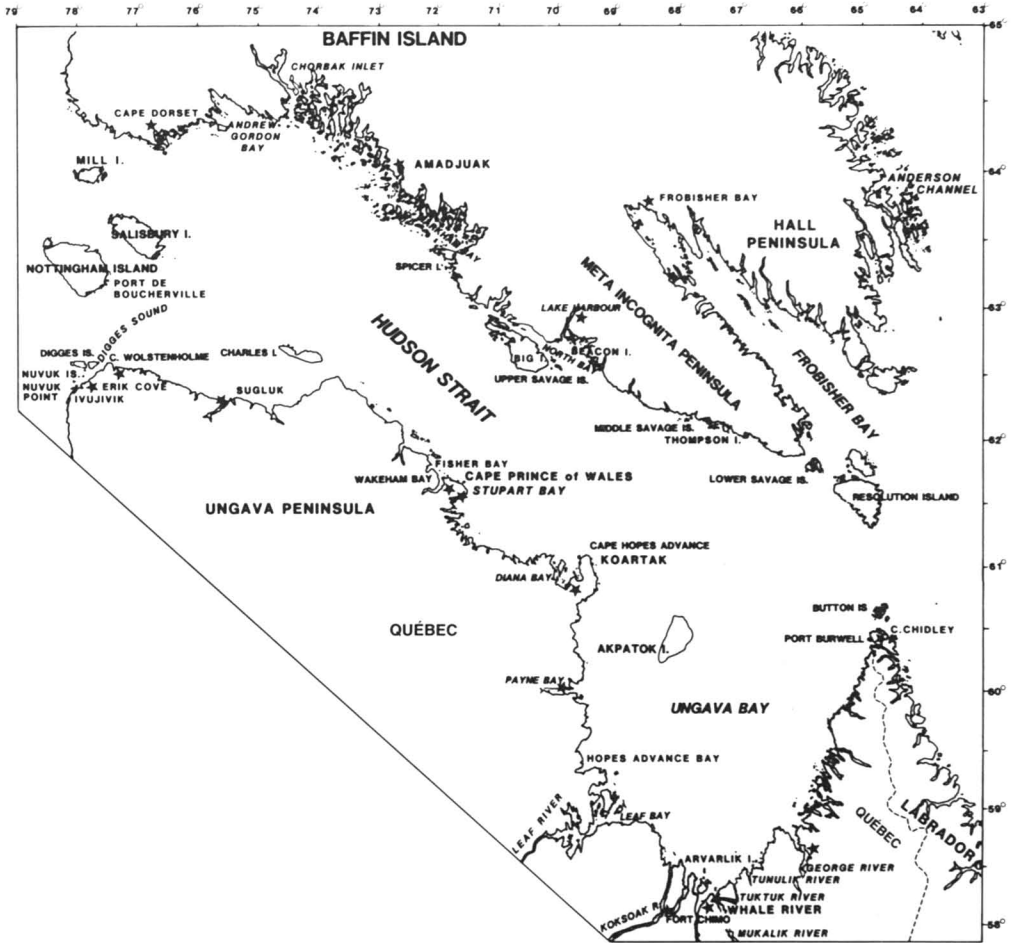


Figure 1. Map of Ungava Bay and Hudson Strait showing place names mentioned in text. Stars indicate sites of Hudson's Bay Company posts. For a synonymy of place names, see Appendix 1.

on white whales (Table I; Fig. 1). Many of these journals had been checked by Finley *et al.* (1982, Appendices 1-12). In our tables of data for northern Québec posts, we report only the information overlooked by Finley *et al.* and correct their comments where necessary. In assessing catch, effort, seasonality of whale occurrence, etc., we considered both the data in our own tables and those in Finley *et al.*'s appendices. For the Fort Chimo post, Finley *et al.* relied solely on correspondence (H.B.C., B.38/b series) to cover years after 1871 (Finley *et al.*, 1982, Appendix 1). We re-checked and considered all the available Fort Chimo correspondence (Fig. 2) as well as the journals. All available journals for Port Burwell and the posts on the south coast of Baffin Island (Cape Dorset, Amadjuak, Lake Harbour, and Frobisher Bay) were also examined (Table I; Fig. 1). A sample of post journals for the Labrador coast south to Makkovik

(Fig. 3) was examined as well, to assess the possibly continuous nature of white whale distribution (and exploitation) south from Port Burwell.

NOMENCLATURE

One difficulty of working with historical materials pertaining to northern Québec is that some place names have been changed in recent years. Some localities now have two or three names: the antiquated English name, a transliterated Inuktitut name, and a French name. In our text, tables, and figures, we use the historical names of places, as they appear on the archival documents and in most of the published historical works examined (see Appendix 1 for a synonymy).

As discussed elsewhere (Reeves & Mitchell, 1984, 1987), the term "porpoise" was often used by HBC employees when referring to white whales. Though there is some possibility of confusion with

433

423

Whale Fisheries

The whale fisheries of the present summer (1902) while being an improvement on those of last year, are far from satisfactory. The 'Joy' was sent over to Leaf River, but the catch there was only 11 porpoises, while in this river also 11 were obtained (10 from the nets & 1 killed by an Esquimaux). The gear for the Ungava River fishery is in wretched condition, 9 out of the 18 nets used being unfit for the purpose, they are too old & weak to hold the whales, which go through them at their will. Of the 20 nets at Leaf River, 5 only are really good, the rest are very old, some made as far back as 1845 or 1846; six (6) of them have been brought over to Fort Chimo & this winter I will have them made over again & the mesh reduced to 20 inches: it is now 22 inches, which is found to be too large, as the bigger whales can the easier break them & the small whales can get through; each of the remaining 9 nets as are worth it will be brought over next summer & treated in the same way, & by using the weaker nets as leaders or wings I hope we shall yet make something of a fishery. The whales are still very numerous in both rivers & must play frightful havoc among the salmon at certain seasons.

Salmon Fisheries

The salmon fisheries of this season have commenced very well & as there is no ice in the Bay anywhere near the mouth of the

Figure 2. Notes on "Whale Fisheries" and "Salmon Fisheries" in Ungava Bay, from copy of report on Ungava District to Peter McKenzie, HBC, Montréal, dated Fort Chimo, Ungava, September 1902, by I. A. Wilson. (Courtesy HBC Archives, P.A.M., B.38/b/7, fo. 423).

TABLE II

Data on oil production and whales caught, to determine oil yield per whale in Hudson Strait and Ungava Bay (source: H.B.C., B.38/b/6)

Post	Year	Oil (Imp. gals)	Whales	Average yield (Imp. gals)
Fort Chimo	1886	1908	90	21
Fort Chimo	1887	1824	84	22
Fort Chimo	1888	1872	72	26

narwhals (*Monodon monoceros*), particularly in Hudson Strait, we took all references to "porpoises" in the HBC post journals to mean white whales.

CONVERSION FACTORS

A frequent problem in reconstructing the catch history for cetacean fisheries is that much of the data consists of production figures rather than statistics on the number of animals actually caught. Thus, it becomes necessary to convert amounts of oil or hide to numbers of whales taken. Because body size differs between various populations of white whales, it is preferable to use conversion factors derived from data on the stock being studied. We estimated the average oil yield of white whales in Hudson Strait and Ungava Bay by referring to the few instances in which information on both the number of whales caught and the amount of oil obtained from them was available (Table II). The highest calculated mean yield was 26 imperial gallons (127 L), and we used this figure for conversions. In some instances oil returns were given in "pipes" or "tierces". A pipe generally contained 105 imperial gallons (477 L), and a tierce was a third of a pipe, or 35 imperial gallons (159 L).

Vladykov (1944, p. 67) attributed to W. E. Swaffield of the HBC the unlikely claim that an 8.5-m (28-ft) white whale had been taken in Ungava Bay in June 1929. This would have been an exceptionally large individual, even allowing for the fact that it was probably measured along the curve of the body (if measured at all). Measurements along the curve of the body vary from straight-line measurements parallel to the body axis by only about 6-7% in white whales. Thus, we doubt the veracity of Swaffield's claim. A 4.9-m (16-ft) whale taken at the Koksoak River in 1867 was considered large, yielding nearly 2 tierces (70 imperial gallons or 318 L) of blubber (Finley *et al.*, 1982, p. 46).

Production data for Hudson Strait and Ungava Bay are expressed in pounds of hide more often

than in gallons of oil. The hides normally were split and shipped as "halfskins"; care must be taken in using lists of returns to avoid the mistake of counting halfskins as full whales. The hide of a large white whale, "the largest ever caught at Wolstenholme measuring 22 feet [6.7 m] in length", weighed 67 lbs (30.5 kg) (Finley *et al.*, 1982, p. 52). This weight is consistent with Vladykov's (1944, p. 150) statement that the skin of a large male in the St. Lawrence could weigh up to 70 lbs (32 kg). Vladykov considered 20-40 lbs (9-18 kg) as an average for cleaned and salted hides (both halves combined). The figure of 500 lbs (227 kg) given by Lamont (1861, p. 197) for the weight of a 4.3-m (14-ft) white whale's skin "when packed in casks" probably included all or most of the adhering blubber. The blubber of Hudson Bay white whales weighed about 200-400 lbs (91-182 kg) (Gordon, 1885a, p. 300). To be conservative in estimating catches, we used the high end of Vladykov's estimate, 40 lbs (18 kg), as the average weight of a white whale hide.

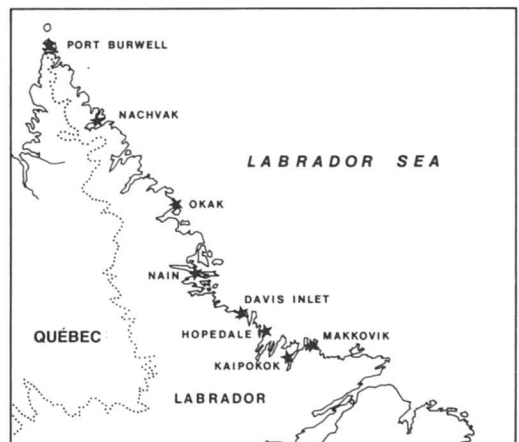


Figure 3. Map of Labrador coast showing place names mentioned in text. Stars indicate sites of Hudson's Bay Company posts.

Results

HUNTING OR "FISHING" METHODS

The organized commercial white whale fisheries in Ungava Bay apparently were conducted mainly by shutting white whales off with nets in embayments, then killing them at low tide, either completely stranded or confined to very shallow water. Gordon (1885a, p. 301) described the technique as follows:

"[The whales] are grounded on the flats, in coves, where the tide rises 15 or 20 feet [4.6 or 6.1 m], or more; and where, by means of trap-nets, they are held in check until the water recedes, leaving them high and dry on the rocks and sand. The process is very simple and inexpensive."

Another contemporary description was provided by Wakeham (1898, p. 73):

"The fishery is always carried on in a river; long heavy nets are rigged out to buoys and anchors from certain favourite points. These nets are sunk, the whales come up with the rising tide; at high water the nets are raised and set out and a certain number of the whales are barred off; at low water the hunters go out in boats or kyacks and despatch them with guns and lances."

Although not mentioned by these authors, driving was frequently involved. Turner (1888, p. 105) referred to the natives "driving white whales into the pound prepared for their stranding at low tide in the Koksoak River." He (Turner, 1894, p. 174) observed that at Fort Chimo, "the Eskimo do the driving and killing, while the Indians perform the labor of removing the blubber and rendering it fit for the oil tanks." The whales generally were skinned and flensed at the whaling station; the blubber and hides were then transported by boat to the post, "some eight miles farther up the river" (Turner, 1894, p. 204). A "short-head spear" was used for killing the stranded or partially stranded white whales (Turner, 1894, p. 247); alternatively, the trapped whales were shot in the shallow water (Low, 1929a, p. 118).

In 1902 it was decided that the mesh size of the whale nets should be reduced from 61 cm (24 inches) to 51 cm (20 inches); 61 cm was "too large, as the bigger whales can the easier break them & the small whales can get through" (H.B.C., B.38/b/7, fo. 433).

Manning (1944, p. 145) stated that white whales (and narwhals) were occasionally harpooned in the autumn "as they swim under and break through young ice just strong enough to bear a man." Some of the whales taken in late fall, particularly at posts along the north side of Hudson Strait

(Tables III, IV and V), were probably caught by this method. Whales apparently were sometimes hunted near Cape Prince of Wales by shooting from shore (Payne, 1888, p. 119).

Finlayson observed in 1831 that the Eskimos of Ungava Bay were adept at hunting white whales from kayaks. He described, on at least one occasion, how two men harpooned a whale in the Koksoak River above the post, then followed it in their kayaks as it swam down the river past the post (Davies, 1963, p. 153; H.B.C., B.38/a/2, fo. 36d). A "dann", or sealskin float, was attached to the harpoon line. The whale was eventually lanced to death and brought ashore to be cut up. The implements traditionally used for kayak-hunting of white whales in the Ungava region were described and illustrated by Turner (1894).

As recently as the early 1940's the natives of Hudson Strait still used kayaks for hunting (Manning, 1944, p. 140) (Fig. 4). During the early 1960's the Inuit of western Ungava Bay used canoes and Peterhead boats to drive or trap white whales in shallow water (Currie, 1968, p. 21). The animals usually were killed by rifle fire, though in earlier times their skulls were sometimes "cleaved" with axes. Whales that were not harpooned sank when dead. Those killed in shallow water could be retrieved with hooks (cf. Turner, 1894, p. 240), but in deep water the loss rate was "high". Currie noted that one large whale out of four shot by the natives during his survey of western Ungava Bay was lost due to sinking. Similar hunting techniques, and associated losses due to sinking, were reported for areas along the south coast of Hudson Strait during the 1950's (Evans, 1958, p. 24) and for the Cape Dorset area during the 1960's (Higgins, 1968, p. 171). Currie (1968, p. 69) also referred to two "experimental" netting projects in the vicinity of Cape Hopes Advance, one by an Inuk and one by a Roman Catholic priest.

RECONSTRUCTION OF CATCH HISTORY, BY AREA

Frobisher Bay

The white whale was once described as "by no means a common animal in southeastern Baffin Island", occurring there "at irregular intervals throughout the year" (Soper, 1944, p. 252). The amount of information available on white whale hunting in Frobisher Bay is unfortunately scant. The whales certainly were hunted by Inuit in the open water at the mouth of Frobisher Bay during the nineteenth century (Hall, 1970, p. 470). A whaling captain told Gordon (1887, p. 63) that white whales were seen "in thousands" in Frobisher Bay, and a fur trade report claimed "Frobisher Bay is generally recognized as the best sealing

TABLE III
Information on white whales, from Lake Harbour post journals

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.430/a/-</i>
3 June 1914	By natives; "large".		1	1,fo.3
ca 8 August 1914	At Beacon Island.		1	1,fo.21
10 August 1914	A "school" in harbor; hunted by Eskimos.	+	2-3	1,fo.21
14 August 1914	A "school" in harbor.	+	3	1,fo.23
4,11 May 1920	"Baling... porpoise hides."			2,fos.2,4
29 June 1920	A "school" in harbor; hunted by Eskimos.	+	1	2,fo.24
30 June 1920	Another "school" in harbor; hunted by Eskimos.	+	1	2,fo.25
1 July 1920	More "schools" in harbor; hunted by Eskimos.	+	2	2,fo.25
21 July 1920	"Unpacking & repacking porpoise hides."			2,fo.32
4,10 September 1920	In seal nets.		2	2,fos.41,43
1 November 1920	"A good few... outside the harbour."	+		2,fo.56
7,9 July 1923	"Packing porpoise hides"; "weighing barrels containing porpoise hides & seal oil."			3,fo.10
30 September 1923	In the cove.		1	3,fo.35
1 October 1923	In the cove.	2		3,fo.36
4 October 1923	Netted.	1		3,fo.36
14 June 1924	"Packing porpoise hides."			4,fo.4
18 June 1924	In harbor.		1	4,fo.5
10 July 1924	Netted.		1	4,fo.10
6 September 1924	"Small"; in a seal net.		1	4,fo.22
15 October 1924	Two shot; 2 in seal net.		4	4,fo.31
2 November 1924	In seal net near post.		1	4,fo.36
1 September 1925	In seal net.		1	5,fo.20
2 November 1926	Seal nets full of holes, "apparently... damaged by white-whales, or sharks."			5,fo.60
5 June 1927	From seal hunt.		2	6,fo.1
17 September 1927		Some		6,fo.21
22,29 September 1927	In seal nets.		3	6,fos.22,24
10 October 1927	Shot by Eskimos; close to post; at least 2000 lbs of fat.		"Several" (4-6+)	6,fo.28
1 November 1927	Four Eskimos came in with "whale hides and fat."		+	6,fo.35
18,19 June 1928	"Weighing" and "baling" porpoise hides.			7,fo.4
11 July 1928	Put through "first quantity of whale oil."			7,fo.6d
11 July 1928	In harbor; "the natives — as a community — shot one of them."	"A bunch"	1	7,fo.6d
12 July 1928			1	7,fo.6d
28 July 1928	In seal net.		1	7,fo.11
27,30 September 1928	In seal nets (2); shot (1).		3	7,fos.20-20d
23 October 1928	Four men brought "whale hide to trade"; taken in "nets supplied them from the Post."		+	7,fo.22d
9 November 1928	Natives brought in more whale hides to trade, taken in HBC-supplied nets.		+	7,fo.24
1 October 1929	Bought from natives "for Dog-Feed."		2	8,fo.10
22 July 1931	In harbor; "a female and young one."		2	9,fo.17
25 September 1931	Shot in harbor by a native.		1	9,fo.44
26 September 1931	Whale taken on 25th cut up on shore; "We had hoped to get a feed for our			9,fo.44

TABLE III (continued)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B. 430/a/-</i>
1 October 1932	dogs, but when everyone had a share, there wasn't much left." Whale hides traded — 4 "(eight ½s)". "Last year they [HBC] refused or discouraged the natives from bringing in Whale Hides, with the result that there has been a falling off in the care taken of them."		4	10,fo.39
6,10,20 October 1932	10½ hides traded.		11	10,fos.39-41
16 March 1933	Men brought "four coalbags of Whale meat" from Big Is.			10,fo.63
8,9 June 1933	"Overhauling Whale Hides."			11,fo.2
14 June 1933	Traded a hide.		1	11,fo.3
10 August 1933	Packing whale hides "for shipment."			11,fo.12
20 September 1933	Native brought in a hide; "hides in much better condition than those brought in last Fall."		1	11,fo.19
5,9,17 October 1933	Natives brought in hides.		3	11,fos.21-23
29 May, 3,13,	Natives brought hides to trade.		7	11,fos.63-70
19 June, 2 July 1934				
12 July 1934	"Baling Whale hides."			11,fo.72
6 October 1938	Shot by native; traded on 8th.		2	12,fo.16
27 October 1938	Hides brought in for trade.		10	12,fo.20
2 November 1938	Hide traded.		1	12,fo.23
27 April 1939	Salting whale hides.			12,fo.67
3 May 1939	"Removing 'muktuk' from porpoise hides and salting hides."			12,fo.69
1 July 1939	Packing whale hides.			12,fo.85
9 August 1939	Packed "one bale of porpoise hides."			12,fo.97



Figure 4. An Inuk, with harpoon and kayak, at Lake Harbour sometime between 1902 and 1927. (Photo from Captain Mack Album, Notman Archives, McCord Museum, McGill University, MP597(206)).

and white whaling ground in southern Baffin Island" (H.B.C., D.FTR/13/1921, fo. 246). Low (1906, p. 274) claimed white whales were "plentiful in the rivers at the heads of Cumberland gulf [Sound] and Frobisher bay." However, we know of no large catches made in Frobisher Bay by commercial whalers, and the six Frobisher Bay post journals available for the period 1920-1939 are almost silent on the subject of white whales: a small quantity (23 lbs or 10.5 kg) of "porpoise hide" was traded in October 1928 (H.B.C., B.411/a/3, fo. 94), and a "whale hide" was traded in early June 1939 (B.411/a/6, fo. 56). One white whale was chased unsuccessfully in the bay on 27 July 1939 (B.411/a/6, fo. 65). In October 1926 a missing net was thought to have been "carried away by a White Whale or some other big Fish" (B.411/a/3, fo. 3). Returns for 1928 included 28 kg (62½ lbs) of porpoise hide; those for 1929, 9.5 kg (21 lbs) (H.B.C., Unclassified Documents, Statistics). It seems clear that there was no organized commercial hunt for white whales in Frobisher Bay during the period covered by available HBC records, even though during this same period the company conducted an intensive drive fishery in Cumberland Sound (Mitchell & Reeves, 1981).

British trading companies other than the HBC occasionally obtained white whale products from natives in Frobisher Bay. For example, the Sablem Company's supply vessel *Rosie* got 16 white whale hides there in 1924 (Mitchell & Reeves, 1981, p. 682).

Some additional information for this area is contained in reports of the RCMP. For example, natives reported that in 1950, 21 white whales were seen, of which eight were killed, during "late fall and shortly before freeze-up" (P.A.C., RG 85, vol. 1084, file 401-2, pt 2). According to reports for other years, few whales were seen in the bay during summer. Most sightings occurred in September and October. The catch statistics shown in Table VI probably under-represent the catch for most years. A "Game Census of Frobisher Bay Eskimos taken in Summer 1958 by Philip Wyatt for Fisheries Research Board" revealed that one hunter had taken 25 white whales, two hunters had taken ten each, and two others nine and eight, respectively (RCMP Game Reports). In all, 85 white whales were taken by Frobisher Bay hunters that year. This much higher figure than those reported for other years may simply

TABLE IV
Information on white whales, from Amadjuak post journals

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.380/a/-</i>
13 June 1922	"Packing porpoise".			2,fo.3
11 October 1922	Seal net.		1	2,fo.16
20 August 1923	Net.		1	3,fo.7
11 September 1924	Seal net; "small".		1	4,fo.17
17 September 1924	By natives at "islands".		2	4,fo.18
4 October 1924	Seal nets; one 18 ft long; "skin was badly eaten by sharks and useless."		2	4,fo.22
15 May 1925	"Packing porpoise".			4,fo.55
10 August 1925	Seal net "carried away by white whales."			5,fo.11
14 October 1925	Net; "young".		1	5,fo.27
12 July 1926	"Women employed cleaning white whale hides."			6,fo.7
10 November 1926	Native saw "large school".	+	1	6,fo.27
8 March 1927	"Salting white whale hides."			6,fo.46d
2 May 1927	"Salting white whale hides."			6,fo.51
23 April 1928	"Salting white whale hides"			7,fo.24
7,11 November 1928	Natives brought "white whale hide to trade."		++	8,fo.13d
30 May 1929	Men arrived from Etinik with white whale hides; "no salt, we shall be forced to feed the hide to the dogs."		+	8,fo.32
30 September 1931	"Salting porpoise hides"; natives brought "a number of porpoise hides to trade."			10,fo.21
5 July 1932	"Tying up Porpoise hide."			11,fo.10
22 October 1932	Etinik natives, apparently in summer and fall hunt.		34	11,fo.37

TABLE V
Information on white whales, from Cape Dorset post journals

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.397/a/-</i>
16 October 1913		2		1,fo.3
17 October 1913	In a net, "small".		1	1,fo.3
11 September 1914	Net damaged by "supposed White Whale".			1,fo.47
17 September 1914	"Several" in harbor; 3 killed but all lost.	+		1,fo.48
3,19,22,30 September, 5,7,14 October 1914	In seal nets.		8	1,fos. 46-51
22-30 September 1914	By <i>Metik</i> crew during walrus hunt.		3	1,fo.50
4 August, 17,30 September 1915	Shot.	4	3	1,fos.85,90,93
18 September, 7 October 1915	Netted.		3	1,fos.90,94
31 July 1916	Netted.		1	1,fo.129
7 August 1916	Shot.		1	1,fo.130
14 August-21 September 1916	Netted.		12	1,fos.130-136
25 September 1916	A "school" in harbor; 3 shot, 2 in nets.	+	5	1,fo.136
27 September, 4 Oct 1916	Netted.		2	1,fos 136-137
4 January 1917	Natives brought a "load of white-whale meat."			1,fo.149
18 July-24 September 1917	Shot and netted.		9	1,fos.171-179
14,20 September 1918	Netted.		4	2,fos.41-42
5 July 1919	Off Stewart Point.		1	2,fo.98
18 July 1919	Shot at but not secured.	2		2,fo.101
8-30 August 1919	Netted.		6	2,fos. 105-109
10-26 September 1919	Netted.		7	2,fos.110-113
10 September - 29 October 1928	Two netted, 2 shot and secured; one shot but escaped. Large school in the bay 21 Oct.	+	5	3,fos.5d-10
4 November 1928	Shot at but not hit.	10		3,fo.11
7 November 1928	Two killed and sank; one floated up and was recovered.	+	1	3,fo.11d
1928	Returned 698 lbs. of porpoise hide.			Unclass. Docs, Bay 1, Shelf 8, "Statistics" folder
1929	Returned 1,138 lbs. of porpoise hide.			Unclass. Docs, Bay 1, Shelf 8, "Statistics" folder
8 November 1934	"...hauling up whale net through the ice."			4,fo.4
16 January 1935	"Our Post cache of whale meat is now finished."			4,fo.23
1 May 1935	"White whales seen at floe", out of range.	+		4,fo.49
4 May 1935	"...hauling home whale net...".			4,fo.49
1 July 1935	"Several white whales and their young came into the harbour and went under the ice. We were able to get one."	+	1	5,fo.8
1-2 July 1935	"Rolling white whale hides for shipment."			5,fo.8
25 July -	Netted, including a large one and a	+	25 +	5,fos.14-29

TABLE V (continued)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.397/a/-</i>
26 September 1935	"baby" on 19 Aug.; tried to drive 4 into a net on 1 Aug.			
18 September 1935	"Hauling nets and salting whale hides."			5,fo.26
27 September 1935	Large school in harbor, several "large" ones killed.		+	5,fo.29
3 October 1935	More whales netted and shot.		+	5,fo.31
11 October 1935	Ran out of salt for whale hides, whales still present "in numbers"; over 4,000 lbs. of salted hides so far this summer — "a considerable increase over the Post catch of last year."	+		5,fo.31
18 October 1935	Netted.		6	5,fo.34
20 June 1936	Put out [whale] net.			6,fo.11
24 June 1936	Netted.		1	6,fo.11
7 September- 7 October 1936	Netted.		12	6,fos20-27
12 September 1936	"Laid out new nets at the mouth of the harbour."			6,fo.21
19 October 1936	"No white whales to be found anywhere and none in the nets. This has been the poorest year for whales for a considerable time."			6,fo.29
27 October 1936	Took up best whale net. In the past, the nets had been left in until after freeze-up, in order to get more ringed and bearded seals. This yr. the ice came into the harbor and then went out again, taking the nets.			6,fo.32
31 October 1936	Chasing "first school we have had in the harbour this Fall."	+	2	6,fo.33
2 November 1936	"Another school of whales came lazily into the harbour."	+		6,fo.34
9 June 1937	No whales or walrus in the straits.	0		7,fo.2
4 July 1937	White whales "around".	+		7,fo.8
6 July 1937	Large school seen and chased in harbor by post employees; 1 wounded and lost by "incoming natives"; whales "escaped under the harbour ice pan."	+		7,fo.9
31 July 1937	Whale net set.			7,fo.14
1 August 1937	Netted.		1	7,fo.15
6 August 1937	Shot by natives in front of post.		2	7,fo.16
21 August 1937	Hide brought in by a native.		1	7,fo.22
25 September 1937	School in harbor; shot at unsuccessfully; "they also missed the net on their way out."	+		7,fo.32
27 September 1937	"Another" school in harbor; one shot by natives.	+	1	7,fo.32
28 September 1937	Two natives "putting another net out in harbour, hoping to catch some white whales."			7,fo.33
30 September 1937	Netted.		2	7,fo.33
31 September 1937	A school in the harbor.		1	7,fo.33
18 October 1937	Netted.		3	7,fo.37
27 October 1937	Nets taken up.			7,fo.39
7 November 1937	Large school in harbor; "we were not successful in getting any."	+	0	7,fo.41
16 November 1937	Shot from the ice, "off the point".		1	7,fo.43

TABLE V (continued)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.397/a/-</i>
6,26 June, 2,7,17 July 1938 8 July 1938	Natives brought "porpoise hides" to trade. "An unusual amount of white whales around this spring, natives reporting quite a few schools... all along the coast, and the staff have seen quite a few off the point of the island opposite the beacon."		+	8, fos3-13 8, fo.11
31 July 1938	Natives arrived from Ikkerashook with "porpoise hide to trade".		+	8, fo.19
13 August 1938	"A school... in the Bay. All the natives downed tools and rushed for their guns. The ensuing barrage took no toll of the whales.... The whales sheered off almost immediately."	+	0	8, fo.27
3 September 1938	Large school in harbor, shot at, none secured.	+	0	8, fo.34
24 September 1938	A school in harbor; "on receiving their usual unhospitable reception they retired again, without casualty."	+	0	8, fo.43
25 September 1938	The post "again visited by white whales."	+		8, fo.44
1 October 1938 19 October 1938	Natives from camps brought "whale hide to trade".	+	+	8, fo.46 8, fo.51
8 November 1938	A school in the Bay, "with their customary recklessness of their own safety, but withdrew unscathed."	+	0	8, fo.56
14 March 1939	"Russell got in touch with Cape Smith... by radio to make some inquiries about the size of mesh for seal and whale nets, from Arthur Broomfield... is very knowledgeable on these matters."			8, fo.84
15 July 1939	"Some... came into the open water and natives pursued them until late."	+		9, fo.10
4 August 1939 18 August 1939	From nets so far; hides removed. Salting hides. "Native women removed the muktuk.... These hides have been exposed to the sun for several days and the muktuk removed very easily. Rain apparently is harmful to the skin when it is in the stage of deterioration for removing the muktuk, as these skins were inclined to be dry and crinkly, inquired as to the reason of this, and the natives informed me it was due to the rain of a few days ago."		2	9, fo.18 9, fo.25
7 September 1939 11,13,15 September 1939	Netted A school in harbor; shot by natives.		2 4	9, fo.33 9, fos35-36
19 September 1939	Netted.		2	9, fo.37
24 September 1939	Large school in harbor; one netted, one shot.	+	2	9, fo.39
26 October 1939	Netted. Women "busy removing the muktuk from the whale hides."		1	9, fo.41
27 October 1939	"Salted porpoise skins."			9, fo.41
30 September 1939	"The nets in the harbour are requiring constant attention these days, as		7	9, fo.42

TABLE V (continued)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.397/a/-</i>
3 October 1939	the white whales are coming into the harbour in large schools." Natives arrived with a white whale to trade.		1	9,fo.45
16 October 1939	Native brought "a few porpoise hides... procured from his net."		+	9,fo.49
2 November 1939	Native from a camp brought "some porpoise hides to trade."		+	9,fo.56
12-15 June 1940	Women "removing the muktuk from porpoise hides and placing them in salt."			10,fo.5
19 August 1940	"The first school... this season... came in the harbour." Men "gave chase but lost sight of them in the open sea." Put out a net.	+	0	10,fo.33
13 September 1940	In harbor, "but didn't go near the net."	2		10,fo.41
18 September 1940	Natives left "after trading porpoise hides."		+	10,fo.42
24 September 1940	School in harbor.	+	1	10,fo.43
28 September 1940	In harbor; "as we had beached the 'Ivela' [a boat] we could not go after them."	+		10,fo.45
29 September 1940	"Many" in harbor; "schools of over 50 circled the cove. There must be killer whales outside to drive so many white whales into our harbour."	50 +		10,fo.45
8 October 1940	Netted.		2	10,fo.49
8 October 1940	Boat arrived from a walrus hunt at Salisbury I., having taken "some" white whales.		+	10,fo.49
10 October 1940	Netted; "small".		2	10,fo.50
28 October 1940	Netted; "small".		2	10,fo.56
21 November 1940	Netted.		1	10,fo.63

be due to the fact that a relatively complete survey of hunters was conducted in 1958. The standard RCMP game report for 1958-59 indicates that only about ten white whales were killed per year by Frobisher Bay natives.

White whales are present in May and June in the general vicinity of Resolution Island, just outside Frobisher Bay (Markham, 1875, p. 45; Allen & Conover, 1977, Fig. 4-12). Several hundred were seen at the head of Frobisher Bay on 23 August 1977, with a "minimum estimate" of 240 animals present (Allen & Conover, 1977, Fig. 4-3, p. 4-13). Fewer whales were seen during aerial surveys in June and September 1977 (Allen & Conover, 1977, Figs. 4-3, 4-4). Richard & Orr (1986) plotted positions and areas of sightings made in recent years off southeast Baffin Island and discussed some of the evidence concerning

the possible relationships between the whales summering at the head of Cumberland Sound and those occurring in Frobisher Bay. A white whale was killed in Cornelius Grinnell Bay, roughly halfway between Cumberland Sound and Frobisher Bay, in July 1861 (Hall, 1864, vol. II, p. 37), and another was seen in Lupton Channel, just outside Frobisher Bay to the north, in August 1861 (Hall, 1970, p. 321). Smith *et al.* (1979, p. 17) examined an old male white whale killed on 30 July 1978 and reported (p. 21) that, according to Inuit hunters, white whales move north along the coast of Hall Peninsula, "sometimes passing through Anderson Channel early in the year, after or before the fast ice is completely dispersed". According to Richard & Orr (1986), Frobisher Bay hunters believe the white whales they hunt during spring and fall are a part of the summer concentration in Cumberland Sound. Sightings data can be interpreted as supporting this belief (see *ibid.*,

TABLE VI

White whale catches reported in RCMP game reports (and other sources as noted)

Year	Frobisher Bay	Lake Harbour	Cape Dorset
1953-54	15	—	—
1954-55	20 ¹	—	—
1955-56	—	—	—
1956-57	5	—	—
1957-58	5-6	8-9	150 + ²
1958-59	85	7	35
1959-60	5	0	15
1960-61	—	—	—
1961-62	—	10	—
1962-63	2	13-14	14
1963-64	—	5	10-15 ³
1964-65	15	20	—
1965-66	15	20	—
1966-67	18	12	15
1967-68	17	9	8
1968-69	—	10	10
1969-70	—	10	5-6
1970-71	—	10	0
1971-72	—	—	2
1972-73	—	—	—
1973-74	—	75 ⁴	—
1974-75	10 ⁵	20 ⁴	12 ⁵
1975-76	10 ⁶	41 ^{4,6}	10-12 ^{1,6}
1976-77	0 ⁷	27 ⁷	7 ⁷
1977-78	5 ⁸	3 ⁸	21 ⁸
1978-79	2 ⁹	35 ⁹	7 ⁹
1979-80	18 ¹⁰	12 ¹⁰	43 ¹⁰
1980-81	44 ¹¹	16 ¹¹	1 ¹¹
1981-82	22 ¹²	4 ¹²	3 ¹²

¹ Meldrum (1975:95)² Incorrectly reported as narwhals by Mansfield *et al.* (1975) and Mitchell & Reeves (1981).³ At least 4 in June 1963 (Higgins, 1968: 208)⁴ MacLaren Atlantic Ltd. (1978: Table 4-5)⁵ Mitchell (1977: 75)⁶ Mitchell (1978: 98)⁷ Mitchell (1979: 113)⁸ Mitchell (1980: 149)⁹ Mitchell (1981: 178)¹⁰ Mitchell (1982: 168)¹¹ Loch (1983: 201)¹² Goodman (1984: 671)

Figs. 8a-f), although the reciprocity in seasonal occurrence between the two areas is not clearcut.

Lake Harbour

White whale hunting was formerly a regular feature of native life along the southern coast of Baffin Island from Thompson Island in the east to Markham Bay in the west (Kemp, 1976). The hunting range of the Lake Harbour people diminished between 1964 and 1976. Whales were no longer hunted near Thompson Island, and Markham Bay was "no longer used at any time

of the year because of the abandonment of permanent winter villages there". Markham Bay was formerly the site of an important winter and spring floe-edge hunt. A RCMP officer who visited Eetinik camp on the southeast side of Markham Bay in February 1929 found that the nine or ten Inuit families there "had been fairly successful in getting seal and white whale" (Starnes, 1930, p. 85). Other RCMP reports covering the years 1939-1944 indicate that white whales were generally more abundant in the district during the fall than during the spring and that effort and catches were modest

(less than *ca* 10) (P.A.C., RG85, vol. 1045 file 540-3, pt 3-C). White whales were still hunted recently in many parts of North Bay, at the floe edge in late winter and spring, and in the bays and inlets inshore before freeze-up in the fall (Kemp, 1976). According to Graburn (1963, p. 17), white whales (and walrus, *Odobenus rosmarus*) "are relatively rare now, and do not form the mainstay of the Fall/Winter economy as they used to, some fifty and more years ago." Hunters from Lake Harbour believe the whales they see during fall are coming from western Hudson Strait, since white whales are usually reported at Cape Dorset before they arrive at Lake Harbour (Richard & Orr, 1986). There is nothing in the HBC records (Tables III, V) or the recent sightings data mapped by Richard & Orr (1986, Figs. 8a-f) to contradict this belief.

The HBC post was established at Lake Harbour in 1911. Comments in the post journals indicate fairly frequent appearances by white whales in the harbor from mid-June to mid-August (Table III). A "female and young one" were taken there on 22 July 1931. There was also an important fall hunt both in and outside the harbor, starting in

September and lasting until early November. A few whales were taken in seal nets in most years; others were taken by direct hunting. At least 10-20 whales were taken in some years in the Lake Harbour vicinity, judging only by entries in the post journals. Additional data on Lake Harbour whale catches from other sources suggest that 20-30 white whales were sometimes taken (Tables VI, VII; Graburn, 1963, p. 8). It is not clear whether the high reported catches in 1973-74 (75) and 1975-76 (41) represent improved reportage, increased whale availability, or intensified hunting effort.

Soper's (1944, p. 252) observations in the Lake Harbour district in 1931 demonstrate the incompleteness of the HBC post journal records. He reported sightings at the floe edge near Beacon Island in late February, a small herd seen and two whales killed in May, and two seen and one killed in the harbor on 7 July. None of these events is mentioned in the post journal for 1931.

Amadjuak

Although Soper (1928, p. 75) reported white whales to be scarce in Amadjuak Bay, MacBrien

TABLE VII

Data on whale catches and product returns at Lake Harbour (LH) and Cape Dorset (CD)

Date	White whales taken ¹		Whale oil		Whale or "porpoise" hides		Source
	LH	CD	LH	CD	LH	CD	
Outfit 1912	1				2 halfskins		H.B.C., B.368/b/2, fo.25
Outfit 1911	3				6 halfskins		H.B.C., B.368/b/2, fo.26
Summer 1913	1				2 halfskins		H.B.C., B.368/b/2, fo.176
1927	6	69	3bbls		29[lbs]	2,778[lbs]	H.B.C., Unclassified Docs, Statistics; Development Dept., Oil 1925-30
1928	24	41			952[lbs]	1,625[lbs]	H.B.C., Unclassified Docs, Statistics
1929	24	80			954[lbs]	3,193[lbs]	H.B.C., Unclassified Docs, Statistics
October 1935	13 ²						P.A.C., RG85, vol. 1045, file 540-3, pt 3-C
Outfit 268 (1938)	9				350[lbs]		H.B.C., Unclassified Docs, Eastern District Post Records, Ungava-Labrador
Outfit 269 (1939)	34				1354[lbs]		"
Outfit 270 (1940)	2				90[lbs]		"

¹ Estimated from product returns, except as noted.

² By natives at Icy Cape; hides traded; meat and fat cached.

(1933, p. 99) described them as "very numerous" there during the period 19 March-13 April 1932. The HBC post opened at Amadjuak in 1921. Post journals demonstrate that whales were occasionally caught in seal nets at Amadjuak and that hides were traded from local Inuit reasonably frequently (Table IV). The catch of 34 at Etinik, an outlying camp, in 1932 may have been exceptional. The dates of observations and catches suggest a peak in availability from August through early November.

Cape Dorset

Soper (1944, p. 251) described the white whale as "by far the commonest cetacean about Foxe Peninsula". However, he considered it much less abundant inshore here than it was in Cumberland Sound. Cape Dorset hunters formerly hunted white whales as far east as Markham Bay, in an area "just west" of Cape Dorset, and off the north shore of Salisbury Island (Kemp, 1976). By the mid 1970's their efforts were limited to "a narrow zone just east of Cape Dorset, from Andrew Gordon Bay to Chorbak Inlet." A spring floe-edge hunt and a fall open-water hunt took place close inshore.

White whales were taken regularly in the Cape Dorset district from the opening of the HBC post in 1913 (Tables V, VI). The season lasted from July to November. Soper (1944, p. 251-252) suggested that the whales came into the harbor especially in August and September; in 1928 small groups continued to appear there until 20 November, by which time freeze-up was nearly complete. In addition to being shot and harpooned, white whales were taken in nets set for seals as well as in nets set specifically to catch whales (e.g. Manning & Macpherson, 1949, p. 129). The highest catch documented for one year in the post journals is 34 + taken in 1935. That year more than 1,818 kg (4,000 lbs) of salted whale hides were returned at the post. At 18 kg of hide per whale, this amount of hide would represent about 100 whales.

Large catches of narwhals have been reported for some years at Cape Dorset (e.g. 100 in 1966, 73 in 1967; Mitchell & Reeves, 1981, p. 654). In at least 1967, the presence of killer whales (*Orcinus orca*) in Hudson Strait was viewed as the probable cause of the exceptional inshore availability of narwhals (Higgins, 1968, p. 153). A catch of 150 narwhals was erroneously assigned to Cape Dorset for 1957 by Mansfield *et al.* (1975, Table 1) and Mitchell & Reeves (1981, Table 3). There were, in fact, 150 white whales, and no narwhals, reported as caught at Cape Dorset that year (RCMP game reports).

Wolstenholme and Ivujivik

The HBC post called Wolstenholme (or unofficially Erik Cove) was established in 1909 near the head of Erik Cove (Fig. 5). This post was closed in 1947, and a new post opened at Ivujivik, just southwest of Digges Sound. Seasonal hunting camps were still occupied by the Ivujivimmiut in the vicinity of the old Wolstenholme post as recently as 1970 (Roy, 1971).

White whale hunting apparently has always been an important activity of the native population on the northwest corner of the Ungava Peninsula. In 1885 the inhabitants of a "very ancient Eskimo camping ground" near Nuvuk Point were said to subsist on white whales and other game (Bell, 1886, p. 11DD). An HBC official remarked in 1911 that "porpoises, foxes and bears have been plentiful enough here [at Wolstenholme] the past two years to justify us remaining if we had the trappers" (H.B.C., A.74/20, fo. 66). During the 1950's (Evans, 1958, p. 24) and 1960's (Roy, 1971) about 60 white whales were taken per year at Ivujivik. In some years as few as 10 or as many as 300 whales were caught. Well over 100 were taken or traded at Wolstenholme in 1916 (H.B.C., B.368/a/4). Wolstenholme returned 190 halveskins (thus, at least 95 whales taken) in 1921 (H.B.C., A.95/94). The hunting season, according to Roy (1971), consisted of two peaks, one from mid-April to July, the other from late September to early November. He considered the second half of June and the middle of October to be the most productive periods.

Data from Wolstenholme post journals indicate white whales were available at least sporadically in all months except December (Finley *et al.*, 1982, Appendix 3; Table VIII). These records suggest whales were as frequently available during August as during any other month except September or October. The presence of some white whales offshore in mid-September is demonstrated by



Figure 5. Wolstenholme post during the early twentieth century. (Photo from Captain Mack Album, Notman Archives, McCord Museum, McGill University, MP597(112)).

TABLE VIII

Information on white whales, from Wolstenholme post journals (See Appendix 3 of Finley *et al.* [1982: 51-52] for additional data extracted from this set of journals through 1922)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.368/a/-</i>
20 September- 6 November 1909	From "seal nets"; "a large one ... measured 13½ ft".		6	1, fos3-10
5-26 September 1910	From nets; not 6 as reported by Finley <i>et al.</i> , p. 51.		8	1, fos39-41; 2, fo.23
29 October 1910	Found washed ashore.		1	2, fo.5d
9 September 1911	To date this season, in nets.		9	2, fo.27d
12 September - 18 October 1911	From nets; an additional 4 broke through nets and were lost.		21	2, fos28-30d
12 October 1911		+		2, fo.30
3 August 1912	E of post.	+		3, fo.6
4-28 September 1912	From nets or shot; not 8 as reported in Finley <i>et al.</i> , p. 51.		19	3, fos9-11
1-9 October 1912	From nets.		10	3, fos12-13
13 March 1913	Natives returning from Digges Is.		2	3, fo.33
4-25 August 1913			15	3, fos51-53
1-20 September 1913	In addition, 2 were lost, at least one of them dead.		7	3, fos54-56
31 August 1914			1	3, fo.91
2 September 1914	"A great many" at mouth of harbour.	+		4, fo.1
6 October 1914	"Plenty" reported "over at the islands".	+		4, fo.5
3 May 1915	By a native.		1	4, fo.24
2 October 1915	"Traded some porpoise".		+	4, fo.39
4-6 October 1915			2	4, fo.39
1 November 1915	Two native arrivals, traded "a few".		+	4, fo.42
10 February 1916	"Koomuk killed a white whale last week, which is surely very early for them".		1	4, fo.49
24 April 1916	Men arrived from camp with 1 whale. "Koomuk also came in with some porpoise which are said to be now very plentiful."		1+	4, fo.54
5 May 1916	Traded.		+	4, fo.55
12 May 1916	"Koomuk arrived ... with news of many porpoises over his way" [= "the islands"].	+		4, fo.56
15 May 1916	Two more natives arrived "with loads of whales"; others with 2 whales.		4+	4, fo.56
3 June 1916	Traded 13½ porpoise hides.		14	4, fo.58
23 July 1916	"While walking along shore today we seen one porpoise in #1 net i.e. Bear Cove net & in #2 net 3 live porpoise... We also seen quite a few ... swimming all around our nets."	+	4	4, fo.62
5-26 September 1916	Eight (rather than 3) taken and 32 (rather than 22 — Finley <i>et al.</i> , p. 52) traded.		40	4, fos66-68
8 December 1916	Traded 11 porpoise hides.		11	4, fo.74
22 June 1917	In harbor, "the first this spring."	5		4, fo.88
16 August 1917	"Young Blue porpoise".		1	4, fo.92
18 August 1917	"Black porpoise", from net.		1	4, fo.92
4 September 1917	"Entirely lost a school of porpoise..."	+		4, fo.94
25 September 1917			1	4, fo.96
4 October 1917	During walrus hunt at Digges Is. 1-4 Oct., "plenty of whales" seen "outside where they seem to stay as we have not seen a sign in here	+		4, fo.97

TABLE VIII (continued)

Date	Comments	No. seen	No. taken	B.368/a/-
8 October 1917	this last month or more."			
22 October 1917	Many in the strait.	+		4,fo.97
	Natives report "porpoise ... more plentiful than any of them have ever seen at the islands."	+		4,fo.98
6 November 1917	Traded hides.		8	4,fo.100
24 September 1918	Traded hides.		+	4,fo.125
1 October 1918	Three lost (rather than caught — Finley <i>et al.</i> , p. 52) at nets.		?	5,fo.2
15 July 1919	"Porpoise plentiful over there at islands."	+		5,fo.44
20 October 1919	In harbor.	2		5,fo.59
28 October 1919	Native reports "poorest year he has seen for whales and seals in this harbor."			5,fo.61
31 October 1919	Natives report whales as plentiful; some hides lost from a boat.	+	+	5,fo.62
27 November 1919	Some porpoise hide brought to post.		+	5,fo.67
6 April 1920	Natives arrived with some porpoise hide.		+	5,fo.86
19 April 1920	Natives arrived with some [porpoise?] hide.		+	5,fo.88
18 May 1920	"We have a lot of porpoise here and no salt to pack them...".			5,fo.93
21,26 May 1920	Natives arrived both days with "some porpoise".		+	5,fos93-94
27 May -	Employees preparing porpoise hides.			5,fos94-96
2 June 1920				
4 June 1920	Traded some porpoise hides.		+	5,fo.97
7-25 June 1920	Natives arrived with porpoise hide.		+	5,fos97-100
1st week	Employees preparing porpoise hides.			6
July 1920				
31 July 1920	First whale of season, in net.		1	6,fo.10
6 August 1920	"A large school" in harbor.	+		6,fo.11
19 July 1921	Nets tended in Bear Cove.			7,fo.5
30 September 1921	Netting finished for season.			7,fo.17
6 October 1921	Nets back in water, but "not a sign of whale at present and it looks pretty badly for our dog feed this winter."			7,fo.19
9 January 1922	At floe edge.	+		7,fo.32
9 March 1922	Killed at floe edge but not secured.		(2)	7,fo.42
27 April 1922	Hunters brought in "small pce of whale".		1	7,fo.50
27 July 1922	"Set first whale net".			8,fo.10
12 August 1922	"Aoudlak Bringing too Whale Net."			8,fo.12
25 August 1922	Whales seen but not secured.	+		8,fo.16
14 September 1922	"People are getting a few whales ... now" at Cape Smith outpost.		+	8,fo.21
15 September 1922	One white whale killed.		1	8,fo.21
19 September 1922	Native hunter "out of cartridges and whales are plentiful over there."	+		8,fo.22
21 September 1922	Eight or more hunters arrived "with a couple of whale hides each."		16+	8,fo.22
23 September 1922	Two men arrived with "a few whale hides".		+	8,fo.23
27 September 1922	Whales nets taken up.			8,fo.24
11 October 1922	"Plenty of whales" at Cape Smith.	+		8,fo.27
13 October 1922	Men traded "some porpoise about (500#)."		+	8,fo.28

TABLE VIII (continued)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.368/a/-</i>
1 March 1923	Native left for floe edge to get "the Porpoise [he] killed last night" — unsuccessful.		1	8,fo.55
7 July 1923	A "school" came in, 2 killed but 1 sank.	+	2	9,fo.10
6 August 1923	Natives at Evoogivik Outpost.		2	9,fo.18
3-22 September 1923	From nets.		4	9,fos26-30
28 November 1923	"Only a few" at local camps.	+		9,fo.41
8 May 1924	Men salting and cleaning porpoise hides.			9,fo.74
1 June 1924	At camps, "whales are plentiful"; Lucas was there 4 days and killed 3.	+	3	10,fo.1
11 June 1924	Returns for 1924 baled, including "85 lbs Porpoise".			10,fo.3
13 June 1924	People at camps "doing very well with whales ... having killed twelve since the last crowd of people were here."		12	10,fo.4
19 June 1924	Men put "whale net" out, saw "lots of whales & picked up one dead one, with a young one inside which was about 5 ft long."	+	1	10,fo.5
23 June 1923	Women cleaning porpoise hides; traded 25 porpoise hides with arrivals of 21 June.		25	10,fo.6
1 July 1924	Natives returning from walrus hunt.		1	10,fo.8
9 July 1924	Large, from net.		1	10,fo.10
11 July 1924	"In the harbor in great numbers..., they fired some ctogs ... but ... never killed a whale."	+	0	10,fo.10
12 July 1924	In net, but could not secure.		1	10,fo.10
14 July 1924	Ca 10 natives arrived, "nearly all had some porpoise Hides to trade."		+	10,fo.11
16,31 July 1924	From net.		2	10,fos11,14
22 September 1924	Traded a "few" porpoise hides. "Plenty of whales to be had if we would supply the cartridges. They would like the ammunition for nothing, and trade their skins when they kill them."	+	+	10,fo.25
27 September 1924	"Numerous here in the Harbor." Natives killed 2, "the rest of us wounded 11 ... tried to get a couple were sunk, but water is too deep."	+	2	10,fo.27
2 October 1924	From net — had been there for ca 4 days. "Owing to it being in the net, so long, the Hide is worthless" — cached at beach.		1	10,fo.28
5 February 1925	At floe edge; not secured as ice broke off and "took it away".		1	10,fos53,54
31 May 1925	Returns for 1 June 1924 to 31 May 1925 include "1,898 [pounds?] Porpoise".			10,fo.78
8 June 1925	"Coopering barrels in oil shed for porpoise."			11,fo.2
10 July 1925	Natives "report porpoise in Plenty in their Place".	+		11,fo.9
17 July 1925	Natives again report "a lot of Wales"; 11 killed. "Everybody out of ammunition now."	+	11	11,fo.11

TABLE VIII (continued)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.368/a/-</i>
25 September 1925	In harbor.		5	11,fo.23
4 October 1925	Native at one camp "had killed about 40".		40	11,fo.24
1st week June 1926	Shot at a native camp.		7	12,fo.3
26 July 1926	Cleaning whale hides.			12,fo.10
2 August - 12 September 1926	From nets.		5	12,fos11-19
2 June 1927	Weighing porpoise hides.			13,fo.1
9 June 1927	"Young" at floe edge; another shot but it sank.		1	13,fo.3
20 June 1927	Native arrived with "quite a few Porpoise hides."		+	13,fo.5
14 July 1927	First of season in harbor.	3		13,fo.12
16 July 1927	Shot and fed to the dogs.		1	13,fo.13
24 August 1927	Native arrived from Evoovivik with "a few Porpoise Hides".		+	13,fo.21
15 September 1927	Men left for Evoovivik "to carry on the Whale fishing for a few weeks."			13,fo.26
16 September 1927	Men returned from Evoovivik with "a few Porpoise Hides" to trade.		+	13,fo.26
1 October 1927	Men carrying porpoise hides from boat (<i>Ukpa</i>) to oil store.		+	13,fo.29
6 October 1927	Unloading whale meat from <i>Ukpa</i> .			13,fo.30
21 October 1927	White whale washed ashore at Fox Cove; dogs ate part, the rest cached.			13,fo.33
30 April 1928	Men arrived with "a bit of Whale meat."		+	13,fo.70
2 May 1928	Small, at floe edge.		2	13,fo.70d
6,7 June 1928	Natives arrived with some porpoise hides.		+	14,fo.1d
3 July 1928	"Large Shoal" in harbor.	+		14,fo.4
10 August 1928	"Young", from net at Bear Cove.		1	14,fo.7d
16 August 1928	"Small", in net.		1	14,fo.8d
25 October 1928	In net.		1	14,fo.16d
30 October 1928	Whales "have completely disappeared from around here."			14,fo.17
25 November 1928	Ivoovivik people "unsuccessful in getting a good supply of meat for the winter owing to the scarcity of Whales Seals & Walrus."			14,fo.19d
11 May 1929	Whales "coming around now"; first whale hide of season traded. Natives hoping to "get lots of whales so they can sell the hides to buy cartridges". Whales "scarce".	+	1	14,fo.36
30 May 1929	Native brought "a few" porpoise hides to trade; whales reported to be "very scary".		+	14,fo.38d
10 June 1929	Baling porpoise hides.			14,fo.40d
11 June 1929	"A few" porpoise hides traded; whales "plentiful" at Ivoovivik.	+	+	14,fo.41
17 June 1929	Natives report "a scarcity" of whales at Ivoovivik.			14,fo.41d
27 June 1929	1 large, 1 small.		2	14,fo.43
26 July 1929	Natives.		1	14,fo.46
2 August 1929	"We have now got thirty eight Porpoise Baled for shipment; for this Outfit" [shipped on <i>Nascopie</i> this month].			14,fo.46d
5 August 1929	Packing porpoise hides.			14,fo.47
17 August 1929				14,fo.48d

TABLE VIII (continued)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.368/a/-</i>
4 June 1933	Whales "not being got by the natives".			15,fo.1
17 June 1933	"Some white whales round so the natives should be getting some fresh meat."	+		15,fo.4
27 June 1933	Natives made "a good killing of young white whales" at floe edge.		+	15,fo.7
20 August 1933	No whales killed at Eevoyevik camp "since the natives returned there" after <i>Nascopie's</i> visit.		0	15,fo.20
11 June 1935	"Got the whale nets which were being made back from the natives...". Spread them out to dry.			16,fo.3 [2nd]
27 September 1938	"Whales have been killed" at "the camp".		+	17,fo.21
13 October 1938	Native, taken from his net "lately" — "apparently he is the only one, who has got anything ... for some considerable time."		6	17,fo.23
6 May 1939	Natives "hope to get a few whales soon as plenty have been seen, but they have been unable to get them, due to the heavy ice."	+		17,fo.48
12 May 1939	Native killed a whale, "which the remainder of the population quickly helped to dispose."		1	17,fo.49
5 June 1939	Natives report "a good floe down their way now, so they should get a few whales". Muktuk brought to post.		3	17,fo.1 [2nd]
11 July 1939	In last few days between Wolstenholme and Sugluk.		1	17,fo.6 [2nd]
7 August 1939			2	17,fo.10 [2nd]
10 August 1939	"If we had had a whale net, we would probably have been richer by a few whales, as a school came into the harbour."	+		17,fo.10 [2nd]

sightings in the harbor at Port de Boucherville, Nottingham Island (Gordon, 1887, p. 50). During their seabird studies in 1979-1982, Gaston *et al.* (1985, p. 21) saw white whales frequently in Digges Sound in June; "few were recorded after the end of June." They sighted about 60 between Digges Sound and Ivujivik on 16 April 1982.

The white whale hunting grounds of the Ivujivimmiut, as mapped by Roy (1971, p. 517), included Erik Cove and Ivujivik Bay as well as coastal areas around the Nuvuk Islands and Nauja Island and north from Aulassivik Point (also see Evans, 1958, map following p. 20). HBC records suggest whales were seen regularly in Erik Cove and at the Digges Islands, as well as at outlying camps, including one at Ivujivik. Rowland (1963, p. 215-

216) described a site at the head of Erik Cove where he witnessed a white whale hunt:

"...there was a steep-walled gulch through which a little stream from the high tundra entered the Cove. At low water this was a mere trickle, but when the tide rose the lower reaches of the stream became a small inlet, fifteen or twenty feet [4.6-6.1 m] deep. Into this sanctuary one morning there swam a school of belugas ... to escape a pair of savage killer whales."

Natives, some in kayaks and others on shore, attempted to trap the whales in this inlet. One whale was secured; the rest escaped. This site may be the one meant in the Wolstenholme post journal entry for 20 October 1911, when a seal

net was shifted from the cove to the gulch below "as that seems to be the best place for porpoises" (H.B.C., B.368/a/2, fo. 30).

South side of Hudson Strait

White whales contributed significantly to the subsistence of the Tahagmyut, who dwelt along the coast from Mosquito Bay north and eastward to Ungava Bay (Turner, 1888, p. 103). Low (1906, p. 274) noted that "many [white whales] are killed annually by the natives along the south shore of Hudson strait." Payne (1888, p. 119; 1889, p. 215) observed during a visit to Cape Prince of Wales that the white whale "forms a large part of the Eskimo's food, and is eagerly hunted by them." Natives camped near Fisher Bay, just west of Wakeham Bay, during late July 1897 were found

to be engaged in white whale hunting "for their winter's supply of oil" (Low, 1899, p. 11L, 85A).

The Stupart Bay HBC post was established in 1914, and available journals cover years through 1938 (H.B.C., B.484/a/1-13). As many as 40 or more whales are mentioned as having been taken in one year (1917) (Finley *et al.*, 1982, p. 52-54; Table IX). However, judging by the amount of porpoise hide returned at this post in 1927-1929 (Table IX), the journal entries likely under-represent by a large factor the actual number of whales caught and traded. The 2,705 kg (5,950 lbs) of hide returned in 1929, for example, would represent close to 150 whales caught (at 40 lbs per whale). In 1921 Stuparts Bay returned 95 halveskins (meaning at least 48 whales taken) (H.B.C., A.95/

TABLE IX

Information on white whales, from Stuparts Bay post journals (See Appendix 4 of Finley *et al.* [1982: 52-54] for additional data extracted from this set of journals)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.484/a/-</i>
26 October 1915	Last of whale nets taken up for season.		2	1,fo.37
13 May 1916	Natives trade 1 porpoise hide.		1	1,fo.57
19,20 July 1916	Natives trade "some" porpoise.		+	1,fo.63, 64
27 July 1916	Natives arrived with "some whole whales on board"; had to "wait for high tide before unloading."			1,fo.64
28 July 1916	Whales reportedly "very plentiful now"; natives brought in "three whole whales and quite a number of hides and some fat".		3+	1,fo.64
2,9 August 1916	Natives traded "some" porpoise and fat.		+	1,fo.65
21 October 1916	Boat arrived "with a few porpoise".		+	1,fo.72
21 November 1916	Natives brought "a few porpoise".		+	1,fo.74
26 November 1916	Traded.		2	1,fo.75
22 June 1917	Traded first porpoise of year.		1	1,fo.92
23 June 1917	Traded.		1	1,fo.93
10 July 1917	Killed in Stuparts Bay.		10	1,fo.94
28 July -	As in Finley <i>et al.</i> , but minimum secured catch was 15 whales.		15+	1,fos95-100
26 September 1917	One skin traded; "the whales are beginning to come around."			
23 May 1918	"There are no whales or seals."	+	1	1,fo.124
17 September 1918	Traded.			2,fo.4
17 October 1919	Traded.		5	2,fo.43
18 September 1922	"Salting porpoise hides".			4,fo.13
19 September 1922	A "school" of whales in the bay.		+	4,fo.13
20 September 1922	Woman "cleaning whale hide".			4,fo.13
24 September 1922	Whales in the bay.	+		4,fo.14
29 September 1922	"So many whales came in that everyone went whale hunting. Our crowd secured three. R. F. [Revillon Frères] got two in a net."	+	5	4,fo.14
4 October 1922	Nets.		1	4,fo.15
4 November 1922	Traded a hide.		1	4,fo.19
16 December 1922	Traded "small piece of whale meat".		1	4,fo.24

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.484/a/-</i>
23 January 1926	Traded "a whale hide".		1	5,fo.23
22 May 1926	Men "fixing up whale hides."			5,fo.35
1927	Returned 2,733 lbs porpoise hide.		est.68	Unclass. Docs, "Statistics"
1928	Returned 2,670 lbs porpoise hide.		est.67	Unclass. Docs, "Statistics"
1929	Returned, 5,950 lbs porpoise hide.		est.149	Unclass. Docs, "Statistics"
3 July 1930	"No whales as yet."			6,fo.9
14 July 1930	Hides traded (1½).		2	6,fo.12
22 July 1930			4	6,fo.14
27 October 1930	"Lifted both whale nets as the whales seem to have gone now."			6,fo.28
5 November 1931	"One of the whale nets was set down by Revillon's point."		1	9,fo.38
29 December 1931	Washed up dead.		1	9,fo.48
8 October 1932	"Two or three whales made their appearance in the Bay ... a rare occurrence this summer."	2-3		10,fo.30
29 October 1932	Nets.		2	10,fo.35
10 October 1934	Took the white whale out of net (taken 8 Oct).			12,fo.40
26 October 1934	In the harbour.	"Some"		12,fo.45
7 November 1934	"Straightening out seal net which was badly tangled by whales."			12,fo.48
15 November 1934	Lost seal net; "there are probably some whales in it."			12,fo.51
16 July 1938	A native died while "walking along the sea-shore scouting for white whales."			13,fo.9

94). Most of the whales were taken in nets or traded from Eskimos.

According to the journals, white whales usually appeared inshore during the latter half of June or early in July near Stupart Bay, though in one year (1917) they were seen inshore in late May. From July through October whales were at least sporadically available, sometimes in large numbers. Some overwintering is suggested by records for November through January (Table IX). "Porpoises", presumably white whales, were observed on 25 and 30 March 1885 from a meteorological station at Stupart Bay (Gordon, 1885b, p. 50).

Stupart (1886, p. 111) described an area southeast of Stupart Bay, possibly in Diana Bay or near Cape Hopes Advance, as "alive with seals and porpoises" on 27 August 1885 (see Evans, 1958, map following p. 20). At Cape Prince of Wales, one sighting was made on 26 April at the floe edge about 8 km from shore (Payne, 1888, p. 119). "From this time they were often seen

throughout the summer, sometimes singly, but oftener in small schools following the line of the coast." Whales were hunted from kayaks between early June and the end of August (Payne, 1889, p. 215), but they remained available in the area until late October when ice began to form in the bays (Payne, 1898, p. 111).

White whales were taken regularly in nets and by shooting at the Sugluk East and Sugluk West HBC posts between 1925 and 1939, mainly for dogfood but also for their hides (Tables X, XI; Finley *et al.*, 1982, p. 55-56; also see Evans, 1958, p. 12). The highest total catch for one year reported in the journal entries is 21 whales (in 1939 at Sugluk West — H.B.C., B. 486/a/8). Most catches were made in July, though the whale nets were set during September and October. Some overwintering is evidenced by sightings in February and April (Table XI).

During the 1950's average catches were estimated as 80 whales per year at Wakeham Bay

TABLE X
Information on white whales, from Sugluk East post journals

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.485/a/-</i>
14 September 1925	"Adam putting head-lines on whale net."			1,fo.3
18 September 1925	"Adam with other natives putting out whale nets."			1,fo.4
2 October 1925	In net.		1	1,fo.6
11 October 1925	From net.		3	1,fo.7
12 October 1925	"Cutting up whales and putting them on dog-feed scaffold."			1,fo.7
24 October 1925	"Adam who is out hunting dog feed for the Post, have got two whales and one sq flipper to date."		2	1,fo.9
6 November 1925	"Adam left here to-day to bring in whale boat and net."			1,fo.11
3 September 1929	Eskimo "putting the head-line on the Whale-net."			2,fo.1
5 September 1929	Man still "at the whale-net."			2,fo.2
5 July 1931	By Eskimo.		1	4,fo.9

and 50 per year at Sugluk (Evans, 1958, p. 24). In addition, some whales escaped wounded or sank after being killed.

Western Ungava Bay

Taylor (1975) used the unpublished manuscripts of Jens Haven to estimate pre-contact human population densities along the coasts of northeast Labrador, Ungava Bay, and Hudson Strait as far west as Stupart Bay during the second half of the eighteenth century. He speculated that

high-density settlements in northeast Labrador and in the vicinities of Stupart Bay and Diana Bay were made possible by the availability of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) (cf. Payne, 1888, p. 119). Only two areas of Ungava Bay were thought to have been densely inhabited: Leaf Bay (Tasiuyak) and Hopes Advance Bay (Aupaluk). Taylor considered it "reasonable to assume that highly productive beluga hunting could account for high [human] population densities on the lower west coast of Ungava Bay."

TABLE XI

Information on white whales, from Sugluk West post journals (See Appendix 11 of Finley *et al.* [1982: 55-56] for additional data extracted from this set of journals)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.486/a/-</i>
10 September 1931	Native set a whale net belonging to "the opposition" near mouth of inlet.			2,fo.21
16 February 1932	Natives "saw a few whales but didn't kill any."	+		2,fo.49
30 April 1932		3		2,fo.62
4 October 1932	Whale net set at mouth of harbor.			3,fo.28
7 June 1933			2	4,fo.2
5 October 1933	Whale net taken up, "as the cost of operating it is too much, considering the results, which are always nil."			4,fo.12
7 May 1934	Shot.		1	4,fo.58
21 June 1935	Men removing blubber from porpoise hide.			6,fo.3
28 June 1935	Traded some whale meat.		+	6,fo.5
18 July 1935	Men baling porpoise hide.			6,fo.7
6 July 1939		3		8,fo.4
28-31 July 1939	In Ford's whale nets.		5	8,fos8-9

The HBC post journals for Leaf River and Payne Bay contain little useful information on white whales (see "Southern Ungava Bay" section for more information on Leaf River). The catches mentioned in the Leaf River journals were very low (Finley *et al.*, 1982, p. 54; Table XII). Although hunted in July and August, the largest numbers of whales were reported as being seen in late September and October. Payne Bay hunters reported seeing a white whale in March 1939 (H.B.C., B.458/a/4, fo. 65).

In the early 1960's "large herds" of white whales reportedly were present in Leaf Bay and Payne Bay during July or August, and "large numbers" passed Cape Hopes Advance on a northward migration in July and a southward migration in September and October (Currie, 1968, p. 21-23). The whales at Payne Bay were said to arrive in June and remain through September and October. Allen & Conover (1977, Fig. 4-12) saw a few white whales during the third week of June in open pack ice (8/10-9/10 covered) east of Cape Hopes Advance and between Payne Bay and Akpatok Island. Currie (1968) estimated annual catches as 5-25 whales in the Leaf Bay area (p. 52), 5-20 by hunters from Hopes Advance Bay in the Payne Bay area and north (9 in 1961; p. 54), and 40-60 (p. 21) or 50 (p. 69) in the Cape Hopes Advance area; 50-75 whales, all told, in western Ungava Bay per year (p. 21). This catch was said to represent a sharp decline from those made "in the past" using several Peterhead boats to hunt the whales cooperatively in shallow water. Currie (1968, p. 23) considered white whales to be under-exploited in western Ungava Bay and recom-

mended that nets be used to increase the harvest. His assessment contrasts with that by Findlay (1955) during the early 1950's, who noted that while "a few" were taken each summer in Payne Bay (Fig. 6), the local white whale population probably could not support a significantly increased harvest.

The two Diana Bay post journals indicate a few white whales were seen there in August (Table XIII; Fig. 7). The most intensive whaling effort apparently was in September to early November. White whales were taken at least occasionally at the floe edge in February and March. A hunt at Koartak in 1956 is said to have resulted in a catch of 78 whales (Evans, 1964, p. 18).

Some white whale blubber was still used for fuel as recently as the early 1960's on the west coast of Ungava Bay (Currie, 1968, p. 21). Usually, however, the entire carcass other than the muktuk (which was eaten) was used as dogfood. There was a strong prejudice against human consumption of the whale meat.

Southern Ungava Bay

There are various published references, some of them contradictory, to the abundance and distribution of white whales in Ungava Bay in the 1830's, when the HBC post was established at Fort Chimo (Fig. 8). The HBC records (Davies, 1963; some quoted again in Finley *et al.*, 1982, p. 45) indicate that during the 1830's whales were to be found in the George, Koksoak, and Leaf rivers and in Hopes Advance Bay. "White Whale River", situated between the George and South

TABLE XII

Information on white whales, from Leaf River post journals (See Appendix 5 of Finley *et al.* [1982, p. 54] for additional data from this set of journals)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.433/a/-</i>
12 August 1920	Two boats "on their way up the bay whale hunting."			1,fo.3
29 September 1928	By natives. [Not 29 Aug as given in Finley <i>et al.</i>]	Many	2	4,fo.8d
2 October 1928	"All the natives who own boats left to go hunting, most of them after the numerous whale that were reported."			4,fo.9
29 August 1930	Revillon Frères men "left for Koakaluk looking for Whales."			5,fo.3
29 August 1931	"Taking into Store, Whale Nets & other Post equipment."			6,fo.21
9 August 1938	"All [natives] left for Koogalook on a whale hunt."			10,fo.10
20 August 1938	Some of natives who left on a whale hunt 9 Aug returned.			10,fo.12



Figure 6. White whales taken at Payne Bay, year not known. (Photo by T. Crawford, courtesy Hudson's Bay Company, file no. E347.1).

[Koksoak] rivers, was described as "a shallow bay, into which a small river falls, and where the Esquimaux kill whales, they are sometimes left by the tide on the sands" (Davies, 1963, p. 151).

According to George Simpson, writing in 1837 (H.B.C., B.38/b/2, fo. 48):

"The object of establishing Ungava was to open a trade with the Esquimaux inhabiting the coasts of Hudsons Straits Ungava Bay & Labrador which in the articles of Oil, Ivory, Feathers, eider down Foxes and other Furs was expected to become profitable...".

Actually, a major further objective was to open up the interior of Labrador and northern Québec to the fur trade.

Kohlmeister & Kmoch (1814, p. 76) saw a "great number" of white whales in late August

TABLE XIII

Information on white whales, from the one extant Diana Bay post journal (This table should be used in place of Appendix 12 of Finley *et al.* [1982, p. 56].)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.406/a/1</i>
1 August 1938	"Natives shot a white whale and eventually got it after a long chase."		1	fo.4
21 August 1938	"Saw several white whales in the bottom of the harbour."	+		fo.8
4 September 1938	"Palliser working on boat for whale fishery. Departures... for whaling camp."			fo.15
13 October 1938	Men arrived "from whaling camp."			fo.16
18 October 1938	Trip to Cape; "visited whaling camp on the way back. Natives not doing very well with seals or whales, but catching lots of sharks."			fo.17
23 October 1938	"Joseph arrived in from whaling camp report no whales or seals."		0	fo.18
27 October 1938	Arrivals from whaling camp report "only 2 whales & 3 square flippers to date."		2	fo.19
29 October 1938	"Palliser away in oil shed skinning and cutting up whale brought in by _____ from nets."		2	fo.19
7 November 1938	Men arrived from whaling camp — "Report no whales or seals, the worst year ever."			fo.21
18 February 1939	"Alec arrived in with a piece of muk-tuk he killed a whale at the flow yesterday."		1	fo.36
20 March 1939	Eskimos arrived from floe edge — "Killed a white whale but seals are very scarce."		1	fo.40

along the length of the Koksoak River, and they found the George River "abounding" with whales (*ibid.*, p. 58). Finlayson learned from the Eskimos that whales were "not very numerous" in the Koksoak River (Davies, 1963, p. 116). He also heard from a party that visited the George River in July 1831 that the whales were "as numerous in it as in this [the Koksoak]" (*ibid.*, p. 151). The Eskimos told Finlayson white whales were "more numerous" in Hopes Advance Bay than in the Koksoak River.

The earliest known catch or sighting in any one season in the Koksoak River was on 9 June 1884 (Table XIV; Fig. 9). Whales were seen and taken occasionally in the river during the latter half of June, but whaling activities organized by the HBC normally did not begin until July. According to Turner (1894, p. 203-204) the usual starting date was about 12 July. In fact, 12 July was the mean (and median) starting date during the 17 years between 1876 and 1902 for which such information is available in the post journals (Table XIV). It was during July that whaling was most intensive. By early August attention would be redirected toward the salmon fishery, and whaling nearly always ended by mid-August (cf. Turner, 1888, p. 103). The mean finishing date for the 17 years mentioned above was 2 August (median 9 August). There are two records in the post journals of individual white whales being taken during the first week of September. Otherwise, no evidence was found in the historical documents we examined suggesting that white whales occurred in or near the Koksoak River from September through May.

The hunting of white whales on a large scale in Ungava Bay certainly antedated the establishment there of HBC posts. Kohlmeister & Kmoch (1814, p. 60), Moravian missionaries who explored the bay in 1811, described Arvarvik, an island near the mouth of George River, as follows:

"It is covered with the bones of whales, which the Esquimaux catch here in their kayaks. The coast is surrounded by a great number of small low islands, with deep pools between them. Into these the whales stray at high water, and at the ebbing of the tide, are prevented finding their way back again. The Esquimaux then pursue and kill them with harpoons."

It is clear from Kohlmeister & Kmoch's description that the whales being hunted were white whales.

Fort Chimo — 1860's

The HBC post at Fort Chimo was abandoned in 1843 but re-opened in 1866. A fair effort was

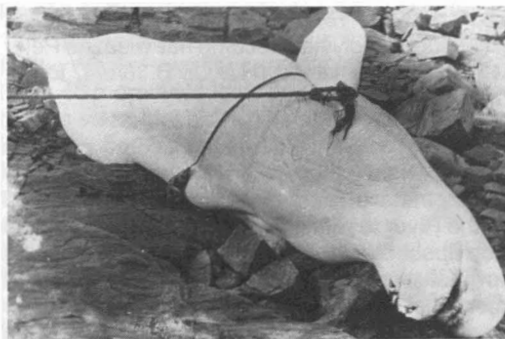


Figure 7. A white whale taken at Diana Bay, approx. 1931. (Photo by P. de Carteret, courtesy Hudson's Bay Company, file no. W-20).

made in 1867 to catch whales. About 15 were netted, and about five were taken by Inuit, presumably with harpoons (Finley *et al.*, 1982, p. 46; Table XIV). At least eight were netted in 1868, and several more were taken by the Inuit hunters. In 1869 only six whales were taken in the nets and a few by the Inuit. The total documented catch during the 1860's (1867-69) was therefore only about 50 whales in the Koksoak River.

Finley *et al.* (1982, p. 16) stated that only 113 whales "were reported as being taken" during the 14-year period 1867-1880. However, combining the data from their Appendix 1 and our Table XIV, the total secured catch for this period is shown to have been substantially greater than 200 whales, at least twice that indicated by Finley *et al.* (see below).

Fort Chimo — 1870's

The 1870's were marked by repeated frustrating attempts to catch whales in the Koksoak River using netting and driving techniques (see Finley *et al.*, 1982, p. 48; Table XIV). Some blubber and oil were brought from the Leaf and George rivers as well, but it is not possible to determine what proportion was whale rather than seal and walrus



Figure 8. Fort Chimo post in 1924, with Koksoak River at low tide in foreground. (Photo by Ralph Parsons, courtesy HBC Archives, P.A.M., A.74/34, fo. 438).

oil. Already by 1871 the whales in the Koksoak River supposedly had become net-wise. As Peter McKenzie complained (H.B.C., B.38/b/4, fos 7-7d):

"... the porpoises would neither come near the nets, nor would they be driven into them by any means that we could employ. They would come up the River to within about one mile of them and stop about there all the time, never once coming up past there as long as they were down, but soon after they were taken up, they made their appearance opposite the House & sometimes went up much further."

In 1872 no fishery was attempted because no boat was available, and in 1873 the early arrival of the salmon prevented the porpoise fishery from getting started. No information was found concerning the fishery in 1874, but McKenzie had stated in September 1873 his intention to "try them [the porpoises] again next season if possible" (H.B.C., B.38/b/4, fo. 14d). Thus, we assume a porpoise fishery was conducted in 1874. Oil returns for 1875 suggest a catch of about 40 whales in the organized fishery, plus another 12 traded from Inuit. In 1876 at least 23 whales were caught by nets in the Koksoak River. The trader was not

pleased with the contribution of the Indians to the whale fishery (H.B.C., B.38/a/13, fo. 28):

"... as for their help with the whales as far as I can learn they are as much a hindrance as ... a help & paying them at a rate of 90 skins [1 skin equivalent to 1 made beaver] each besides feeding them for about 2 months. I cannot see that the whale fishing paid. Mr. McK. traded 14,571 lbs [6,623 kg] Blubber which by his acct ought to have given 4 tons of Oil. now we only sent 7 tons of Oil home. that would leave 3 tons for the fishery, which has to carry the expense of upwards of £200 sterling at first cost. no oil could pay at that rate. however let us be thankful for what we have got & try to do better."

With new cotton nets, 87 whales were taken in 1877 in the Koksoak River. Large amounts of oil were secured in trade from the Leaf and George river areas as well. There is no information on the 1878 and 1879 seasons. However, the fact that whale nets were being prepared in February 1878 suggests that a fishery was attempted the following summer. Also, the porpoise fishery began on 20 July 1880 with no indication of a break in continuity since 1877.

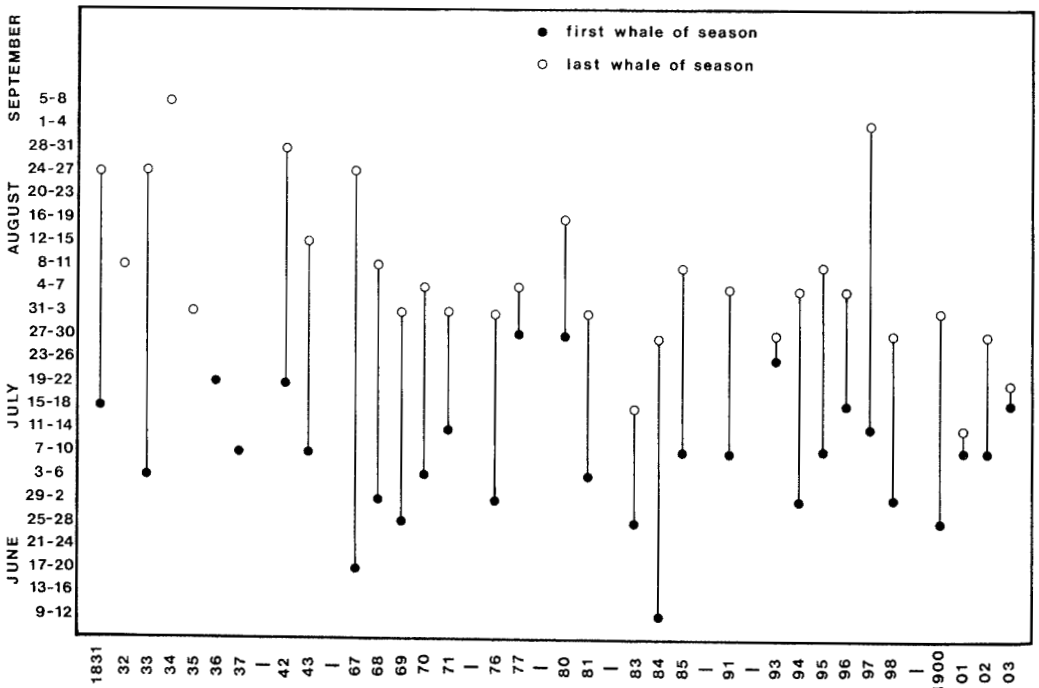


Figure 9. Season when white whales were available at Fort Chimo, as reflected by entries in HBC journals noting that a whale was seen or killed.

The total documented catch at the Koksoak River during the decade 1870-1879 is only a little over 160 whales (Table XIV). The actual catch was higher, judging by the unspecified amounts of oil brought from Leaf River and elsewhere and considering that undocumented catches probably were made in 1878 and 1879.

Fort Chimo — 1880's

Turner (1888, p. 119) claimed 60-200 white whales were taken annually at Fort Chimo, apparently during the 1880's. He estimated that about 120 barrels of "porpoise" and seal oil, in addition to the porpoise hides, were exported from this post each year. According to Finley *et al.* (1982, p. 16), "the recorded take for the Ungava Bay region in the 1880's was 722 whales."

In 1880 flooding ruined much of the post's salt supply, preventing the salmon fishery from being conducted on its usual scale (H.B.C., B.38/b/5, fo. 27d). Instead, the porpoise nets were kept in the water through mid-August. A minimum of 22 whales was caught (Table XIV). The actual catch was probably at least twice as high; 1880 was regarded as a successful porpoise-fishing season. "Only" 33 and 38 were taken in the Koksoak River in 1881 and 1882, respectively, and these were regarded as disappointing catches. The catch of 83 whales in 1883 was considered a good one.

Although Finley *et al.* (1982, p. 49) reported no catch for 1884, the post journal specifically mentions 61 whales taken in the Koksoak River that summer (H.B.C., B.38/a/21). At least a few more were taken by the Inuit, their blubber being sold to the company. Gordon (1885a, p. 300) stated that "nearly 200" white whales were taken in one tide at Churchill "last year" [1883, or 1884?] and "a much larger number at Ungava Bay." It is clear from the Fort Chimo post journal (H.B.C., B.38/a/20) and correspondence (B.38/b/5), however, that only 82-83 whales were taken there in 1883. It seems unlikely, judging by entries in the 1884 post journal, that the total that year would have been closer to 200 than to the 61 whales specifically documented. Thus, we have no corroboration for Gordon's suggestion that over 200 white whales were taken at Fort Chimo in 1883 or 1884. Another good catch of 82 whales was made in the Koksoak River in 1885.

An important development took place in 1886: the opening of a whale fishery at the Whale River. McKenzie had remarked in a letter dated 20 August 1884 that there were "plenty of salmon & whales" in the Whale River (H.B.C., B.38/b/6, fo. 19). The reason for fishing there rather than in the Koksoak River in 1886 was to give the latter "a rest" (*ibid.*,

fo. 136d). The catch of 90 whales in 1886 (Elton, 1942, p. 345) represented an auspicious beginning for the Whale River fishery. "We might have killed 30 or 40 more if we had remained another week but we were afraid the 'Diana' might arrive and left off on the 23rd July" (H.B.C., B.38/b/6, fo. 127). In 1887 a good catch (84 whales) was made in the Koksoak River (168 halveskins were shipped on the S.S. *Labrador* that fall — *ibid.*, fo. 194). No fishery was attempted at the Whale River. Rather, the yawl *Fox* was sent to the Leaf River where McKenzie intended to establish a station for whaling, fishing, and collecting oil "from the Esquimaux of the North" (*ibid.*, fo. 138d). Apparently no catch was made at the Leaf River in 1887. Both the Koksoak and Whale rivers were tried in 1888, with a combined catch of 72 whales. The returns for 1888 (erroneously attributed to 1889 by Finley *et al.*, 1982, p. 49) included 142 (not 141) halveskins and 1872 (not 1404) gallons (8,510 L, not 6,383 L) of porpoise oil (H.B.C., B.38/b/6, fo. 217).

Finley *et al.* (1982, p. 16) claimed that "the highest recorded annual catch in the Ungava Bay region in the 1800's was 160 whales in 1889." We agree that the highest documented catch was made in 1889, but our interpretation of the manuscript figure on the Koksoak River catch is that it was 120 rather than 150 whales (H.B.C., B.38/b/7, fo. 48d). Thus, the total would be 130 rather than 160 (including 10 taken at the Whale River).

Our estimate of the documented catch during the 1880's (1880-1889), including Koksoak and Whale river returns, is 695 whales, somewhat less than the estimate of 722 given by Finley *et al.* (1982, p. 16). Both figures are too low, but the actual catch probably was less than 1,000.

Fort Chimo — 1890's

During the 1890's it was the Leaf River rather than the Whale River which supplemented the catches from the Koksoak River. In 1890, 50 whales were taken in the Koksoak River, and the fishery at the Whale River was a complete failure. Consequently, in July 1891 the whaling gear was removed from the Whale River and transported to the Leaf River. Only five whales were taken in the Koksoak River, but a single trip (18 July-6 August) to the Leaf River produced 72 whales. No effort was made at the Koksoak River in 1892, but the Leaf River yielded 101 whales. "They found the [Leaf] river full of porpoises" (H.B.C., B.38/b/7, fos. 221-221d). In 1893 at least 28 whales were taken in the Koksoak River and another 42[+] at the Leaf River, giving a combined catch of at least 70 that year. The *Fox* spent four weeks at the Leaf River in 1894 but could get only 40 whales. Despite the "large

TABLE XIV

Information on white whales, from Fort Chimo post journals (See Appendix 1 of Finley *et al.* [1982: 45-50] for additional data extracted from this set of journals and from Fort Chimo correspondence [B.38/b series])

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.38/a/-</i>
31 August 1831	Eskimos reported seeing Indians at White Whale River, "which accounts for their non success in the whale fishery in part."			2,fo.37d
24 August 1833	A whale went through a fish net.			2,fo.52
22 July 1842	By natives from downriver, saving the blubber for their own winter use.		3	8,fo.43d
6 August 1842	"Small"; by natives; blubber traded.		1	8,fo.44d
10 August 1842	More Eskimos brought up "some blubber".			8,fo.44d
14 August 1842	Native brought up blubber.		1	8,fo.45
31 August 1842	Native brought up blubber to trade.		1	8,fo.46
9 July 1843	Blubber brought up by native.		2	8,fo.60d
19 July 1843	"Kootuck came up... bringing the blubber of 2 whales making 5 that he has killed this summer". [Not 1842 as reported by Finley <i>et al.</i> , p. 45.]			8,fo.61d
20 July 1843	"Kootuck came up... towing a whale which he killed a short distance below... if all of them hunted as well as this fellow we would get a pretty fair quantity in the course of the Season."		1	8,fo.61d
21 July 1843	Kootuck brought up blubber of another whale. [Not 1842 as indicated by Finley <i>et al.</i> , p. 45.]			8,fo.61d
24 July 1843	Big Man killed a whale. [Not 1842 as indicated by Finley <i>et al.</i> , p. 45.]			8,fo.62
1 August 1843	Blubber of 2 whales brought up. [Not 1842 as indicated by Finley <i>et al.</i> , p. 46; the last word in those authors' second entry for 1 Aug 1842 (<i>sic</i>) should be "none", not "more".]			8,fo.62
7 August 1843	"Kootuck came up... with blubber to trade."		+	8,fo.62d
14-15 August 1843	Four whales taken. [Not 1842 as indicated by Finley <i>et al.</i> , p. 46.]			8,fo.63
4 July 1867	"Porpoises made their first appearance this far up the river today."	+		9,fo.24
31 July 1867	Eskimos "appeared much surprised at our being able to catch them [the whales] with such small twine."			9,fo.26d
12 August 1867	"Ned Richards who look[ed] at the net yesterday got 1 whale from [it]. There was nothing from it today."			9,fo.27
20 August 1867	"Set our net got one whale out of it, after waiting about an hour one of the Esquimx also speared one today."		2	9,fo.27d
18 June 1868	"Men commenced to lace a net for the Porpoise fishery."			10,fo.3
14 July 1868	"Salted some Porpoise meat for Dogs food."			10,fo.5
15 July 1868	"Edward Richards with a party consisting of an Esquimaux two boys & 2 women set off... a place about 2 miles below Whale Cove for the			10,fo.5

TABLE XIV (continued)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.38/a/-</i>
22 June 1869	purposes of attending Porpoise nets." Going upriver, keeping to "the middle of the channel."	+		10,fo.35d
3 July 1869	"It is a great pity we have not enough [netting] to make a fishery so that we could bar them in. The three we saw approaching the net if we had an enclosure made we could have shut in as easily as possible."	3		10,fo.36d
8 July 1869	"I went down to see Richards. The whales have been up within a hundred yards of his Nets and turned right back, so that it is quite clear they See the Nets and won't go into them. I slept there to Watch the Whales & saw them turn soon as they were within sight of the Nets. None have been up so far as Boman's place. His Net is made of double Trawl Twine it is quite strong enough and they are not at all afraid of it."			10,fos37-37d
15 July 1869	"Went down with the two boats... to Richards Place to assist him to make a small frame with poles & Nets to try & shut in Porpoises."			10,fo.38
16 July 1869	"Made all our arrangements and were ready to set our Nets & plant our poles, when two boats full of Esquimaux arrived from Georges River the ...men were after the whales in their Cayaks frightening them off."			10,fo.38
18 July 1869	By Boman; he lost another.		1	10,fo.38
24 July 1869	"We... took up the Whale Net & set it further down, as the whales will not go near it on its old position."			10,fo.38d
29 July 1869	Blacksmith and party sent to Big Narrows near mouth of Koksoak R. to fish for trout and salmon; "will hunt Whales at the same time."			10,fo.39
4 July 1870	"No whales... seen up this far yet."			11,fo.15
5 July 1870	"The Esquimaux report the whales at the entrance of the River, none coming up yet."			11,fo.15
12 July 1870	"We measured the distances between the Rocks to see if our Nets are sufficiently long — I find that one is rather short — we will be obliged to make a few more fathoms."			11,fo.15d
29 July 1870	Whales would not "come within 100 yds of the place where the fishery is set. They are very shy. We would not have caught any at all, if we had not engaged an Esquimaux to drive them into the Nets with his Cayak. Had there been several Cayaks, we might have got more, but there were			11,fo.16

TABLE XIV (continued)

Date	Comments	No. seen	No. taken	B.38/a/-
29 July 1870	no Esquimaux about the place at that time." "The Ropes altho good 2½ inch break like thread." Shut in 6, of which 5 escaped [not 1 Aug as indicated by Finley <i>et al.</i> , p. 48]. "The current is fearfully strong during the Spring Tides, everything we have got in the shape of Ropes breaks like nothing at all."			11,fo.16d
3 August 1870	"I intend to try a float net for the Porpoises" at Whale Head.			11,fo.16d
7 August 1870	Boman had caught none, but "there are any number of them diving about quite close to his net, but not one will get into it."			11,fo.33d
13 July 1871	Whale killed 11 July; Eskimos having "a royal feast" on it.			11,fo.33d
16 July 1871	"All the Esquimaux started for the mouth of the River to hunt whales. One of them killed a whale yesterday."			11,fo.33d
1 August 1871	"We set our Fishery on the 25th Ultimo — it remained down till the current carried it away yesterday, when we were obliged to take it up altogether without having seen a whale near it. There were some a little below, but none of them would come up as far as the Nets, although, before the Nets were down they had been up much further on several occasions."			11,fo.34
22 September 1875	Shipped 1060 gals whale oil, 3 casks whale hide on steamship <i>Labrador</i> .		[41]	13,fo.1
23 September 1875	Traded 318 gals whale oil from Eskimos.		[12]	13,fo.1d
14 October 1875	"Storing whale meat for food for the dogs during winter."			13,fo.4
20 April 1876	This winter the men made ca 500 fathoms of unbacked whale net, to date.			13,fo.24
1 July 1876	"Great numbers of White Whales in the River all this week."	Many		13,fo.31d
8,9 July 1876	"Great numbers of whales going higher than the Island"; "getting ready for the whaling."			13,fo.32
12 July 1876	Neap tides began. Whale fishery participants: long boat and whale boat with 6 flats and 3 canoes and 5 kayaks. 8 company servants and 9 Indians.			13,fo.32d
16 July 1876			14	13,fo.32d
26 July 1876			3	13,fo.32d
Ca 30 July 1876	"Would have had a lot more but one big white fellow got caught in the gate net and made such a splashing with his tail that he frightened all those following him back again."		4	13,fo.33
2 August 1876	Took up nets, fishery finished.		2	13,fo.33
5 August 1876	Expedition left for Leaf R. to "get a			13,fo.33d

TABLE XIV (continued)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.38/a/-</i>
14 August 1876	load of Oil with the Whale Boat." Boat arrived from "the North" with ca 2500 lbs of blubber and oil. Boat returned from Leaf R., "brought very little Oil."			13,fo.34d
4 July 1877	Mr. Davis went North with a supply of trading goods and "7 Empty Tierces to put the Oil & Blubber in it is an experiment that I think will pay better than our Whale fishery...". Natives "brought a little oil to trade."			14,fo.12
28 July 1877	All hands went to the whaling.			14,fo.13
30 July 1877	"Many more whales must have got out the old nets was not the least obstacle to them but the new nets stopt them not one got through the new cotton nets."		44	14,fo.13
31 July 1877				14,fo.13
1 August 1877	"Brought up 22 whales or 44 sides. The wagon is a great help for us to carry the Blubber & skins up." — "Indian wives began skinning."			14,fo.13
2 August 1877	Brought up the other 22 whales with the long boat.			14,fo.13
3 August 1877	"All hands covered up to the eyes in oil."		17	14,fo.13d
4 August 1877	"We have as many [whales] as we can manage. All our Tanks & Puncheons are full."		26	14,fo.13d
6-9 August 1877	All hands busy with the oil.			14,fo.13d
10 August 1877	Men arrived with "all the Whale Fishery gearing nets Ropes & spread them all to dry."			14,fo.13d
12 August 1877	"George River Esqx arrived brought their skin Boat with oil."			14,fo.13d
13 August 1877	"Traded a nice lot of blubber & oil from the Georges River Esqx. They report that they have enough Blubber to fill all Mr. Olsens tierces (12) and Iron Tanks (21). Indian women busy with the whale Blubber cutting."			14,fo.13d
16 August 1877	Boat arrived from Leaf R. with some oil.			14,fo.14
21 August 1877	Traded "upwards of a ton weight of Blubber and oil with some very fine green sq. flipper skins...".			14,fo.14
1 September 1877	"We have altogether 87 Tierces of Oil 3132 galls ... the far best year for Oil ever sent from Ungava."			14,fo.15
8 February 1878	Men working on whale nets.			15,fo.-
20 July 1880	"Went to the whaling place today. The nets are all ready."			16,fo.9d
28 July 1880	"Got a haul of whales."		+	16,fo.9d
29 July 1880	"About the blubber cutting. Got 24 Indian men and as many women to work."			16,fo.9d
3 August 1880			10	16,fo.10
11 August 1880	"Got a good haul whale today."		(+)	16,fo.10
12 August 1880	"The long boat got up... with the blubber (only 12 whales)."		12	16,fo.10
16 August 1880	"No whales since last Wednesday			16,fo.10-10d

TABLE XIV (continued)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.38/a/-</i>
20 August 1880	[11 Aug] have been caught but large numbers of them are continually about McKay's Island. I will try for another haul, but it will be the last as the nets have been long enough in the water now. "Took up the whale nets today as there is not any prospect of getting any more whales this season."			16,fo.10d
21 August 1880	"A skin boat arrived... from the North, they had 14 Bags Fat & Oil.			16,fo.10d
4 July 1881		1		17,fo.20
12 July 1881	"Men all at whaling station."		25	17,fo.20d
27 July 1881	Blubber taken to post for making oil on 28th.			17,fo.21
3 August 1881			2	17,fo.21
15 September 1881	"Sent the men down to the whaling to look after buoys."			17,fo.23
27 February 1882	Men sent "to cut firewood for the whaling next summer, as we are always short of it and it is worse every year as the drift wood along shore gets used up."			18,fo.11
25 June 1883	Getting Esquimaux from Whale River for "Porpoise fishery"; "I did not see a single whale on this trip altho' the men who were at the Beacon reported have seen a number of them in the River."	+		20,fo.8d
28 June 1883	"Cleaning out the whale meat pit."			20,fo.9
3 July 1883	"A very poor look out for the fishery. At present there are only four [Esquimaux] men here with Kayacks."			20,fo.10
9 July 1883	"All the men except Spence started for the whaling place."			20,fo.10d
12 July 1883	"The nets are not in the water yet and if they were it has been no weather for driving."			20,fo.11
15 July 1883			82	20,fo.11
26 July 1883	Tried since the 15th to catch more whales; no success; took nets out of water 25th and 26th.			20,fo.11
9 June 1884	Men arrived at post; "killed whale, on there way up from the mouth of the River."		1	21,fo.11
19 June 1884	Launch sent to Whale River "in search of Esquimauxs for the whaling."			21,fo.11d
2 July 1884	Men arrived from whaling station; "everything in order and a good number of Whales in the river."	+		21,fo.12d
10 July 1884	Men sent to "porpoise fishing station"; "all the Esquimaux... going down to prepare and set the nets."			21,fo.13d
13 July 1884	"A Boat arrived... from the fishing station and report a good many whales."		+	21,fo.13d
16 July 1884	Indians "Grinding the Blubber Bought from the Esquimaux."			21,fo.14
17-18 July 1884	Working on blubber and oil.			21,fo.14

TABLE XIV (continued)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.38/a/-</i>
19 July 1884	Indians filled 13¾ tierces with oil today.			21,fo.14d
19 July 1884	"They had a small catch of whales today having got thirty six."		(36)	21,fo.14d
20 July 1884	Launch brought up the fat of 31 whales, towing 2 flats of meat "for dog food".			21,fo.14d
21 July 1884	Working at oil; brought up 12 more whales; total of 43 so far.		43	21,fo.14d-15
23 July 1884	The fat of 15 whales brought up.		15	21,fo.15
24 July 1884	Working at blubber; men left to take up and dry the nets and ropes.			21,fo.15d
28 July 1884	"The Indians cleaned all the porpoise Skins today and we had them Salted down."			21,fo.16
30 July 1884	Two natives arrived having killed 2 whales "and brought up the Blubber."		2	21,fo.16d
1-2 August 1884	Working at the oil.			21,fo.17
9 July 1885	"Plenty whales in the river."	+		24,fo.9
Ca 13 July 1885	Whaling began.			24,fo.9d
30 July 1885	"Big boat bring up a cargo of blubber and meat."		+	24,fo.10d
31 July 1885	"The Big boat arrived... with more blubber and meat."		+	24,fo.10d
4,9 August 1885	Boats arrived from the whaling with blubber.		+	24,fos11-11d
8 August 1885	A boat arrived with blubber to trade.			24,fo.11d
11 August 1885	All men returned from the whaling.	+		24,fo.11d
7 July 1891	"Plenty of Whales in the river."	+		28,fo.36ad
13 July 1891	At the whaling, "several whales were seen today and yesterday near the Pond"; hope to have nets "ready for setting in a day or two".	+		28,fo.36b
14 July 1891	"Lots of whales are seen sporting about."	+		28,fo.36b
15 July 1891	Fox arrived from Whale R.; "brought 8 oil tanks, whale nets, some slabs and other truck."			28,fo.36bd
16 July 1891	Fox preparing for "a whaling expedition to Leaf River"; whaling commenced at the Koksoak.			28,fo.36bd
18 July 1891	Fox left for Leaf R.			28,fo.37
16 July -	At Koksoak.		0	28,fos36-39
4 August 1891				
5 August 1891	Took up nets.		0	28,fo.39
6 August 1891	Fox arrived from Leaf R.; "fat and skins of 72 whales aboard"; whales "very numerous" and "no difficulty in driving them into the Pond. Could have loaded a much larger vessel than the 'Fox' in a short time." Only 2 families of Eskimos seen at Leaf R., "the others being away to the coast seal hunting."	+	72	28,fo.39d
7-8 August 1891	Indian women "dressing and scraping the whale skins"; men at oil.			28,fos.39d-40
14 July 1892	Fox left for Leaf R., "Whale Fishing".			28,fo.76
6 August 1892	Fox arrived from Leaf R. "having got 101 whales"; skins brought along.		101	28,fo.80

TABLE XIV (continued)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.38/a/-</i>
8-9 August 1892	Oil packed, skins cleaned.			28,fo.80
Ca 5 July 1893	Fox arrived at Leaf R.; preparations made for whaling at Koksoak.			28,fos17-18d
16 July 1893	Fox arrived from Leaf R., "passed thro' large fields of ice all the way from the mouth of Leaf River."		0	28,fo.19
19 July 1893	Fox left again for Leaf R.			29,fo.19
24 July 1893	Traded some oil from Eskimos.			29,fo.20
25 July 1893	Men arrived with "the fat and meat of 10 whales caught this morning."		(10)	29,fo.20
26 July 1893	Women cutting up fat.		(18)	29,fo.20
29 July 1893	Whales "very numerous but shy and difficult to approach and impossible to drive them into the Pond."	+	0	29,fo.20d
6 August 1893	Fox arrived from Leaf R.			29,fo.20d
8 August 1893	Discharged cargo from Fox; "Had 10 squaws cleaning and scraping the porpoise skins"; "emptied the casks from Leaf River into the tanks." "The Season's [whaling] operations was not very successful having only caught 60 porpoises."		60	29,fo.21
10 August 1893	Fox left again for Leaf R; squaws finished "scraping and washing porpoise hide."			29,fo.21d
23 August 1893	Fox arrived from Leaf R., "has only 20 tierces [ca 700 gals] of fat and a few porpoise skins — a poor trip." "Packing porpoise skins."		[10]	29,fo.22d
28 August 1893	"Plenty of whales in the river."	+		29,fo.23
2 July 1894	Fox left for Leaf R.			29,fo.62d
9 July 1894	First drive of season planned at Koksoak R.			29,fo.64
11 July 1894				29,fo.64
13 July 1894			(5)	29,fo.65
14 July 1894	"Plenty of Whales but owing to wind, were unsuccessful."	+		29,fo.65
18 July 1894	Fox failed to reach Leaf R. due to ice; "It looks as if the summers work, was going to be a complete failure, which means a heavy loss."			29,fo.65d
20 July 1894	Big boat arrived last night; "Squaws busy cutting up blubber."		(4)	29,fo.66
24 July 1894	Fox left again for Leaf R.			29,fo.67
25 July 1894	Skins and blubber brought up; whales taken yesterday.		(5)	29,fo.67
26 July 1894			(7)	29,fo.67d
27 July 1894	"It seems that the whales have disappeared as none have come in the river for the last two days."	0		29,fo.67d
31 July 1894			(5)	29,fo.68
2 August 1894			(2)	29,fo.68d
4 August 1894	"The Whale Fishing closed today with a total of 28 whales, which means a great loss."		28	29,fo.69
16 August 1894	Some Eskimos brought oil to trade.		+	29,fo.71
24 August 1894	Fox arrived from Leaf R. with "a light cargo, she had the oil of 40 whales & a few Dans of Seal Oil."		40	29,fo.72d
28 August 1894	"Squaws at Oil & packing whale skins."			29,fo.73

TABLE XIV (continued)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.38/a/-</i>
4 July 1895	Fox left for Leaf R.			30,fo.8
8 July 1895	Whaling began at Koksoak R.			30,fo.8d
11 July 1895	"The Launch was up... looking for whales, but failed to find them."			30,fo.9
12 July 1895	Looking for whales "up as far as the wood-camp." "The whales have mysteriously disappeared. There is not one to be seen or found in the river. At present we have the Indians looking for them above the post, while Mr. Mathison & the launch with the Eskimo are searching for them below."	0		30,fo.9d
13 July 1895	Launch went up the river looking for whales again; "we sent a couple of canoes up as far as the rapids."	0		30,fo.9d
14 July 1895	The whales were finally found — "down at Schnenacks's fishing place."	+		30,fo.9d
16 July 1895	"They had a [whale] drive... but owing to high wind down below, they were unsuccessful."		0	30,fo.10
17 July 1895			(2)	30,fo.10
19 July 1895	A "northern boat" arrived with "a fair quantity of oil" to trade.		+	30,fo.10d
21 July 1895	Meat and blubber brought up by Big Boat.		(5)	30,fo.10d
22 July 1895	Five squaws cutting up blubber; some oil traded from Eskimos.		+	30,fo.11
28 July 1895	"Sent the Indians up after whales to-day they passed up at 1 P.M. but owing to heavy wind they were unable to drive them."	+		30,fo.11d
29 July 1895	Squaws "cleaning porpoise hides"; men at oil.		(2)	30,fo.12
30 July 1895	"The whale fishing is now over, it is needless to add that it was a dead failure 9 whales being the season's catch." Squaws mincing blubber.		9	30,fo.12
8 August 1895	Man arrived with blubber of whale "killed on the road down to fishing place."		1	30,fo.13
8 August 1895	Fox returned from Leaf R. (having left there this same morning); "had a cargo of 60 whales equal to 46 casks of oil, which is a fair season's work. He also has Dans & Casks of dog's food."		60	30,fo.13
9-10 August 1895	Cleaning skins and putting oil in tanks.			30,fo.13d
12 September 1895	Shipped 28 tierces of salmon and 43 hogsheads of oil.			30,fo.18
11 July 1896	"Started to put the seal oil & blubber in the tanks... an old squaw cutting blubber."			30,fo.60d
11 July 1896	"The 'Fox' in charge of 'Millar' left to-day for 'Leaf River'. Mr. Mathison went this year to take charge of the fishing, as it has hardly been a success during the last 3 years."			30,fo.60d

TABLE XIV (continued)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.38/a/-</i>
13 July 1896	The whaling underway on Koksoak, no luck so far.		0	30,fo.61
15 July 1896	The whales "must be out to sea, for no signs of them can be found in the river."	0		30,fo.61
20 July 1896	A drive on 18 July "succeeded in getting two Blues." The next day although it was Sunday, still the whales were up, & not a breath of wind. So I thought under the circumstances that Mr. Mathison if here, would have allowed us to drive. So I gave orders to that effect... getting two whites & 3 Blues."		7	30,fo.62
21-22 July 1896	Squaws mincing blubber.			30,fo.62
24 July 1896	"Since I last wrote we have been fairly lucky with the whales, as we got no less than 24, twenty of them yesterday, with the morning tide." Saving meat and skins as well as oil.		24	30,fo.62d
28 July 1896	Brought up blubber etc. of 1 whale, "the whales come up, but owing to these everlasting gales of wind we are unable to do anything."		1	30,fo.63
31 July 1896	Men arrived from whaling with "the skins etc. of two whales (Small Blues) which they got in the nets, when they were being taken up." Squaws mincing blubber.		2	30,fo.63d
3 August 1896	Eskimos arrived with oil to trade.			30,fo.64
4 August 1896	Eskimos "had a great deal of oil" to trade.		+	30,fo.64d
5 August 1896	Still working on skins; more Eskimos arrived with oil to trade.		+	30,fo.64d
6 August 1896	Filled casks with oil, packed porpoise skins.			30,fo.65
11 August 1896	Heard from <i>Fox</i> at Leaf R. — only 4 whales to date. "I earnestly hope... it is a false report."		(4)	30,fo.65d
19 August 1896	<i>Fox</i> arrived the night before — "her trip was a failure, 20 whales being the extent of her catch."		20	30,fo.66d
21 August 1896	Boiling blubber.			30,fo.67
12 July 1897	Eskimos arrived with oil to trade.			30,fo.107
14 July 1897	"The hide of one porpoise" sent up from whaling; "evidently they had a drive."		(1)	30,fo.107d
15 July 1897	Cutting up blubber; <i>Fox</i> left for Leaf R.			30,fo.107d
16 July 1897	Hides and blubber were brought up.		(6)	30,fo.107d
17 July 1897	Two skin boats arrived from Leaf R. with oil to trade. Squaws mincing blubber.		+	30,fo.107d
19 July 1897			(1)	30,fo.108
21 July 1897	The skins brought up.		(2)	30,fo.108
22 July 1897	Another "carcass" brought up; "making a grand total of 11, which certainly is most discouraging. They could have had a great many more		11	30,fo.108d

TABLE XIV (continued)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.38/a/-</i>
22 July 1897	only the nets are rotten & they break through them."			
24 July 1897	"They at last had a good drive."		18	30,fo.108d
26 July 1897	More hides etc. brought up; 7 squaws mincing.		2	30,fo.108d
27 July 1897			17	30,fo.109
29 July 1897			1	30,fo.109
2 August 1897	"Filled 9 casks... of P.O. [porpoise oil]." Men sent "to head off the whales which were up & if possible to drive them down to the whaling."	+	5	30,fo.109
3 August 1897	Squaws cleaning hides, mincing blubber.			30,fo.109d
4 August 1897	All porpoise hides "cleaned & packed".		1	30,fo.110
8 August 1897	Men arrived "with the hides of two whales which they killed yesterday on the road down to their fishing station."		2	30,fo.110d
10 August 1897	Filled 5 casks (presumably with whale oil).			30,fo.110d
13 August 1897	Fox returned from Leaf R.; "poor luck 19 whales being there catch." Eskimos arrived with "a fair quantity of oil" which they traded.		19	30,fo.111
3 September 1897	Got 3 tierces of salmon and one whale at mouth of Koksoak R.		1	30,fo.113
16 June 1898	"Backed the last of the new whale nets."			30,fo.149d
2 July 1898	Man "brought up a large white whale (he shot near MacKays island)."		(1)	30,fo.152
14 July 1898	"The whales down at Schenack's place and the Esquimaux went down this morning to try and drive them up."	+		30,fo.154
16 July 1898	Arrival from Whale R. reports "having seen whales at the mouth of Ungava river but none nearer."	+		30,fo.154
19 July 1898	Big boat arrived with "hides, meat and fat"; "the first haul of the season." Large.		(5)	30,fo.154
20 July 1898	Fox returned, could not get past mouth of Leaf R. because of heavy ice.			30,fo.154
28 July 1898	Finished with whaling; "Result of our operations most unsatisfactory — only 7 fish for 30 days fishing." Eskimos arrived with some oil to trade.		7+	30,fo.155d
2 August 1898	Eskimos from Leaf R. brought some oil to trade.		+	30,fo.156
30 August 1898	Shipped on board the <i>Erik</i> "one barrel of Whales skin & one of oil."			30,fo.159
14 August 1899	Boat returned from Leaf R.; catch was "all small ones."		36	31,fo.21d
25 June 1900	Killed "in the Narrows", traded.		1	31,fo.55,55d
2 July 1900	Men left for the whaling.			31,fo.56
7 July 1900	"Blue whales" (i.e. calves or juveniles).		3	31,fo.56d
13,25,29	"Large"; one "went into the net of		5	31,fo.57d

TABLE XIV (continued)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.38/a/-</i>
July 1900	its own accord".			
31 July 1900	"Whales" passed down [the river] from up above [the post]."	+		31,fo.59d
3-4 August 1900	Whale nets taken up for the season.			31,fo.60
1 July 1901	Eskimos left for the whaling.			31,fo.93
10 July 1901	Seen "above the post this past few days."	+	0	31,fo.94
11 July 1901	"Small".		2	31,fo.94
22 July 1901	Whale nets taken up for the season.	0		31,fo.95
11 July 1902	Boats returned from whaling — had 4 whales "in the pond" on the 10th, but one broke through net and escaped.		3	32,fo.8d
22 July 1902	"No whales have been seen above the island since last week."			32,fo.10
23 July 1902			3	32,fo.10
25 July 1902	Boat returned from whaling; "a number" in the river on 24 th, "but it blew too hard to drive them."		1	32,fo.10d
27 July 1902	"No whales" at the whaling for last 2 days.			32,fo.10d
28 July 1902			2	32,fos10d-11
31 July 1902	Whalers returned, "having finished taking up their nets ... traded ... leave again tomorrow for the mouth of the river."			32,fo.11
8 August 1902	Fox returned from Leaf R. with 11 whales — "very poor catch".		11	32,fo.12
7 October 1902	Whale nets "that were touching the ground" were hung up.			32,fo.18d
3 July 1903	Boats sent to bring Eskimos to the whaling.			32,fo.51d
13 July 1903	Whaling underway, but no whales "anywhere in the river."	0		32,fo.53
17 July 1903	Shot at river mouth; "no whales up so far as the whaling yet but ... seen just below."		3	32,fo.53d
19 July 1903	"Plenty" seen "outside of the nets."	+		32,fo.53d
21 July 1903	One whale got into pond "and got clear again."		0	32,fo.54
24 July 1903	Whale nets taken up to dry.			32,fo.54d
25 July 1903	Fishery judged a "total failure".		0	32,fo.54d
2 August 1906	Partridge brought up "one whale and a half. He reports that whales were very numerous yesterday."	+	1½	33,fo.2
22 February 1907	"Partridge commenced whale nets."			33,fo.21d
9 March 1907	Partridge "finished the whale nets."			33,fo.23
11 July 1907	"Mr. Wilson went to the whaling station to see about the Nets that are to go to GR [Georges River] from there. A large school of whales passed down the River at noon."	Many		33,fo.37d
12 July 1907	12 nets sent to Georges River.			33,fo.37d
8 August 1907	Men sent to Leaf R. "to bring the whale nets here."			33,fo.40
24 February 1908	"Started the Partridge knitting whale nets."			33,fo.56d
1 August 1916	Partridge "traded two Whale Hides & one barrel of Whale Fat."		2	37,fo.54
11 September 1919	Natives came up; "Jonas and Willie		+	37,fo.120d

TABLE XIV (continued)

Date	Comments	No. seen	No. taken	B.38/a/-
31 March 1920	had exceptionally good luck with the seals and white whales." Natives "poisoned by eating an old white whale ... found at Whale River along the shore."			38,fo.31
26 June 1920	At mouth of river.		1	38,fo.55
19 July 1923	Natives saw "quite a number of white whales in the river this summer."	+		42,fo.38
24 August 1924	"A school" in this river.	+		43,fo.53
1 September 1933	Net torn "by either a whale or a seal."			50,fo.41

staff" employed at the Koksoak River in 1894, only 28 whales were caught there — "most unsatisfactory results" (H.B.C., B.38/b/7, fo. 251d). The catch in 1895 was 70 whales, 60 from the Leaf River and 10 from the Koksoak River. "Porpoises were numerous in both rivers" in 1896 (*ibid.*, fo. 295d), but only 55 whales were caught.

The catch in 1897 was 58 whales at the Koksoak River and 19 at the Leaf River (Table XIV); not a total of eight whales, with no effort made at the Leaf River, as stated by Finley *et al.* (1982, p. 50). "In 1897 the fishery at Ungava was a good one, some sixty whales being captured" (Wakeham, 1898, p. 73; also see H.B.C., B.38/b/7, fo. 305d).

The fishery failed in 1898 "owing not to the scarcity of whales but to the tempestuous weather" at the Koksoak River and the fact that a full crew could not be mustered for a trip to the Leaf River (H.B.C., B.38/a/7, fo. 312d). Only seven whales were taken. The next year Matheson gave the Koksoak River a rest but took 36 whales from the Leaf River, where the whales remained "fairly numerous" (*ibid.*, fos. 324d, 329d). The total documented catch for the 1890's (1890-99), then, is 688, only a few short of the total for the previous decade.

The seasons for whaling at the Koksoak and Leaf rivers were virtually concurrent. Successful whaling trips from Fort Chimo to the Leaf River began no earlier than 4 July and ended no later than 24 August (Table XIV). However, the records of the Leaf River post (Table XII; Finley *et al.*, 1982, Appendix 5) suggest that whales were available there until considerably later in the season — at least through September and into early October some years. By contrast, the few records of Whale River post (Table XVI; Finley *et al.*, 1982, Appendix 9) suggest the whales were usually available there by mid-June, and that the whaling ended there well before the middle of July.

Contrary to the statement by Finley *et al.* (1982, p. 16) that the catch in Ungava Bay "declined after 1880", a fairly steady annual catch of 50-100 whales was maintained from 1883 through 1897 (Fig. 10). The documented catch declined dramatically thereafter. To some extent, HBC representatives attributed this decline to technical difficulties of catching the whales rather than to a decrease in whale availability. For example, in 1900:

"The [Koksoak] river was full of whales most of the season but so shy and wary that it was difficult to approach them without frightening them (H.B.C., B.38/b/7, fo. 342d)."

Low (1929b, p. 147) observed during the 1890's that the porpoise fishery based at Fort Chimo was "small and would be abandoned if it did not give employment to the Eskimo during the summer season."

George River

Finley *et al.* (1982, p. 50, Appendix 2) stated: "No accounts of belugas were found in the George River post journals for 1898-1911." There are, however, many references to white whales in these four journals (Table XV). Whales were sighted in the area as early as 12 June and as late as 12 November. One was seen in May 1962, 32 km north of George River at the floe edge (P.A.C., RG85, vol. 634, file 251-3-22, part 3). A combination drive and net fishery for whales was attempted at this post in at least 1905 through 1908 (whale nets were sent from Fort Chimo in 1907, not 1906 as reported by Finley *et al.*, 1982, p. 50). As at the Koksoak River, this effort took place mainly from mid-July through the first week of August. In spite of references to whales being seen in good numbers, the catch was negligible. It is clear from correspondence during the 1880's that the George River was not, at that time, considered an important or promising whaling area.

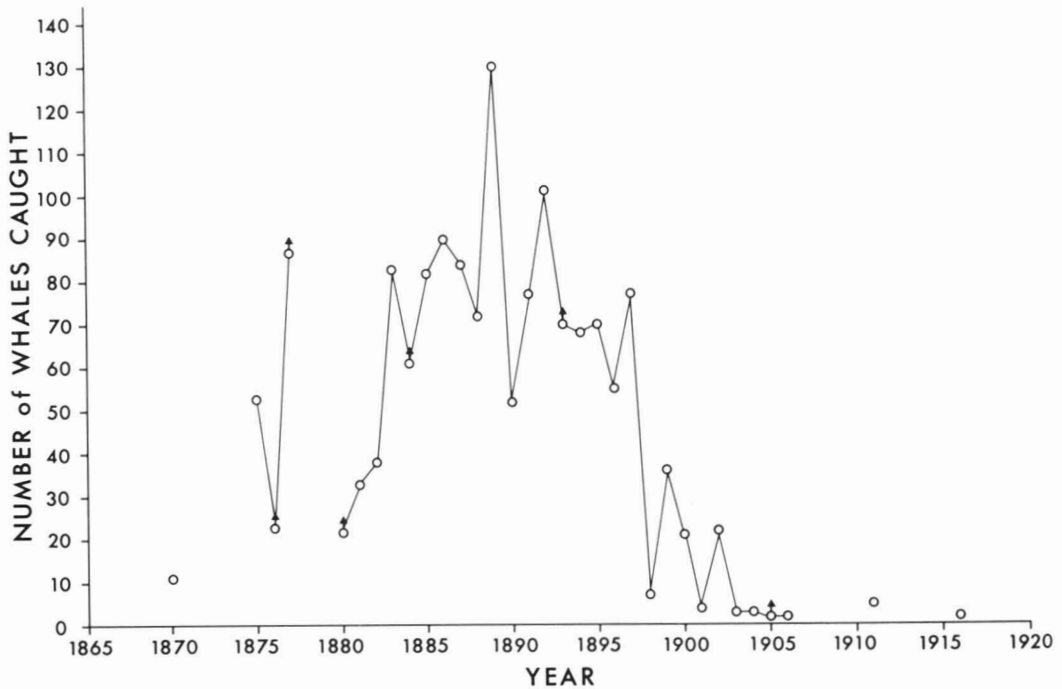


Figure 10. Documented landed catches of white whales in southern Ungava Bay, 1870-1916, based on HBC records. Catches from the Leaf, Koksoak, and Whale rivers are included. Arrows indicate that a higher (but unknown) number of whales was taken.

The George River post was "established principally for Salmon & Seal Fishing and if possible to prevent other traders from starting business there" (H.B.C., B.38/b/6, fo. 135).

In the Fort Chimo correspondence of 1907, reference is made to a "trial" in about 1902 at establishing a "sealing station" about midway between the George River and Cape Chidley (H.B.C., B.38/b/8, fo. 178). In that trial year, 16 seals and three "porpoises" were caught.

Early 1900's

Whale catches in southern Ungava Bay were consistently poor during the early 1900's. The total documented catch from 1900 to 1911 is only about 60 whales, including those taken at the George River. It cannot be assumed that the good oil returns mentioned for Fort Chimo in 1908 indicated good whale catches. Most of the oil may have been seal and walrus oil.

For all practical purposes, the commercial fishery for white whales in Ungava Bay can be said to have lasted from 1867 to 1911, or for a period of about 45 years.

Revival of Whale River fishery

In 1927 J. S. Blackhall, head of the HBC's Ungava Section, stated (H.B.C., Unclassified Documents):

"We have completed the arrangements to try and revive [the whale fishery] at Whale River where a net has been made and men engaged to give it a thorough try-out."

The combination drive and net fishery attempted at Whale River in 1927 and 1928 was a failure (Finley *et al.*, 1982, p. 55; Table XVI). Much of this whaling may have been done at the Mucalic River, judging by the reference to "Muckelick" on 14 June 1928 (H.B.C., B.499/a/3, fo. 1d). The documented catch in 1927-1928 was less than ten.

Ungava Bay — 1960's

Some unpublished observations of white whales in Ungava Bay during summer and autumn of 1962 provide a useful perspective on the visual estimates made by Finley *et al.* (1982) in 1980 and by Smith & Hammill (1986) in 1985 (Table

TABLE XV

Information on white whales from Georges River post journals

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.281/a/-</i>
12 June 1899		1		1,fo.21d
19 July 1901	"Whales plentiful in the river."	Many		1,fo.65
21 July 1902	"Went to take up Otter trap & saw plenty whales above the rapped [sic]."	Many		2,fo.18
11 September 1902	"A School of porposes came to the cove yesterday they were seen again today [sic]."	A school		2,fo.21
22 June 1904	"Wounded 2 whales [very] badly & lost it [sic]."	+		2,fo.54
3 July 1904	"Plenty whales in the river."	Many		2,fo.54d
2 August 1904	"Uncle & Bob took up a seal net we have had out for whales nothing caught."			2,fo.56
12 November 1904	During a "sealing trip on the coast." [In entry for 9 December.]		3	2,fo.63d
7 July 1905	"A lot of whales went up the river."	Many		3,fo.7d
27 July 1905	Men went "to see nets & drive whales got one Small whale in net."		1	3,fo.8
29 July 1905	Eskimos "driving whales got one whale & an otter."		1	3,fo.8
15 August 1905	Eskimos came "with some whale fat."		+	3,fo.8d
2 August 1906	"Tried to get at some whales in a net ... but failed through blunders."	+		3,fo.24
16 July 1907	Fox arrived "with 12 old whale nets & gear for whaling looked for a place to set them."			3,fo.38d
17 July 1907	"Landed the [whaling] gear."			3,fo.38d
20 July 1907	"Set part of the nets."			3,fo.38d
22 July 1907	"Left... to set nets & chains... got 8 nets out part of the buoys nets very bad. Some too bad to set."			3,fo.38d
24 July 1907	"Finished setting nets & gear for whaling."			3,fo.39
26 July 1907	"Got ready to drive whales tomorrow forenoon. Left the post at 7:30 P.M. to stay the night."			3,fo.39
27,29 July 1907		0		3,fo.39
30 July 1907	"A crew of men went up to put a shore the whale nets."			3,fo.39
24 July 1908	"Too stormy to 'start whaling'."			3,fo.54
25 July 1908	"Took whale nets & gear across river."			3,fo.54
27 July 1908	"All hands setting whale nets."			3,fo.54d
28 July 1908	"Finished w. nets."			3,fo.54d
30 July 1908			0	3,fo.54d
1 August 1908	"Tried whales again. No go. Broke through nets."	+	0	3,fo.54d
3 August 1908	"Tried whales again got none men to salmon fishing tomorrow."		0	3,fo.54d
7 August 1908	"Took up part of whale nets" — first salmon caught.			3,fo.54d
8 August 1908	"Took up & spread whale nets to dry."			3,fo.55
2 March 1910	"Whale that was reported to have been seen turns out to be a rock."			4,fo.14

TABLE XVI

Information on white whales, from Whale River post journals (See Appendix 9 of Finley *et al.* [1982, p. 55] for additional data extracted from this set of journals)

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.499/a/-</i>
16 June 1927	On trip "down to the Islands" for eggs, "we found another whale, or rather what was left of it ... the foxes & gulls have been feeding at it for quite awhile. It was lying half in the ice & half in the water. So I guess in a few days more it will be gone."		1	2,fo.3d
21 June 1927	Men "picked up a whale just across the river from the Post, and managed to get it_____."		1	2,fo.3d
11 July 1927	"Putting away whale net & gear."			2,fo.4
14 June 1928	Crew left in M. B. <i>Maude</i> "for Muc-kelick to see about whale Fishery."			3,fo.1d
11 July 1928	"Unloading boats of whale gear etc."			3,fo.3

XVII). However crude the estimate of 400-500 in the Mucalic River in August 1962 may have been, it is in sharp contrast to the 25 (maximum) seen there in 1980 and the fewer than five seen in all of southern Ungava Bay in 1985.

The harvesting of white whales in Ungava Bay was actively encouraged during the 1960's by the Canadian Department of Northern Affairs and National Resources (Anon., 1962, p. 9). Whale nets were provided at Fort Chimo and George River in 1962, after that year's whaling season (P.A.C., RG 85, vol. 634, file 251-3-22, pt 3). In 1962, 31 whales were taken in late July in the Whale River by the people of Fort Chimo, and 38 were taken that same month in the Mucalic River by the people of George River (cf. Kemper, 1980, p. 482). "Quite a number" of whales were seen that year in the Tunudalik and Ticktutut rivers. A student studying salmon reported seeing what

he estimated as 2,000 white whales off the Tuktitu River in late September 1961 (Anon., 1962, p. 25). Small numbers were seen in the George River estuary, where a mother and calf were taken on 7 November amongst heavy ice (P.A.C., *op. cit.*).

Port Burwell

A temporary meteorological station was established at Port Burwell (Fig. 11) in 1884 (Evans, 1964, p. 10). This station closed in 1886 and was re-opened by the Newfoundland Trading Company in 1898. The Moravian Church's mission and trading station opened in 1900 (Evans, 1964) or 1904 (Val, 1976). The HBC acquired the mission's trading interests at Port Burwell in 1915 or 1916. The mission closed in 1925, and the HBC closed its trading post in 1940. Val (1976) indicated there was "little" hunting of white whales at Port Burwell. Some hunting took place before 1960 "just south

TABLE XVII

Observations of white whales in Ungava Bay, 1962, made by D. B. Pruden, Project Officer, Department of Northern Affairs and National Resources. They were made from either a DNA motor vessel, aircraft, or canoe.

<i>Date</i>	<i>Time</i>	<i>Lat.N, Long.W</i>	<i>Visibility (mi)</i>	<i>Wind (mph)</i>	<i>Observations</i>
14 August	1130	58°20', 67°20'	10-15	5	"Possibly 400-500, basking in herds of 100 and fairly close together, some with sucklings."
15 August	0900	58°18', 67°25'	10-15	10	"400-500 many calves — mouth of Mukalik River."
4 October	1500	58°45', 65°58'	—	—	Two taken "by Eskimos — stomach contents — prawn, cod and scorpions [sculpins?]."

of Jackson Island west of Port Burwell, and at Grenfell Sound at the east end of McLelan Strait." Between 1960 and 1974 most hunting was done in Forbes Sound at the west end of McLelan Strait. Brice-Bennett (1980, p. 27) estimated that 4 to 7 white whales per annum were taken at Port Burwell "in recent years".

Hantzsch (1932, p. 8) considered the white whale common in the vicinity of Port Burwell and noted that the local Inuit hunted it for food (also see Bernier, 1910, p. 313). "Some years there would be no whales there, but other years there would be plenty" (Lyall, 1979, p. 77). At the time of Hantzsch's visit (1906), whale oil was processed at the mission station. In the autumn of 1906 about 60 whales were netted (also see Johnston, *no date*, p. 97); others apparently were shot. According to the Fort Chimo post journal entry of 27 March 1907, 75 white whales were taken at Cape Chidley in the fall of 1906 (H.B.C., B.38/a/33, fo. 25). A catch of 60 made at Cape Chudleigh (Cape Chidley) was attributed to the fall 1905 season in the Fort Chimo HBC correspondence (Finley *et al.*, 1982, p. 50). A catch of 188 white whales was reported for Port Burwell in 1909 (Brice-Bennett, 1980, p. 22-23). The HBC returns for Port Burwell included 14 white whales in fall 1901 (Finley *et al.*, 1982, p. 50).

During the periods covered by available HBC post journals (1920-1935, 1938-1939), white whales appear to have been a welcome by-catch in nets set by or on behalf of the HBC primarily for seals (Table XVIII). "We never had a net that was just for getting whales but we used to catch quite a few in the seal nets" (Lyall, 1979, p. 77). Such netted catches as were recorded in the journals amounted to five or fewer whales per

year. In addition, white whales were vigorously hunted when seen from the settlement, and the Inuit shot them while seal-hunting at least occasionally. In 1921, the returns indicate a catch of at least 13 whales (26 halveskins) (H.B.C., A.95/94). In view of the infrequency of the narwhal's occurrence in this area (Hantzsch, 1932, p. 8), it is of interest that one was taken in a seal net on 7 November 1931 (Table XIX).

Judging by the catch records in Table XVIII, white whales appeared at the floe edge near Port Burwell in late May and early June. They were rarely seen in summer. Most catches were made during October and November (also see Brice-Bennett, 1980, p. 27). "Whales" were seen in the harbor at Port Burwell on 15 August 1884, but whether or not these were white whales is unclear (Gordon, 1885b, p. 43).

Labrador coast south of Port Burwell

White whales are known to have been seen and caught at least occasionally along the Labrador coast south of Port Burwell (e.g. Kohlmeister & Kmoch, 1814, p. 17; Bangs, 1909, p. 459; Brice-Bennett, 1977a, p. 113, 147, 173, 185, 189; 1980; Taylor & Taylor, 1977, p. 64; Elton & Ashburner *in* Boles, 1980; Campbell, 1980; Table XX). The best hunting ground supposedly was between Hebron and Port Burwell (Williamson, 1964, p. 52). Schools were "not uncommonly seen" along the coast near Okak in summer during the nineteenth century (Packard, 1866, p. 272). Much of the anthropological literature pertaining to Labrador contains references to cetaceans; these references are frequently confused by problems in species identification. Like HBC employees, Labrador settlers may have sometimes called white whales "porpoises". Thus, references to porpoises in early accounts should not automatically be assumed to mean harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) (*contra* Brice-Bennett, 1977b, p. 376).

White whales reported in HBC records of Labrador posts were usually few in number (Table XX). Whales appear to have been an unexpected supplement in what were essentially seal-, fish-, and caribou-based native economies. Most observations of white whales were made in spring (June) or fall (September-November). The comment at Nachvak in late March 1905 that white whales were being seen daily at the floe edge implies some overwintering in the area (also see Sergeant & Brodie, 1969, p. 2574). There is evidence that white whales were once significant to the hunting economies of Labrador Inuit as far south as Hopedale (Taylor, 1977, p. 53; Brice-Bennett, 1980).



Figure 11. The settlement at Port Burwell, sometime between 1902 and 1927. (Photo from Captain Mack Album, Notman Archives, McCord Museum, McGill University, MP597(172)).

TABLE XVIII
Information on white whales, from Port Burwell post journals

<i>Date</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>B.466/a/-</i>
7 October 1920	Moravian Mission "secured one white whale."		1	1,fo.8
8 October 1920	"Great excitement was caused today by a school of white whales coming in the Harbour. Everybody was out with a rifle, shotgun or some sort of fire-arm. After a great deal of shooting six whales was killed and several wounded."	+	6	1,fo.8
4 November 1920	A white whale seen in a net; not secured.	1		1,fo.13
13 November 1920	In seal nets.		2	1,fo.15
25 November 1920	In seal net.		1	1,fo.17
13 August 1921	"Packing whale hide."			2,fo.12
28 October 1921	In seal net; tore it up badly.		2	2,fo.29
14,17 November 1922	In seal nets.		3	3,fos25,26
11 October 1924	"Young"; in seal net.		1	4,fo.17
29 October, 12,14,17 November 1924	In seal nets.		4	4,fos20-23
16 May 1925	"Boys hauling seal blubber & Whale meat over from sealing place."			4,fo.45
30 November 1926	In seal net; hauled through newly-forming ice.		1	6,fo.27
30 September 1927	"Went down to the Mission End to count the barrels of whale oil."			8,fo.16
6 June 1928	"Natives catching quite a few White Whales & Seals."		+	9,fo.1
21 October 1928	In seal nets.		2	9,fo.19
1929	294 lbs porpoise hide returned.		est.7	[G. Whitman, pers. comm., 12 March 1980]
13 June 1930	Shot by native "up at the straits"; lost.	1		10,fo.3
31 May 1931	By natives at floe edge.		1	10,fo.66
12 August 1933	"Large"; shot; "whale hide for lunch tomorrow."		1	13,fo.13
25 May 1934	Taken by a native while seal-hunting.		1	13,fo.80
10 June 1938	Shot by natives; "small" one secured; the other lost "under the ice."	2	1	15,fo.3
2 November 1938	Seal net damaged "by what we think was a whale."			15,fo.47
18 November 1938	In seal net; "partly eaten by a shark"; they "made quite a mess of the net."		1	15,fos52,53

ECONOMIC CONSIDERATIONS

White whale skin was traditionally used by the Inuit to make indoor shoes or shoes to be worn in cold, dry weather (Turner, 1894, p. 214-215; also see Lyall, 1979, p. 78). A commercial market for "porpoise" leather developed during the eighteenth and nineteenth centuries, and hides were a major product of the commercial hunt for white whales in Hudson Strait and Ungava Bay.

Whale hides and oil were valued in dollars in the post returns. Credit to the hunters who brought

products to trade was expressed in "skins". One skin represented the value of a single prime beaver pelt, or one "made beaver". At the Hudson Strait posts in 1912, narwhal horns were valued at 80 skins for large, 30 skins for small; porpoise and walrus fat was purchased for 1 skin per lb; walrus hides were worth 2 skins for 10 lbs or 50 skins each, walrus ivory 2 or 3 skins per lb; large porpoise hides, clean and "green", were traded at 15 skins per half, medium size were 10 skins per half, and small were 5 skins per half (H.B.C., B.368/b/2, fos. 12,99). In the same year

porpoise hides were estimated to be worth \$4.60 per side.

Considerable annual and overall variability in the value of white whale hides is suggested by Finley *et al.*'s (1982) Figure 21. In some years the HBC sales, and by implication the numbers of hides traded at the posts, appear to have been directly related to prices, but such a relationship is not consistently obvious. The hide market doubtless had a significant bearing on the demand for white whales at the trading posts, and this demand must have affected the size of catches. However, factors other than the value of hides also affected the level of hunting effort. As noted above, the need to keep natives employed during summer, and the desire to discourage competition from other trading concerns at sites such as George River, were among the reasons for establishing or maintaining a whale fishery. During the latter half of the 1890's, when according to Finley *et al.*'s graph the hide market was depressed, Wakeham (1898, p. 73) noted:

"At the present time they [white whales] are only taken to provide meat for the dogs in winter, the oil is not saved and the skins have little or no commercial value."

In that year (1897), 77 whales were taken at the Koksoak and Leaf rivers, combined (Table XIV), albeit "entirely for dog food" (Wakeham, 1898, p. 73). The trader at Fort Chimo wrote in 1900 (H.B.C., B.38/b/7, fo. 342d; also see fo. 336d):

"I concur in your opinion that whaling here is not a paying business but we can't very well give it up as otherwise we could not procure feed for our dogs."

The demand for whale meat as dogfood seems to have remained strong. In 1962 George River hunters were paying \$30 per barrel, and the George River cooperative was offering to pay \$20 per barrel with the intention of re-selling the meat to men involved in a logging project (Anon., 1962, p. 9).

An HBC policy document prepared in 1926 (H.B.C., Unclassified Documents) called for the retention and preservation of "muktuk" from white whales at posts where they were caught. Its value as dogfood was highly touted:

"This material ... is exceedingly rich in protein matter and a small quantity will sustain a dog for an exceedingly long time. Conserved as indicated it only occupies $\frac{1}{3}$ the space of ordinary dog food and hence can be carried on long sleigh journeys,

eliminating the danger of running short of dog feed."

The document goes on to deplore the wastage involved when large numbers of whales (or seals) are taken in a short time. A preferred approach would be to "so organise the natives at given points that 10 or 15 whales are netted and dealt with each day." If the hides were to be sold commercially rather than consumed locally by people or dogs, their treatment required careful "deblubbing" to avoid gashes:

"A slight cut or scraping of the surface of the hide will damage the grain wherein lies the strength and appearance of the final leather."

Since putrefaction was rapid, salt needed to be applied liberally to both sides of a hide as soon as possible.

Some of the porpoise hides shipped to Great Britain in 1925-26 were "useless for tanning in that putrefaction is so great as to have made the skins absolutely rotten" (H.B.C., A.95/118, *Walrus Hides*, 26 January 1926; also see *ibid.*, letter from London Manager to District Manager, St. Lawrence/Labrador District, 28 January 1926). Vladykov (1944, p. 150) noted that a properly salted hide could be kept for several years without deteriorating.

A document called "Policy of Maintaining Conserved Seal and Whale Meat at Posts to Safeguard against Starvation of Natives during periods of scarcity of Fresh Meat" was circulated in 1926 (H.B.C., Unclassified Documents). The HBC's policy of conserving meat, "if only in a small way", was pursued at least in part because it promised to be "of material service politically".

In the early 1930's there was a strong commercial incentive for procuring white whale hides. "Porpoise Hides are in good demand in London, at a price which enables us to ship profitably" (H.B.C., D.FTR/24, 1932). The returns for the Ungava District (including posts at Southampton and Mansel islands, Povungnetuk, and Port Harrison, in Hudson Strait and Ungava Bay, and on Baffin Island) in outfits 261 and 262 (1931 and 1932) included, respectively, 7,884 kg (17,345 lbs) and 10,799 kg (23,757 lbs) of porpoise hide.

During the 1880's, when relatively large catches of white whales were made in southern Ungava Bay, the value of oil was so low that it was "very hard to make a profit" (H.B.C., B.38/b/6, fo. 138d). The demand for whale oil was spurred in 1914 after a means had been found for "solidifying" whale and seal oils: "large quantities can be disposed of at satisfactory prices" (letter to R. Par-

TABLE XIX

Data on whales other than white whales in the Ungava Bay, Hudson Strait, and Labrador regions, from HBC records

<i>Date</i>	<i>Post</i>	<i>Comments</i>	<i>Archival code</i>
5 July 1831	Fort Chimo	Eskimos traded "a little whale bone."	B.38/a/2,fo.33
18 April 1842	Fort Chimo	A party of Eskimos from the westward brought some "whale bone" to trade.	B.38/a/8,fo.39
25 July 1842	Fort Chimo	Eskimos traded "a small quantity of blubber & whalebone."	B.38/a/8,fo.43d
9 September 1842	Fort Chimo	Native brought up "a little down & Whalebone."	B.38/a/8,fo.46d
21 November 1928	Hopedale	A seal net was "damaged considerably by a Gramphiss getting in to it."	B.420/a/3,fo.50
14 July 1870	Davis Inlet	"Saw the first bottlenose whale..."	B.52/a/1,fo.16
18 July 1871	Nachvak	Saw first "Grampus" of season, "so that we will soon I hope have some Codfish."	B.138/a/2,fo.3d
6 August 1871	Nachvak	Saw 2 "Grampus"; "we now see one or more of them every day in the bay."	B.138/a/2,fo.5
17 August 1871	Nachvak	2 "Grampas" seen.	B.138/a/2,fo.5d
22 July 1873	Nachvak	"Grumpas" and codfish have disappeared "since the ice visited us."	B.138/a/3,fo.10
18 November 1874	Nachvak	"Great numbers" of harps and bed-lamers seen, supposedly "driven up by a kind of whales, that the Esquimaux saw at the mouth of the bay."	B.138/a/3,fo.29d
10 November 1900	Nachvak	A "grampus" seen "playing" in front of post.	B.138/a/5,fo.15
13 July 1906	Nachvak	First "grampus" seen — "very Early for Same."	B.138/a/8,fo.83d
1 August 1905	Nachvak	Saw first grampus.	B.138/a/8,fo.65d
11 August 1903	Nachvak	"Saw quite a Large school of Jumping Pot headed small whales, or some thing of that kind."	B.138/a/8,fo.30
20 July 1903	Nachvak	"Grampuses" seen in the bay for a week.	B.138/a/8,fo.29
3 November 1941	Hebron	"A very large number of grampus's were seen in the harbour today which is unusual for Labrador to see so many in one school."	B.418/a/3,fo.30
13 April 1932	Lake Harbour	Large Greenland whale (bowhead) found near Big Island; dead and frozen in ice.	B.430/a/9,fos116-117
29 December 1925	Amadjuak	Narwhal killed early in fall, near Etinik; tusk broke and sank before hunter killed whale[?].	B.380/a/5,fo.46
15 March 1929	Amadjuak	First Dorset camp had "lots of meat and dog-feed"; "lately found a whale washed up on the other side of the post."	B.380/a/8,fo.25
23 September - 5 October 1931	Amadjuak	Two whales near post, chased; one finally killed; measured 28 ft 4 in; not a bowhead; species undetermined.	B.380/a/10,fos19-23
12-13 October 1915	Cape Dorset	Men employed sawing and dressing whalebone for cometic runners — found previous winter; poor quality; dry and cracked.	B.397/a/1,fo.95
10 July 1935	Cape Dorset	"A small grampus [?] was seen... unable to get a shot."	B.397/a/5,fo.10
February 1927	Port Burwell	"Morgan discovered a species of whale that does not usually frequent these waters. Later on in the month, Bobby	B.466/a/6,fo.44

TABLE XIX (continued)

<i>Date</i>	<i>Post</i>	<i>Comments</i>	<i>Archival code</i>
7 November 1931	Port Burwell	(the prophet) discovered another similar mammal, on the land wash. Some bullet holes found on them suggest that they came from Georges River, as they shot at — and got one or two — some, which contrived to make their escape, although it was seen they were badly wounded."	
11 December 1922	Wolstenholme	A narwhal taken in a seal net. Natives arrived, "have found the (Dead Whale) seen the fall." [Probably a bowhead.]	B.466/a/11,fo.31 B.368/a/8,fo.39
12 December 1922	Wolstenholme	At floe edge native "seen a large Whale & a young one... had several shots at the Whales, but took no effect." [Probably bowheads?]	B.368/a/8,fo.39
30 March 1923	Wolstenholme	One man not hunting because of effort to secure whalebone, apparently from bowhead carcass located in previous December.	B.368/a/8,fo.60
17 April 1923	Wolstenholme	Wakeham Bay natives arrived to get dogfood from "the Whale cache."	B.368/a/8,fo.65
28 April 1923	Wolstenholme	Rifle traded to "Sole owner of the Whale Bone," on understanding that the bone be brought to the post.	B.368/a/8,fo.67
12 August 1923	Wolstenholme	Went to see "that whale" at Digges Is. "Palliser got the Bone out, and says it is a 20' Bone."	B.368/a/9,fo.21
7 October 1923	Wolstenholme	Woman "brought teeth of the whale picked up the spring by Nalluiuik."	B.368/a/9,fo.33
29 March 1924	Wolstenholme	Fox signs reported "around that old Whale at Diggs Isld."	B.368/a/9,fo.65
15-30 May 1924	Wolstenholme	Employee "cleaning whale bone."	B.368/a/9,fos.76-78
2 November 1926	Wolstenholme	"Big black whale swimming about in the harbour. Ford & Mesher intended to go over to the other side & drive him ashore but before they got over he cleared out...". [This was undoubtedly a bowhead.]	B.368/a/12,fo.29
7 March 1910	Fort Chimo	"Some Eskimo reported that a large Greenland whale has been seen frozen in the ice at the mouth of Avlogiek."	B.38/a/35,fo.45d

sons, Officer-in-Charge, Straits District, from F. C. Ingram, Secretary, London Office; H.B.C., A. 12/ FT 327/1, 1892-1916). It was important that the oil be extracted while the blubber was fresh, "as otherwise the oil is offensive to the smell and there is a considerable deposit."

Also at this time, porpoise hides could be sold for "good prices when properly handled" (*ibid.*). An effort was even made in 1914 to develop a commercial market for native-made porpoise-tooth necklaces. Traders at Hudson Strait posts were encouraged to secure as many of these necklaces

as they could and to forward them with their fur returns.

WHITE WHALE PRODUCTS TRADED TO PELAGIC WHALERS IN HUDSON STRAIT

Trading, supply, and exploration vessels that traveled through Hudson Strait en route to Hudson Bay during the eighteenth and nineteenth centuries usually followed the north shore at least as far as Big Island, just west of Lake Harbour (Ross, 1975, p. 25; Catchpole & Faurer, 1983). Contact frequently was made with natives in the vicinity of the Middle Savage Islands (Saddleback) and

at Big Island. Whalebone (baleen), whale oil, and walrus and narwhal ivory certainly were traded, and some of the oil may have come from white whales as well as bowheads. Regular whaling voyages to Hudson Bay were made by American and Scottish whalers after 1860.

A shore whaling station was operated at North Bluff, on the outer coast of Big Island, from about 1880 to the early 1890's (Gordon, [1884?], p. 15; Ross, 1975, p. 61-63). The main purpose of the station was to secure bowheads, but there is no reason to suppose white whale oil was not obtained opportunistically. In 1900 Robert Kinnes and Sons of Dundee established a mica mine at Lake Harbour (Ross, 1975, p. 83). The whaling and trading ship *Active* called at Lake Harbour on its way to and from the whaling grounds in Fisher Strait and Roes Welcome Sound. Beginning with the year 1902, the *Active*'s returns were mentioned in secondary sources (e.g. Lubbock, 1937, p. 442 *et seq*; Southwell, 1903, 1904, 1906, 1907, 1908). These often included white whales. The locality, however, was not given precisely. Although at face value the site of captures might be interpreted as "Hudson Strait" (cf. Mitchell & Reeves, 1981, Table 10), it seems more likely that many of the white whales reported as part of the *Active*'s cargo were killed in northern Hudson Bay, particularly around Southampton Island.

Discussion

PAST POPULATION SIZE

The catch data available for Hudson Strait trading posts (not including those in Ungava Bay) do not lend themselves to an analysis leading to a meaningful estimate of early population size. White whales were shot and taken in nets at many sites in the strait, but nowhere was an organized commercial drive fishery conducted over a period of years. There is no area or period for which a high catch, resulting in local depletion of the whales, can be documented. Any analysis based solely upon catch records for Hudson Strait would, in any case, be confounded by the likelihood that whales from Hudson Bay and other areas migrate into or through the strait seasonally (Finley *et al.*, 1982). It is desirable to consider catches from all parts of a stock's range in evaluating that stock's past population size. Though there is an extensive record of white whale exploitation in western Hudson Bay, there has as yet been no comprehensive reconstruction of the catch history for that area.

The whales summering in and near the mouths of the Leaf, Koksoak, and Whale rivers of southern Ungava Bay were the targets of an intensive

commercial fishery. The fishery spanned approximately 45 years, but the highest catches occurred between about 1877 and 1897 (Fig. 10). During these 21 years at least 1,340 whales were taken from the three rivers combined. The actual catch was considerably higher. The highest documented catch in a single decade was 820 whales taken from 1883 to 1892. During the five years before this decade, at least 93 whales were taken; during the five years following, 340. These data are uncorrected for hunting loss, which probably was low in the drive-net fishery. The data take account of only some of the whales killed by Inuit kayak hunters individually. Thus, while the record of whales landed in the organized HBC drive-net fishery may be reasonably complete for most years in the period 1881-1898 (Table XIV; Finley *et al.*, 1982, Appendix 1), that of the whales killed by Inuit hunters is certainly incomplete. To account for whales killed but not included in the catch returns given in post journals and correspondence (e.g. whales taken or killed and lost by kayak hunters for domestic use, whales killed by post employees but for some reason not mentioned in the available written accounts, etc.), some additional animals would have to be added to the documented catch for most years.

Based on only documented removals summarized above for the decade 1883-1892, and using the assumptions and procedures for a cumulative catch estimate as discussed by Mitchell & Reeves (1981) and Reeves & Mitchell (1984), there were at least 820 white whales in the aggregate summering population at the three rivers in southern Ungava Bay (Leaf, Koksoak, Whale) in the early 1880's. Considering that the catch record is incomplete for the period 1883-1892 and that substantial catches (at least 340 whales) were made in the commercial fishery during the five years immediately following the peak decade, we conclude that a crude estimate of about 1,000 whales for the southern Ungava Bay summering population in 1883 (before whaling began that year) is reasonable, and probably conservative. Thus, our conclusions and interpretations are consistent with the statement by Finley *et al.*, (1982, p. 21) that "the population could not have been smaller than about 1000 in order to sustain these losses [a minimum of 778 whales taken between 1881 and 1890]".

STOCK IDENTITY

Definition of "stock"

We use the term "stock" in two senses herein, both in the context of fisheries biology. A "genetic stock" has been defined as a subpopulation which has "an insignificant degree of genetic exchange with adjacent stocks" (Allen, 1980, p. 8), although

TABLE XX

Information on white whales, from Labrador journals (posts south of Port Burwell)

<i>Date</i>	<i>Post</i>	<i>Comments</i>	<i>No. seen</i>	<i>No. taken</i>	<i>Archival code</i>
7 June 1927	Hopedale	In harbor; chased.	2		B.420/a/2,fo.2
18 June 1927	Hopedale	Ca 2nd wk of June; between Hopedale and Adlatok Bay.		1	B.420/a/2,fo.3
23 May 1928	Hopedale	Natives arrived from floe edge "with one white-fish shared among them."		1?	B.420/a/2,fo.34d
5 June 1928	Hopedale	By natives; in harbor.		1	B.420/a/3,fo.2
6 June 1928	Hopedale	In harbor.	"Several"		B.420/a/3,fo.2
24 September 1928	Hopedale	Chasing by 6 motor boats.	"Some"		B.420/a/3,fo.26
7 June 1929	Hopedale	A "white fish" killed by several natives at floe edge.		1?	B.420/a/4,fo.2
3 August 1869	Nachvak	A "porpoise" — "all the men went after him but they could not get him."	1		B.138/a/1,fo.11
5 June 1899	Nachvak	Native arrived with "White Whale fat."		+	B.138/a/4,fo.22
25 June 1899	Nachvak	In the bay.	"Some"		B.138/a/4,fo.23
26 December 1899	Nachvak	4 men had caught "nearly 500 Seal & 11 White Whales in nets."		11	B.138/a/4,fo.33d
1 July 1900	Nachvak	Native kayak hunters had "done fairly well with seal & whale" in spring hunt.		+	B.138/a/5,fo.6
14 September 1900	Nachvak	Seal net put out "to try & get it."	1		B.138/a/5,fo.10d
30 September, 1 October 1900	Nachvak	From post.	1		B.138/a/5,fo.11d
16 October 1900	Nachvak	Natives arrived with "quite a lot of White Whale fat"; a large one killed.		1	B.138/a/5,fo.13
17 October 1900	Nachvak	Mending "big hole made [in net] by the White Whale."			B.138/a/5,fo.13
12 November 1900	Nachvak	In seal net; large.		1	B.138/a/5,fo.15
7 June 1902	Nachvak	Native arrived.		1	B.138/a/7,fo.7
22 July 1905	Nachvak	In the cove.		1	B.138/a/8,fo.65
13 June 1905	Nachvak	By native.		1	B.138/a/8,fo.63d
26 March 1905	Nachvak	Natives see them "everyday" at "the water out side."	+		B.138/a/8,fo.59d
7 August 1904	Nachvak		1		B.138/a/8,fo.48d

this does not preclude some exchange of genetic factors between populations. Genetic isolation can be caused by geographical barriers, such as water bodies, land masses, or ice cover, or by biological factors.

The concept of a "management stock" (= "management unit" or "fishable stock") has

been developed for whales within the Scientific Committee of the International Whaling Commission over the years. Management stocks have been defined as "groups which are sufficiently isolated from neighboring groups for major changes to occur in them without affecting the adjacent stocks" (Allen, 1980, p. 8), but we add the caveat that this applies only over the near

and mid term. In the near and mid term, several management stocks may intermingle on feeding grounds, but remain in large part reproductively separate. However, in the long term out-breeding or exchange of genetic factors between management stocks could become substantial.

In any rational conservation regime, the unit to be conserved is the management stock. (All genetic stocks are, by definition, management stocks as well; however, management stocks are not necessarily genetic stocks.)

Lines of evidence

Several kinds of evidence are appropriate for testing hypotheses about the stock relationships discussed below. In decreasing order of importance, these include: (1) Morphological differences below the species level, pertaining to body meristics and skull features; and biochemical characteristics. (2) Differences in distribution or in timing and routes of migration. (3) Geographical or climatological circumstances (a special case of point 2). (For example, in the case of Arctic cetaceans, the consistent seasonal availability of ice-free water may help define stock relationships. For white whales, the distribution of estuaries having specific characteristics may be the causal factor in stock separation.) (4) Responses to exploitation. (For example, if intensive exploitation in an area results in stock depletion, while abundance in another area remains stable, it can be inferred that different management stocks inhabit the two areas.)

Previous findings for the study area

Using morphometric comparisons, aerial and shore-based observations of living whales, comments from hunters, and historical trends in exploitation, Finley *et al.* (1982) constructed a strong circumstantial argument that the large summer population of white whales from west Hudson Bay winters in Hudson Strait, where the pack ice is largely unconsolidated and in motion all winter (Finley *et al.*, 1982, Fig. 11; Brown & Nettleship, 1981, Fig. 1). They concluded that whales from east Hudson Bay and Ungava Bay (generally, northern Québec) probably also winter in Hudson Strait and thus "mix" with the west Hudson Bay animals. They accepted as conclusive the evidence adduced by Sergeant & Brodie (1969) showing that there are significant morphometric differences between west Hudson Bay and Cumberland Sound animals. Finley *et al.* (1982) presented new data on specimens taken in east Hudson Bay, Hudson Strait, and Ungava Bay, areas not sampled by Sergeant & Brodie (1969). Finley *et al.* considered all their specimens to be more similar to those from west Hudson Bay than

to those from Cumberland Sound. Their general conclusion was (Finley *et al.*, 1982, p. 20):

"Although the two groups of belugas that summer in northern Quebec (i.e. Ungava Bay and Eastmain) cannot be readily distinguished from each other or from the western Hudson Bay belugas on the basis of morphometric data, we believe that the Ungava Bay, Eastmain and west Hudson Bay groups should be treated as separate stocks for management purposes. There is clearly no mixing among these three groups during the summer. In the cases of Ungava and Eastmain groups, the traditionality of their occupation of certain areas and the documented decline in numbers indicate that there is probably little exchange or recruitment from other populations."

Our own study of the catch history of the Eastmain group or stock reinforced this view (Reeves & Mitchell, 1987). However, we would stress that distinctions between management stocks of long-lived marine mammals may become blurred over several marine-mammal generations due to "bleeding" between populations.

Hypotheses

With the evidence presently available, we have developed four hypotheses or sets of hypotheses concerning the stock affinities of white whales from Hudson Strait and Ungava Bay (Fig. 12). These are, in order from broad to fine scale:

1. *There is one widely distributed stock from Cumberland Sound south to central Labrador, from the mouth of Hudson Strait west to Hudson Bay and Foxe Basin, and including animals in all parts of Hudson Bay, James Bay, and Ungava Bay.* This hypothesis is supported by the fact that there is no major hiatus in distribution between any two parts of this large area. (There are, however, seasonal hiatuses in distribution which suggest the existence of subunits of some sort.) This hypothesis is also supported by the fact that extensive open water (outside the shore lead system) is only available during winter in Hudson Strait and Ungava Bay, in the mouths of Hudson Strait, Frobisher Bay, and Cumberland Sound, and in the Labrador Sea. By early December white whales are present in the pack ice at the mouth of Hudson Strait (Conover, Orr & Parsons, 1979). Aerial surveys in March 1978 and 1981 indicated that white whales probably overwinter in many parts of the offshore pack ice in Ungava Bay and Hudson Strait (Conover, Parsons & Orr, 1979; Finley *et al.*, 1982). Sightings in Frobisher Bay and lower Davis Strait during March and April (see Richard & Orr, 1986, Fig. 8a) suggest that these areas also may be used in winter by white whales from Hudson Bay, Hudson Strait and Un-

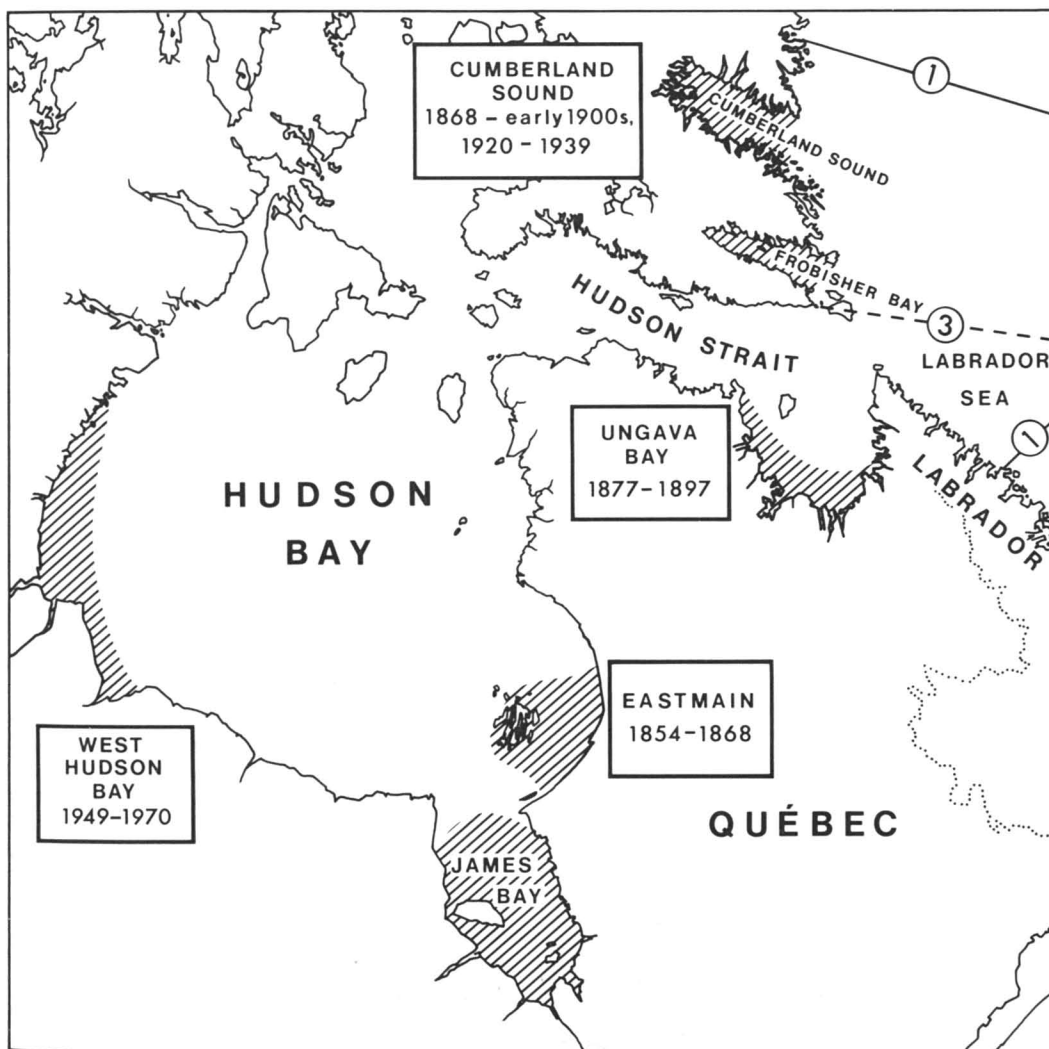


Figure 12. Hypotheses discussed in text under "Stock Identity." Solid line shows approximate stock boundaries under Hypothesis 1; broken line, Hypothesis 3. Hatched areas are those considered under Hypothesis 2. Years indicate periods of intensive commercial exploitation in each area of concentration.

gava Bay. A limited amount of overwintering occurs in James Bay (Jonkel, 1969; Reeves & Mitchell, 1987) and northwest Hudson Bay (Sergeant, 1973), but this does not seem to be sufficient to account for the large summering population in James Bay and eastern Hudson Bay. Trends in exploitation tend not to support this hypothesis (see below). The only way in which morphometric data presented to date contradict this hypothesis is by suggesting that there are significant differences between Cumberland Sound animals and those from all other areas sampled. However, sample sizes are relatively small for two of the areas: $N = 496$ for west Hudson Bay (Sergeant

& Brodie, 1969, Fig. 2); $N = 115$ for Cumberland Sound (Sergeant & Brodie, 1969, Fig. 2); $N = 78$ for northern Québec (Finley *et al.*, 1982, Fig. 16).

2. *There are different "summering" stocks in Ungava Bay, eastern Hudson Bay, James Bay (?), western Hudson Bay, Cumberland Sound, and Frobisher Bay (?).* This hypothesis is neither supported nor contradicted by morphometric data, although the reported differences in length/girth ratios between Cumberland Sound animals and those from Hudson Bay, Hudson Strait, and Ungava Bay (Sergeant & Brodie, 1969; Finley *et al.*, 1982) suggest that at least the Cumberland Sound

population is discrete. Length/girth ratios for exploited populations should be compared with caution because of the potentially confounding effects of density dependent factors relating to size at age. All other lines of evidence support the hypothesis. The timing and routes of white whale migrations, as inferred from the data presented above under Results (also see Mitchell & Reeves, 1981; Finley *et al.*, 1982; Reeves & Mitchell, 1987), suggest that there are significant hiatuses in distribution between the major estuarine assembly sites during summer. The records of white whales in summer along both the north and south coasts of Hudson Strait, while problematical, do not contradict the hypothesis. The "Eastmain stock" was heavily exploited between 1854 and 1868 at the mouths of the Great and Little Whale rivers (Reeves & Mitchell, 1987). It seems to have been seriously reduced with no known concurrent effect on the Ungava Bay or Cumberland Sound stocks. The Ungava Bay stock was heavily exploited between 1877 and 1897 (this paper), and there is no evidence that its consequent decline had any bearing on the abundance of whales in Cumberland Sound (the "Eastmain stock" having been reduced already before 1877). The Cumberland Sound stock was exploited by pelagic whalers from 1868 through the early 1900's but was still abundant (at least 5,000 animals) when the HBC began commercial exploitation in the early 1920's (Mitchell & Reeves, 1981). There is no reason to believe this stock's population abundance was linked in a close or direct way to the population abundance of stocks further south. Although some of the driving by commercial pelagic whalers in Cumberland Sound was contemporaneous with the drive-net fisheries in east Hudson Bay and Ungava Bay, these latter fisheries crashed long before the intensive HBC fishery in Cumberland Sound began (*ca* 1920).

3. *There are two stocks, one centered in Cumberland Sound and Frobisher Bay in summer and the other centered in Ungava Bay, Hudson Strait, and Hudson Bay in summer.* The morphological evidence supports this hypothesis, as far as it goes. However, white whales have not been sampled in Frobisher Bay in summer. The evidence on distribution does not support this kind of partitioning of stocks, as the summer hiatuses in distribution between, for example, the Ungava Bay and Eastmain, or the Eastmain and west Hudson Bay groups are as great as that between the Cumberland Sound/Frobisher Bay and Ungava Bay groups. There is no particular reason, on geographical or climatological grounds, to assume that the whales from Cumberland Sound and Frobisher Bay do not mix during winter with animals from the areas further south and

west (cf. Richard & Orr, 1986). As stated earlier, the Cumberland Sound stock's history of exploitation does seem to be out of phase with those of the Ungava Bay and Eastmain stocks, but it is no more different from them than they are from each other.

4. *There are many different stocks, each distinguished by its tendency to "home" in summer on a particular estuary or complex of estuarine embayments.* The morphological evidence published to date is not on a fine enough scale to evaluate this hypothesis. Putative body size differences between the whales hunted at Great and Little Whale rivers (Reeves & Mitchell, 1987) are probably spurious, caused by age or sex segregation, sampling bias of some sort, or year-to-year fluctuations in condition. The differences that might be expected between "stocks" summering at geographically proximate river mouths probably could only be detected by fine-scale biochemical analyses (cf. Fraker *et al.*, 1985). The fact that large aggregations of white whales are present in many different estuaries simultaneously supports the hypothesis that these represent separate management stocks. However, it is important to evaluate the age and sex distribution of the animals in a given estuary to determine whether some kind of segregation within a single population could account for the simultaneous presence of whales at several different estuaries. Also, it is necessary to exclude the possibility that a single group of whales visits a number of estuaries in succession, moving rapidly from one to the next. In other words, "simultaneity" must be interpreted narrowly.

Two cases have arisen in our work to date which allow us to consider differences in exploitation trends between two or more estuarine "stocks". The exploitation regimes at the Great and Little Whale rivers were really so closely linked that it is impossible to judge how, if at all, exploitation at one river might have affected whale availability at the other river. However, the present-day situation at these two rivers is of interest. Breton-Provencher (1980) observed whales along the Eastmain coast from Long Island north to Richmond Gulf and concluded, on the basis of observed movement and distributional patterns, that two separate "herds" were involved. One of these was centered in Richmond Gulf and the Little Whale River estuary; the other, in Manitousuk Sound and the Great Whale River estuary. Finley *et al.* (1982) found no whales between the Great Whale River and Richmond Gulf but did find a concentration at the mouth of the Nastapoka River, an area not covered in Breton-Provencher's surveys. The Nastapoka concentration is consistently present in August (Manning, 1946; Finley *et al.*, 1982; Caron & Smith, 1985; Smith & Breton, 1986;

Smith & Hammill, 1986). Thus, it may be viewed as a possible second or third "stock" on the coast of eastern Hudson Bay.

In southern Ungava Bay, the exploitation regimes at the Leaf, Koksoak, and Whale rivers can be compared in order to judge whether each river may have had its own "stock" of whales. In fact, the HBC whalers seem to have found that whilst the whales had become scarce (or at least very difficult to catch) in the Koksoak River by the mid-1880's, high catches could be made with relatively little effort at the Whale River, and later at the Leaf River. However, as recounted in the text above (under "*Fort Chimo — 1880's*" and "*Fort Chimo — 1890's*"), the trend was not consistent. Substantial catches were made at the Koksoak River during and even after the periods when the Whale and Leaf rivers were productive. It may also be significant that whaling at the Whale River generally began in June and ended before mid-July (Finley *et al.*, 1982, Appendix 9; Table XVI), whereas it usually began at the Koksoak River the second week of July and at the Leaf River sometime after 4 July, continuing at the latter through September and into early October (see above). Such a schedule, if it gives a true indication of whale availability in the three rivers, would tend to support the view that the same whales moved from one river to the next and thus that the three rivers did not have separate stocks in any sense.

Evaluation

Hypotheses 1 and 2, and to a lesser degree 4, conform to the model for white whales developed by the Sub-Committee on Small Cetaceans of the IWC Scientific Committee in 1979 (IWC, 1980, p. 117). This group proposed that a situation in which several summering herds occupy the same wintering grounds allows two alternate interpretations: (1) that the winter population consists of a single interbreeding stock which disperses in spring, or (2) that the whales from different summering grounds constitute separate stocks that winter in a common area. Although hypothesis 1 may be valid in that the whales from many different summering sites converge on Hudson Strait and environs during winter (and they may even interbreed there, thus making them a broad "genetic stock" by our terminology), hypotheses 2 and 4 have compelling merit for management purposes. If the management objective is, as we believe it should be, to maintain viable populations of a species throughout its range, then such summer populations should be conserved in at least Ungava Bay, eastern Hudson Bay, western Hudson Bay, and Cumberland Sound.

Frobisher Bay and James Bay are areas about which too little is known at present to say whether they have separate summer populations. Smith *et al.* (1979, p. 21), on the basis of comments by Inuit hunters about white whale movements along the outer coast of Hall Peninsula, speculated that the animals moving through Anderson Channel may be "part of the summer population seen in Cumberland Sound" (also see Richard & Orr, 1986). Recent summer surveys of James Bay resulted in an estimate of 740-1,970 white whales widely distributed throughout the bay (Smith & Hammill, 1986).

The scale to be considered may be even finer than we have allowed. In every instance in which adequate samples of small cetaceans have been studied, pronounced geographical variation (and the inferred reproductive isolation) has been found to exist (Perrin, 1984). Populations of white whales summering at specific river mouths may be sufficiently distinct from one another to warrant their treatment as separate management stocks. This could mean, for example, that it is important to conserve viable populations in each of the major river mouths of southern Ungava Bay (Leaf, Koksoak, and Whale) formerly used by white whales. The data on trends in catches through time and on season of occurrence in the three rivers do not necessarily support the hypothesis that these three populations are distinct, however. It is intriguing to speculate whether human exploitation in historic times has reduced these or other local populations to such low numbers and reinforced their spatial isolation sufficiently that changes in population characteristics (such as length at age) are occurring through the founder effect on small gene pools.

CONSERVATION STATUS

Hunters on the northeast Labrador coast reported that white whales, which had been plentiful there, began to decline locally during the 1950's (Brice-Bennett, 1980, p. 25-27; also see Brice-Bennett, 1977a; Boles, 1980). The sighting of more than 200 white whales on 8-10 June 1979 in a polynya within 15 km of the Labrador coast between Cape Chidley and Nachvak (58°50'N-59°55'N) (Boles, 1980) indicates that some white whales still occur there during late spring. Whether this occurrence is regular or sporadic, and whether these whales are or are not part of the stock(s) moving seasonally into Ungava Bay and Hudson Strait, are unanswered questions.

H. M. S. Cotter made the following statement regarding the HBC's white whale fishery in Ungava Bay in 1910 (H.B.C., A.74/20, 1910-1911, fo. 61; see Elton, 1942, p. 345):

"At one time we carried on a White whale or porpoise fishery at Ungava [Koksoak River], Leaf River and Whale River, but the whales got killed out and very shy and the business became unprofitable."

It is clear that by the turn of the twentieth century, whether because the stock was depleted or the whales had become wary enough to avoid capture, the company no longer expected the Ungava Bay whale fishery to make a profit. We emphasize, however, that factors other than the marketability of white whale products — including the need for dogfood and a desire to keep native help employed in weeks preceding the salmon fishery — meant that the HBC kept hunting white whales after their numbers had declined to uneconomic levels. Thus, the population summering in the Koksoak River in particular, because of its ready accessibility to Fort Chimo residents, may have been seriously overhunted.

Though the data are very crude for any analysis of catch per unit of effort, particularly in view of the fact that the catches for some years are incompletely documented, there is a strong suggestion that the whale population in the Koksoak River was overfished between 1876 and 1903 (Fig. 13). Effort, defined for each year as the number of days between the starting and closing dates of the organized drive-net fishery

(Table XIV), remained fairly constant. Documented catch per whaling day declined markedly after 1885 and, in spite of a slight improvement in 1896 and 1897, declined even further thereafter. The trend is even more convincing for the Leaf River, though the data are fewer. Effort, defined for each season as the total number of days between the Fox's departure and arrival dates (excluding those trips when ice conditions forced the vessel to return; Table XIV), increased fairly steadily from 1891 through 1897, while catch per whaling day (calculated as total season's catch divided by total days in the season) decreased steadily over the same period (Fig. 14).

Findlay (1955, p. 32) expressed the belief that the organized commercial hunt for white whales in Ungava Bay had caused a significant decline in the local summering population(s). She noted that during the early 1950's whales were seen only "occasionally" in the Koksoak River and that their low numbers "would never justify" a resumption of the organized hunt there. Nevertheless, Currie (1968, p. 23) claimed that, by all accounts, white whales were "plentiful" on the west side of Ungava Bay and "underexploited" there.

There may, in fact, be some basis for both of these seemingly contradictory opinions. The stock or stocks that summered in Ungava Bay and were

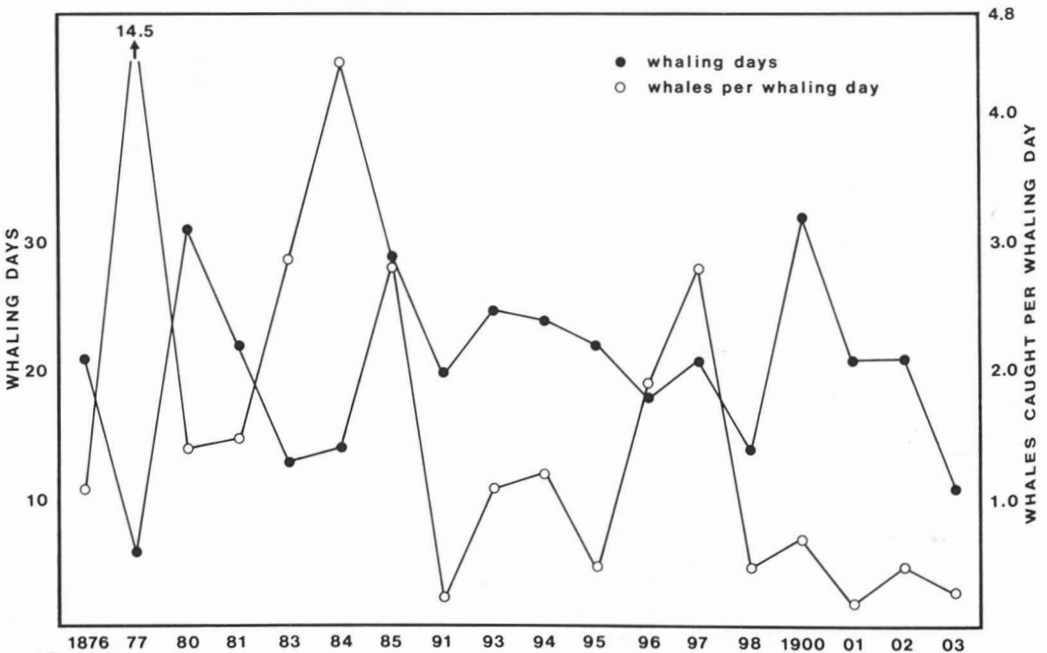


Figure 13. Koksoak River whaling, 1876-1903: effort (whaling days) and catch per whaling day.

fished extensively at the Leaf, Koksoak, and Whale rivers during the nineteenth century appear to have become seriously depleted. However, at least part of a migrating population from Hudson Strait apparently moves into Ungava Bay, particularly the west side, during September-October. It may well be this annual, or at least periodic, influx that caused Currie to conclude that whales remained abundant in western Ungava Bay. The report of about 2,000 whales off the Tuktitu River in late September 1961 (Anon., 1962) may well refer to animals that had summered somewhere outside southern Ungava Bay.

The estimated total catch for Ungava Bay in the ten years 1974-83 is 988 white whales (including Port Burwell, George River, Fort Chimo, Leaf Bay, Hopes Advance Bay, and Payne Bay) (data from NHRC, *no date* [1976], 1982a, b; Betteridge, 1985). This figure is somewhat higher than the 10-yr totals for 1880-89 (probably between 700 and 1000) and 1890-99 (at least 688), which however apply only to the commercial fisheries at the Whale, Koksoak, and Leaf rivers. The catches made since 1974 demonstrate that the commercial fishery in the 1880's and 1890's did not eliminate or drive away the white whales from southern Ungava Bay. It would be useful to know

more precisely where and in what months the catches, particularly those by Fort Chimo and Leaf Bay hunters, were made.

Some historians have accepted the reasoning of local hunters and fishermen that the disappearance of marine mammals from a particular assembly area, or at least the failure of a local fishery, is evidence of avoidance by the whales rather than depletion or extirpation (e.g. Francis, 1977; Francis & Morantz, 1983, p. 147). However, in most cases where biological evidence has been available to evaluate the situation, it appears that local or regional depletion of a stock has been the reason for a species' disappearance or the failure of a fishery. "It is not a simple matter for populations to change their traditional feeding sites and shift migration routes" (Brodie, 1984, p. 153). The very fact that white whales keep returning to areas where they are hunted, thus exhibiting what might be interpreted as a rather high degree of "tolerance", testifies to their ecological dependence upon specific estuarine conditions (cf. Finley, 1982; Finley *et al.*, 1982; Caron & Smith, 1985; Smith & Hammill, 1986), or to their evolutionary fixation on a particular migration pattern and schedule. The latter would be particularly plausible for a group of animals living in an en-

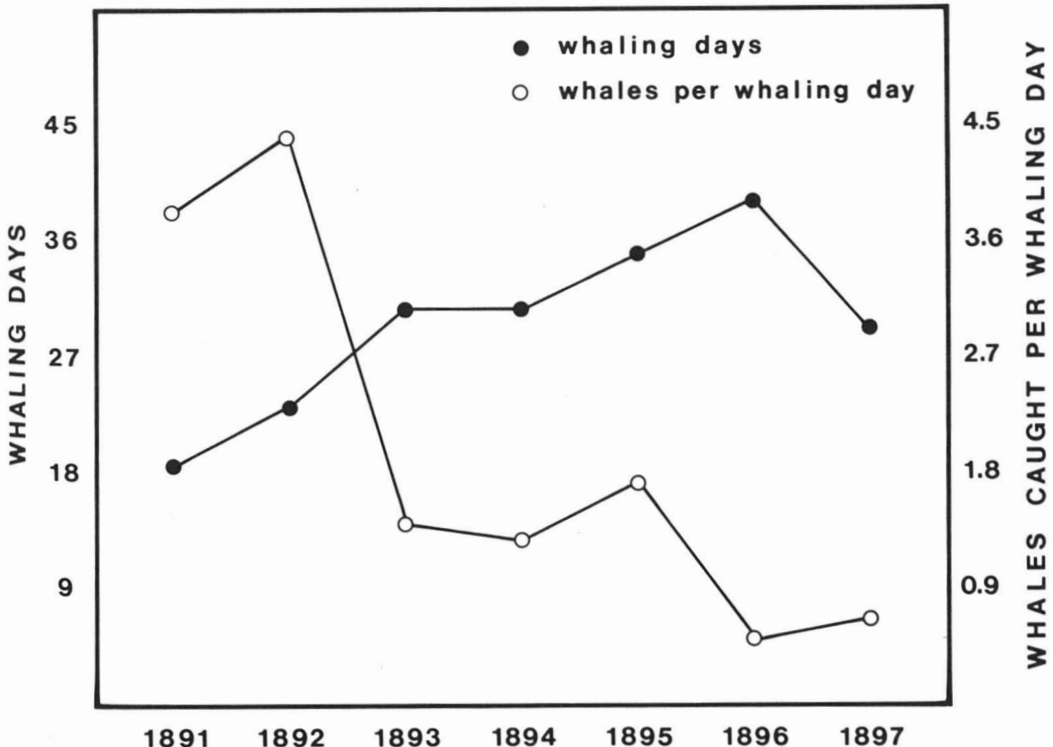


Figure 14. Leaf River whaling, 1891-1897: effort (whaling days) and catch per whaling day.

vironment where access to essential habitats is controlled by ice conditions.

The surveys flown by Finley *et al.* (1982) on 23 and 24 July 1980, a time of year when white whales formerly would have been plentiful in the Leaf, Koksoak, Whale and George river estuaries (e.g. Tables XIV, XV), resulted in sightings of only 42 animals. Nearly all of these were in the Leaf (11) and Mucalic (24) rivers. Coastal aerial surveys of Ungava Bay by Makivik Corporation on 24, 25 and 31 July and 25 August 1982 resulted in a maximum of 23 whales sighted; their offshore surveys on 26 and 28 September 1982 yielded sightings of only 6 whales (Smith & Hammill, 1986). Intensive coastal and offshore aerial surveys of Ungava Bay in 1985 resulted in the sighting of only two white whales, all near the George River estuary (Smith & Hammill, 1986). That substantial numbers of white whales still summered in the Mucalic River estuary as recently as 1962 is shown by the data in Table XVII. However, hunters from at least George River and Fort Chimo have taken white whales, many of them mothers with young calves, at the Mucalic River since 1962 (Kemper, 1980; Finley *et al.*, 1982).

The major summer concentrations of white whales formerly found in southern Ungava Bay appear to have been extirpated or very nearly extirpated by a combination of commercial whaling during the late nineteenth century and subsistence hunting before and since then.

Conclusions and recommendations

1. The history of white whale exploitation in Hudson Strait and Ungava Bay indicates that these areas were used extensively by white whales throughout the year. There is evidence for a major influx into Hudson Strait, probably from the west, during autumn, as well as overwintering. Summer concentrations of white whales at river mouths in southern Ungava Bay were large enough to influence Inuit demography and to support a commercial whaling initiative by the HBC.

2. White whales have been hunted for centuries by the Inuit of Hudson Strait and Ungava Bay. Organized commercial exploitation did not begin until the second half of the nineteenth century. This commercial whaling was most intensive from about 1877 to 1897. Although the catch record is incomplete, it does not appear that the Ungava Bay summer population of white whales was as large as those found along the Eastmain coast (eastern Hudson Bay) (Reeves & Mitchell, 1987) and in Cumberland Sound (Mitchell & Reeves, 1981). The documented level of exploitation in Ungava Bay could have been realized with an

aggregate whale population of about 1,000 present in 1876.

3. An intensive search for further information on catches and occurrences of white whales in Frobisher Bay might help clarify questions about the relationship between whales in Cumberland Sound and those in Hudson Strait and Ungava Bay. Also, the Hudson Strait catches (at least those made during fall, winter, and spring) might be used in conjunction with summer catches made in western and northern Hudson Bay to learn more about the population(s) in those areas. This would require a thorough search of the catch records for York Factory, Churchill, Whale Cove, Southampton Island, and other sites on the Kee-watin coast of Hudson Bay.

4. Of particular importance in any further study of the history of the Ungava Bay stock is the period after 1897 and before 1974. If white whales were exploited lightly after 1897, it is possible that a depleted population would have recovered by the early 1970's, thus permitting the known harvests since 1974. If, on the other hand, substantial exploitation occurred after 1897 and before 1974, then it would be reasonable to suppose that the whale population was much larger than 1,000 animals initially. Only by studying catch levels after 1897 can we get some idea of the residual population which survived at the end of commercial whaling. The HBC Archives appear not to provide adequate information on whaling effort, whale availability, or catches after about 1908. Other potential sources, such as government files and unpublished reports, the PAC, and the unwritten recollections of living residents in the Ungava region, would be worth exploring.

5. Determination of the stock affinities of white whales in Hudson Strait and Ungava Bay is a major research priority. As discussed elsewhere (Reeves & Mitchell, 1987, in press), the preferred means of proving stock relationships is through a tag-recapture program. The ongoing subsistence fisheries for white whales at various sites in northern Québec and southern Baffin Island afford opportunities for recapturing tagged white whales. What is lacking for the moment is a reliable tag. A further complication in the case of the Ungava Bay summer population is that there are so few animals that tagging and recapture may be either undesirable or impractical, or both. A more acceptable alternative might be to investigate this population's stock relationships through biochemical comparisons (from non-lethal sampling) or radio- or satellite-tracking.

6. The critical state of the Ungava Bay white whale population means that strong and immediate action will be necessary to prevent its complete

extirpation. Specifically, a closure of the summer white whale hunt at the Mucallic River is obviously desirable. It may be necessary to close all the estuaries of southern Ungava Bay to white whale hunting in summer if there is to be any hope of the population's survival and recovery. As stated by Smith & Breton (1986): "The very low density in Ungava Bay lead to the obvious conclusion that hunting beluga must cease. The small harvest which continues to be made, can completely exterminate this stock, over a relatively short time".

Efforts should be made to ensure that whales taken at settlements on the coasts of Hudson Strait are fully utilized and that, where possible, muktuk and other products be transported to places in Ungava Bay where the closure of hunting will cause hardship. Finally, continued harvests of white whales in Ungava Bay should not be facilitated or encouraged until a sustainable yield is calculated. Any hunting then allowed should be regulated by quota, seasonal restrictions, a length limit, or other alternatives in order to prevent the further decline of the stock(s).

7. The Inuit of northern Québec have agreed to ban the hunting of white whales in the Mucallic River (Weetaluktuk, 1986a,b; Nalukturuk, 1986). For hunting in other areas, they have set annual quotas of 48 whales, 8 per community for the six settlements in Ungava Bay, and 100 whales, 25 per community for the four settlements on the south shore of Hudson Strait. Apparently, there is no provision in the terms of these quotas to account for whales shot but not secured.

Acknowledgments

This study was supported mainly by funds from the Northern Québec Fisheries Development Program, DFO, Québec Region. In addition, some initial work in the archives was made possible by a contract from the Northern Oil and Gas Action Program, DFO, Western Region. We thank M. Breton, G. Koshinsky, and J. Clayton for helping administer these funds. M. Brown and M. Pidwirny assisted with some of the archival research. F. Cartier and A. Evely helped with the figures and references. S. Smith and the rest of the HBC Archives staff in Winnipeg facilitated access to the materials in their care; they also gave us useful advice from time to time. C. Preston of the Hudson's Bay House, Winnipeg, and B. Boles helped us locate data and photographs. T. G. Smith suggested the need for this study. K. Bourne and D. Godard undertook the onerous task of typing (and retyping) the text and tables.

References

ALLEN, J. H. & S.A.M. CONOVER, 1977. Report on aerial surveys 77-2, 77-3, 77-4. Studies of seabirds and marine mammals in Davis Strait, Hudson Strait

and Ungava Bay. — Unpublished report for Imperial Oil Ltd., Aquitane Co. of Canada Ltd., and Canada Cities Services Ltd., Arctic Petroleum Operators Association, Project no. 134 & 138, prepared by MacLaren Atlantic Limited, Dartmouth.

ALLEN, K. R., 1980. Conservation and management of whales. — Washington Sea Grant, distributed by University of Washington Press, Seattle; Butterworth & Co. (Publishers), London, ix + 107 p.

ANONYMOUS, 1962. Proceedings — Project Officers' Conference, January 15-26. — Unpublished report of Northern Administration Branch, Ottawa, 61 p. (copy in library, Arctic Biological Station).

BANGS, O., 1909. List of the mammals of Labrador. — Pages 458-468 in W. T. Grenfell and others, Labrador. The country and the people. MacMillan, New York.

BELL, R., 1886. Observations on the geology, zoology and botany of Hudson's Strait and Bay, made in 1885. — Pages 1DD-27DD in Geol. nat. Hist. Surv. Can. Ann. Rep. (New Series), Vol. I. Dawson Brothers, Montreal.

BERNIER, J. E., 1910. Report on the Dominion of Canada government expedition to the Arctic Islands and Hudson Strait on board the D.G.S. "Arctic". — Government Printing Bureau, Ottawa, xxix + 529 p. + 181 plates + 1 map.

BETTERIDGE, E., 1985. Anguvigaq marine resources harvest study. — Taqralik, July/August, p. 27-28.

BOLES, B., 1980. Offshore Labrador biological studies, 1979: white whales. — Unpublished report for Total Eastcan Explorations Ltd, prepared by Atlantic Biological Services, P.O. Box 13248, Station A, 306 Kenmount Road, St. John's, Newfoundland A1B 4A5, iv + 19 p. + 3 plates.

BOULVA, J., 1981. Catch statistics of beluga (*Delphinapterus leucas*) in northern Quebec: 1974 to 1976, final; 1977 to 1978, preliminary. — Rep int. Whal. Commn, 31: 531-538.

BRETON-PROVENCHE, M., 1980. Survey of the beluga population in the Poste-de-la-Baleine region (New Québec). — Translation of report for Hydro Québec, Project OGB 76-1, by Department of Fisheries and Oceans, Government of Canada. Submitted to Scientific Committee, International Whaling Commission, Cambridge, U.K., Doc SC/32/SM16, [viii] + 58 p.

BRICE-BENNETT, C., 1977a. Land use in the Nain and Hopedale regions. — Pages 97-203 in C. Brice-Bennett (ed.). Our footprints are everywhere. Inuit land use and occupancy in Labrador. Labrador Inuit Association, Nain, xiv + 381 p. + errata + maps.

BRICE-BENNETT, C., 1977b. Our footprints are everywhere. Inuit land use and occupancy in Labrador. — Labrador Inuit Association, Nain, xiv + 381 p. + errata + maps.

BRICE-BENNETT, C., 1980. An overview of the occurrence of cetaceans along the northern Labrador coast. — Unpublished report for Northern Environmental Protection Branch, Department of Indian and Northern Affairs, Ottawa, 34 p. + bibliography.

- BRODIE, P. F., 1984. Review of status of knowledge of marine mammal energetics. — Pages 149-56 in B. R. Melteff & D. H. Rosenberg (eds.). Proceedings of the workshop on biological interactions among marine mammals and commercial fisheries in the southeastern Bering Sea. Alaska Sea Grant College Program, University of Alaska, Fairbanks, Alaska Sea Grant Report 84-1, 300 p.
- BROWN, R. G. B. & D. N. NETTLESHIP, 1981. The biological significance of polynyas to arctic colonial seabirds. — Pages 59-65 in I. Stirling and H. Cleator (eds.). Polynyas in the Canadian Arctic. Occ. Pap. Can. Wildl. Serv., no. 45, 73 p.
- CAMPBELL, L., 1980. Sketches of Labrador life. — Them Days, Robinson-Blackmore, Grand Falls, Newfoundland, 32 p.
- CARON, L. & T. G. SMITH, 1985. Preliminary results on the status and behavior of a hunted herd of belugas (*Delphinapterus leucas*) in eastern Hudson Bay. — In Abstracts, Sixth Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, November 22-26, Vancouver, British Columbia.
- CATCHPOLE, A. J. W. & M.-A. FAURER, 1983. Summer sea ice severity in Hudson Strait, 1751-1870. — Climatic Change, 5: 115-139.
- CONOVER, S. A. M., C. D. ORR & J. L. PARSONS, 1979. Report on aerial surveys of birds and marine mammals in the southern Davis Strait between April & December, 1978. — Unpublished report for Esso Resources Canada Ltd., Aquitaine Co. of Canada Ltd. and Canada Cities Services Ltd., Arctic Petroleum Operators Association, Project no. 146, prepared by MacLaren Marex Inc., St. John's-Dartmouth-Fredericton. Vol. 3, Marine Mammals.
- CONOVER, S. A. M., J. PARSONS & C. ORR, 1979. Report on aerial surveys of marine mammals & birds in southern Davis Strait & eastern Hudson Strait in March, 1978. — Unpublished report for Esso Resources Canada Ltd., Aquitaine Co. of Canada Ltd. and Canada Cities Services Ltd. Arctic Petroleum Operators Association, Project no. 146, prepared by MacLaren Marex Inc., St. John's-Dartmouth-Fredericton.
- CURRIE, R. D., 1968. Western Ungava. An area economic survey. — Industrial Division, Northern Administration Branch, Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa. A.E.S.R. 62/2, Rep. 500-1968, vi + 93 p.
- DAVIES, K. G. (ed.), 1963. Northern Quebec and Labrador journals and correspondence 1819-35. — The Hudson's Bay Record Society, London. Publications of the Hudson's Bay Record Society XXIV, 415 p.
- ELTON, C., 1942. Voles, mice and lemmings. Problems in population dynamics. — Clarendon Press, Oxford, Frontis + 496 p.
- EVANS, J., 1958. Some aspects of economic development along the southern coast of Hudson Strait and the east Coast of Hudson Bay (a pilot study). — Department of Northern Affairs and National Resources, Arctic Division, Ottawa, [vi] + 52 p. + 14 plates (maps).
- EVANS, J., 1964. Ungava Bay. A resource survey 1958. — Department of Northern Affairs and National Resources, Northern Administration Branch, Industrial Division, Ottawa, [v] + 84 p.
- FINDLAY, M. C., 1955. The means of improving the economic situation of the Ungava Bay Eskimos. — Ph.D. thesis, McGill University, Montréal, 296 p.
- FINLEY, K. J., 1982. The estuarine habit of the beluga or white whale, *Delphinapterus leucas*. — Cetus, 4(2): 4-5.
- FINLEY, K. J., G. W. MILLER, M. ALLARD, R. A. DAVIS & C. R. EVANS, 1982. The belugas (*Delphinapterus leucas*) of northern Québec: distribution, abundance, stock identity, catch history and management. — Can. tech. Rep. Fish. aquat. Sci., no. 1123, v. + 57 p.
- FRAKER, M. A., D. A. DUFFIELD & K. J. FINLEY, 1985. SC/36/SM22. Biochemical genetics of white whale (*Delphinapterus leucas*) population: a progress report. — Rep. int. Whal. Commn, 35: 538 [Abstract].
- FRANCIS, D., 1977. Whaling on the Eastmain. — Beaver, 308(1):14-19.
- FRANCIS, D. & T. MORANTZ, 1983. Partners in furs. A history of the fur trade in eastern James Bay 1600-1870. — McGill-Queen's University Press, Kingston and Montréal, [xx] + 203 p.
- GASTON, A. J., D. K. CAIRNS, R. D. ELLIOT & D. G. NOBLE, 1985. A natural history of Digges Sound. — Can. Wildl. Serv. Rep. Series, no. 46, 63 p.
- GOODMAN, D., 1984. Annual report on cetaceans in Canada. — Rep. int. Whal. Commn, 34: 667-672.
- GORDON, A. R., [1884?]. Report of the Hudson's Bay expedition under the command of Lieut. A. R. Gordon, R. N. — Department of Marine and Fisheries, Ottawa.
- GORDON, A. R., 1885a. Appendix No. 10. Report of Commander Andrew R. Gordon on the fisheries of Hudson's Bay. — 17th ann. Rep. Dept. Mar. Fish., fiscal year ended 30th June, 1884. Canada, Sessional Papers (no. 9). Printed by Maclean, Roger & Co., Wellington St., Ottawa.
- GORDON, A. R., 1885b. Report of the second Hudson's Bay expedition under the command of Lieut. A. R. Gordon, R. N. 1885. — Frontis + 112 p. + 3 folding maps.
- GORDON, A. R., 1887. Report of the Hudson's Bay expedition of 1886 under the command of Lieut. A. R. Gordon, R. N. — Department of Marine, Ottawa. 133 p. + 2 plates + 4 maps.
- GRABURN, N. H. H., 1963. Lake Harbour, Baffin Island. An introduction to the social and economic problems of a small Eskimo community. — Northern Co-ordination and Research Centre, Department of Northern Affairs and National Resources, Ottawa, 34 p.
- HALL, C. F., 1864. Life with the Esquimaux: the narrative of Captain Charles Francis Hall, of the whaling barque "George Henry", from the 29th May, 1860, to the 13th September, 1862. — Sampson Low, Son, and Marston, London. Vol. 1, xvi + 324 p. + folding map. Vol. 2, xii + 352 p.
- HALL, C. F., 1970. Life with the Esquimaux. A narrative of Arctic experience in search of survivors of Sir

- John Franklin's expedition. — Charles E. Tuttle Co., Rutland, Vermont & Tokyo, Japan, xxviii + 547 p. + 4 plates + folding map.
- HANTZSCH, B., 1932. Contributions to the knowledge of extreme north-eastern Labrador. [One of many parts, published throughout 2 volumes.] — *Can. Fld Nat.*, 46: 7-12.
- HIGGINS, G. M., 1968. The south coast of Baffin Island, an area economic survey. — Industrial Division, Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa. A.E.S.R. # 67/2, 1967, xvi + 235 p.
- INTERNATIONAL WHALING COMMISSION (IWC), 1980. Report of the Sub-Committee on Small Cetaceans. — *Rep. int. Whal. Commn*, 30: 111-128.
- JOHNSTON, J. [no date]. Grenfell of Labrador. — Ernst Kaufmann, New York and Chicago, 192 p.
- JONKEL, C. J., 1969. White whales wintering in James Bay. — *J. Fish. Res. Bd Can.*, 26: 2205-2207.
- KEMP, W. B., 1976. Inuit land use in south and east Baffin Island. — Pages 125-151 in M. M. R. Freeman (ed.). Report. Inuit land use and occupancy project. Vol. 1: Land use and occupancy. Prepared by Milton Freeman Research Limited under contract with the Department of Indian and Northern Affairs, Ottawa, 263 p.
- KEMPER, J. B., 1980. History of use of narwhal and beluga by Inuit in the Canadian Eastern Arctic including changes in hunting methods and regulations. — *Rep. int. Whal. Commn*, 30: 482-492.
- KOHLMEISTER, B. & G. KMOCH, 1814. Journal of a voyage from Okkak, on the coast of Labrador, to Ungava Bay, westward of Cape Chudleigh; undertaken to explore the Coast, and visit the Esquimaux in that unknown Region. — Printed by W. McDowall, London, for the Brethren's Society for the Furtherance of the Gospel among the Heathen, 84 p.
- LAMONT, J., 1861. Seasons with the sea-horses; or, sporting adventures in the northern seas. — Hurst and Blackett, London, *Frontis* + xii + 312 p. + 6 plates + folding map.
- LOCH, J. S., 1983. Canada progress report on cetacean research June 1981 to May 1982. — *Rep. int. Whal. Commn*, 33: 197-201.
- LOTZ, J., 1976. Area economic surveys: critique and assessment. — Pages 23-30 in M. M. R. Freeman (ed.). Report. Inuit land use and occupancy project. Vol. 2: Supporting studies. Prepared by Milton Freeman Research Limited under contract with the Department of Indian and Northern Affairs, 287 p.
- LOW, A. P., 1899. Report on an exploration of part of the south shore of Hudson Strait and of Ungava Bay, no. 680. — *Geol. Surv. Can. ann. Rep.* (New Series), Vol. XI, reports A, D, F, G, J, L, M, R, S. 1898. Ottawa.
- LOW, A. P., 1906. Report on the Dominion Government Expedition to Hudson Bay and the Arctic Islands on board the D.G.S. Neptune, 1903-1904. — Government Printing Bureau, Ottawa, *Frontis* + xviii + 355 p. + 62 plates.
- LOW, A. P., 1929a. Annotated list of Mammalia of Labrador Peninsula. — Pages 114-123 in Extracts from reports on the District of Ungava or New Quebec. 3rd ed. Dep. Highways Mines, Bur. Mines, Prov. Québec, Canada.
- LOW, A. P., 1929b. Extracts from report on a traverse of the northern portion of Labrador Peninsula between Richmond Gulf and Ungava Bay. — Pages 133-155 in Extracts from reports on the District of Ungava or New Québec. 3rd ed. Dep. Highways Mines, Bur. Mines, Prov. Québec, Canada.
- LUBBOCK, B., 1937. The Arctic whalers. — Brown, Son & Ferguson, Glasgow, *Frontis* + [xii] + 483 p. + 51 unnumbered plates.
- LYALL, E., 1979. An Arctic man: sixty-five years in Canada's North. — Hurtig Publishers, Edmonton, 239 p.
- MacBRIEN, J. H., 1933. Report of the Royal Canadian Mounted Police for the year ended September 30, 1932. — Dominion of Canada, Ottawa, p. 5-134.
- MacLAREN ATLANTIC LIMITED, 1978. Report on Inuit natural resource use in south-east Baffin region. Unpublished report for Imperial Oil Ltd., Aquitaine Co. of Canada Ltd. and Canada Cities Services Ltd., Arctic Petroleum Operators Association, Project no. 138, prepared by MacLaren Atlantic Limited, Consulting Engineers and Scientists, Dartmouth-Fredericton-Moncton.
- MANNING, T. H., 1944. Hunting implements and methods of the present-day Eskimos of north-west Hudson Bay, Melville Peninsula, and south-west Baffin Island. — *Geogr. J.*, 103: 137-152.
- MANNING, T. H., 1946. Bird and mammal notes from the east side of Hudson Bay. — *Can. Fld. Nat.*, 60: 71-85 + 2 plates.
- MANNING, T. H. & A. H. MACPHERSON, 1949. Notes on the mammals, 1949. — Section 4, pages 121-145 in T. H. Manning *et al.*, The voyage of the C.G.M.V. *Nauja* to Foxe Basin in 1949. *Geogr. Branch, Dep. Energy, Mines Resources, Ottawa*, 2 vols. Vol. 1, [iv] + 158 p. + 9 plates + [i] + 19 p. + folding map + 15 p. + 46 p. + errata sheet; Vol. 2, [iii] + 180 p. Illustrations. [Manuscript].
- MANSFIELD, A. W., T. G. SMITH & B. BECK, 1975. The narwhal, *Monodon monoceros*, in eastern Canadian waters. — *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 32: 1041-1046.
- MARKHAM, A. H., 1875. A whaling cruise to Baffin's Bay and the Gulf of Boothia. And an account of the rescue of the crew of the "Polaris". Second Edition. — Sampson Low, Marston, Low, and Searle, London, *Frontis* + xxxii + 307 p. + 7 plates + folding map + viii + 40 p.
- MELDRUM, S. M., 1975. Frobisher Bay. An area economic survey. 1966-1969. A.E.S.R. #66/3. — Prepared for Industrial Division, Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, 1966-69; published by Policy and Planning, ACND Division, Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, xv + 170 p.
- MITCHELL, E., 1977. Canadian progress report on whale research — June 1975 to May 1976. — *Rep. int. Whal. Commn*, 27: 73-85.
- MITCHELL, E., 1978. Canadian progress report on whale research — June 1976 to May 1977. — *Rep. int. Whal. Commn*, 28: 95-99.

- MITCHELL, E., 1979. Canada progress report on cetacean research June 1977-May 1978. — Rep. int. Whal. Commn, 29: 111-114.
- MITCHELL, E., 1980. Canada progress report on cetacean research June 1978 to May 1979. — Rep. int. Whal. Commn, 30: 145-151.
- MITCHELL, E., 1981. Canada progress report on cetacean research June 1979-May 1980. — Rep. int. Whal. Commn, 31: 171-179.
- MITCHELL, E., 1982. Canada progress report on cetacean research June 1980 to May 1981. — Rep. int. Whal. Commn, 32: 161-169.
- MITCHELL, E. & R. R. REEVES, 1981. Catch history and cumulative catch estimates of initial population size of cetaceans in the eastern Canadian Arctic. — Rep. int. Whal. Commn, 31: 645-682.
- NALUKTURUK, A., 1986. Anguvigaq closes whale hunting at the Mucallic River. — Taqralik, June-July, p. 40.
- NATIVE HARVESTING RESEARCH COMMITTEE (NHRC) *no date* [1976]. Research to establish present levels of harvesting by native peoples of northern Québec, Part II. A report on the harvests by the Inuit of northern Québec. Final report. — Submitted by The Native Harvesting Research Committee, to The Hunting, Fishing and Trapping Coordinating Committee, [xv] + viii + folding table + v + 230 p. + 3 appendices.
- NATIVE HARVESTING RESEARCH COMMITTEE (NHRC), 1982a. Research to establish present levels of native harvesting. Harvests by the Inuit of northern Québec (Phase II, yr. 1977 and 1978). — Prepared by the James Bay and Northern Quebec Native Harvesting Research Committee, for the Coordinating Committee on Hunting, Fishing and Trapping, Montréal, [v] + xv + 125 p.
- NATIVE HARVESTING RESEARCH COMMITTEE (NHRC), 1982b. Research to establish present levels of native harvesting. Harvests by the Inuit of northern Québec (Phase II yrs. 1979 and 1980). — Prepared by the James Bay and Northern Québec Native Harvesting Research Committee, for the Coordinating Committee on Hunting, Fishing and Trapping, Montréal, [v] + xx + 154 p.
- PACKARD, A. S., Jr., 1866. List of vertebrates observed at Okak, Labrador, by Rev. Samuel Weiz, with annotations by A. S. Packard, Jr., M.D. — Proc. Boston Soc. nat. Hist. X, 1864-1866: 264-277.
- PAYNE, F. F., 1888. The mammals and birds of Prince of Wales Sound, Hudson's Strait. — Proc. Can. Inst. (Toronto), 3rd series, V, 1886-87: 111-123.
- PAYNE, F. F., 1889. Eskimo of Hudson's Strait. — Proc. Can. Inst. (Toronto), 3rd series, VI, 1887-88: 213-230.
- PAYNE, F. F., 1898. The seasons, Hudson's Strait. — Trans. Can. Inst. (Toronto), V: 104-113.
- PERRIN, W. F., 1984. Patterns of geographical variation in small cetaceans. — Acta zool. fenn., 172: 137-140.
- REEVES, R. R. & E. MITCHELL, 1984. Catch history and initial population of white whales (*Delphinapterus leucas*) in the River and Gulf of St. Lawrence, eastern Canada. — Naturaliste can. (Rev. Écol. Syst.), 111: 63-121.
- REEVES, R. R. & E. MITCHELL, 1987. History of white whale (*Delphinapterus leucas*) exploitation in eastern Hudson Bay and James Bay. — Can. Spec. Publ. Fish. aquat. Sci. no. 95, 45 p.
- REEVES, R. R. & E. MITCHELL (in press). Distribution and migration, exploitation, and former abundance of white whales (*Delphinapterus leucas*) in Baffin Bay and adjacent waters. — Can. Spec. Publ. Fish. aquat. Sci., no. 99.
- RICHARD, P. R. & J. R. ORR, 1986. A review of the status and harvest of white whales (*Delphinapterus leucas*) in the Cumberland Sound area, Baffin Island. — Can. Tech. Rep. Fish. aquat. Sci. no. 1447, iv + 25 p. + errata sheet.
- ROSS, W. G., 1975. Whaling and Eskimos: Hudson Bay 1860-1915. — Natn. Mus. Canada, Natn. Mus. Man, Publ. Ethnol. no. 10, 164 p.
- ROWLAND, J. T., 1963. North to adventure. — W. W. Norton and Co., New York, 240 p. + 8 plates.
- ROY, C., 1971. La chasse des mammifères marins chez les Iuvjivimmiut. — Cah. Géogr. Québ., 15: 509-521.
- SERGEANT, D. E. 1973. Biology of white whales (*Delphinapterus leucas*) in western Hudson Bay. — J. Fish. Res. Bd Can., 30: 1065-1090.
- SERGEANT, D. E. & P. F. BRODIE, 1969. Body size in white whales, *Delphinapterus leucas*. — J. Fish. Res. Bd Can., 26: 2561-2580.
- SMITH, T. & M. BRETON, 1986. Population estimates of the white whales in northern Quebec. — Taqralik, February-March, p. 30-36.
- SMITH, T. G. & M. O. HAMMILL, 1986. Population estimates of white whale, *Delphinapterus leucas*, in James Bay, eastern Hudson Bay, and Ungava Bay. — Can. J. Fish. aquat. Sci., 43: 1982-1987.
- SMITH, T. G., M. O. HAMMILL, D. W. DOIDGE, T. CARTIER & G. A. SLENO, 1979. Marine mammal studies in southeastern Baffin Island. — Can. Manuscript Rep. Fish. aquat. Sci., no. 1552, 70 p.
- SOPER, J. D., 1928. A faunal investigation of southern Baffin Island. — Bull. natn. Mus. Canada no. 53, Biol. Series no. 15, 143 p. + 7 plates.
- SOPER, J. D., 1944. The mammals of southern Baffin Island, Northwest Territories, Canada. — J. Mammal., 25: 221-254.
- SOUTHWELL, T., 1903. Notes on the seal and whale fishery of 1902. — Zoologist, 4th ser., vol. 7, no. 74 (no. 740): 53-58.
- SOUTHWELL, T., 1904. Notes on the seal and whale fishery for 1903. — Zoologist, 4th ser., vol. 8, no. 86 (no. 752): 57-65.
- SOUTHWELL, T., 1906. Notes on the Arctic whaling voyage of 1905. — Zoologist, 4th ser., vol. 10, no. 110 (no. 776): 41-48.
- SOUTHWELL, T., 1907. Notes on the Arctic whaling voyage of 1906. — Zoologist, 4th ser., vol. 11, no. 122 (no. 788): 66-68.
- SOUTHWELL, T., 1908. Notes on the Arctic whaling voyage of 1907. — Zoologist, 4th ser., vol. 12, no. 134 (no. 800): 61-63.

- STARNES, C., 1930. Report of the Royal Canadian Mounted Police for the year ended September 30, 1929. — Dominion of Canada, Ottawa, p. 5-110.
- STUPART, R. F., 1886. The Eskimo of Stupart Bay. — Proc. Can. Inst., New series, vol. 4, p. 95-113.
- TAYLOR, J. G., 1975. Demography and adaptations of eighteenth-century Eskimo groups in northern Labrador and Ungava. — Pages 269-278 in W. Fitzhugh (ed.). Prehistoric maritime adaptations of the circumpolar zone. Mouton Publishers, The Hague and Paris.
- TAYLOR, J. G., 1977. Traditional land use and occupancy by the Labrador Inuit. — Pages 49-58 in C. Brice-Bennett (ed.). Our footprints are everywhere. Inuit land use and occupancy in Labrador. Labrador Inuit Association, Nain, XII + 381 p.
- TAYLOR, J. G. & H. R. TAYLOR, 1977. Inuit land use and occupancy in the Okak region: 1776-1830. — Pages 59-81 in C. Brice-Bennett (ed.). Our footprints are everywhere. Inuit land use and occupancy in Labrador. Labrador Inuit Association, Nain, XII + 381 p.
- TURNER, L. M., 1888. On the Indians and Eskimos of the Ungava District, Labrador. — Proc. Trans. R. Soc. Can. 1887, vol. 5, sect. 2, p. 99-119.
- TURNER, L. M., 1894. Ethnology of the Ungava district, Hudson Bay territory. — Pages 159-350 in J. Murdoch (ed.). 11th ann. Rep., Bur. Ethnology, Smithsonian Inst. 1889-90 (J. W. Powell, Director). Gov. Print. Off., Washington.
- VAL, E., 1976. Inuit land use in the Port Burwell area. — Pages 121-123 in M. M. R. Freeman (ed.). Report. Inuit land use and occupancy project. Vol. 1: Land use and occupancy. Prepared by Milton Freeman Research Limited under contract with the Department of Indian and Northern Affairs, 263 p.
- VLADYKOV, V.-D., 1944. Études sur les mammifères aquatiques. III.-Chasse, biologie et valeur économique du Marsouin Blanc ou Béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve et du golfe Saint-Laurent. — Départ. Pêcheries Prov. Québec, 194 p.
- WAKEHAM, W., 1898. Report of the expedition to Hudson Bay and Cumberland Gulf in the steamship "Diana". Under the command of William Wakeham Marine and Fisheries Canada in the year 1897. — Printed by S. E. Dawson, Printer to the Queen's Most Excellent Majesty, Ottawa, Frontis + [iv] + 83 p. + 28 plates + 4 folding maps.
- WEETALUKTUK, J., 1986a. Anguvigaq AGM held in Kuujuaq. — Taqralik, June-July, p. 36-39.
- WEETALUKTUK, J., 1986b. Mucallic River beluga whale sanctuary revived. — Taqralik, June-July, p. 42-43.
- WILLIAMSON, H. A., 1964. Population movement and the food gathering economy of northern Labrador. — M.A. thesis, McGill University, Montreal.

APPENDIX 1

Place names in northern Québec

English	French	Inuktitut
Cape Prince of Wales	Cap du Prince-de-Galles	—
Fort Chimo	Chimo	Kuujuaq
George(s) River	Port-Nouveau-Québec (Rivière George)	Kangiqsualujuaq
Hopes Advance Bay	—	Aupaluk
Koksoak River	Rivière Koksoak	—
Leaf River (Bay)	Baie-aux-Feuilles	Tasiujaq
Mucallic River	Rivière Mucallic	Mukalik
Nuvuk Point	Pointe Nuvuc	—
Payne Bay	Bellin	Kangirsuk or Kangiqsuk
Port Burwell	—	Killiniq Koartac Quaqtaq
—	Koartac	Salluit
Sugluk	Saglouc	Kangiqsujuaq
Wakeham Bay	Maricourt	—
Whale River	Rivière à la Baleine	—
Wolstenholme	Cap Wolstenholme (Saint-Louis)	—

LES DIATOMÉES (BACILLARIOPHYCEAE) BENTHIQUES DE SUBSTRATS DURS DES EAUX MARINES ET SAUMÂTRES DU QUÉBEC

7. NAVICULALES (LES GENRES *PLAGIOTROPIS* ET *ENTOMONEIS*), EPITHEMIALES ET SURIRELLALES¹

M. POULIN

Musée national des Sciences naturelles
Division de la Botanique
Ottawa (Ontario) K1A 0M8

L. BÉRARD-TERRIAULT et A. CARDINAL
GIROQ, Département de biologie
Université Laval Québec, G1K 7P4

Résumé

Cet article porte sur 17 espèces qui se répartissent en 6 genres fort différents mais caractérisés par un canal raphéen relevé sur une carène (à l'exception du genre *Plagiotropis* Pfitzer) soit: *Entomoneis* Ehrenberg (Entomoneidaceae), *Denticula* Kützing et *Rhopalodia* O. Müller (Epithemiaceae), et *Campylodiscus* Ehrenberg et *Surirella* Turpin (Surirellaceae). Trois changements nomenclaturaux sont proposés pour le genre *Entomoneis*. La description des taxons est accompagnée de références, d'illustrations en microscopie optique ou en microscopie électronique à balayage, de données biométriques et d'informations sur la répartition régionale.

Abstract

This paper deals with 17 species belonging to 6 different genera which are characterized by a raphe canal raised on a keel (except for the genus *Plagiotropis* Pfitzer): *Entomoneis* Ehrenberg (Entomoneidaceae), *Denticula* Kützing and *Rhopalodia* O. Müller (Epithemiaceae), and *Campylodiscus* Ehrenberg and *Surirella* Turpin (Surirellaceae). Three nomenclatural changes are proposed for the genus *Entomoneis*. The descriptions come with selected references, illustrations under light or scanning electron microscope, biometric data and regional distributions.

Introduction

Les Entomoneidaceae, les Epithemiaceae et les Surirellaceae représentent des familles dont le nombre d'espèces est faible dans les eaux marines et saumâtres du Québec (fig. 1). Nous en avons dénombré seulement quatorze qui se répartissent de la façon suivante: *Entomoneis* (7 taxons), *Surirella* (3 taxons), *Denticula* (2 taxons), *Rhopalodia* et *Campylodiscus* (1 taxon chacun). Le genre *Plagiotropis* n'est représenté pour sa part que par trois taxons.

L'attention des chercheurs s'est surtout portée ces dernières années sur l'ultrastructure des représentants de ces groupes, qu'elle soit associée

au patron d'ornementation (Cox & Ross, 1981; Mann, 1981), aux structures carinales (Paddock & Sims, 1981) ou encore aux structures raphéennes (Paddock & Sims, 1977; Sims & Paddock, 1982). Quelques études réalisées plus particulièrement sur des caractères morphologiques ont permis de mieux circonscrire certaines espèces (Plancke & Bailleux, 1976; Czarnecki & Blinn, 1978; Håkansson, 1979; Czarnecki & Wee, 1984; Osada & Kobayasi, 1985; Paddock, 1985). Czarnecki & Reinke (1982) ont pour leur part apporté quelques rectifications nomenclaturales justifiées.

La famille des Entomoneidaceae a été proposée par Reimer (Patrick & Reimer, 1975) qui regroupe les genres *Entomoneis* (= *Amphiprora*) et *Plagiotropis* (= *Tropidoneis*). Simonsen (1979), et par la suite Czarnecki & Wee (1984), rejettent l'inclusion du genre *Plagiotropis* dans la famille

¹ Contribution au programme du GIROQ (Groupe interuniversitaire de recherches océanographiques du Québec).

des Entomoneidaceae et favorisent son maintien dans la famille des Naviculaceae en raison de la structure du raphé. Nous adoptons les vues de Simonsen (1979) et de Czarnecki & Wee (1984), mais nous traitons quand même ici du genre *Plagiotropis* à cause de ses ressemblances morphologiques superficielles avec le genre *Entomoneis*.

Les Surirellaceae et les Epithemiaceae ont également fait l'objet d'études récentes, notamment celles de Håkansson (1979), Paddock (1978, 1985), Paddock & Sims (1977) et de Sims (1983). Nous préférons pour l'instant retenir le genre *Denticula* dans la famille des Epithemiaceae puisqu'il semble persister une certaine confusion quant à sa véritable position systématique (Sims, 1983).

Matériel et méthodes

L'aire échantillonnée et la méthodologie expérimentale sont explicitées dans Poulin *et al.* (1984). L'information taxonomique est présentée pour 17 espèces et variétés à l'aide de descriptions complètes et illustrées. Pour chacun des taxons nous ajoutons un tableau synoptique indiquant

le nombre de spécimens mesurés, les minima-maxima de longueur et de largeur, ainsi que le nombre de stries. La synonymie a été le plus souvent vérifiée dans VanLandingham (1967-1979). L'ensemble des collections et des préparations microscopiques est pour l'instant conservé au laboratoire de A. Cardinal à l'Université Laval. L'abréviation MEB signifie microscope électronique à balayage.

Taxonomie

Ordre Naviculales

Famille Naviculaceae

Genre *Plagiotropis* Pfitzer

Frustules légèrement ou fortement bilobés. Bandes intercalaires absentes. Raphé disposé sur une carène légèrement surélevée et droite. Absence de ligne de jonction. Valves généralement de forme elliptique-lancéolée. Aire centrale souvent présente, orbiculaire ou transversalement allongée. Stries ponctuées. Présence de courts pseudo-septa aux apex (correspondant en fait aux hélictoglosses).

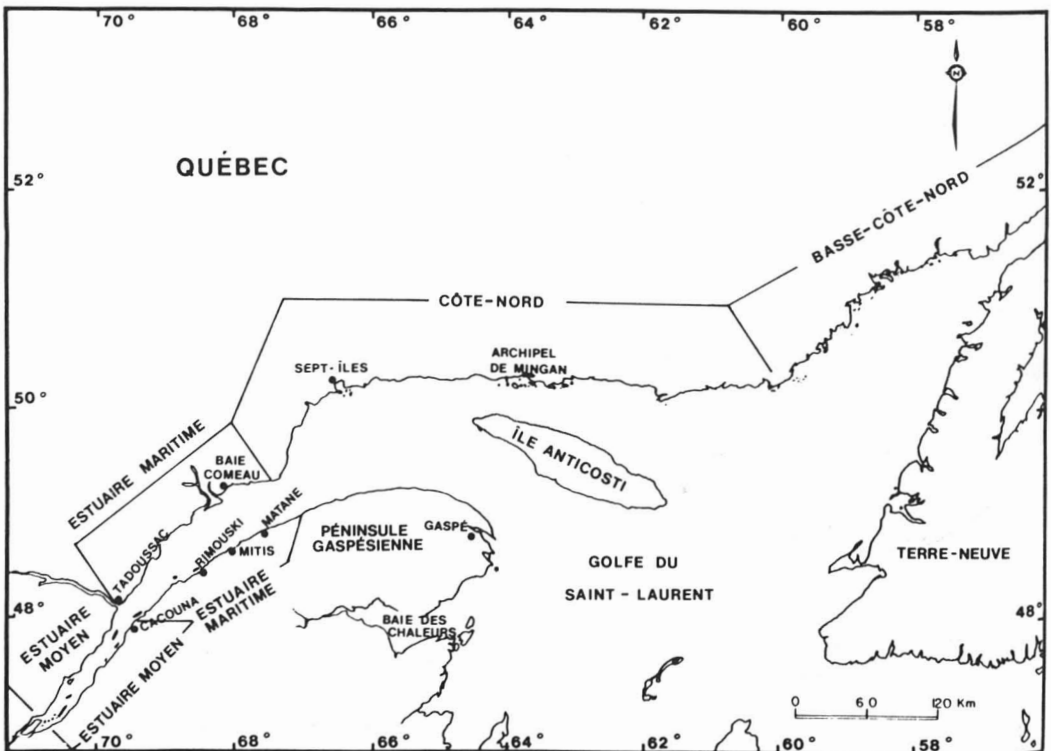


Figure 1. Carte présentant les limites des régions maritimes du Québec.

Plagiotropis arizonica Czarnecki et Blinn
(fig. 2, 5)

Czarnecki & Blinn (1978), p. 393, fig. 1-11. Czarnecki *et al.* (1980), p. 446, fig. 1-4. Bahls (1982), p. 82, fig. 5.

Frustules rectangulaires et contractés au centre. Valves linéaires-lancéolées avec les extrémités légèrement rostrées. Aire centrale petite et orbiculaire. Stries distinctement ponctuées (16-20 ponctuations/10 μm de strie). Stries médianes convergentes autour de l'aire centrale et légèrement plus distantes avec la présence de quelques stries intercalées plus courtes.

Nombre	Longueur	Largeur	Stries en 10 μm
10	135-157 μm	21-24 μm	14-19

Aire de distribution : Estuaire maritime, rive nord; baie des Chaleurs (rare).

Plagiotropis lepidoptera var. *proboscidea*
(Cleve) Reimer
(fig. 3, 4)

Patrick & Reimer (1975), p. 7, pl. 2, fig. 3-5. Millie & Lowe (1981), p. 199, fig. 25. Czarnecki & Wee (1984), p. 76, fig. 1-8. *Tropidoneis lepidoptera* var. *proboscidea* (Cleve, 1894, p. 25; Peragallo & Peragallo, 1897-1908, p. 188, pl. 39, fig. 10).

Frustules rectangulaires, contractés au centre. Valves linéaires-lancéolées avec les apex légèrement rostrés. Aire centrale transversalement dilatée en un espace rectangulaire asymétrique. Stries finement ponctuées.

Nombre	Longueur	Largeur		Stries en 10 μm
		Frustule	Valve	
15	72-103 μm	24 μm	12-24 μm	16-18

Aire de distribution : Estuaire maritime, rive sud; baie des Chaleurs (rare).

Plagiotropis vanheurckii Grunow
(fig. 8, 9)

Grunow *in* Van Heurck (1880-1885), p. 122, pl. 22 bis, fig. 6-8. *Tropidoneis vanheurckii* (Grunow) Cleve. (Cleve, 1894, p. 27; Peragallo & Peragallo, 1897-1908, p. 192, pl. 40, fig. 12, 13; Hendey, 1964, p. 256).

Frustules quasi rectangulaires et faiblement contractés au centre. Aux extrémités du frustule, présence d'une étroite ligne réfringente qui s'étend vers le centre sur près du quart de la valve. Aire centrale très petite. Stries très finement ponctuées.

Nombre	Longueur	Largeur		Stries en 10 μm
		Frustule	Valve	
20	50-85 μm	16-23 μm	6-14 μm	20-22

Aire de distribution : Estuaire maritime, rive sud et rive nord; baie des Chaleurs (rare).

Famille Entomoneidaceae

Raphé disposé sur une carène plus ou moins élevée et sigmoïde. Bandes intercalaires fortement développées. Ligne de jonction présente.

Genre *Entomoneis* Ehrenberg

Frustules panduriformes. Bandes intercalaires nombreuses et striées. Projection de la valve en une carène (aile) sigmoïde et bilobée au sommet de laquelle se situe le canal raphéen. Ligne de jonction entre la valve et la carène à profil variable. Ailes bilobées, généralement à un même niveau de focalisation selon une diagonale. Valves de forme linéaire à lancéolée. Absence d'aires axiale et centrale. Stries ponctuées.

Entomoneis alata (Ehrenberg) Ehrenberg
var. *alata*
(fig. 6, 7)

Patrick & Reimer (1975), p. 3, pl. 1, fig. 2. Kennett & Hargraves (1984), p. 171, fig. 30. *Amphiprora alata* (Ehrenberg) Kützing (Hendey, 1964, p. 253, pl. 39, fig. 14-16; Benson & Rushforth, 1975, p. 62, pl. 23, fig. 2; Foged, 1984, p. 15, pl. 52, fig. 1).

Frustules fortement contractés au centre. Bandes intercalaires finement striées (26 ponctuations/10 μm). Valves de forme généralement linéaire-elliptique avec les extrémités rostrées. Ligne de jonction faiblement arquée de l'apex vers le centre de la valve. Présence d'épaississements siliceux irrégulièrement dispersés le long de la ligne de jonction. Stries très finement ponctuées et en densité égale sur les ailes et la valve.

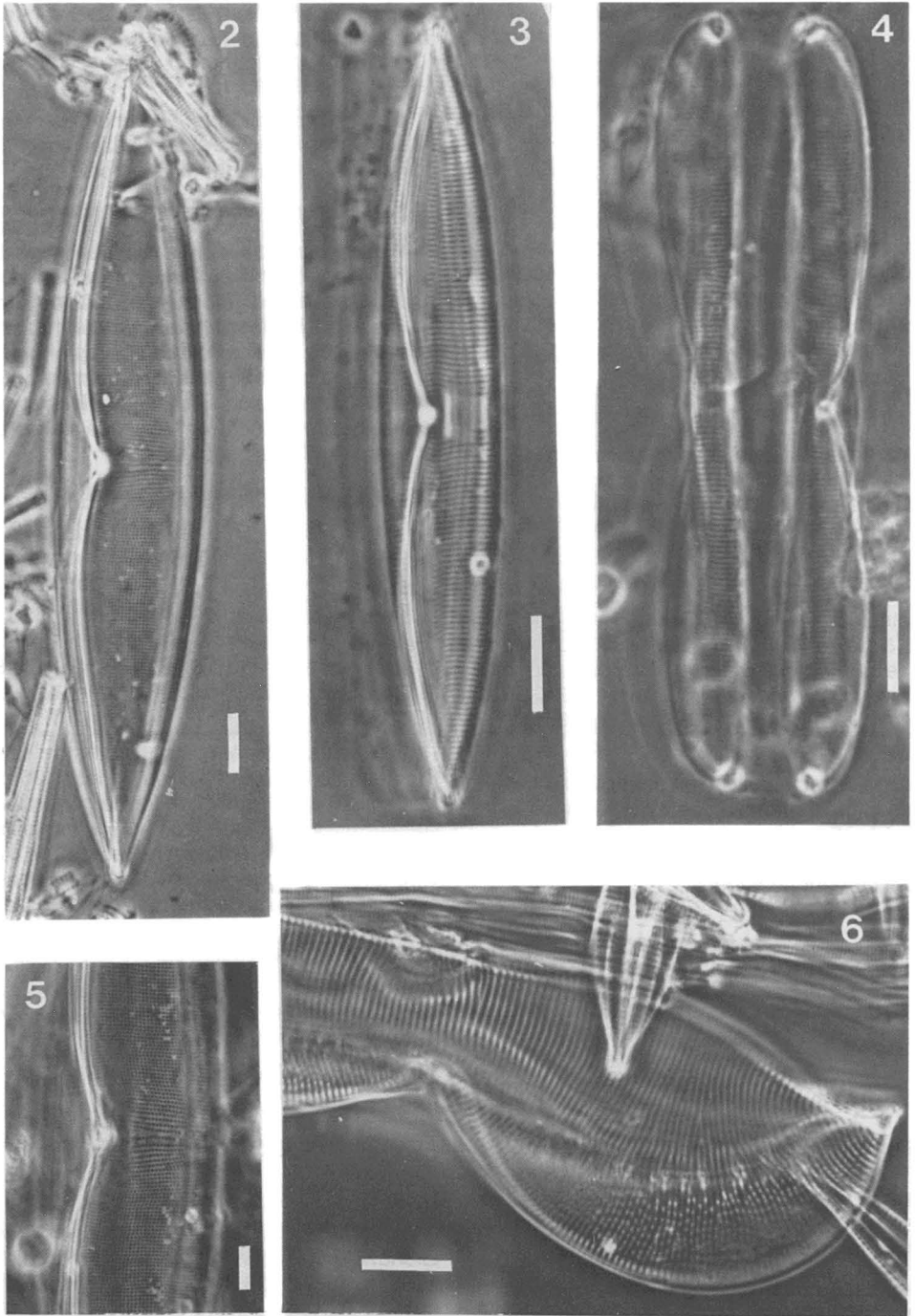
Nombre	Longueur	Largeur	Stries en 10 μm	
			Aile	Valve
10	79-111 μm	18-24 μm	14-16,5	14-16

Aire de distribution : baie des Chaleurs (très rare).

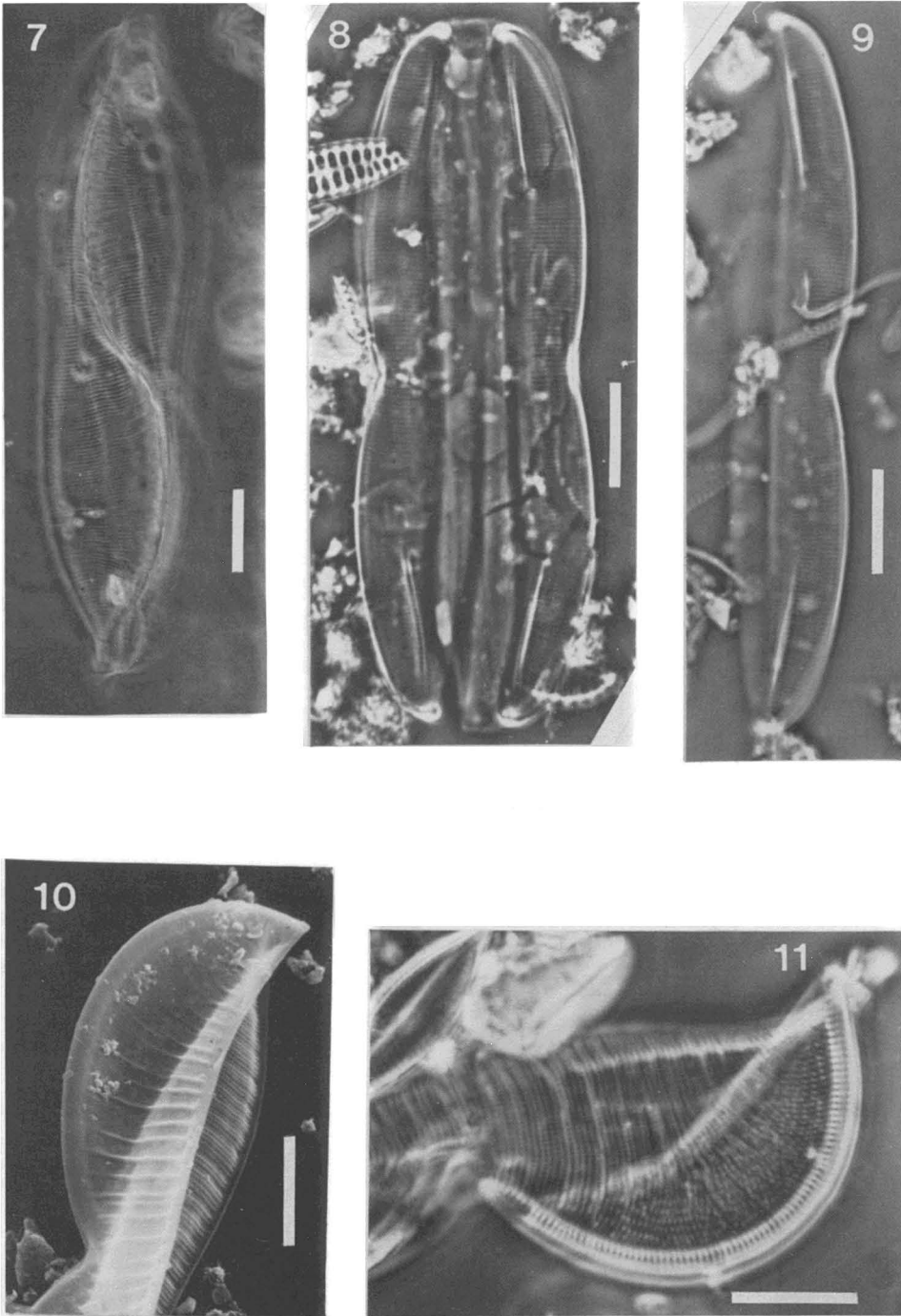
Entomoneis gigantea var. ***decussata*** (Grunow)
comb. nov.
(fig. 13, 14)

Amphiprora decussata (Grunow *in* Cleve & Grunow, 1880, p. 63; Peragallo & Peragallo, 1897-1908, p. 187, pl. 38, fig. 7). *A. gigantea* var. *decussata* (Grunow) Cleve (1894), p. 18.

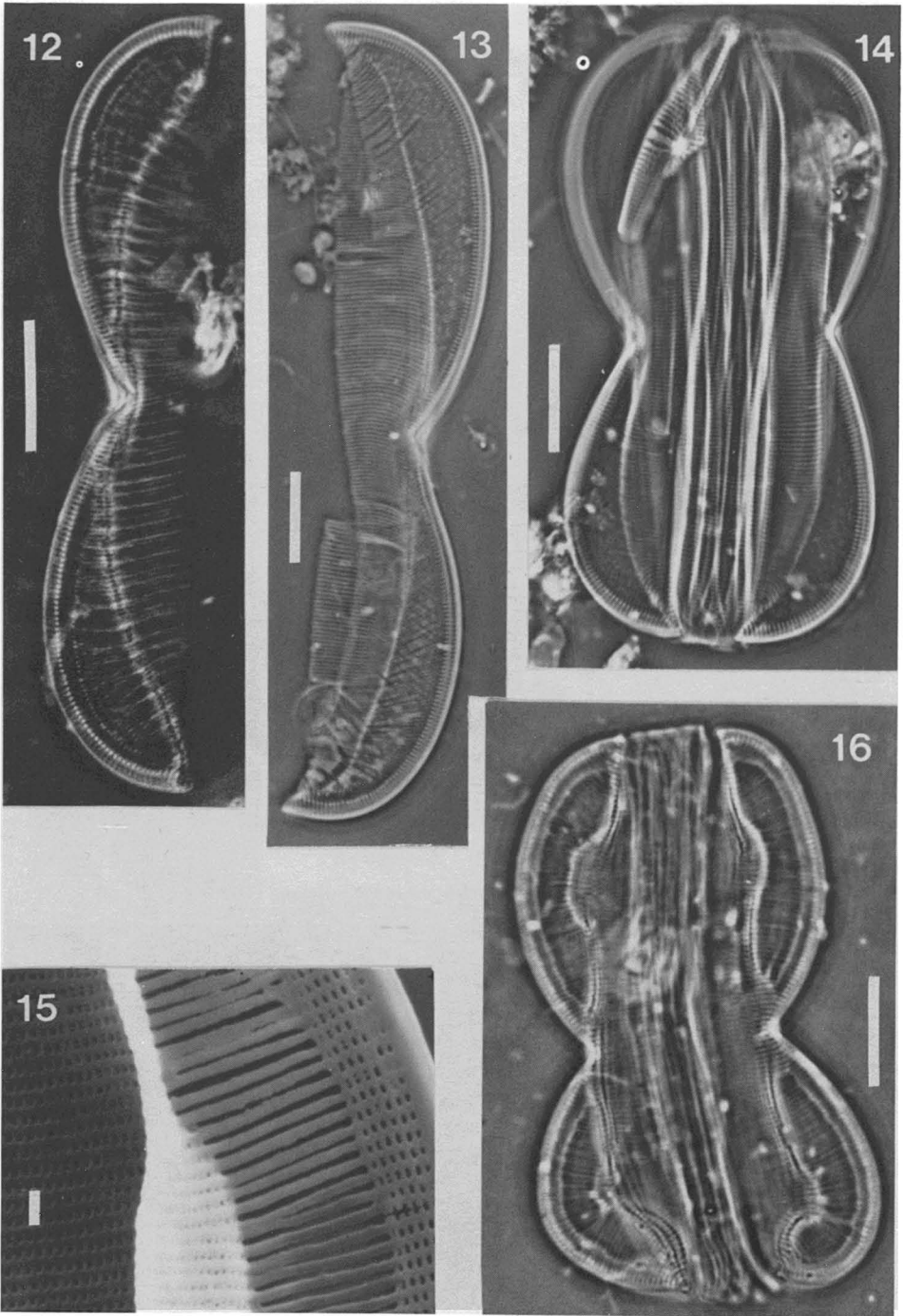
Frustules modérément contractés au centre. Bandes intercalaires finement striées (16-21 ponctuations/10 μm). Ligne de jonction régulièrement arquée des apex vers le centre de la valve et constituée de très petits épaississements siliceux (en forme de points) très rapprochés les



Figures 2-6. Figures 2, 5. *Plagiotropis arizonica* (fig. 2, vue valvaire; fig. 5, détail du centre de la valve). Figures 3, 4. *Plagiotropis lepidoptera* var. *proboscidea* (fig. 3, vue valvaire; fig. 4, frustule, vue cingulaire). Figure 6. *Entomoneis alata*, demi-valve, vue cingulaire. Échelles: 5 μm (fig. 5), 10 μm (fig. 2-4, 6).



Figures 7-11. Figure 7. *Entomoneis alata*, vue valvaire. Figures 8, 9. *Plagiotropis vanheurckii* (fig. 8, frustule, vue cingulaire; fig. 9, vue cingulaire). Figures 10, 11. *Entomoneis surirelloides* (fig. 10 MEB, demi-valve, vue cingulaire; fig. 11, demi-valve, vue cingulaire). Echelles: 10 μm .



Figures 12-16. Figure 12 *Entomoneis surirelloides*, vue cingulaire. Figures 13, 14. *Entomoneis gigantea* var. *decussata* (fig. 13, vue cingulaire; fig. 14, frustule, vue cingulaire). Figures 15, 16. *Entomoneis paludosa* (fig. 15 MEB, détail d'une partie de l'aile et de la valve; fig. 16, frustule, vue cingulaire). Échelles: 1 μm (fig. 15), 10 μm (fig. 12-14, 16).

uns des autres. Ailes caractérisées par une marge hyaline fortement réfringente. Stries très finement ponctuées, parallèles sur la valve et en quinconce sur les ailes.

Nombre	Longueur	Frustule	Largeur		Stries en 10 μm	
			Valve	Aile	Valve	Aile
27	45-98 μm	30-42 μm	11-19 μm	20-23	20-27,5	

Aire de distribution: Estuaire moyen, rive nord; Estuaire maritime, rive sud et rive nord; baie des Chaleurs (commun).

Discussion: *Entomoneis gigantea* var. **decussata** est très voisin du *E. gigantea* var. *septentrionalis* (Grunow) Poulin & Cardinal, mais il s'en distingue toutefois par une taille plus petite, des ailes nettement plus arrondies aux extrémités ainsi que par une plus grande densité de stries à la fois sur la valve et sur les ailes.

Entomoneis paludosa (W. Smith) Reimer
var. *paludosa*
(fig. 15, 16, 18, 19)

Patrick & Reimer (1975), p. 4, pl. 1, fig. 1. *Amphiprora paludosa* W. Smith (Cleve, 1894, p. 14; Peragallo & Peragallo, 1897-1908, p. 184, pl. 38, fig. 12-15; Tynni, 1978, p. 14, pl. 7, fig. 43).

Frustules de modérément à fortement contractés au centre. Bandes intercalaires finement striées (27-28 ponctuations/10 μm). Ligne de jonction présentant généralement une protubérance plus ou moins saillante, dirigée vers l'extérieur et à peu près à mi-chemin entre les apex et le centre. Valves de forme linéaire-lancéolée avec les extrémités étroitement rostrées. Canal raphéen faiblement sigmoïde. Stries très finement ponctuées et en densité égale sur la valve et les ailes.

Nombre	Longueur	Frustule	Largeur		Stries en 10 μm	
			Valve	Aile	Valve	Aile
33	39-65 μm	21-34 μm	8-14 μm	22-25	22-26	

Aire de distribution: Estuaire maritime, rive sud; baie des Chaleurs (rare).

Entomoneis paludosa var. *duplex* (Donkin)
Czarnecki et Reinke
(fig. 24)

Czarnecki & Reinke (1982), p. 174. *Amphiprora paludosa* var. *duplex* (Donkin) Van Heurck (Peragallo & Peragallo, 1897-1908, p. 185, pl. 38, fig. 16-19; Okuno, 1970, p. 26, fig. 708, 709). *A. paludosa* var. *hyalina* (Eulenstein ex Grunow) Cleve (Van Heurck, 1880-1885, pl. 22, fig. 17). *A. duplex* Donkin (Tynni, 1978, p. 13, pl. 6, fig. 34).

Frustules avec les ailes régulièrement arrondies et assez fortement contractés au centre. Bandes

intercalaires sans ornementation apparente. Ligne de jonction, parfois difficile à observer, de forme régulièrement arquée de l'apex vers le centre de la valve. Stries très fines et souvent indistinctes.

Nombre	Longueur	Largeur frustule		Stries en 10 μm
		Valve	Aile	
19	31-41 μm	19-45 μm		ca. 30

Aire de distribution: Estuaire maritime, rive sud; Côte-Nord; baie des Chaleurs (rare).

Discussion: Nous considérons *Amphiprora paludosa* var. *hyalina* (Eulenstein) Cleve et *A. paludosa* var. *duplex* comme étant une seule et même entité taxonomique. Ces deux taxons ne sont séparés que par leur taille, tous les autres caractères étant identiques.

Entomoneis paludosa var. **subsalina** (Cleve)
comb. nov.
(fig. 21-23)

Amphiprora paludosa var. *subsalina* (Cleve, 1894, p. 14, pl. 1, fig. 1; Cleve-Euler, 1952, p. 31, fig. 1400m; Tynni, 1978, p. 14, pl. 7, fig. 40).

Frustules plutôt larges et fortement contractés au centre, avec les ailes fortement arrondies, donnant une allure quelque peu rectangulaire au frustule. Bandes intercalaires sans striation apparente. Ligne de jonction fortement courbée en sens inverse de la courbure des ailes près de l'apex (visible comme une ligne plus fortement silicifiée), puis reprenant une courbure régulière vers le centre. Valves linéaires-elliptiques avec les extrémités se terminant en une petite pointe. Canal raphéen fortement sigmoïde. Stries très fines.

Nombre	Longueur	Largeur		Stries en 10 μm	
		Frustule	Valve	Aile	Valve
9	21-47 μm	15-32 μm	7-9 μm	+30	+30

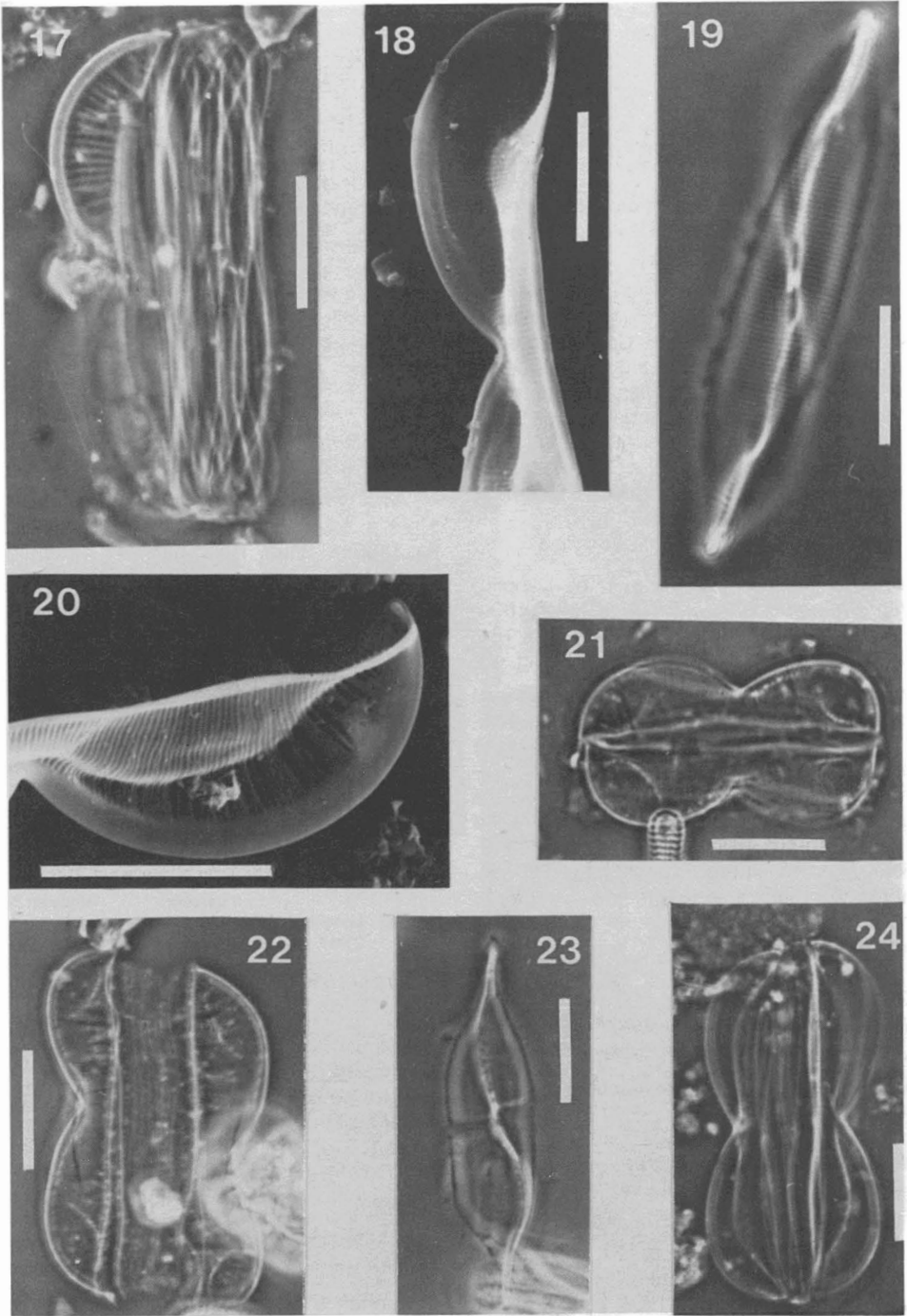
Aire de distribution: baie des Chaleurs (très rare).

Discussion: Les spécimens observés s'apparentent au *Entomoneis paludosa* var. **subsalina** quoique nous n'ayons pas été en mesure d'observer les stries en microscopie optique alors que Cleve (1894) en a dénombré 23 en 10 μm . Par ailleurs cette variété se distingue de la var. *duplex* par le relief de la ligne de jonction.

Entomoneis similis (Hustedt) Kennett
(fig. 17, 20)

Kennett & Hargraves (1984), p. 172, fig. 29, 42. *Amphiprora similis* Hustedt (1955), p. 37, pl. 13, fig. 2.

Frustules fortement panduriformes. Bandes intercalaires très finement striées (40 ponctuations/10 μm). Ailes à lobes régulièrement arrondis et à marges épaisses, striées (32-33/10 μm) et très



Figures 17-24. Figures 17, 20. *Entomoneis similis* (fig. 17, vue cingulaire; fig. 20 MEB, demi-valve, vue cingulaire). Figures 18, 19. *Entomoneis paludosa* (fig. 18 MEB, demi-valve, vue cingulaire; fig. 19, vue valvaire). Figures 21-23. *Entomoneis paludosa* var. *subsalina* (fig. 21, 22, frustule, vue cingulaire; fig. 23, vue valvaire). Figure 24. *Entomoneis paludosa* var. *duplex*, frustule, vue cingulaire. Échelles: 10 μm .

réfringentes, reliées à la valve par des éléments tubulaires (*keel costae*) fortement silicifiés, irrégulièrement espacés et parfois bifurqués. Ligne de jonction légèrement courbée de l'apex vers le centre. Stries valvaires très fines et nettement plus denses que les éléments tubulaires des ailes.

Nombre	Longueur	Largeur		Stries en 10 µm	
		Frustule	Valve	Aile	Valve
19	33-44(67) µm	24 µm	8-11 µm	12-16	28-36

Aire de distribution: Estuaire maritime, rive nord (très rare).

Entomoneis surirelloides (Hendey) comb. nov. (fig. 10-12)

Amphiprora surirelloides (Hendey, 1951, p. 67, pl. 17, fig. 9-11, 15; Hendey, 1964, p. 254, pl. 37, fig. 20, 21).

Frustules fortement contractés au centre. Bandes intercalaires très finement striées (30-32 ponctuations/10 µm). Ailes à marges épaisses, striées (23-25/10 µm) et fortement réfringentes. Ligne de jonction régulièrement arquée des apex vers le centre de la valve. Valves ornementées de côtes réfringentes, parallèles, irrégulièrement espacées et se poursuivant sur les ailes. Surface de la valve finement ponctuée.

Nombre	Longueur	Largeur	Côtes en		Stries en 10 µm	
			10 µm	Aile	Valve	
12	51-82 µm	16-20 µm	7-9	32+	22-23	

Aire de distribution: Estuaire maritime, rive nord (très rare).

Discussion: Ce taxon se distingue de *Entomoneis gigantea* var. *decussata* par la présence de côtes hyalines sur la valve et les ailes, de bandes intercalaires plus finement striées et par l'absence de stries décussées sur les ailes. Il se différencie d'autre part de *E. costata* (Hustedt) Reimer par une taille plus grande ainsi que par une ligne de jonction régulièrement arquée.

Ordre Epithemiales

Présence d'un canal raphéen à la surface de la valve ou légèrement relevé sur une carène. Raphé excentrique, droit ou courbé.

Famille Epithemiaceae

Valves symétriques ou asymétriques selon l'axe apical. Présence de côtes transversales. Stries plus ou moins finement ponctuées.

Genre *Denticula* Kützing

Frustules linéaires ou rectangulaires. Valves symétriques selon l'axe apical. Canal raphéen sub-marginal et droit. Absence d'aires axiale et centrale. Présence de côtes transversales. Stries plus ou moins distinctement ponctuées.

Denticula subtilis Grunow

(fig. 28, 29)

Hustedt (1955), p. 43, pl. 9, fig. 26-28. Van der Werff & Huls (1957-1974), P.D H XIX. 132. Patrick & Reimer (1975), p. 172, pl. 22, fig. 10, 11. Navarro (1982), p. 51, pl. 34, fig. 1, 2. John (1983), p. 159, pl. 67, fig. 1.

Valves très petites et de forme linéaire-elliptique. Apex arrondis. Canal raphéen marginal et droit. Présence de côtes transversales et de stries très finement ponctuées.

Nombre	Longueur	Largeur	Côtes en		Stries en 10 µm
			10 µm	10 µm	
23	7-23 µm	2,5-3 µm	9-11	ca. 30	

Aire de distribution: Estuaire maritime, rive nord (rare).

Denticula tenuis Kützing var. *tenuis*

(fig. 37, 38)

Hustedt (1930), p. 381, fig. 723. Patrick & Reimer (1975), p. 172, pl. 22, fig. 12, 13. Paddock & Sims (1977), p. 296, fig. 11-13. Mann (1984), pl. 1, fig. 11, 15; pl. 2, fig. 16-19.

Valves très petites et généralement elliptiques-lancéolées. Apex atténués et arrondis. Canal raphéen légèrement excentrique et ininterrompu en vue externe. Côtes s'étendant sur toute la largeur de la valve et la divisant en une série de chambres. Stries très finement ponctuées.

Nombre	Longueur	Largeur	Côtes en		Stries en 10 µm
			10 µm	10 µm	
2	17-18 µm	5 µm	7	22-25	

Aire de distribution: Estuaire maritime, rive sud; baie des Chaleurs (très rare).

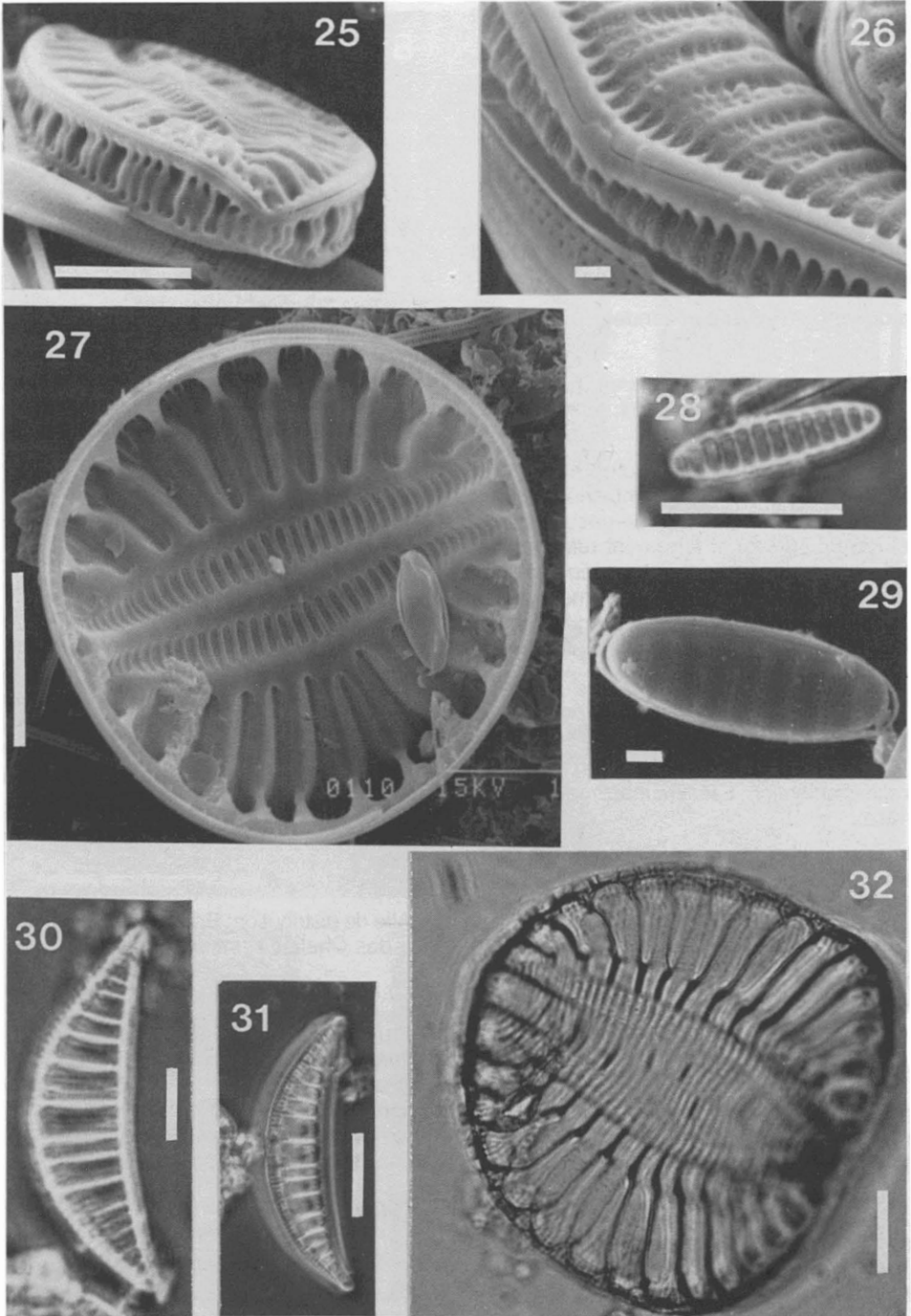
Genre *Rhopalodia* O. Müller

Frustules de forme linéaire à elliptique. Valves asymétriques selon l'axe apical. Canal raphéen situé sur une carène sur le côté dorsal de la valve et non visible en vue valvaire. Absence d'aires axiale et centrale. Présence de côtes transversales. Stries finement ponctuées.

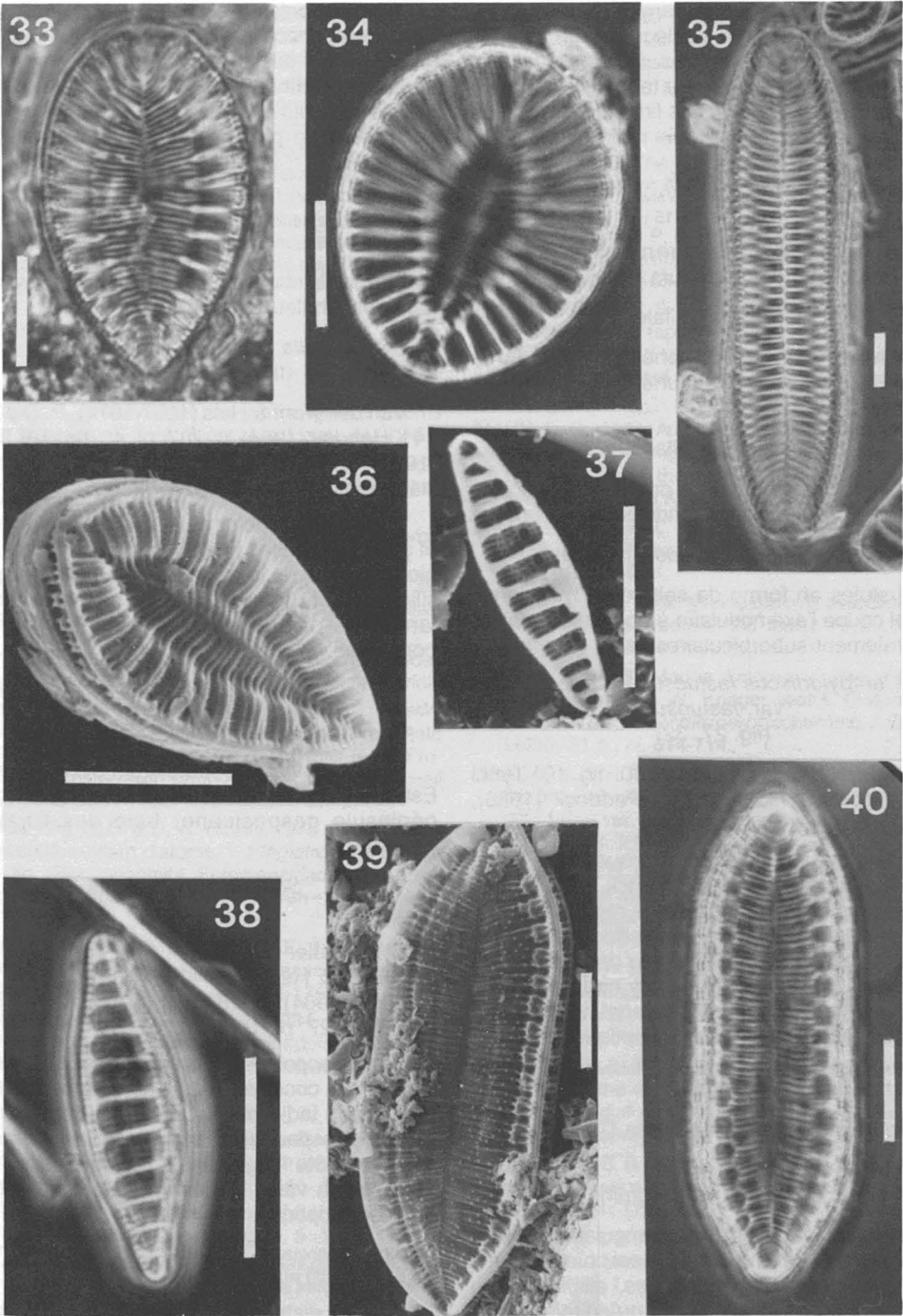
Rhopalodia gibberula (Ehrenberg) O. Müller

var. *gibberula*
(fig. 26, 30, 31)

Van der Werff & Huls (1957-1974), P.D H XX. 134. Patrick & Reimer (1975), p. 191, pl. 28, fig. 6. Sullivan (1979), p. 247, fig. 8. Schoeman & Ashton (1982), p. 92, fig. 71-74, 138-153. Navarro (1982), p. 50, pl. 33, fig. 4-6. John (1983), p. 161, pl. 67, fig. 11, 12. *Rhopalodia musculus* var. *gibberula* Peragallo & Peragallo (1897-1908), p. 303, pl. 77, fig. 18-22.



Figures 25-32. Figure 25. *Suriella ovata*, MEB, détail du raphé en vue oblique. Figures 26, 30, 31. *Rhopalodia gibberula* (fig. 26 MEB, détail du centre de la valve en vue valvaire; fig. 30, 31, vue valvaire). Figures 27, 32. *Campylodiscus fastuosus* (fig. 27 MEB, vue interne; fig. 32, vue valvaire). Figures 28, 29. *Denticula subtilis* (fig. 28, vue valvaire; fig. 29 MEB, vue externe). Échelles: 1 μm (fig. 26, 29), 5 μm (fig. 25, 30), 10 μm (fig. 27, 28, 31, 32).



Figures 33-40. Figures 33, 34, 36. *Surirella ovata* (fig. 33, 34, vue valvaire; fig. 36 MEB, vue externe). Figure 35. *Surirella smithii*, vue valvaire. Figures 37, 38. *Denticula tenuis* (fig. 37 MEB, vue interne; fig. 38, vue valvaire). Figures 39, 40. *Surirella moelleriana* (fig. 39 MEB, vue externe; fig. 40, vue valvaire). Échelles: 10 μm .

Valves arquées, avec marges dorsale fortement convexe et ventrale très légèrement concave. Apex légèrement sub-rostrés. Côtes irrégulièrement espacées et traversant toute la surface de la valve. Stries parallèles, très finement ponctuées et indistinctes en microscopie optique.

Nombre	Longueur	Largeur		Côtes en 10 µm
		Frustule	Valve	
30	15-45 µm	11 µm	5-15 µm	4,5-7

Aire de distribution : Estuaire maritime, rive nord; Côte-Nord; baie des Chaleurs (rare).

Ordre Surirellales

Présence d'un canal raphéen parcourant la périphérie de la valve sur une carène très peu saillante.

Famille Surirellaceae

Frustules rectangulaires, ondulés ou de forme irrégulière. Valves planes, ondulées ou courbées.

Genre *Campylodiscus* Ehrenberg

Frustules en forme de selle dont l'axe longitudinal coupe l'axe nodulaire à angle droit. Valves généralement suborbiculaires.

Campylodiscus fastuosus Ehrenberg var. *fastuosus* (fig. 27, 32)

Hendey (1964), p. 290, pl. 40, fig. 13. Tynni (1980), p. 29, pl. 20, fig. 254. Paddock (1985), p. 422, pl. 3, fig. 20-23.

Valves sub-orbiculaires et arquées en forme de selle. Infundibula (selon Paddock, 1985) dilatés aux marges et s'étendant vers la région médiane de la valve en une mince crête siliceuse. Région centrale de la valve délimitée par deux côtes longitudinales parcourant tout l'axe nodulaire. Perforations de la valve difficilement visibles sur l'infundibulum en microscopie optique.

Nombre	Longueur	Largeur	Infundibula en 10 µm
9	50-81 µm	54-79 µm	1,5-2

Aire de distribution : baie des Chaleurs (très rare).

Genre *Surirella* Turpin

Frustules généralement rectangulaires, parfois cunéiformes dont l'axe longitudinal coïncide avec l'axe nodulaire. Valves linéaires, elliptiques ou ovoïdes, à face valvaire plane ou spiralée.

Surirella moelleriana Grunow (fig. 39, 40)

Hustedt (1930), p. 435, fig. 842. *Surirella moelleriana* var. *typica* Cleve-Euler (1952), p. 118, fig. 1557a.

Valves isopolaires et linéaires avec des marges légèrement concaves. Apex tronqués. Infundibula distinctement dilatés aux marges et crêtes siliceuses indistinctes. Espace hyalin rectiligne traversant tout l'axe apical. Stries finement ponctuées, de parallèles au centre à radiales aux apex.

Nombre	Longueur	Largeur	Infundibula	Stries
			en 10 µm	en 10 µm
3	49-55 µm	15-19 µm	4	16-18

Aire de distribution : Estuaire maritime, rive nord; baie des Chaleurs (très rare).

Surirella ovata Kützing var. *ovata* (fig. 25, 33, 34, 36)

Van der Werff & Huls (1957-1974), P. D J XXII. 141. Hendey (1964), p. 287, pl. 40, fig. 7-9. Tynni (1980), p. 26, pl. 17, fig. 228, 229. Kennett & Hargraves (1984), p. 181, fig. 38.

Valves hétéropolaires et ovoïdes. Infundibula et crêtes siliceuses irrégulièrement espacés. Région médiane de la valve délimitée par les crêtes siliceuses et de forme plus ou moins largement lancéolée et ornementée de stries finement ponctuées.

Nombre	Longueur	Largeur	Infundibula	Stries
			en 10 µm	en 10 µm
49	13-46 µm	10-34 µm	4-7	16,5-21,5

Aire de distribution : Estuaire moyen, rive nord; Estuaire maritime, rive sud et rive nord; Anticosti; péninsule gaspésienne; baie des Chaleurs (commun).

Surirella smithii Ralfs (fig. 35)

Cleve-Euler (1952), p. 110, fig. 1536. Van der Werff & Huls (1957-1974), P.D J XXII. 141. Hendey (1964), p. 287, pl. 43, fig. 12-14. Tynni (1980), p. 27, pl. 15, fig. 220.

Valves isopolaires et linéaires avec des marges légèrement concaves. Apex abruptement rostrés. Infundibula indistincts et crêtes siliceuses régulièrement espacées et rejoignant l'axe apical de la valve. Côte longitudinale traversant tout l'axe apical de la valve. Stries imperceptibles en microscopie optique.

Nombre	Longueur	Largeur	Infundibula en 10 µm
1	98 µm	23 µm	3

Aire de distribution : baie des Chaleurs (très rare).

Remerciements

Nous adressons nos sincères remerciements au Conseil des recherches en sciences naturelles et en

généie du Canada de même qu'au Fonds F.C.A.R. (Québec) pour leur appui financier à A.C. et au GIROQ dans le cadre duquel ce travail a été réalisé. Nous sommes également redevables au ministère des Approvisionnement et Services du Canada qui, grâce à l'appui du Musée national des sciences naturelles, acceptait de financer une partie importante de ce projet. Nos remerciements s'adressent enfin au Département des mines et de métallurgie de l'Université Laval, et plus particulièrement à M. Jean-Pierre Tremblay, qui a mis à notre disposition un microscope électronique à balayage, de même qu'à M. Guy Plante pour l'impression des photomicrographies.

Références

- BAHLS, L. L., 1982. Eight new diatom genus records for Montana. — *Proc. Mont. Acad. Sci.*, 41: 79-86.
- BENSON, C. E. & S. R. RUSHFORTH, 1975. The algal flora of Huntington Canyon, Utah, U.S.A. — *Bibliothca Phycologica*, 18: 1-177.
- CLEVE, P. T., 1894. Synopsis of the naviculoid diatoms. — *K. svenska VetenskAkad. Handl.*, 26: 1-194.
- CLEVE, P. T. & A. GRUNOW, 1880. Beiträge zur Kenntniss der arctischen Diatomeen. — *K. svenska VetenskAkad. Handl.*, 17: 1-121.
- CLEVE-EULER, A., 1952. Die Diatomeen von Schweden und Finnland. — *K. svenska VetenskAkad. Handl.*, Fjärde Ser., 3: 1-153, figs. 1318-1583.
- COX, E. J. & R. ROSS, 1981. The striae of pennate diatoms. — Pages 267-278 in R. Ross (ed.). *Proceedings of the sixth symposium on recent and fossil diatoms*. Otto Koeltz, Koenigstein, 487 p.
- CZARNECKI, D. B. & D. W. BLINN, 1978. Observations on southwestern diatoms. 1. *Plagiotropis arizonica* n. sp. (Bacillariophyta, Entomoneidaceae), a large mesohalobous diatom. — *Trans. Am. microsc. Soc.*, 97: 393-396.
- CZARNECKI, D. B. & D. C. REINKE, 1982. Nomenclatural changes among some Kansas diatoms. — *Trans. Kans. Acad. Sci.*, 85: 174-176.
- CZARNECKI, D. B. & J. L. WEE, 1984. The frustular morphology of the diatom *Plagiotropis lepidoptera* var. *proboscidea*. — *Trans. Am. microsc. Soc.*, 103: 74-83.
- CZARNECKI, D. B., D. W. BLINN & J. N. GRIM, 1980. Aspects of valve morphology in *Plagiotropis arizonica*, a diatom with an imperforate siliceous covering. — *Trans. Am. microsc. Soc.*, 99: 445-447.
- FOGED, N., 1984. Freshwater and littoral diatoms from Cuba. — *Bibliothca Diatomologica*, 5: 1-243.
- HÅKANSSON, H., 1979. Examination of diatom type material of C. A. Agardh. — *Nova Hedwigia, Beih.*, 64: 163-168.
- HENDEY, N. I., 1951. Littoral diatoms of Chichester harbour with special reference to fouling. — *J. R. microsc. Soc.*, 71: 1-83.
- HENDEY, N. I., 1964. An introductory account of the smaller algae of British coastal waters. Part V. Bacillariophyceae (Diatoms). — Her Majesty's Stationery Office, London, 317 p., 45 pl.
- HUSTEDT, F., 1930. Bacillariophyta (Diatomeae). — Pages 1-466 in A. Pascher (ed.). *Die Süßwasser-Flora Mitteleuropas*. G. Fisher, Jena, 466 p.
- HUSTEDT, F., 1955. Marine littoral diatoms of Beaufort, North Carolina. — *Bull. Duke Univ. mar. Stn.*, no. 6, 67 p.
- JOHN, J., 1983. The diatom flora of the Swan River Estuary, Western Australia. — *Bibliothca Phycologica*, 64: 1-359.
- KENNETT, D. M. & P. E. HARGRAVES, 1984. Subtidal benthic diatoms from a stratified estuarine basin. — *Bot. mar.*, 27: 169-183.
- MANN, D. G., 1981. Sieves and flaps: siliceous minutiae in the pores of raphid diatoms. — Pages 279-300 in R. Ross (ed.). *Proceedings of the sixth symposium on recent and fossil diatoms*. Otto Koeltz, Koenigstein, 487 p.
- MANN, D. G., 1984. An ontogenetic approach to diatom systematics. — Pages 113-144 in D. G. Mann (ed.). *Proceedings of the seventh international diatom symposium*. Otto Koeltz, Koenigstein, 541 p.
- MILLIE, D. F. & R. L. LOWE, 1981. Diatoms new to Ohio and the Laurentian Great Lakes. — *Ohio J. Sci.*, 81: 195-206.
- NAVARRO, J. N., 1982. Marine diatoms associated with mangrove prop roots in the Indian River, Florida, U.S.A. — *Bibliothca Phycologica*, 61: 1-151.
- OKUNO, H., 1970. Marine diatoms. — Pages 1-31 in J.-G. Helmcke & W. Krieger (eds.). *Diatomeenschalen im elektronenmikroskopischen Bild*. J. Cramer, Lehre, 31 p., pl. 614-714.
- OSADA, K. & H. KOBAYASI, 1985. Fine structure of the brackish water pennate diatom *Entomoneis alata* (Ehr.) Ehr. var. *japonica* (Cl.) comb. nov. — *Jap. J. Phycol.*, 33: 215-224.
- PADDOCK, T. B. B., 1978. Observations on the valve structures of diatoms of the genus *Plagiodiscus* and on some associated species of *Surirella*. — *Bot. J. Linn. Soc.*, 76: 1-25.
- PADDOCK, T. B. B., 1985. Observations and comments on the diatoms *Surirella fastuosa* and *Campylodiscus fastuosus* and on other species of similar appearance. — *Nova Hedwigia*, 41: 417-444.
- PADDOCK, T. B. B. & P. A. SIMS, 1977. A preliminary survey of the raphe structure of some advanced groups of diatoms (Epithemiaceae-Surirellaceae). — *Nova Hedwigia, Beih.*, 54: 291-322.
- PADDOCK, T. B. B. & P. A. SIMS, 1981. A morphological study of keels of various raphe-bearing diatoms. — *Bacillaria*, 4: 177-222.
- PATRICK, R. & C. W. REIMER, 1975. The diatoms of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii. Vol. 2, Part 1. — *Monogr. Acad. nat. Sci., Philad.*, no. 13, 213 p.
- PERAGALLO, H. & M. PERAGALLO, 1897-1908. Diatomées marines de France et des districts maritimes voisins. — M. J. Tempère, Grez-sur-Loing, 492 p., 137 pl.
- PLANCKE, J. & E. M. BAILLEUX, 1976. The structure of *Amphiprora oestrupii* V. H. — *Microscopy*, 33: 103-108.

- POULIN, M., L. BÉRARD-TERRIAULT & A. CARDINAL, 1984. Les diatomées benthiques de substrats durs des eaux marines et saumâtres du Québec 1. Cocconeioideae (Achnanthes, Achnantheaceae). — *Naturaliste can.*, 111: 45-61.
- SCHMIDT, A., 1874-1959. Atlas der Diatomaceen-Kunde. Vols. 1-3. — O. R. Reiland, Leipzig.
- SCHOEMAN, F. R. & P. J. ASHTON, 1982. The diatom flora of the Pretoria Salt Pan, Transvaal, Republic of South Africa. — *Bacillaria*, 5: 63-99.
- SIMONSEN, R., 1979. The diatom system: ideas on phylogeny. — *Bacillaria*, 2: 9-71.
- SIMS, P. A., 1983. A taxonomic study of the genus *Epithemia* with special reference to the type species *E. turgida* (Ehrenb.) Kütz. — *Bacillaria*, 6: 211-235.
- SIMS, P. A. & T. B. B. PADDOCK, 1982. The fenestral fibula: a new structure in the diatoms. — *Bacillaria*, 5: 7-21.
- SULLIVAN, M. J., 1979. Taxonomic notes on epiphytic diatoms of Mississippi Sound, U.S.A. — *Nova Hedwigia*, Beih., 64: 238-249.
- TYNNI, R., 1978. Über Finnlands rezente und subfossile Diatomeen, X. — *Bull. Geol. Surv. Finland*, no. 296, 55 p., 17 pl.
- TYNNI, R., 1980. Über Finnlands rezente und subfossile Diatomeen, XI. — *Bull. Geol. Surv. Finland*, no. 312, 93 p., 20 pl.
- VAN DER WERFF, A. & H. HULS, 1957-1974. Diatomeenflora van Nederland. — Otto Koeltz, Koenigstein.
- VAN HEURCK, H., 1880-1885. Synopsis des diatomées de Belgique. — H. Van Heurck, Anvers, 235 p., 135 pl.
- VANLANDINGHAM, S. L., 1967-1979. Catalogue of the fossil and recent genera and species of diatoms and their synonyms. Parts I-VIII. — J. Cramer, Vaduz, 4654 p.

**LES DIATOMÉES (BACILLARIOPHYCEAE) BENTHIQUES
DE SUBSTRATS DURS DES EAUX MARINES
ET SAUMÂTRES DU QUÉBEC
8. CENTRALES^{1,2}**

L. BÉRARD-TERRIAULT et A. CARDINAL

*GIROQ, Département de biologie
Université Laval, Québec G1K 7P4*

et

M. POULIN

*Musée national des sciences naturelles
Division de la botanique, Ottawa (Ontario) K1A 0M8*

Résumé

Cet article porte sur les diatomées centrales benthiques des côtes marines et estuariennes du Québec. Des descriptions ainsi que des illustrations en microscopie optique ou électronique à balayage sont présentées pour 39 taxons. Toutes les espèces retrouvées dans nos échantillons benthiques, même celles d'origine planctonique, ont été décrites. Ainsi le genre *Thalassiosira* quoique peu abondant était représenté par 13 taxons, alors que parmi les plus communes on notait *Hyalodiscus scoticus* (Kützing) Grunow, *Melosira nummuloides* Agardh et *Odontella aurita* (Lyngbye) Agardh.

Abstract

This paper deals with the benthic centric diatoms from Québec marine and estuarine coasts. Thirty-nine taxa are described and illustrated. All the species in our benthic samples have been described even though many of them were of planktonic origin. Even if the genus *Thalassiosira* was represented by 13 taxa, the most common ones were *Hyalodiscus scoticus* (Kützing) Grunow, *Melosira nummuloides* Agardh and *Odontella aurita* (Lyngbye) Agardh.

Introduction

Peu d'études taxonomiques ont porté jusqu'à maintenant sur les diatomées centrales des côtes du Québec et de l'est du Canada à l'exception de la précieuse monographie de Brunel (1962). Les Centrales se retrouvent dans tous les milieux et sous toutes les conditions que ce soit en eaux douce, saumâtre ou marine, et l'estuaire du Saint-Laurent est ainsi fort propice à une grande diversité. Une majorité de Centrales sont planctoniques, toutefois plusieurs taxons sont typiquement benthiques et vivent attachés au substrat ou associés à des algues macroscopiques. Parmi eux, quelques uns sont très abon-

dants sur nos côtes, notamment *Hyalodiscus scoticus* et *H. subtilis* Bailey, *Melosira nummuloides*, *Odontella aurita* et *Paralia sulcata* (Ehrenberg) Cleve.

Un certain nombre de formes planctoniques, selon les conditions hydrodynamiques du milieu, se retrouvent fréquemment dans le benthos. On y note également la présence de spores, dont celles de *Leptocylindrus danicus* Cleve, *Chaetoceros debilis* Cleve et *C. diadema* (Ehrenberg) Gran qui sont des espèces particulièrement abondantes dans le phytoplancton de ces régions. N'étant toutefois pas en mesure de distinguer avec certitude les taxons exclusivement planctoniques de ceux qui pourraient présenter sporadiquement des concentrations importantes dans le microbenthos (fig. 1), nous avons cru bon de décrire ici tous les taxons observés, à l'exception de ceux du genre *Chaetoceros*. Cette information constituera ainsi un complément non

¹ Contribution au programme du GIROQ (Groupe interuniversitaire de recherches océanographiques du Québec).

² Incluant également bon nombre de diatomées planctoniques retrouvées dans nos échantillons.

négligeable à la monographie de Brunel (1962) où la majorité des taxons que nous traitons présentement n'avaient pas été mentionnés.

La taxonomie des diatomées centrales a beaucoup progressé depuis les vingt dernières années. Plusieurs nouvelles structures valvaires ont été identifiées grâce à l'avènement de la microscopie électronique, et ces découvertes ont grandement contribué à une meilleure compréhension de cet ensemble (Hasle, 1968, 1972; Ross & Sims, 1973), et en particulier de la famille Thalassiosiraceae (Hasle, 1973 a, b). Par la suite, un grand nombre d'espèces de *Thalassiosira* ont été décrites soit par Hasle (1973c, 1978a, b), Hasle & Fryxell (1977a), Hasle & Heimdal (1970), Fryxell (1975, 1976), Fryxell & Hasle (1977, 1979a, b), Fryxell *et al.* (1981) et Takano (1976b, 1980, 1981). Récemment, Hallegraeff (1984), Johansen & Fryxell (1985) et Rivera (1981) ont apporté des éclaircissements importants sur la distribution régionale des représentants de ce genre.

Parmi les travaux les plus pertinents, mentionnons aussi ceux de Gibson & Mahoney (1984), Ross & Sims (1971), Hoban (1983) pour les Biddulphiaceae; de Hasle *et al.* (1983) pour les Cymatosiraceae; de Crawford (1974, 1975, 1977, 1979a, b, 1984), Heimdal (1973) pour les Melosiraceae, et ceux de Håkansson (1986a, b), Håkansson & Locker (1981), Håkansson & Stoermer (1984a, b), Lowe (1975), Makarova (1981), Round (1970, 1981, 1982a, b), Stoermer

& Håkansson (1984), Stoermer & Sicko-Goad (1985), Theriot & Stoermer (1981, 1982, 1984) pour les Thalassiosiraceae.

Matériel et méthodes

L'aire géographique échantillonnée (fig. 2) et la méthodologie expérimentale sont explicitées dans Poulin *et al.* (1984). L'information taxonomique est présentée pour 39 taxons au moyen de descriptions illustrées. La classification utilisée est adaptée de Simonsen (1972, 1979). La synonymie a été généralement vérifiée dans VanLandingham (1967-1979) et dans diverses publications récentes. L'ensemble des collections et des préparations microscopiques est pour l'instant conservé au laboratoire de A. Cardinal à l'Université Laval. Les données biométriques qui apparaissent sous chacun des taxons reposent sur le nombre d'individus mesurés. L'abréviation MEB signifie microscope électronique à balayage.

Taxonomie

Ordre Centrales

Valves circulaires, polygonales ou elliptiques, sans raphé, ni pseudoraphé. Ornementation presque toujours radiale ou concentrique.

Sous-ordre Coscinodiscinae

Valves généralement circulaires avec une couronne marginale de processus.

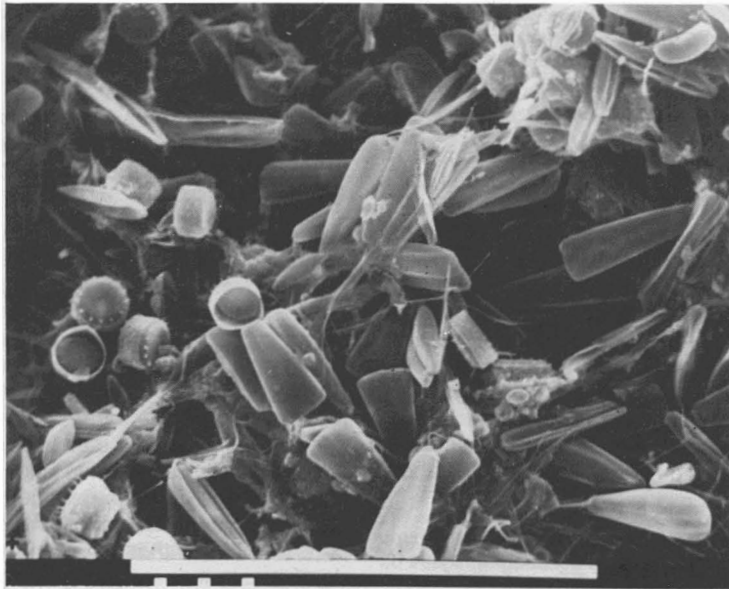


Figure 1. Vue d'ensemble (MEB) d'un substrat artificiel immergé, où l'on peut observer la présence de diatomées tant pennales que centrales. Échelle: 100 μm .

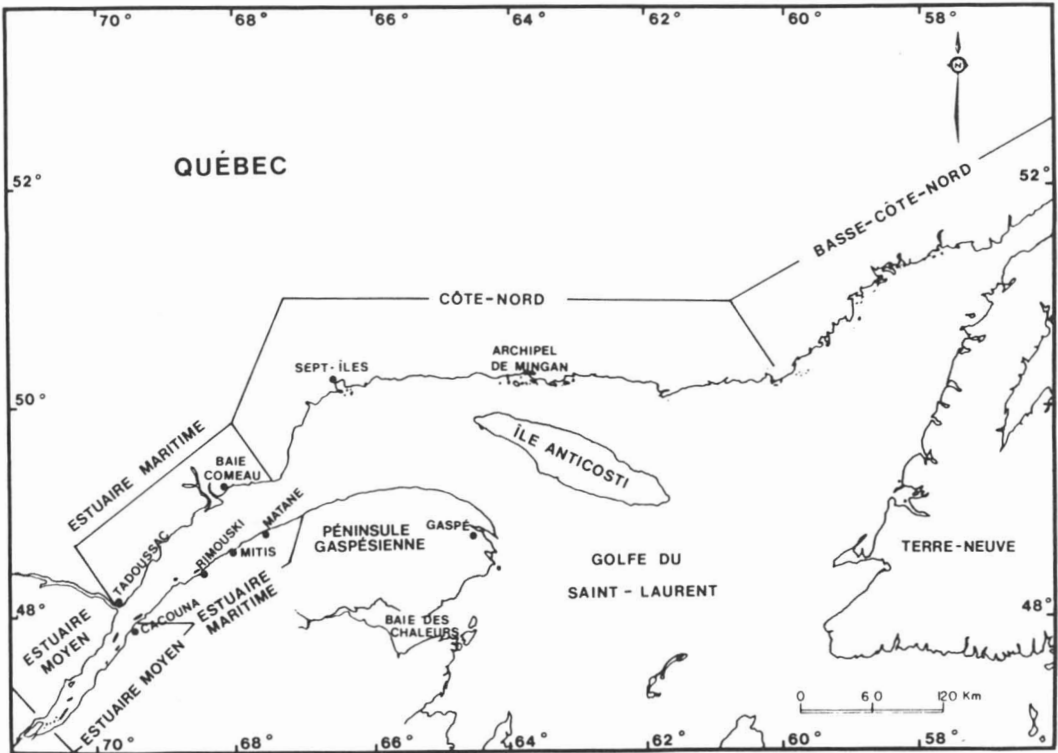


Figure 2. Carte présentant les limites des régions maritimes du Québec.

Famille Thalassiosiraceae

Valves possédant le plus souvent une couronne marginale de processus renforcés, et au moins un processus labié. Aréoles avec foramen à l'extérieur et crible à l'intérieur.

Genre *Bacterosira* Gran

Frustules réunis en chaînes compactes avec un contact direct entre les valves. Présence d'une couronne marginale de processus renforcés, et d'un processus labié.

Bacterosira fragilis Gran (fig. 3)

Hasle (1973b), p. 27, fig. 88-94. Sancetta (1982), p. 227, pl. 2, fig. 1-4. Lichti-Federovich (1983), p. 46, fig. 4, 5. *Coscinodiscus bathyomphalus* Cleve (Hustedt, 1930, p. 431, fig. 234).

Valves légèrement convexes; centre de la valve concave. Stries irrégulières et radiant. Présence d'un processus labié marginal, d'une couronne marginale de processus renforcés, petits et éloignés de 2,5 à 3 μm , ainsi que de plusieurs processus renforcés au centre de la valve.

N	Diamètre	Aréoles en	Stries en	Processus renforcés en 10 μm
5	19-24 μm	10 μm	10 μm	2-3

Aire de distribution: baie des Chaleurs (très rare, planctonique).

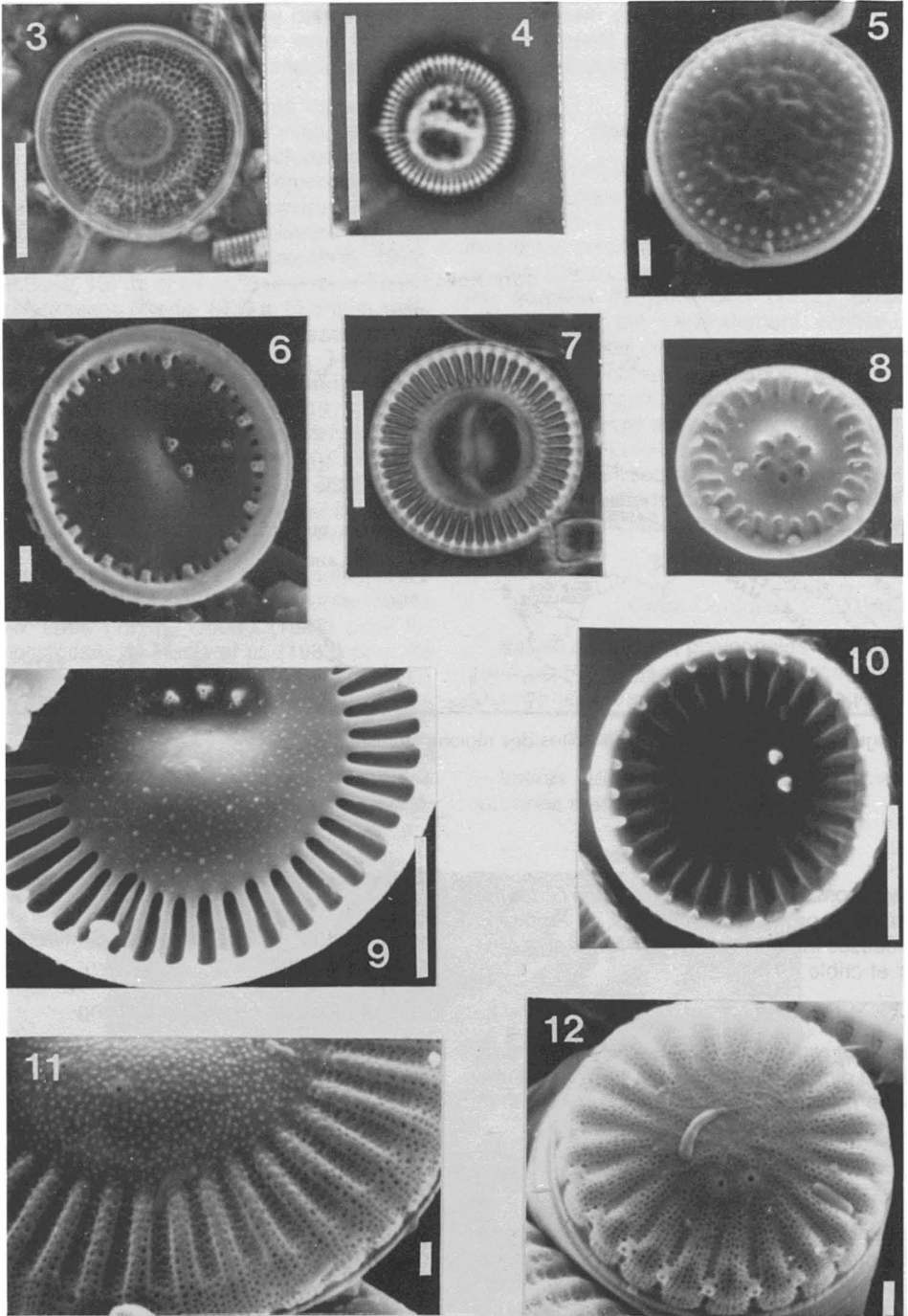
Genre *Cyclotella* Kützing

Frustules solitaires ou en courtes chaînes. Surface de la valve plane ou ondulée, présentant 2 zones distinctes: une zone marginale avec stries alvéolées et radiant, et une zone centrale irrégulièrement ponctuée. Présence d'une couronne marginale de processus renforcés et d'un ou plusieurs processus labiés.

Cyclotella bodanica Eulenstein var. *bodanica* (fig. 13)

Hustedt (1930), p. 356, fig. 184.

Valves circulaires. Stries marginales radiant; zone centrale irrégulièrement ponctuée. Présence de 2-3 processus labiés intercalés entre les stries. Présence d'une couronne marginale de processus renforcés régulièrement espacés les uns des autres.



Figures 3-12. Figure 3. *Bacterosira fragilis*, valve de spore. Figures 4-6. *Cyclotella caspia* (fig. 4, valve; fig. 5 MEB, vue externe; fig. 6 MEB, vue interne). Figures 7, 9-12. *Cyclotella meneghiniana* (fig. 7, valve; fig. 9-10 MEB, vue interne; fig. 11, 12 MEB, vue externe). Figure 8. *Cyclotella stelligera*, MEB, vue valvaire interne. Échelles: 1 μm (fig. 5,6,11,12), 5 μm (fig. 8,9,10), 10 μm (fig. 3,4,7).

N	Diamètre	Stries en 10 µm
5	17-26 µm	10-15

Aire de distribution : Estuaire maritime, rive sud; Côte-Nord (très rare, planctonique).

Cyclotella caspia Grunow
(fig. 4-6)

Hustedt (1930), p. 347, fig. 177. Proschkina-Lavrenko (1959), p. 73, fig. 1-12. Hasle (1962), p. 299, pl. 1, fig. 1-11; pl. 2, fig. 12-16; pl. 6, fig. 29, 30, 31a. Lortie (1983), p. 290, pl. 1, fig. 9-11.

Valves petites, discoïdes et ondulées, solitaires ou en courtes chaînes. Stries marginales radiantées occupant environ le tiers du diamètre de la valve, et entourant une zone centrale irrégulièrement ponctuée. Présence d'une couronne marginale de processus renforcés (1 processus par 3-5 côtes) ainsi que d'un ou deux processus additionnels au centre de la valve. Présence d'un seul processus labié à la marge près d'un processus renforcé. Épines marginales présentes sur chacune des interstries.

N	Diamètre	Stries en 10 µm
20	5-11 µm	22-35

Aire de distribution : baie des Chaleurs (commun, planctonique).

Cyclotella meneghiniana Kützing
var. *meneghiniana*
(fig. 7, 9-12)

Lowe (1975), p. 416, fig. 3-6. Schoeman & Archibald (1980), fig. 1-159. John (1983), p. 21, fig. 5-8. Battarbee *et al.* (1984), p. 177, fig. 5.

Valves circulaires et ondulées. Zone marginale généralement bien définie. Zone centrale avec plusieurs (0-7) processus renforcés au niveau de la dépression. Processus renforcés marginaux très courts et présents sur presque chaque strie. Un processus labié à la marge. Épines généralement présentes.

N	Diamètre	Stries en 10 µm
9	8-20 µm	7-10

Aire de distribution : baie des Chaleurs (très rare, planctonique).

Cyclotella pseudostelligera Hustedt
(fig. 14, 16)

Okuno (1974), p. 2, fig. 825, 826. Lowe (1975), p. 421, fig. 20, 22, 25.

Valves petites et circulaires, avec ponctuations au centre disposées en étoile. Stries marginales radiantées. Processus renforcés marginaux en forme de tubes allongés et quelquefois bifurqués. Aucun processus au centre. Un petit processus labié à la marge. Absence d'épines.

N	Diamètre	Stries en 10 µm
18	5-10 µm	19-22

Aire de distribution : Estuaire moyen, rive nord; Estuaire maritime, rive nord; Côte-Nord; Basse-Côte-Nord (très rare, planctonique).

Cyclotella stelligera Cleve & Grunow var. *stelligera*
(fig. 8)

Hustedt (1930), p. 339, fig. 172. Okuno (1974), p. 2, fig. 827, 828. Lowe (1975), p. 421, fig. 26-30. John (1983), p. 21, pl. 5, fig. 9.

Valves petites, circulaires. Centre de la valve avec des ponctuations en disposition étoilée. Stries marginales radiantées. Processus renforcés marginaux (1 par 3-4 stries) en forme de tubes courts avec épaississements latéraux. Aucun processus central. Un seul processus labié sur une côte. Absence d'épines.

N	Diamètre	Stries en 10 µm
5	5-8 µm	11-14

Aire de distribution : Estuaire maritime, rives nord et sud (très rare, planctonique).

Cyclotella striata (Kützing) Grunow var. *striata*
(fig. 15, 17, 18)

Hustedt (1930), p. 344, fig. 176. Takano (1976a), p. 51, fig. 1-9. John (1983), p. 21, pl. 5, fig. 10-12. Battarbee *et al.* (1984), p. 177, fig. 4.

Valves circulaires et fortement ondulées. Stries marginales radiantées occupant environ la moitié du diamètre de la valve. Processus renforcés marginaux généralement à toutes les deux ou trois côtes. Deux ou trois processus renforcés au centre, toujours situés dans la partie convexe (externe) de la valve. Un seul processus labié sur une côte marginale. Épines généralement absentes.

N	Diamètre	Stries en 10 µm
22	15-33 µm	7-10

Aire de distribution : Estuaire moyen, rive nord; Estuaire maritime, rives nord et sud (commun, planctonique).

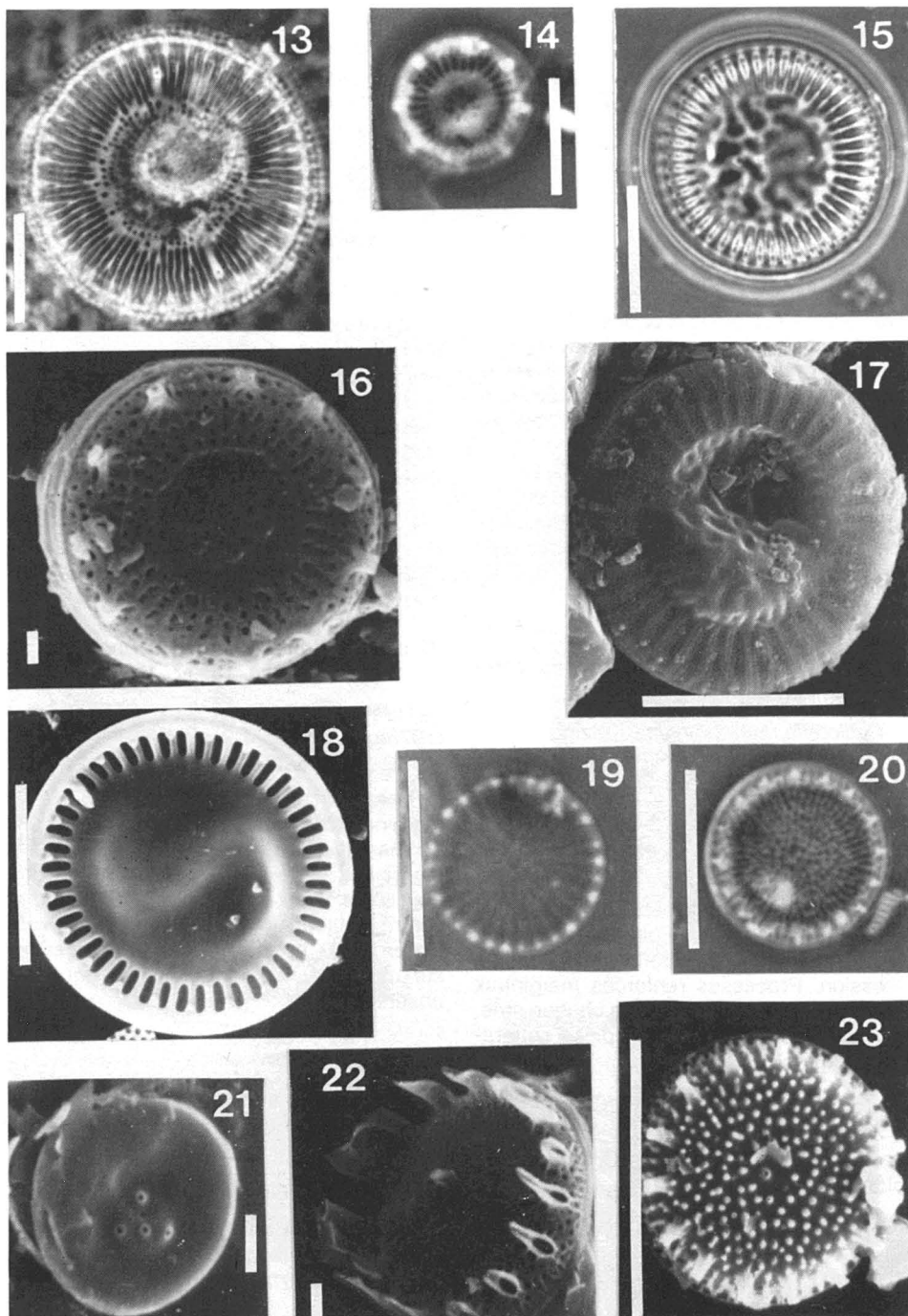
Genre *Detonula* Schütt

Frustules en colonies formées par la juxtaposition des portions extérieures des processus renforcés marginaux.

Detonula confervacea (Cleve) Gran
(fig. 19, 20, 23)

Hasle (1973b), p. 15, fig. 44-68. Hargraves (1976), p. 119, fig. 10-18.

Valves faiblement silicifiées. Stries radiantées. Aréoles très petites (30-40/10 µm). Couronne



Figures 13-23. Figure 13. *Cyclotella bodanica*, valve. Figures 14,16. *Cyclotella pseudostelligera* (fig. 14, valve; fig. 16 MEB, vue externe). Figures 15,17,18. *Cyclotella striata* (fig. 15, valve; fig. 17 MEB, vue externe; fig. 18 MEB, vue interne). Figures 19, 20, 23. *Detonula confervacea* (fig. 19, valve; fig. 20, valve de spore; fig. 23 MEB, vue externe, valve de spore). Figure 21. *Minidiscus chilensis*, MEB, vue externe. Figure 22. *Skeletonema costatum*, MEB, vue externe. Échelles: 1 μm (fig. 16,21,22), 5 μm (fig. 14), 10 μm (fig. 13, 15, 17-20, 23).

marginale de processus renforcés et un processus renforcé au centre de la valve. Présence d'un processus labié à la marge. Spores fortement silicifiées et présentant un réseau de côtes radiantes ou irrégulières et garnies de spinules.

N	Diamètre	Processus renforcés en 10 µm
13	6-10 µm	8-10

Aire de distribution: baie des Chaleurs (rare, planctonique).

Genre *Minidiscus* Hasle

Cellules solitaires. Processus situés uniquement vers le centre de la valve.

Minidiscus chilensis Rivera
(fig. 21)

Rivera & Koch (1984), p. 281, fig. 5-14.

Valves très petites. Bande hyaline de largeur variable autour de la valve. Aire centrale présentant une élévation et une dépression. Aréoles très petites présentes uniquement près des marges de la valve. Présence de deux processus renforcés sur l'élévation et d'un autre près de la dépression; un processus labié situé près de l'aréole centrale entre les deux processus renforcés de la portion élevée de la valve.

N	Diamètre
5	3-5 µm

Aire de distribution: Estuaire maritime, rive sud; baie des Chaleurs (très rare, planctonique).

Genre *Porosira* Jörgensen

Cellules réunies en colonies par de nombreux cordons mucilagineux. Aire centrale différenciée, sans processus renforcé au centre. Processus renforcés répartis sur la surface de la valve. Un processus labié présent.

Porosira glacialis (Grunow) Jörgensen
(fig. 24, 25)

Hustedt (1930), p. 315, fig. 152, 153. Hasle (1973b), p. 6, fig. 4, 5, 13-29. Willareal & Fryxell (1983), p. 166, fig. 6-9.

Valves convexes et faiblement silicifiées présentant une aire centrale différenciée, formée de très petites aréoles entourées d'un anneau de silice. Aréoles irrégulières formant des lignes ondulées disposées plus ou moins en secteurs. Présence d'un grand nombre de processus renforcés sur toute la surface de la valve et plus denses vers la marge; un gros processus labié allongé à faible distance de la marge.

N	Diamètre	Stries en 10 µm
5	47-61 µm	25-26

Aire de distribution: Estuaire maritime, rive sud (très rare, planctonique).

Genre *Skeletonema* Greville

Frustules réunis en colonies formées par la juxtaposition de longs processus renforcés marginaux. Valves très finement ponctuées et sans processus central.

Skeletonema costatum (Greville) Cleve
(fig. 22)

Hasle (1973c), fig. 1-17, 19, 20, 24, 30-61, 63-82. Fryxell (1976), p. 97, fig. 10, 11. Rivera & Koch (1984), p. 283, fig. 17-27.

Valves convexes. Aréolation radiale. Couronne marginale de processus renforcés avec tubes très longs et évasés. Processus labié situé près du centre de la valve dans le cas d'une valve en position terminale ou adjacent à la couronne marginale de processus renforcés pour les valves intercalaires.

N	Diamètre	Processus renforcés en 10 µm
10	4-7 µm	10

Aire de distribution: Estuaire maritime, rives nord et sud; baie des Chaleurs (commun, planctonique).

Genre *Stephanodiscus* Ehrenberg

Frustules généralement solitaires, présentant des stries radiantes (à aréolations multiples à la marge et simple au centre) séparées par des rayons hyalins surmontés d'épines marginales. Présence de processus renforcés et d'un ou plusieurs processus labiés.

Stephanodiscus medius Håkansson
(fig. 29)

Håkansson (1986a), p. 32, fig. 11-14.

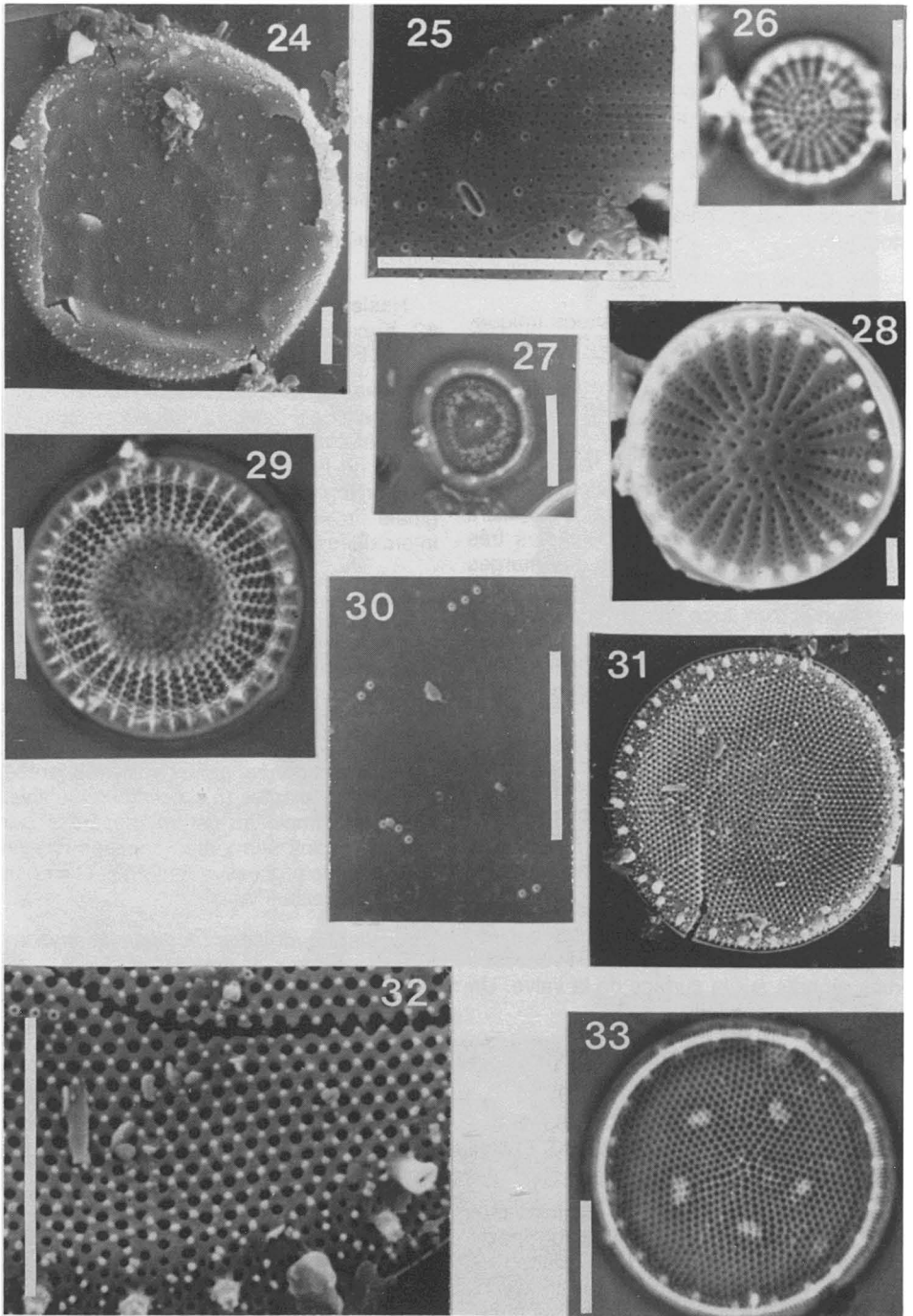
Valves circulaires; centre concave ou convexe. Stries bisériées à la marge devenant unisériées vers le centre. Épines marginales sur chaque interstrie. Couronne marginale de processus renforcés; processus labiés non observés.

N	Diamètre	Stries en 10 µm
15	18-29 µm	8-9

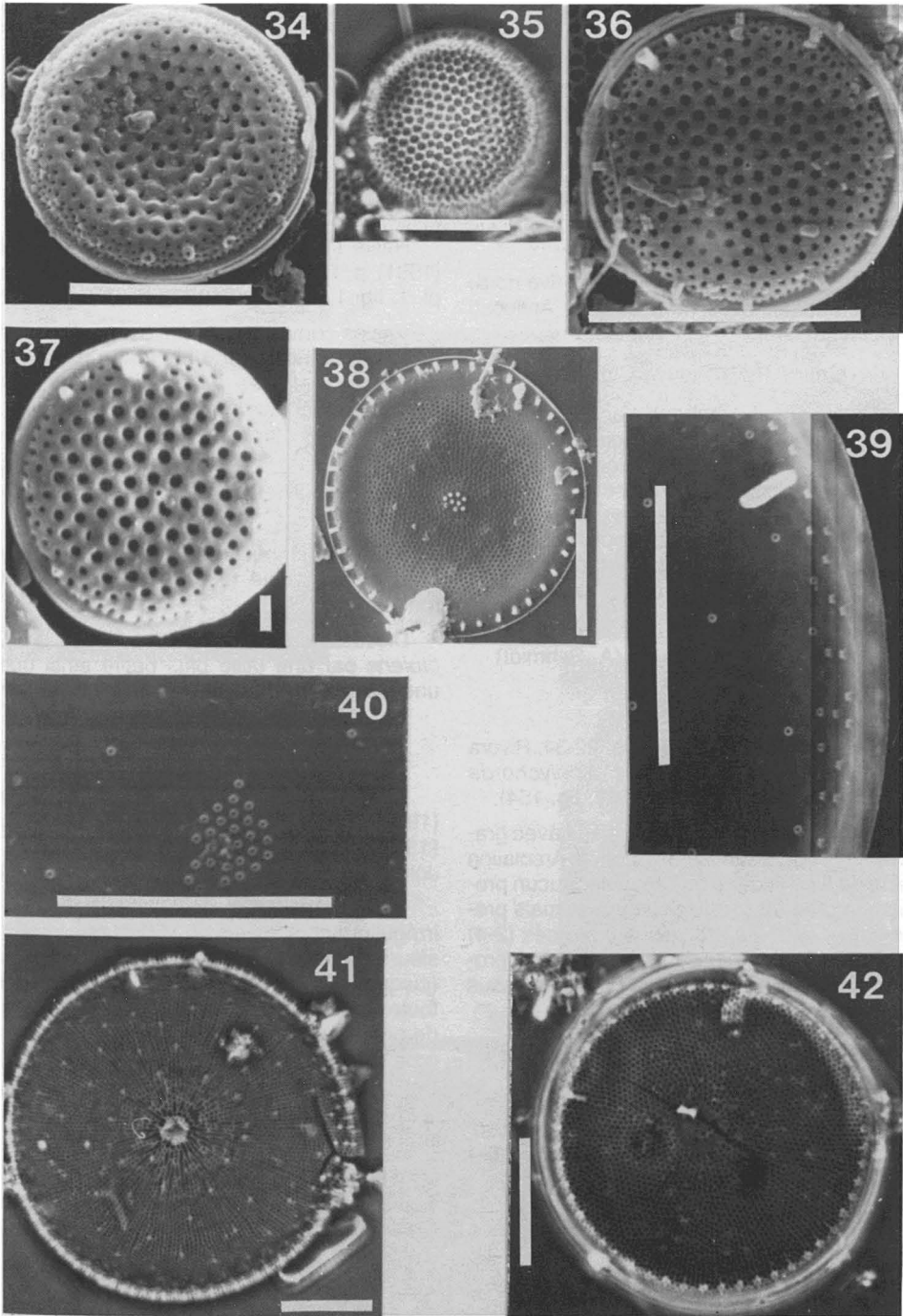
Aire de distribution: Estuaire moyen, rive nord; Estuaire maritime, rives nord et sud (rare, planctonique).

Stephanodiscus minutulus (Kützing)
Cleve & Möller
(fig. 26, 28)

Håkansson (1986a), p. 26, fig. 5, 6, 8, 25a, 27, 28a. *Stephanodiscus minutula* Kützing (Round, 1981, p. 462, fig. 19-24).



Figures 24-33. Figures 24,25. *Porosira glacialis* (fig. 24 MEB, vue externe, valve; fig. 25 MEB, vue externe, portion de valve avec processus labié). Figures 26, 28. *Stephanodiscus minutulus* (fig. 26, valve; fig. 28 MEB, vue externe). Figure 27. *Thalassiosira conferta*, valve. Figure 29. *Stephanodiscus medius*, valve. Figures 30-33. *Thalassiosira anguste-lineata* (fig. 30 MEB, vue interne, arcs de processus renforcés; fig. 31 MEB, vue externe; fig. 32 MEB, vue externe, processus labié; fig. 33, valve). Échelles: 1 μm (fig. 28), 10 μm (fig. 24-27, 29-33).



Figures 34-42. Figures 34-37. *Thalassiosira* sp. (aff. *decipiens*) (fig. 34 MEB, vue externe; fig. 35, valve; fig. 36, 37 MEB, vue externe). Figures 38, 42. *Thalassiosira hyalina* (fig. 38 MEB, vue externe; fig. 42, valve). Figures 39-41. *Thalassiosira gravida* (fig. 39 MEB, vue interne, portion de valve avec processus labié; fig. 40 MEB, vue interne, processus renforcés centraux; fig. 41, valve). Échelles: 1 μm (fig. 37), 10 μm (fig. 34-36, 38-42).

Petites valves présentant au centre une élévation ou une dépression. Stries radiales bisériées à la marge devenant unisériées au centre. Courtes épines marginales sur les côtes. Un processus labié marginal. Couronne marginale de processus renforcés (1/strie), sous les épines, et un processus additionnel au centre de la valve.

N	Diamètre	Stries en 10 µm	Processus renforcés en 10 µm
20	5-11 µm	10-15	11-15

Aire de distribution: Estuaire moyen, rive nord; Estuaire maritime, rives nord et sud; Anticosti (rare, planctonique).

Genre *Thalassiosira* Cleve

Frustules généralement en colonies, reliés par un ou plusieurs cordons mucilagineux plus ou moins longs. Valves concaves, aplaties ou légèrement convexes, aréolées en patrons distincts et homogènes. Présence d'un ou plusieurs processus labiés, d'une ou de plusieurs couronnes marginales de processus renforcés ainsi que d'un ou de plusieurs processus renforcés au centre ou sur la surface de la valve.

Thalassiosira anguste-lineata (A. Schmidt) Fryxell & Hasle (fig. 30-33)

Fryxell & Hasle (1977), p. 73, fig. 22-34. Rivera (1981), p. 45, fig. 29-47. *Coscinosira polychorda* (Gran) Gran (Hustedt, 1930, p. 317, fig. 154).

Valves aplaties, fortement silicifiées avec granules siliceux sur la surface de la valve. Aréolation distincte de type linéaire ou fasciculé. Aucun processus renforcé au centre de la valve, mais présence d'arcs (4-7) de processus renforcés (2-4) équidistants de l'aréole centrale. Un seul processus labié marginal situé entre deux processus renforcés.

N	Diamètre	Aréoles en 10 µm	Processus renforcés en 10 µm
6	24-26 µm	17-21	4-4,5

Aire de distribution: Estuaire maritime, rive sud; Côte-Nord; baie des Chaleurs (rare, planctonique).

Thalassiosira conferta Hasle (fig. 27)

Hasle & Fryxell (1977b), p. 239, fig. 1-23, 41, 42. Rivera (1981), p. 50, fig. 48-62. Lange *et al.* (1983), p. 20, fig. 10-12.

Valves petites, légèrement concaves au centre. Aréolation radiale. Couronne marginale de processus renforcés longs et droits, et un processus renforcé central. Un processus labié court situé entre 2 processus renforcés marginaux beaucoup plus rapprochés l'un de l'autre que les autres.

N	Diamètre	Aréoles en 10 µm	Processus renforcés en 10 µm
4	9-12 µm	25-27	3,5-4

Aire de distribution: Estuaire maritime, rive sud (très rare, planctonique).

Thalassiosira sp. [aff. *decipiens* (Grunow) Jörgensen] (fig. 34-37)

Hasle (1979), p. 88, fig. 1-32, 34-42. Rivera (1981), p. 154, fig. 438-442. Navarro (1982), p. 10, pl. 1, fig. 1, 2. Lortie (1983), pl. 3, fig. 10-12.

Valves convexes, concaves ou planes. Aréolation excentrique. Une couronne marginale de processus renforcés et un processus central. Un processus labié situé entre deux processus renforcés et plus rapproché de l'un d'eux.

N	Diamètre	Aréoles en 10 µm	Processus renforcés en 10 µm
35	7-15 µm	8-15	4-7

Aire de distribution: Estuaire maritime, rives nord et sud; baie des Chaleurs (rare, planctonique).

Discussion: Ce taxon se distingue de *T. decipiens* par une taille plus petite ainsi que par une plus grande densité d'aréoles en 10 µm.

Thalassiosira gravida Cleve (fig. 39, 40, 41)

Brunel (1962), p. 48, pl. 5, fig. 1-4. Syvertsen (1977), p. 99, fig. 3,7,9,13,15. Semina & Makarova (1983), p. 612, pl. 1, fig. 1-6; pl. 2, fig. 1-4. Johansen & Fryxell (1985), p. 170, fig. 27-43.

Valves planes. Ornementation de la valve fine, irrégulière et radiale, quelquefois fasciculée. Plusieurs processus renforcés au centre de la valve (jusqu'à 30). Processus renforcés distribués sur toute la surface de la valve. Couronne marginale de processus renforcés petits et rapprochés. Un gros processus labié marginal.

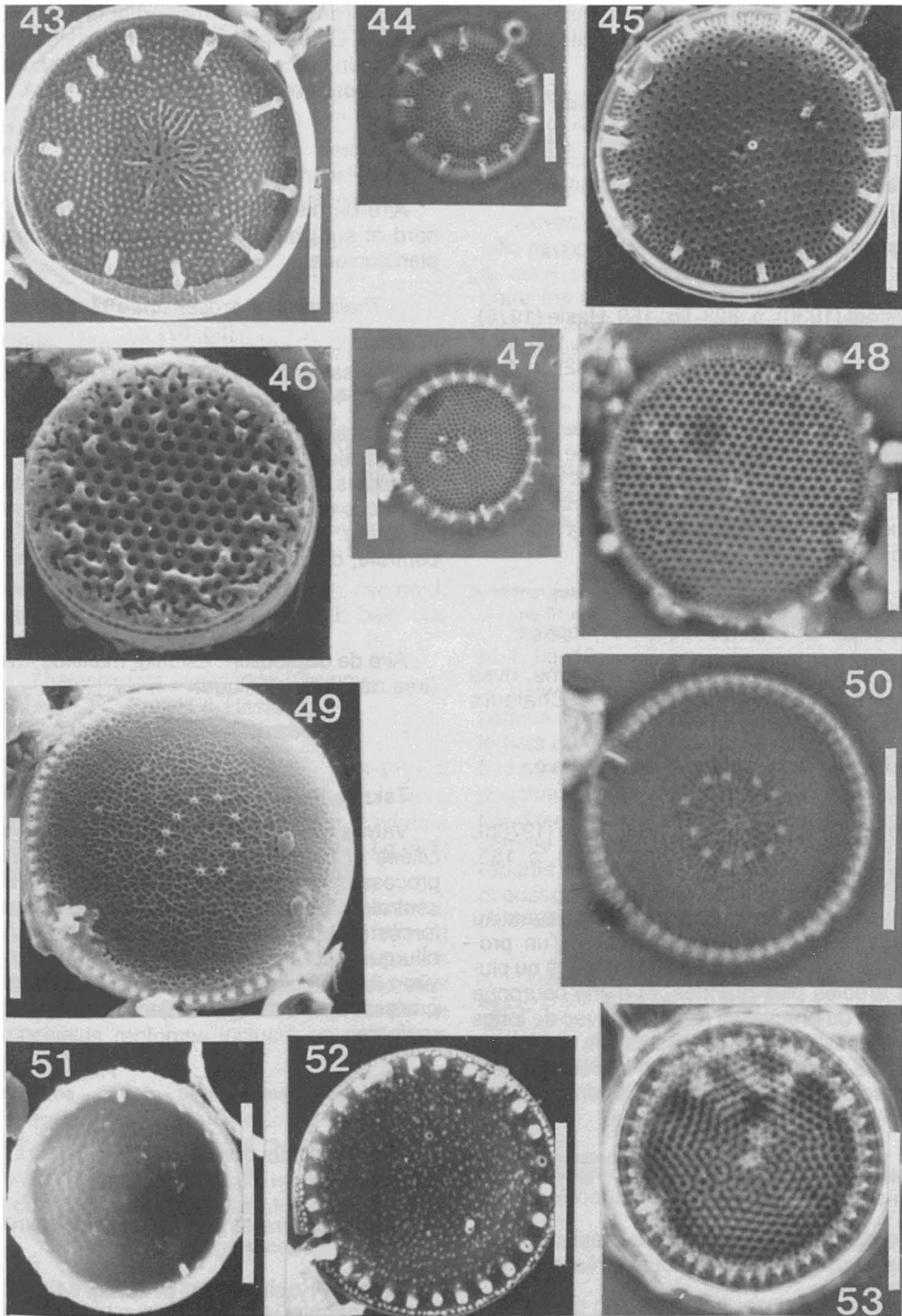
N	Diamètre	Aréoles en 10 µm	Processus renforcés en 10 µm
20	20-44 µm	18-20	6-10

Aire de distribution: Estuaire moyen, rive nord; Estuaire maritime, rives nord et sud; baie des Chaleurs (rare, planctonique).

Thalassiosira guillardii Hasle (fig. 52)

Hasle (1978a), p. 274, fig. 28-47. Kiss *et al.* (1984), p. 412, fig. 6-10.

Valves très petites, faiblement silicifiées, ornementées de stries irrégulières, avec granules siliceux sur la surface de la valve. Processus renforcés équidistants (0-3) répartis sur la surface



Figures 43-53. Figures 43, 44. *Thalassiosira nordenskiöldii* (fig. 43 MEB, vue externe; fig. 44, valve). Figures 45, 47. *Thalassiosira pacifica* (fig. 45 MEB, vue externe; fig. 47, valve). Figures 46, 48. *Thalassiosira tenera* (fig. 46 MEB, vue externe; fig. 48, valve). Figures 49, 50. *Thalassiosira weissflogii* (fig. 49 MEB, vue externe; fig. 50, valve). Figures 51, 53. *Thalassiosira visurgis* (Fig. 51 MEB, vue interne; fig. 53, valve). Figure 52. *Thalassiosira guillardii*, MEB, vue externe. Échelles: 5 μm (fig. 52), 10 μm (fig. 43-51, 53).

de la valve. Couronne marginale dense de processus renforcés. Présence d'un processus labié marginal.

N	Diamètre	Stries en 10 µm	Processus renforcés	
			en 10 µm	
2	8-11 µm	3-4	9-12	

Aire de distribution: baie des Chaleurs (très rare, planctonique).

Thalassiosira hyalina (Grunow) Gran
(fig. 38, 42)

Hustedt (1930), p. 323, fig. 159. Hasle (1976), fig. 2, 3. Makarova & Semina (1982), p. 109, pl. 1, fig. 1-4; pl. 2, fig. 1-4. Sancetta (1982), p. 242, fig. 4,5.

Valves planes, faiblement silicifiées, à ornementation radiale très fine et interrompue au centre de la valve. Plusieurs (7-14) processus renforcés au centre de la valve; couronne marginale dense de processus renforcés. Un processus labié à la marge.

N	Diamètre	Aréoles en 10 µm	Processus renforcés	
			en 10 µm	
20	16-37 µm	21-24	6-8,5	

Aire de distribution: Estuaire maritime, rives nord et sud; Côte-Nord; baie des Chaleurs (commun, planctonique).

Thalassiosira nordenskiöldii Cleve
(fig. 43, 44)

Hustedt (1930), p. 321, fig. 157. Hasle (1978b), p. 79, fig. 1, 5-20, 35-37. Rivera (1981), p. 155, pl. 2, fig. 9.

Valves fortement silicifiées, concaves au centre. Aréolation radiale. Présence d'un processus renforcé au centre adjacent à une ou plusieurs aréoles plus grandes, et d'une couronne marginale de processus renforcés avec de longs tubes évasés et éloignés les uns des autres. Un processus labié marginal dont la position peut varier, soit entre deux processus renforcés, ou plus près d'un processus renforcé.

N	Diamètre	Aréoles en 10 µm	Processus renforcés	
			en 10 µm	
18	11-33 µm	14-16	3-6	

Aire de distribution: Estuaire maritime, rives nord et sud; baie des Chaleurs (très commun, planctonique).

Thalassiosira pacifica Gran & Angst
(fig. 45, 47)

Hasle (1978b), p. 88, fig. 3, 42-69. Rivera (1981), p. 105, fig. 281-307.

Valves planes ou légèrement concaves. Aréolation de type excentrique ou fasciculé. Un pro-

cessus renforcé central adjacent à l'aréole centrale. Couronne marginale de processus renforcés. Un processus labié marginal occupant la même position qu'un processus renforcé.

N	Diamètre	Aréoles en 10 µm	Processus renforcés	
			en 10 µm	
25	10-33 µm	12-16	4-8	

Aire de distribution: Estuaire maritime, rives nord et sud; baie des Chaleurs (très commun, planctonique).

Thalassiosira proschkinae Makarova
(fig. 57)

Thalassiosira spinulata Takano, 1981, p. 33, fig. 1B, 14-25.

Frustules solitaires. Valves petites, recouvertes de spinules siliceuses. Interstries radiales formant des côtes. Couronne marginale de processus renforcés courts (4-6) et un processus renforcé au centre. Un processus labié adjacent à l'aréole centrale, du côté opposé au processus central.

N	Diamètre
8	3-4 µm

Aire de distribution: Estuaire maritime, rive sud (très rare, planctonique).

Thalassiosira tealata Takano
(fig. 54, 55, 58)

Takano (1980), p. 55, fig. 1-17.

Valves légèrement convexes, faiblement silicifiées et recouvertes de granules siliceux. Un processus renforcé robuste adjacent à l'aréole centrale. Couronne marginale de processus renforcés (4-6 par valve et distants de 2,5-3,5 µm) bifurqués, composés de deux longues ailes (environ 3 µm) pointues, parallèles à la marge. Un processus labié marginal adjacent à un processus renforcé.

N	Diamètre	Aréoles en 10 µm	Processus renforcés	
			en 10 µm	
15	5-10 µm	30	3	

Aire de distribution: baie des Chaleurs (rare, planctonique).

Thalassiosira tenera Proschkina-Lavrenko
(fig. 46, 48)

Hasle & Fryxell (1977a), p. 28, fig. 54-65. Lange et al. (1983), p. 14, fig. 15-18.

Valves fortement silicifiées et irrégulièrement recouvertes de granules de silice. Aréolation de type linéaire. Aréole centrale plus grande que les autres et surmontée d'un cône à ouverture ovale. Processus renforcé central à l'intérieur de l'aréole centrale. Couronne marginale de processus ren-

forcés souvent recouverts de silice. Un processus labié entre deux processus renforcés marginaux, plus rapproché de l'un d'eux.

N	Diamètre	Aréoles en 10 µm	Processus renforcés	
			en 10 µm	
13	10-25 µm	12,5-15	4-6	

Aire de distribution: Estuaire maritime, rive nord; baie des Chaleurs (très rare, planctonique).

Thalassiosira visurgis Hustedt
(fig. 51, 53)

Hasle (1978a), p. 263, fig. 1-4.

Valves convexes recouvertes de granules siliceux. Aréolation de type fasciculé. Présence d'une couronne marginale de processus renforcés et d'un processus renforcé au centre. Présence de deux processus labiés marginaux distants de 120-180°.

N	Diamètre	Aréoles en 10 µm	Processus renforcés	
			en 10 µm	
12	12-23 µm	13-17	6-11	

Aire de distribution: Estuaire moyen, rive nord; Estuaire maritime, rives nord et sud; baie des Chaleurs (rare, planctonique).

Thalassiosira weissflogii (Grunow)
Fryxell & Hasle
(fig. 49, 50)

Fryxell & Hasle (1977), p. 68, fig. 1-15. Fryxell et al. (1981), p. 48, fig. 20-28, 34. Rivera (1981), p. 130, fig. 390-407. *Thalassiosira fluviatilis* Hustedt (Lowe & Busch, 1975, p. 118, fig. 5-7; Schoeman & Archibald, 1977, fig. 1-18).

Valves planes, faiblement silicifiées. Aréoles faiblement développées et irrégulières formant des lignes radiales. Plusieurs (9-13) processus renforcés au centre de la valve, disposés plus ou moins en couronne. Couronne marginale dense de processus renforcés incluant un processus labié.

N	Diamètre	Aréoles en 10 µm	Processus renforcés	
			en 10 µm	
10	16-19 µm	30-40	10-14	

Aire de distribution: Estuaire maritime, rive sud; baie des Chaleurs (rare, planctonique).

Famille Melosiraceae

Valves ne possédant pas de processus renforcés. Aréoles avec foramen à l'intérieur et crible à l'extérieur.

Genre *Hyalodiscus* Ehrenberg

Frustules solitaires ou réunis en courtes chaînes à l'aide de coussinets mucilagineux. Valves divisées en deux régions concentriques

distinctes: une zone marginale finement aréolée et une zone centrale (ombilic) irrégulièrement aréolée.

Hyalodiscus scoticus (Kützting) Grunow
(fig. 61-63)

Hustedt (1930), p. 293, fig. 133. Hasle (1973b), pl. 18, fig. 112. John (1983), p. 18, pl. 3, fig. 6-8.

Valves convexes, région centrale plane. Ombilic occupant environ la moitié du diamètre de la valve, sans aréolations apparentes. À la limite entre les deux zones on retrouve des pores à mucus. Zone marginale finement aréolée. Processus labiés présents à la marge.

N	Diamètre			
	Valve	Ombilic	Stries en 10 µm	Aréoles en 10 µm
35	16-31 µm	8-16 µm	24-30	23-28

Aire de distribution: Estuaire maritime, rives nord et sud; Côte-Nord; péninsule gaspésienne; baie des Chaleurs (très commun, benthique).

Hyalodiscus subtilis Bailey
(fig. 64-67)

Hustedt (1930), p. 291, fig. 132. Lortie (1983), pl. 1, fig. 12.

Valves légèrement convexes. Ombilic très finement aréolé en lignes radiales, occupant environ le tiers du diamètre de la valve. Zone marginale finement aréolée en un patron décussé. Les punctuations de la région centrale ne possèdent pas d'ouverture du côté interne et sont considérées comme des pores à mucus. Processus labiés répartis sur toute la surface de la zone marginale et possédant une ouverture externe différente de celle des punctuations.

N	Diamètre			
	Valve	Ombilic	Stries en 10 µm	Aréoles en 10 µm
20	71-127 µm	31-49 µm	23-27	20-24

Aire de distribution: Estuaire moyen, rive nord; Estuaire maritime, rives nord et sud; Côte-Nord (commun, benthique).

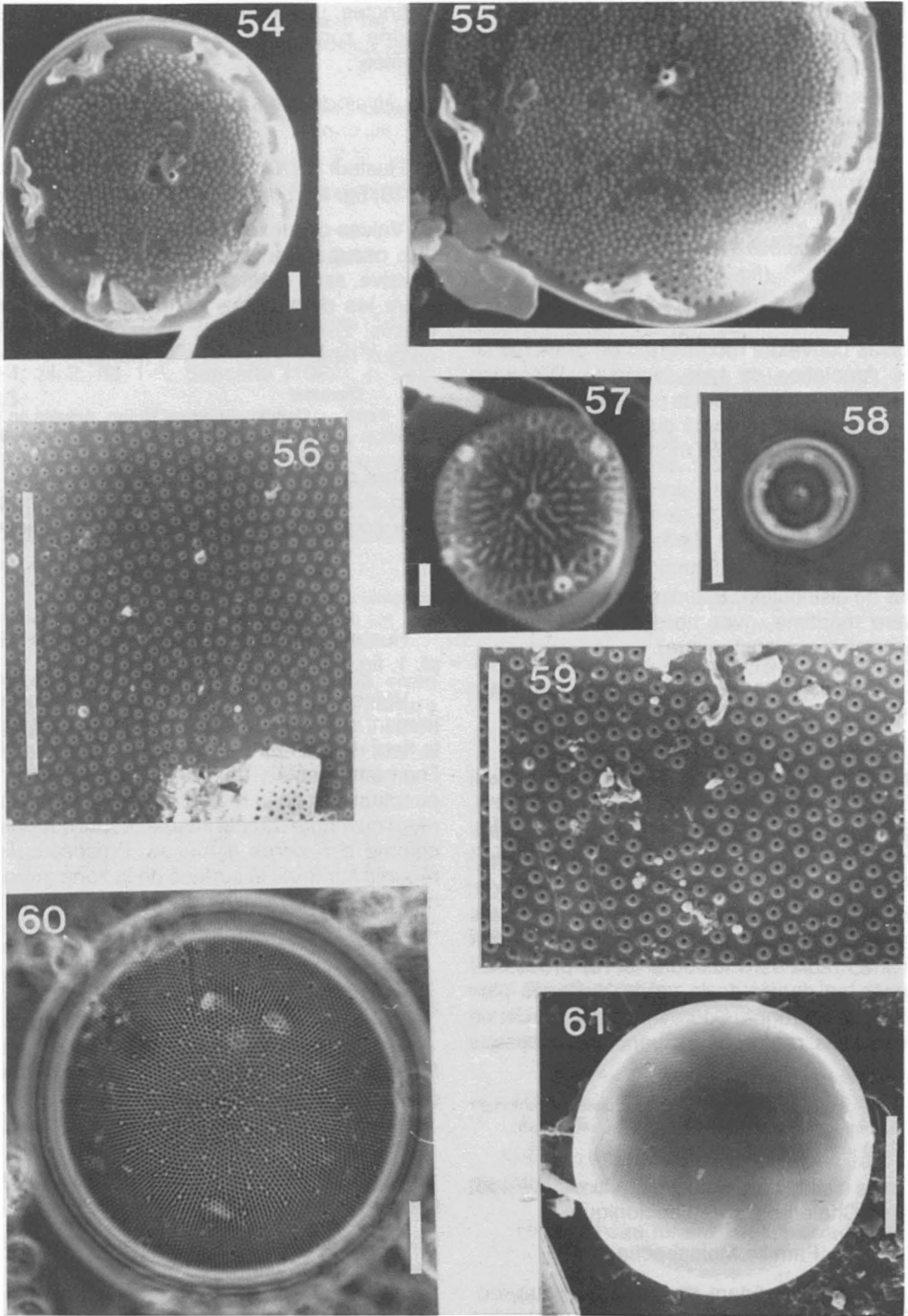
Genre *Melosira* Agardh

Frustules elliptiques ou cylindriques réunis en chaînes compactes.

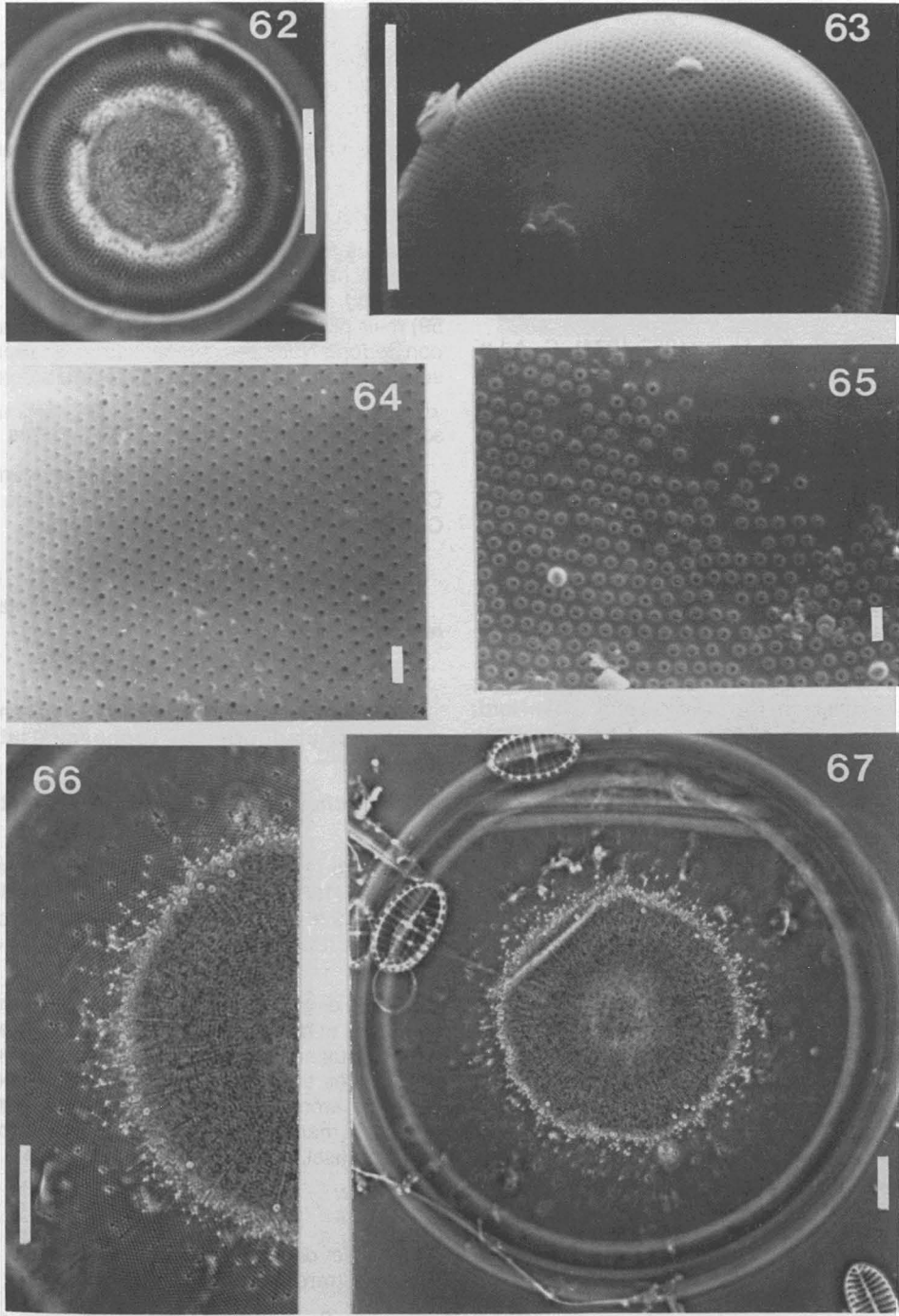
Melosira moniliformis (Müller) Agardh
(fig. 70)

Hustedt (1930), p. 236, fig. 98. Van der Werff & Huls (1957-1974), C. A l a. I. Crawford (1977), p. 277, fig. 1-23. John (1983), p. 15, pl. 1, fig. 6-12.

Face valvaire circulaire et plane. Surface de la valve présentant des granules siliceux et des épines plus ou moins développées. Processus



Figures 54-61. Figures 54, 55, 58. *Thalassiosira tealata* (fig. 54, 55 MEB, vue externe; fig. 58, valve). Figures 56, 59, 60. *Podosira hormoides* var. *adriatica* (fig. 56, 59 MEB, vue interne, centre de la valve, présence de quelques processus labiés; fig. 60, valve). Figure 57. *Thalassiosira proschkinae*, MEB, vue externe. Figure 61. *Hyalodiscus scoticus*, MEB, vue interne. Échelles: 1 μm (fig. 54), 10 μm (fig. 55-61).



Figures 62-67. Figures 62,63. *Hyalodiscus scoticus* (fig. 62, valve; fig. 63 MEB, vue externe). Figures 64-67. *Hyalodiscus subtilis* (fig. 64 MEB, vue externe; fig. 65 MEB, vue interne, présence de deux processus labiés; fig. 66, détail des stries; fig. 67, valve). Échelles: 1 μm (fig. 64,65), 10 μm (fig. 62,63,66,67).

labiés en plus forte concentration au centre de la valve et du manteau mais présents également sur toute la surface de la valve.

N	Diamètre
25	11-68 µm

Aire de distribution: Estuaire moyen, rive nord; Estuaire maritime, rives nord et sud; Basse-Côte-Nord; Anticosti; baie des Chaleurs (commun, benthique).

Melosira nummuloides Agardh
(fig. 68, 69, 72)

Van der Werff & Huls (1957-1974), C. A l a. I. Crawford (1975), p. 323, fig. 1-20. John (1983), p. 15, pl. 2, fig. 1,2. Navarro (1982), p. 11, pl. 2, fig. 1-3.

Valves fortement silicifiées. Stries radiantes finement aréolées. Présence d'une collerette à la marge. Un groupe de processus labiés présent au centre de la valve, et un autre groupe près de la marge du manteau. Couronne d'épines irrégulières autour du centre de la valve.

N	Diamètre
20	15-40 µm

Aire de distribution: Estuaire moyen, rive nord; Estuaire maritime, rives nord et sud; Côte-Nord; Basse-Côte-Nord; baie des Chaleurs (très commun, benthique).

Genre *Paralia* Heiberg

Valves avec centre hyalin et marge fortement loculée.

Paralia sulcata (Ehrenberg) Cleve
(fig. 83-85)

Crawford (1979b), fig. 1-33. Navarro (1981), p. 429, fig. 11-13. *Melosira sulcata* (Ehrenberg) Kützing (Hustedt, 1930, p. 277, fig. 119).

Frustules cylindriques formant des chaînes compactes. Valves planes fortement silicifiées avec centre hyalin et marge fortement loculée. Valves de deux types: 1) avec un petit nombre de lignes radiantes au centre de la valve (fig. 83), et 2) valves terminales avec un plus grand nombre de stries radiantes très près de la marge (fig. 84). Un processus labié près de la marge.

N	Diamètre	Stries en 10 µm
22	10-32 µm	8-14

Aire de distribution: Estuaire maritime, rives nord et sud; Côte-Nord; Anticosti; baie des Chaleurs (commun, benthique).

Genre *Podosira* Ehrenberg

Frustules solitaires ou en courtes chaînes, adhérent au substrat par des coussinets épais de mucilage.

Podosira hormoides var. *adriatica* Grunow
(fig. 56, 59, 60)

Hustedt (1930), p. 284, fig. 124.

Valves fortement convexes. Aréolation fasciculée et parsemée de granules hyalins. Ornementation au centre de la valve variée (fig. 56, 59) mais présentant toujours un anneau de silice non perforé. Nombreux processus labiés répartis sur la surface de la valve à la place d'aréoles.

N	Diamètre	Stries en 10 µm	Aréoles en 10 µm
30	44-74 µm	14-18	12-16

Aire de distribution: Estuaire maritime, rive nord; Côte-Nord; Basse-Côte-Nord; Anticosti; baie des Chaleurs (rare, généralement benthique).

Famille Heliopeltaceae

Surface de la valve avec une ornementation non homogène.

Genre *Actinoptychus* Ehrenberg

Valves divisées en secteurs alternativement surélevés et déprimés. Processus labiés marginaux.

Actinoptychus senarius (Ehrenberg) Ehrenberg
(fig. 77, 79)

Navarro (1982), p. 13, pl. 4, fig. 1. Whiting & Schrader (1985), p. 251, pl. 1, fig. 15, 16. Hasle & Sims (1986), p. 109, fig. 37-38. *Actinoptychus undulatus* (Bailey) Ralfs (Hustedt, 1930, p. 475, fig. 264).

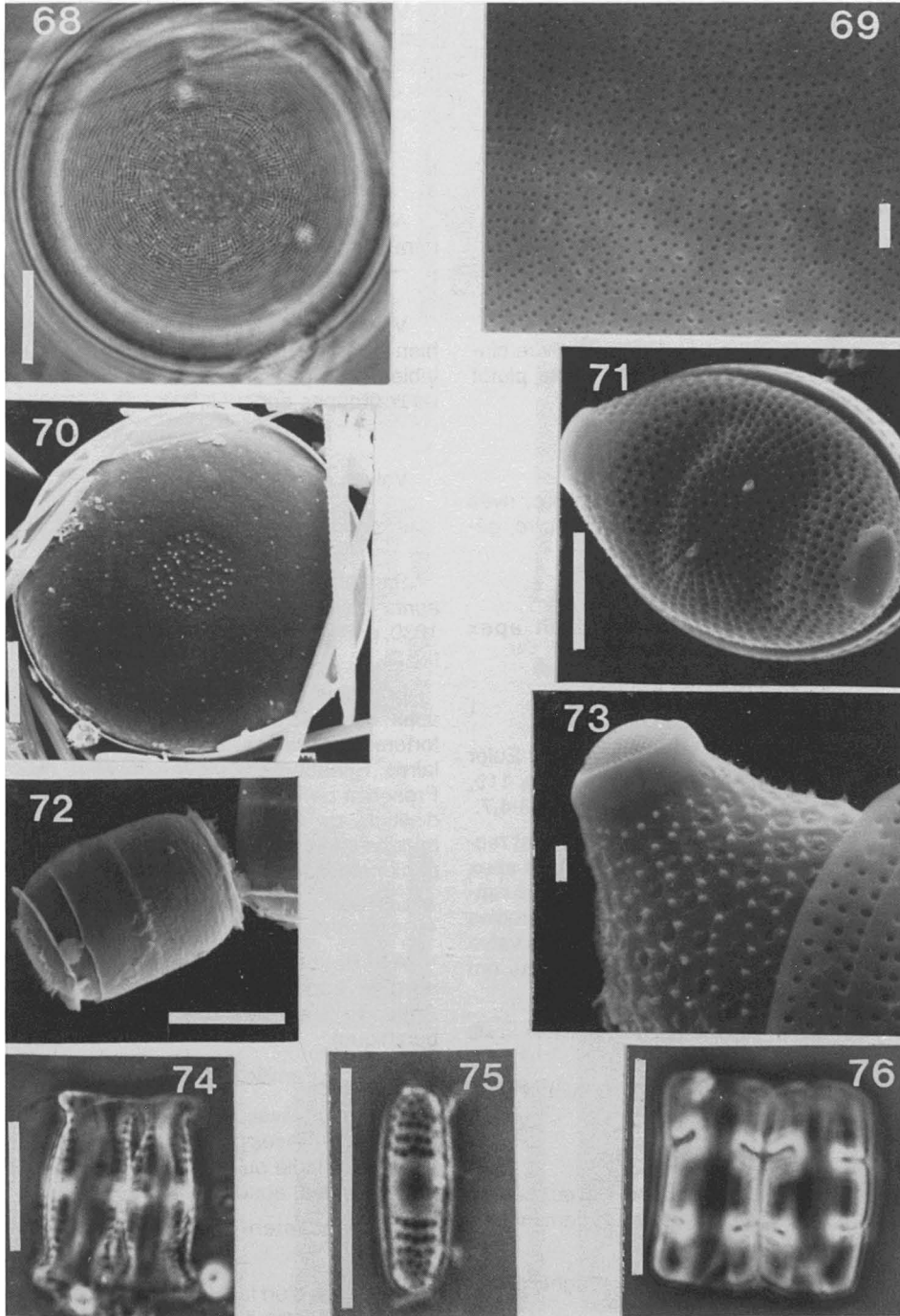
Valves divisées en six secteurs alternativement surélevés et déprimés, de dimensions égales et interrompus au centre par une aire hyaline hexagonale. Les trois secteurs surélevés possèdent de fortes aréoles et un processus labié chacun près de la marge. Secteurs déprimés avec fortes aréoles aussi, mais sans processus labié.

N	Diamètre	Aréoles en 10 µm
8	24-66 µm	5-6

Aire de distribution: Côte-Nord; baie des Chaleurs (rare, planctonique).

Sous-ordre Biddulphiineae

Valves généralement bipolaires, sans couronne marginale de processus.



Figures 68-76. Figures 68,69,72. *Melosira nummuloides* (fig. 68, valve; fig. 69 MEB, vue externe, processus labiés au centre de la valve; fig. 72 MEB, vue externe). Figure 70. *Melosira moniliformis*, MEB, vue externe. Figures 71, 73. *Odontella aurita* (fig. 71 MEB, vue valvaire externe; fig. 73 MEB, vue externe, ocelle). Figure 74. *Plagiogrammopsis vanheurckii*, frustule. Figure 75. *Brockmanniella brockmannii*, valve. Figure 76. *Anaulus balticus*, frustule. Échelles: 1 μm (fig. 69, 73), 10 μm (fig. 68,70-72, 74-76).

Famille Biddulphiaceae

Frustules réunis en chaînes. Valves possédant généralement des apex avec pseudo-ocelles. Processus labiés en patron irrégulier au centre de la valve, jamais marginaux.

Genre *Anaulus* Ehrenberg

Valves avec pseudo-septa.

Anaulus balticus Simonsen
(fig. 76)

Simonsen (1959), p. 74, pl. 10, fig. 1-3.

Frustules petits et rectangulaires en vue cingulaire. Présence de deux pseudo-septa plutôt obliques vers le centre de la valve.

N	Longueur	Largeur
18	7-15 µm	4-9 µm

Aire de distribution: Estuaire maritime, rives nord et sud; Côte-Nord; Anticosti (très rare, généralement benthique).

Genre *Isthmia* Agardh

Valves avec pseudo-ocelle à un apex seulement.

Isthmia nervosa Kützing
(fig. 78, 80, 81)

Hustedt (1930), p. 865, fig. 515. Cleve-Euler (1951), p. 121, fig. 263. Hendey (1964), p. 110, pl. 25, fig. 2. Dawson (1966), p. 29, fig. 4,3-4,7.

Frustules trapézoïdaux; ceinture large et rectangulaire. Valves hétérovalvaires, un des apex étant un pseudo-ocelle. Aréoles larges et en rangées séparées par des côtes irrégulières. Aréoles sur la ceinture plus petites que celles sur la valve sauf pour la première rangée d'aréoles qui ont une structure différente.

N	Longueur	Largeur	Aréoles en 10 µm
8	125-285 µm	108-380 µm	1-1,5

Aire de distribution: baie des Chaleurs (très rare, généralement benthique).

Genre *Trigonium* Cleve

Valves avec 2 ou 3 apex arrondis, avec pseudo-ocelles. Aréoles radiales devenant nettement plus fines aux apex.

Trigonium arcticum f. *balaena* (Brightwell)
Cleve
(fig. 86-89)

Gibson & Mahoney (1984), p. 212, fig. 36, 37. *Triceratium articum* f. *balaena* (Ehr.) Meunier (Hustedt, 1930, p. 818, fig. 480). *Biddulphia balaena* var. *arctica* Peragallo & Peragallo, 1897-1908, p. 380, pl. 105, fig. 3.

Valves bipolaires. Pseudo-ocelles aux apex. Ceinture large avec aréoles rondes. Aréoles sur la valve devenant graduellement plus petites vers les apex. Centre de la valve avec de nombreux processus labiés irrégulièrement disposés.

N	Longueur	Largeur	Stries en	Aréoles en
8	165-333 µm	81-117 µm	10 µm	10 µm
			5-6	4-5

Aire de distribution: Côte-Nord (très rare, généralement benthique).

Famille Eupodiscaceae

Valves avec deux ou plusieurs ocelles; apex bien délimités du reste de la valve. Processus labiés près des élévations ou des marges en deux groupes opposés.

Genre *Odontella*

Valves possédant deux ocelles.

Odontella aurita (Lyngbye) Agardh
(fig. 71, 73, 82)

Sancetta (1982), pl. 3, fig. 11, 12. *Biddulphia aurita* (Lyngbye) Brébisson & Godey (Hustedt, 1930, p. 846, fig. 501; Brunel, 1962, p. 144, pl. 17, fig. 3).

Frustules réunis en chaînes au niveau des apex; observés souvent en vue cingulaire. Valves fortement silicifiées, d'elliptiques à quasi circulaires. Surface de la valve surélevée au centre. Présence de deux ocelles aux apex. Aréolation distincte de type radial. Ponctuations sur les bandes intercalaires (9-16/10 µm). Présence de deux processus labiés au centre de la valve.

N	Longueur	Largeur	Stries en 10 µm	Aréoles en 10 µm
44	16-48 µm	25-75 µm	8-10	8-10

Aire de distribution: Estuaire maritime, rives nord et sud; Côte-Nord; Basse-Côte-Nord; Anticosti; baie des Chaleurs (très commun, benthique).

Famille Cymatosiraceae

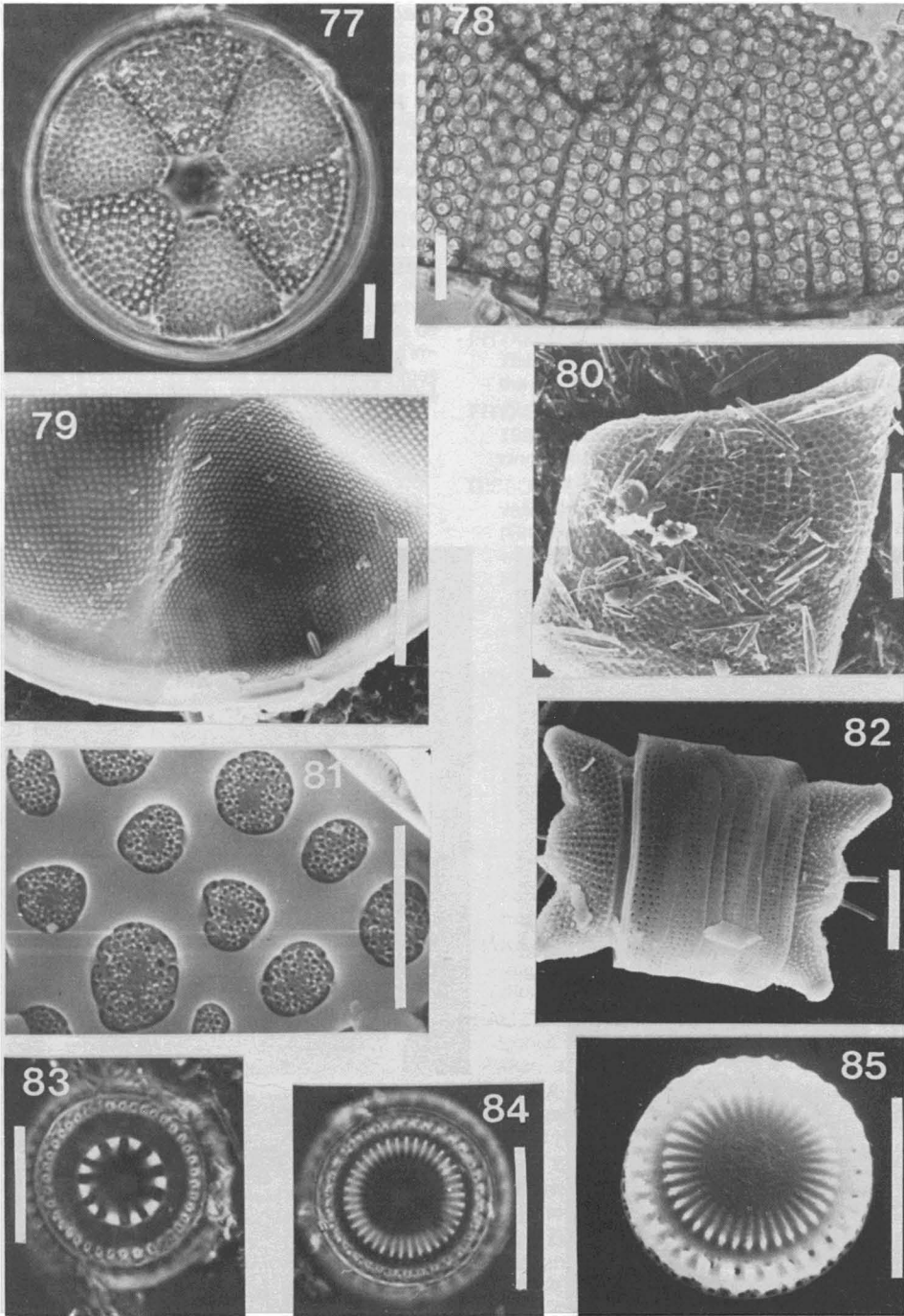
Légères élévations apicales pourvues d'un ocellulus. Frustules généralement hétérovalvaires. Processus labié ou processus tubulaire présent sur une valve, absent de l'autre.

Genre *Brockmanniella* Hasle, von Stosch & Syvertsen

Présence d'un fascia central. Pseudo-septum absent du centre de la valve.

Brockmanniella brockmannii (Hustedt) Hasle,
von Stosch & Syvertsen
(fig. 75)

Hasle et al. (1983), p. 35, text fig. 5, fig. 132-155.



Figures 77-85. Figures 77, 79. *Actinoptychus senarius* (fig. 77, valve; fig. 79 MEB, vue interne, secteur avec processus labié). Figure 78, 80, 81. *Isthmia nervosa* (fig. 78, portion de valve; fig. 80 MEB, vue externe, valve et ceinture; fig. 81 MEB, vue externe, aréoles sur valve). Figure 82. *Odontella aurita*, MEB, vue cingulaire externe. Figures 83-85. *Paralia sulcata* (fig. 83, 84, valves; fig. 85 MEB, vue externe). Échelles: 10 μ m.

Valves de cylindriques à lancéolées; apex arrondis. Épines marginales courtes de chaque côté de la valve. Fascia large et rectangulaire. Un processus labié submarginal sur le fascia. Stries finement aréolées et traversant toute la largeur de la valve, légèrement désorganisées aux apex.

N	Longueur	Largeur
2	7,5-10,5 μm	3,3-3,9 μm

Aire de distribution: Côte-Nord (très rare, généralement planctonique).

Genre *Plagiogrammopsis* Hasle,
von Stosch & Syvertsen

Fascia possédant un pseudo-septum.

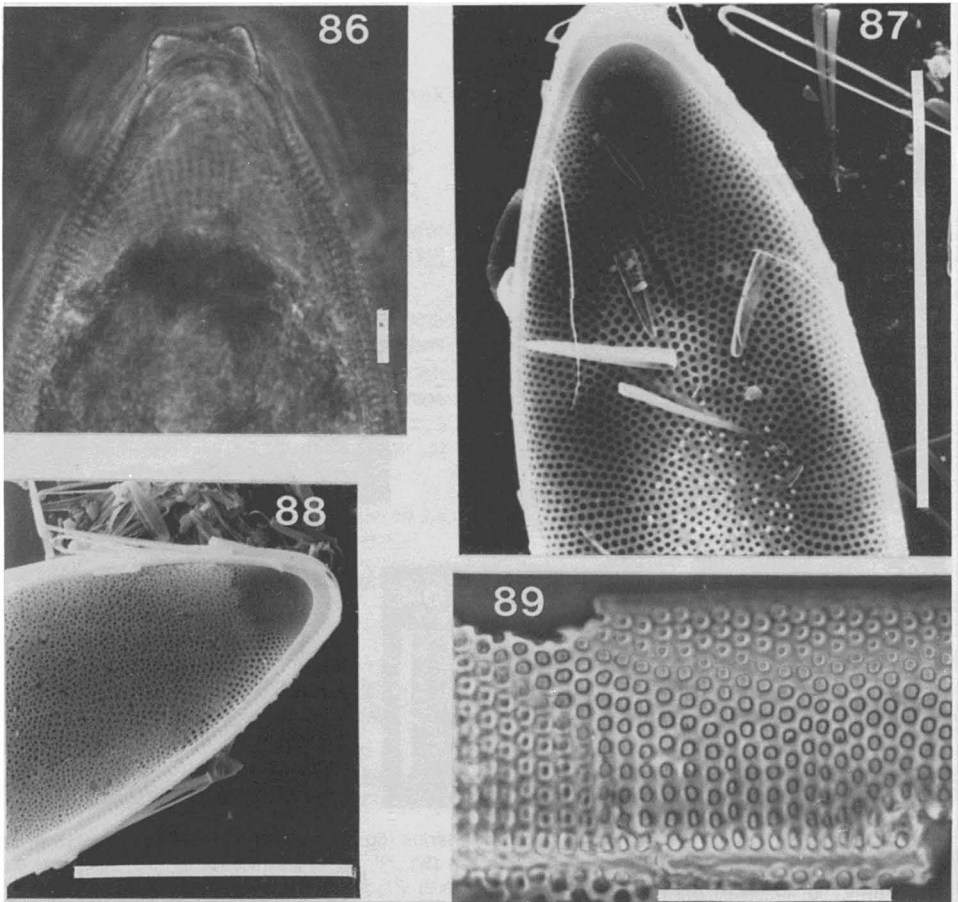
Plagiogrammopsis vanheurckii (Grunow) Hasle,
von Stosch & Syvertsen
(fig. 74)

Hasle *et al.* (1983), p. 31, text fig. 4, fig. 104-131.

Valves lancéolées; apex rostrés ou légèrement capités. Présence d'un pseudo-septum au centre du fascia. Présence d'un processus labié au niveau du fascia, près de la marge. Stries finement aréolées et irrégulières.

N	Longueur	Largeur	Stries en 10 μm
4	7-14 μm	3,5-5,5 μm	14-16

Aire de distribution: Estuaire maritime, rive sud; Côte-Nord (très rare, généralement benthique).



Figures 86-89. *Trigonium arcticum* f. *balaena* (fig. 86, apex et mode d'attachement des valves; fig. 87, 88 MEB, vue externe, demi-valve avec pseudo-ocelle et nombreux processus labiés au centre; fig. 89, aréoles sur ceinture). Échelles: 10 μm (fig. 86,89), 100 μm (fig. 87,88).

Remerciements

Nous adressons nos sincères remerciements au Conseil des recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, de même qu'au Fonds F.C.A.R. du Québec, pour leur appui financier à A.C. et au GIROQ dans le cadre duquel ce travail a été réalisé. Nous sommes également redevables au ministère des Approvisionnement et Services du Canada, qui avec l'appui du Musée national des sciences naturelles, acceptait de financer une partie importante de ce projet. Nos remerciements s'adressent aussi au Département de mines et métallurgie de l'Université Laval, et plus particulièrement à M. J.-P. Tremblay, qui a mis à notre disposition un microscope électronique à balayage, de même qu'à M. G. Plante pour l'excellent travail d'impression des photomicrographies. Enfin, nous sommes reconnaissants au Dr. P. Rivera de même qu'à un lecteur anonyme pour leur évaluation critique de ce travail.

Références

- BATTARBEE, R. W., C. M. KEISTER & J. PLATT BRADBURY, 1984. The frustular morphology and taxonomic relationships of *Cyclotella guillensis* Bailey. — Pages 173-184 in D. Mann (ed.). Proceedings of the seventh international diatom symposium, Otto Koeltz, Koenigstein, 541 p.
- BRUNEL, J., 1962. Le phytoplancton de la Baie des Chaleurs. — Contributions du ministère de la Chasse et des Pêcheries, Montréal, n° 91, 365 p.
- CLEVE-EULER, A., 1951. Die Diatomeen von Schweden und Finnland. — K. svenska VetenskAkad. Handl., Fjärde Ser., 2: 1-163, figs. 8-294.
- CRAWFORD, R. M., 1974. The frustule of the initial cells of some species of the diatom genus *Melosira* C. Agardh. — Nova Hedwigia, Beih., 53: 37-57.
- CRAWFORD, R. M., 1975. The taxonomy and classification of the diatom genus *Melosira* C. Ag. 1. The type species *M. nummuloides* C. Ag. — Br. phycol. J., 10: 323-338.
- CRAWFORD, R. M., 1977. The taxonomy and classification of the diatom genus *Melosira* C. Ag. 2. *M. moniliformis* (Müller) C. Agardh. — Phycologia, 16: 277-285.
- CRAWFORD, R. M., 1979a. Filament formation in the diatom genera *Melosira* C. A. Agardh and *Paralia* Heiberg. — Nova Hedwigia, Beih., 64: 121-133.
- CRAWFORD, R. M., 1979b. Taxonomy and frustular structure of the marine centric diatom *Paralia sulcata*. — J. Phycol., 15: 200-210.
- CRAWFORD, R. M., 1984. The morphology of tube-processes in the diatom genus *Melosira* C. A. Agardh (*sensu lato*) and related taxa with a note on their function. — Page 21-32 in D. G. Mann (ed.). Proceedings of the seventh international diatom symposium, Otto Koeltz, Koenigstein, 541 p.
- DAWSON, E. Y., 1966. Marine Botany. — Holt, Rinehart and Winston Inc., New York, 371 p.
- FRYXELL, G. A., 1975. Three new species of *Thalassiosira*, with observations on the occluded process, a newly observed structure of diatom valves. — Nova Hedwigia, Beih., 53: 57-75.
- FRYXELL, G. A., 1976. The position of the labiate process in the diatom genus *Skeletonema*. — Br. phycol. J., 11: 93-99.
- FRYXELL, G. A. & G. R. HASLE, 1977. The genus *Thalassiosira*: species with a modified ring of central strutted processes. — Nova Hedwigia, Beih., 54: 67-98.
- FRYXELL, G. A. & G. R. HASLE, 1979a. The genus *Thalassiosira*: *T. trifulta* sp. nov., and other species with tricolunar support on strutted processes. — Nova Hedwigia, Beih., 64: 13-40.
- FRYXELL, G. A. & G. R. HASLE, 1979b. The genus *Thalassiosira*: species with internal extensions of the strutted processes. — Phycologia, 18: 378-393.
- FRYXELL, G. A., G. F. HUBBARD & T. A. VILLAREAL, 1981. The genus *Thalassiosira*: variations of the cingulum. — Bacillaria, 4: 41-63.
- GIBSON, R. A. & R. K. MAHONEY, 1984. Comparative valve and circular structure in *Biddulphia titiana* (Grunow) Grunow and *Trigonium arcticum* (Brightwell) Cleve Bacillariophyceae. — Proc. Acad. nat. Sci., Philad., 136: 200-217.
- HÅKANSSON, H., 1986a. A taxonomic reappraisal of some *Stephanodiscus* species (Bacillariophyta). — Br. phycol. J., 21: 25-37.
- HÅKANSSON, H., 1986b. An investigation of the morphology of *Stephanodiscus transilvanicus* Pantocsek. — Diatom Res., 1: 27-31.
- HÅKANSSON, H. & S. LOCKER, 1981. *Stephanodiscus* Ehrenberg 1846, a revision of the species described by Ehrenberg. — Nova Hedwigia, Beih., 35: 117-150.
- HÅKANSSON, H. & E. F. STOERMER, 1984a. Observations on the type material of *Stephanodiscus hantzschii* Grunow in Cleve & Grunow. — Nova Hedwigia, 39: 477-495.
- HÅKANSSON, H. & E. F. STOERMER, 1984b. An investigation of the morphology of *Stephanodiscus alpinus* Hustedt. — Bacillaria, 7: 159-172.
- HALLEGRAEFF, G. M., 1984. Species of the diatom genus *Thalassiosira* in Australian waters. — Bot. mar., 27: 495-513.
- HARGRAVES, P. E., 1976. Studies on marine plankton diatoms. II. Resting spore morphology. — J. Phycol., 12: 118-128.
- HASLE, G. R., 1962. Three *Cyclotella* species from marine localities studied in the light and electron microscopes. — Nova Hedwigia, 4: 299-308.
- HASLE, G. R., 1968. The valve processes of the centric diatom genus *Thalassiosira*. — Nytt Mag. Bot., 15: 193-201.
- HASLE, G. R., 1972. Two types of valve processes in centric diatoms. — Nova Hedwigia, Beih., 39: 55-78.
- HASLE, G. R., 1973a. Thalassiosiraceae, a new diatom family. — Norw. J. Bot., 20: 67-69.
- HASLE, G. R., 1973b. Some marine plankton genera of the diatom family Thalassiosiraceae. — Nova Hedwigia, Beih., 45: 1-49.

- HASLE, G. R., 1973c. Morphology and taxonomy of *Skeletonema costatum* (Bacillariophyceae). — *Norw. J. Bot.*, 20: 109-137.
- HASLE, G. R., 1976. The biogeography of some marine planktonic diatoms. — *Deep-Sea Res.*, 23: 319-323.
- HASLE, G. R., 1978a. Some freshwater and brackish water species of the diatom genus *Thalassiosira* Cleve. — *Phycologia*, 17: 263-292.
- HASLE, G. R., 1978b. Some *Thalassiosira* species with one central process (Bacillariophyceae). — *Norw. J. Bot.*, 25: 77-110.
- HASLE, G. R., 1979. *Thalassiosira decipiens* (Grunow) Jørgensen (Bacillariophyceae). — *Bacillaria*, 2: 85-108.
- HASLE, G. R. & G. A. FRYXELL, 1977a. The genus *Thalassiosira*: some species with a linear areola array. — *Nova Hedwigia*, Beih., 54: 15-66.
- HASLE, G. R. & G. A. FRYXELL, 1977b. *Thalassiosira conferta* and *Thalassiosira binata*, two new diatom species. — *Norw. J. Bot.*, 24: 239-248.
- HASLE, G. R. & B. R. HEIMDAL, 1970. Some species of the centric diatom genus *Thalassiosira* studied in the light and electron microscopes. — *Nova Hedwigia*, Beih., 31: 543-581.
- HASLE, G. R. & P. A. SIMS, 1986. The diatom genera *Stellarima* and *Symbolophora* with comments on the genus *Actinoptychus*. — *Br. phycol. J.*, 21: 97-114.
- HASLE, G. R., H. A. von STOSCH & E. E. SYVERTSEN, 1983. Cymatosiraceae, a new diatom family. — *Bacillaria*, 6: 9-156.
- HEIMDAL, B. R., 1973. The fine structure of the frustules of *Melosira nummuloides* and *M. arctica* (Bacillariophyceae). — *Norw. J. Bot.*, 20: 139-149.
- HENDEY, N. I., 1964. An introductory account of the smaller algae of British coastal waters. Part 5. Bacillariophyceae (Diatoms). — Her Majesty's Stationery Office, London, 317 p., 45 pl.
- HOBAN, M. A., 1983. Biddulphioid diatoms. II. The morphology and systematics of the pseudocellate species, *Biddulphia biddulphiana* (Smith) Boyer, *B. alternans* (Bailey) Van Heurck, and *Trigonium arcticum* (Brightwell) Cleve. — *Bot. mar.*, 26: 271-284.
- HUSTEDT, F., 1930. Die Kieselalgen Deutschlands, Osterreichs und der Schweiz. Band 7, Teil 1, Lief, 1-6. — L. Rabenhorsts Kryptogamen-Flora, Leipzig, 920 p.
- JOHANSEN, J. R. & G. A. FRYXELL, 1985. The genus *Thalassiosira* (Bacillariophyceae): studies on species occurring south of the Antarctic Convergence zone. — *Phycologia*, 24: 155-179.
- JOHN, J., 1983. The diatom flora of the Swan River Estuary, Western Australia. — *Bibliothca Phycologica*, 64: 1-359.
- KISS, K. T., K. KOVACS & E. DOBLER, 1984. The fine structure of some *Thalassiosira* species (Bacillariophyceae) in the Danube and the Tisza rivers. — *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 67: 409-415.
- LANGE, C., R. M. NEGRI & H. R. BENAVIDES, 1983. Algunas especies del genero *Thalassiosira* (Bacillariophyceae) del mar argentino (parte 1). — *Iheringia ser. bot. Porto Alegre*, 31: 9-30.
- LICHTI-FEDEROVICH, S., 1983. A pleistocene diatom assemblage from Ellesmere Island, Northwest Territories. — *Pap. geol. Surv. Can.*, no. 83-9, 53 p.
- LORTIE, G., 1983. Les diatomées de la mer de Goldthwait dans la région de Rivière-du-Loup, Québec. — *Géog. phys. Quatern.*, 37: 279-296.
- LOWE, R. L., 1975. Comparative ultrastructure of the valves of some *Cyclotella* species (Bacillariophyceae). — *J. Phycol.*, 11: 415-424.
- LOWE, R. L. & D. E. BUSCH, 1975. Morphological observations on two species of the diatom genus *Thalassiosira* from freshwater habitats in Ohio. — *Trans. Am. microsc. Soc.*, 94: 118-123.
- MAKAROVA, I. V., 1981. Principles of the systematics of *Thalassiosira* Cleve and the significance of its taxonomic characters. — Pages 1-13 in R. Ross (ed.). Proceedings of the sixth symposium on recent and fossil diatoms, Otto Koeltz, Koenigstein, 487 p.
- MAKAROVA, I. V. & G. I. SEMINA, 1982. New data on the morphology and distribution of *Thalassiosira hyalina* (Bacillariophyta). — *Bot. Zh. SSSR*, 67: 109-111.
- NAVARRO, J. N., 1981. A survey of the marine diatoms of Puerto Rico. II. Suborder Biddulphiineae: families Biddulphiaceae, Lithodesmiaceae and Eupodisceae. — *Bot. mar.*, 24: 615-630.
- NAVARRO, J. N., 1982. Marine diatoms associated with mangrove prop roots in the Indian River, Florida, USA. — *Bibliothca Phycologica*, no. 61, 149 p.
- OKUNO, H., 1974. Freshwater diatoms. — in J.-G. Helmcke, W. Krieger & J. Gerloff (eds.). Diatomenschalen im elektronenmikroskopischen Bild. Vol. IX. J. Cramer, Vaduz, 45 p.
- PERAGALLO, H. & M. PERAGALLO, 1897-1908. Diatomées marines de France et des districts maritimes voisins. — *M. J. Tempère*, Grez-sur-Loing, 492 p., 137 pl.
- POULIN, M., L. BÉRARD-TERRIAULT & A. CARDINAL, 1984. Les diatomées benthiques de substrats durs des eaux marines et saumâtres du Québec. 1. Cocconeioideae (Achnanthes, Achnantheaceae). — *Naturaliste can.*, 111: 45-61.
- PROSCHKINA-LAVRENKO, A. I., 1959. De *Cyclotella caspia* Grunow. — *Notulae Systematicae E Sectione Cryptogamica Instituti Botanici Nomine V. L. Komarovii Academiae Scientiarum URSS*, 12: 69-75.
- RIVERA, P., 1981. Beitrage zur Taxonomie und verbreitung der gattung *Thalassiosira* Cleve. — *Bibliothca Phycologica*, no. 56, 220 p.
- RIVERA, P. & P. KOCH, 1984. Contributions to the diatom flora of Chile. 2. — Pages 279-283 in D. Mann (ed.). Proceedings of the seventh international diatom symposium, Otto Koeltz, Koenigstein, 541 p.
- ROSS, R. & P. A. SIMS, 1971. Generic limits in the Biddulphiaceae as indicated by the scanning electron microscope. — Pages 155-176 in V. H. Heywood (ed.). Scanning electron microscopy, systematic and evolutionary applications. Academic Press, N.Y., U.S.A.

- ROSS, R. & P. A. SIMS, 1973. Observations on family and generic limits in the Centrales. — *Nova Hedwigia*, Beih., 45: 97-130.
- ROUND, F. E., 1970. The delineation of the genera *Cyclotella* and *Stephanodiscus* by light microscopy transmission and reflecting electron microscopy. — *Nova Hedwigia*, Beih., 31: 591-605.
- ROUND, F. E., 1981. The diatom genus *Stephanodiscus*: an electron microscopic view of the classical species. — *Arch. Protistenk.*, 124: 455-470.
- ROUND, F. E., 1982a. *Cyclostephanos* — a new genus within the Sceletonemaceae. — *Arch. Protistenk.*, 125: 323-329.
- ROUND, F. E., 1982b. Some forms of *Stephanodiscus* species. — *Arch. Protistenk.*, 125: 357-371.
- SANCETTA, C., 1982. Distribution of diatom species in surface sediments of the Bering and Okhotsk seas. — *Micropaleontology*, 28: 221-257.
- SCHOEMAN, F. R. & R. E. M. ARCHIBALD, 1977. The diatom flora of Southern Africa. No. 2. — CSIR Special Report WAT 50. Graphic Arts Division of the CSIR, Pretoria.
- SCHOEMAN, F. R. & R. E. M. ARCHIBALD, 1980. The diatom flora of Southern Africa. No. 6. — CSIR Special Report WAT 50. Graphic Arts Division of the CSIR, Pretoria.
- SEMINA, G. I. & I. V. MAKAROVA, 1983. On morphology and distribution of two bipolar species of the genus *Thalassiosira* (Bacillariophyta). — *Bot. Zh. SSSR.*, 68: 611-618.
- SIMONSEN, R., 1959. Neue Diatomeen aus der Ostsee I. — *Kieler Meeresforsch.*, 15: 74-83.
- SIMONSEN, R., 1972. Ideas for a more natural system of the centric diatoms. — *Nova Hedwigia*, Beih., 39: 37-54.
- SIMONSEN, R., 1979. The diatom system: ideas on phylogeny. — *Bacillaria*, 2: 9-71.
- STOERMER, E. F. & H. HÅKANSSON, 1984. *Stephanodiscus parvus*: validation of an enigmatic and widely misconstrued taxon. — *Nova Hedwigia*, 39: 497-511.
- STOERMER, E. F. & L. SICKO-GOAD, 1985. A comparative ultrastructure and morphometric study of 6 species of the diatom genus *Stephanodiscus*. — *J. Plankton Res.*, 7: 125-136.
- SYVERTSEN, E. E., 1977. *Thalassiosira rotula* and *T. gravida*: ecology and morphology. — *Nova Hedwigia*, Beih., 54: 99-112.
- TAKANO, H., 1976a. Scanning electron microscopy of diatoms. I. *Cyclotelella striata* (Kützing) Grunow. — *Bull. Tokai reg. Fish. Res. Lab.*, 86: 51-57.
- TAKANO, H., 1976b. Scanning electron microscopy of diatoms. II. *Thalassiosira mala* Takano. — *Bull. Tokai reg. Fish. Res. Lab.*, 87: 57-65.
- TAKANO, H., 1980. New and rare diatoms from Japanese waters. 5. *Thalassiosira tealata* sp. nov. — *Bull. Tokai reg. Fish. Lab.*, 103: 55-63.
- TAKANO, H., 1981. New and rare diatoms from Japanese waters. 6. Three new species in Thalassiosiraceae. — *Bull. Tokai reg. Fish. Lab.*, 105: 31-41.
- THERIOT, E. & E. F. STOERMER, 1981. Some aspects of morphological variation in *Stephanodiscus niagarae* (Bacillariophyceae). — *J. Phycol.*, 17: 64-72.
- THERIOT, E. & E. F. STOERMER, 1982. Observations on North American populations of *Stephanodiscus* (Bacillariophyceae) species attributed to Friedrich Hustedt. — *Trans. Am. microsc. Soc.*, 100: 368-374.
- THERIOT, E. & E. F. STOERMER, 1984. Principal component analysis of *Stephanodiscus*: observations on two new species from the *Stephanodiscus niagarae* complex. — *Bacillaria*, 7: 37-58.
- VAN der WERFF, A. & H. HULS, 1957-1974. Diatom flora of the Netherlands. — Otto Koeltz, Koenigstein.
- VANLANDINGHAM, S., 1967-1979. Catalogue of the fossil and recent genera and species of diatoms and their synonyms. Parts I-VII. — J. Cramer, Vaduz.
- VILLAREAL, T. A. & G. A. FRYXELL, 1983. Temperature effects on the valve structure of the bipolar diatoms *Thalassiosira antarctica* and *Porosira glacialis*. — *Polar Biol.*, 2: 163-169.
- WHITING, M. C. & H. SCHRADER, 1985. Late Miocene to early Pliocene marine diatoms and silicoflagellate floras from the Oregon coast and continental shelf. — *Micropaleontology*, 31: 249-270.

LISTE ANNOTÉE DE NOMBRES CHROMOSOMIQUES DE LA FLORE VASCULAIRE DU NORD-EST DE L'AMÉRIQUE. V.

B. M. KAPOOR

Department of Biology, St. Mary's University
Halifax, Nova Scotia B3H 3C3

S. RAMCHARITAR

Station Road, California
Trinidad, West Indies

et

C. GERVAIS

Service de recherche en phytotechnie
Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
Complexe scientifique, Québec G1P 3W8

Résumé

Ce travail présente les nombres chromosomiques de 20 taxons du nord-est de l'Amérique appartenant à la flore de la Nouvelle-Écosse, du Québec et du Maine. Il se rapporte, en particulier, à un certain nombre d'éléments floraux de la plaine côtière et à quelques mauvaises herbes de Nouvelle-Écosse. Les nombres chromosomiques de *Gratiola aurea* Muhl., de *Tussilago farfara* L. ont été comptés pour la première fois sur du matériel de l'est de l'Amérique, tandis que ceux d'*Asclepias incarnata* L. var. *neoscotica* Fern., *Ranunculus flammula* L. var. *flammula* et *Viola lanceolata* L. ont été déterminés pour la première fois en Nouvelle-Écosse. Un nombre chromosomique tétraploïde nouveau, $2n = 36$, a été observé chez le *Diervilla lonicera* au Québec. Des chromosomes surnuméraires ont été trouvés chez *Aster umbellatus* Mill., *Eupatorium maculatum* L., *Lobelia dortmanna* L. et *Streptopus amplexifolius* (L.) DC.

Abstract

This paper reports the chromosome numbers of 20 northeastern American plant taxa, counted on material from Nova Scotia, from Québec and from Maine. It particularly covers some species belonging to the coastal-plain element as well as various weeds of the flora of Nova Scotia. Reported are first northeastern American counts for *Gratiola aurea* Muhl. and *Tussilago farfara* L., and first Nova Scotian counts for *Asclepias incarnata* L. var. *neoscotica* Fern., *Ranunculus flammula* L. var. *flammula* and *Viola lanceolata* L. A new tetraploid chromosome number, $2n = 36$, was detected in *Diervilla lonicera* Mill. Accessory chromosomes are found in *Aster umbellatus* Mill., *Eupatorium maculatum* L., *Lobelia dortmanna* L. and *Streptopus amplexifolius* (L.) DC.

Introduction

Les objectifs poursuivis par la publication de ces listes annotées, et leur cadre, ayant été déjà définis et précisés (Gervais, 1979; Kapoor & Gervais, 1982), ce nouvel article présente, dans le même esprit, les nombres chromosomiques de 20 taxons de la flore de Nouvelle-Écosse, du Québec et du Maine. Ces plantes comprennent des éléments de la plaine côtière de Nouvelle-Écosse, quelques mauvaises herbes et des espèces appartenant à des milieux très divers.

Matériel et méthodes

Le matériel de Nouvelle-Écosse utilisé dans ce travail a été récolté par le premier auteur et ses étudiants, Shirley Ramcharitar, Christopher Briand et Robert Nicholas. Les plantes ont été cultivées dans les serres du Département de biologie de l'Université St. Mary à Halifax. Dans certains cas, des méristèmes radiculaires en croissance active ont pu être obtenus au bout de deux semaines, en plaçant les plantes fraîchement récoltées dans des récipients d'eau distillée.

Cette méthode a été particulièrement efficace pour *Asclepias incarnata* var. *neoscotica*, *Aster nemoralis*, *A. umbellatus*, *Eupatorium maculatum*, *Ranunculus flammula* var. *flammula* et *Tussilago farfara*.

Les techniques utilisées pour les comptages sont les mêmes que celles du travail précédent (Kapoor & Gervais, 1982), c'est-à-dire la méthode par écrasement après coloration au Feulgen pour les chromosomes mitotiques et la méthode par écrasement dans le carmin acétique pour les chromosomes méiotiques. Les plantes du Québec et du Maine ont été examinées par le troisième auteur qui a procédé chaque fois par écrasement des tissus dans une goutte de carmin acétique (Gervais, 1979). La nature des pré-traitements utilisés est indiquée, s'il y a lieu, sous le nom de chaque taxon étudié. Les témoins des plantes de Nouvelle-Écosse sont conservés à l'herbier du Département de biologie de l'Université St. Mary.

Résultats

81) *Asclepias incarnata* L. var. *neoscotica* Fern.

$2n = 22$ (fig. 88)

Pré-traitement: solution saturée d'alpha-bromonaphtalène, 2½ h.

Nouvelle-Écosse. Comté de Digby, entre Hemlock et New Tusket, route 340: bord d'un ruisseau, 6/08/83, Kapoor, 83-282.

Cette variété, connue seulement de la Nouvelle-Écosse, est confinée aux marécages et aux rivages humides graveleux du grand lac Shubenacadie et du lac Tusket. Ses feuilles lancéolées sont presque glabres en dessous et relativement plus petites que celles des deux autres variétés qui existent dans cette province.

Le nombre $2n = 22$ confirme les nombres chromosomiques déjà observés chez l'espèce par Moyer (1936) sur du matériel d'origine inconnue, par Moore (1946) sur des plantes d'Ottawa et par Löve & Löve (1982a) sur des récoltes de Ratwell, Manitoba. La longueur des chromosomes varie de 1 à 1,7 µm avec une moyenne de 1,36 µm. Sept paires de chromosomes sont métacentriques, trois paires sont sub-métacentriques et la dernière est sub-télocentrique. La présence de constriction secondaires dans les chromosomes somatiques reste incertaine.

82) *Aster nemoralis* Ait.

$2n = 18$ (fig. 89)

Pré-traitement: solution saturée d'alpha-bromonaphtalène, 2½ h.

Nouvelle-Écosse. Comté d'Halifax: Parc du lac Porters, tourbière en bordure du lac, 5/09/82, Kapoor 82-257-1.

Cet *Aster* est fréquent dans les tourbières, les marécages, au bord des lacs et sur les barrens tourbeux de Nouvelle-Écosse. Son habitat chevauche souvent celui des taxons voisins *A. X Blakei* (Porter) House et *A. acuminatus* Michx. La nature hybride d'*A. Blakei* a été démontrée par Pike (1970) et Hill & Rogers (1973), les espèces parentales étant l'*A. acuminatus* et l'*A. nemoralis*.

Le nombre chromosomique diploïde $2n = 18$, confirme les comptages antérieurs de Hill & Rogers (1970) pour Durham, dans le New Hampshire, ceux de Semple & Brouillet (1980) pour Saint-Hippolyte au Québec et deux comptages de Nouvelle-Écosse (Semple, 1981, 1985) pour Birchtown et Summerville. Le caryotype laisse voir deux paires de chromosomes métacentriques, dont l'une avec satellites, deux paires de chromosomes sub-métacentriques et cinq paires de chromosomes sub-télocentriques.

83) *Aster umbellatus* Mill.

$n = 9$ (fig. 90), $2n = 18$ (fig. 91)

Pré-traitement: solution saturée d'alpha-bromonaphtalène, 2½ h.

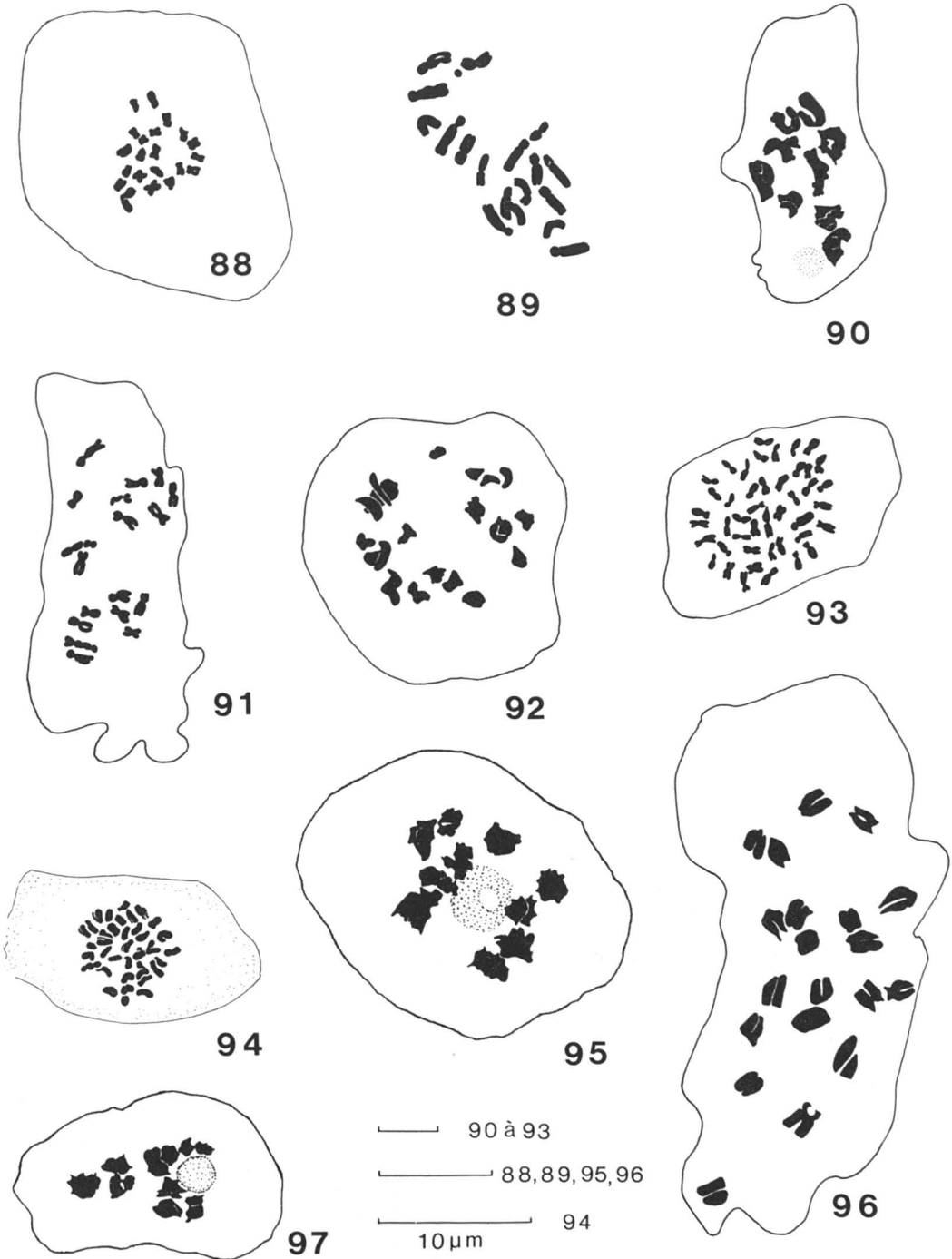
Nouvelle-Écosse. Comté d'Halifax: Halifax, autoroute du Bicentenaire, bord de route graveleux, 5/08/81, Kapoor 81-233-1.

Cette espèce, très fréquente en Nouvelle-Écosse, se rencontre le long des routes et des fossés, de la fin mai à septembre. Bien que l'on connaisse l'existence de variations morphologiques propres aux populations du nord-est (Gleason & Cronquist, 1963), les plantes qui ont fait l'objet du présent travail appartenaient à la variété typique.

Le nombre chromosomique $2n = 18$ confirme plusieurs comptages est-américains antérieurs: Huziwara (1962) pour le Québec (mont Saint-Gregoire), Van Faasen (1963) pour le Michigan, Löve & Löve (1966) pour le mont Washington, Van Faasen & Sterk (1973) pour le Maine et le Vermont, Anderson *et al.* (1974) pour le New Hampshire, Jones (1980) pour le Maine et des États du centre des États-Unis, Semple & Brouillet (1980) pour l'Ontario et le New Hampshire, Semple (1981) pour une autre localité d'Ontario et Semple (1985) pour Fontainebleau, au Québec.

La longueur des chromosomes somatiques varie de 3,70 à 6,98 µm. Une paire de chromosomes, avec satellites, est métacentrique tandis que les 8 autres paraissent sub-métacentriques.

Les chromosomes méiotiques ont également été observés. Un faible pourcentage de cellules mères montrait un chromosome accessoire à la diacinèse et à l'anaphase I. Aucune trace de ce chromosome supplémentaire n'était toutefois vi-



Figures 88-97. Fig. 88. *Asclepias incarnata* L. var. *neoscotica* Fern., métaphase, $2n = 22$, méristème racinaire. Fig. 89. *Aster nemoralis* Ait., métaphase, $2n = 18$, méristème racinaire. Fig. 90. *Aster umbellatus* Mill., diacinèse, $n = 9$, CMP. Fig. 91. *Aster umbellatus* Mill., métaphase, $2n = 18$, méristème racinaire. Fig. 92. *Centaurea nigra* L., métaphase I, $n = 22$, CMP. Fig. 93. *Centaurea nigra* L., métaphase, $2n = 44$, méristème racinaire. Fig. 94. *Diervilla lonicera* Mill., métaphase, $2n = 36$, tissu d'un jeune stigmate. Fig. 95. *Drosera intermedia* Hayne, diacinèse, $n = 10$, CMP. Fig. 96. *Drosera intermedia* Hayne, métaphase, $2n = 20$, méristème racinaire. Fig. 97. *Drosera rotundifolia* L., diacinèse, $n = 10$, CMP.

sible dans les cellules somatiques. Anderson *et al.* (1974) ont aussi fait mention de la présence d'un fragment, en plus des 9 bivalents, dans leur matériel du New Hampshire et Semple & Brouillet (1980), également, ont observé un chromosome surnuméraire sur des méioses de certaines de leurs plantes d'Ontario et du New Hampshire.

84) *Centaurea nigra* L.

$n = 22$ (fig. 92), $2n = 44$ (fig. 93)

Pré-traitement: 8-hydroxyquinoline 0,002 M, 3 h.

Nouvelle-Écosse. Comté d'Halifax: Halifax, campus de l'Université St. Mary, 28/07/81, Kapoor 81-299-1.

Cette espèce et ses hybrides avec *C. Jacea* ont déjà fait l'objet de comptages chromosomiques au Québec ($2n = 44$) et les résultats ont été commentés dans la présente série (Gervais, 1979), sous les numéros 6 à 8. Deux autres comptages à $2n = 44$, ont été publiés entre temps par Morton (1981), l'un pour l'Ontario et l'autre pour la Nouvelle-Écosse (lac Wentzell).

En Nouvelle-Écosse, la plante est fréquente en bordure des routes et elle présente des variations morphologiques, en particulier dans la couleur de l'involucre qui peut passer du noir au jaune. Les poils du pappus varient également en nombre et en dimension.

D'après les résultats présentés ici, les dimensions des chromosomes somatiques varient de 3,17 à 6,52 μm . Quatre paires sont métacentriques, dix-sept sub-métacentriques et la paire restante est sub-télocentrique. Les différents stades de la méiose, dans les cellules mères du pollen, paraissaient normaux avec 22 bivalents à la diacinèse.

Rappelons que *C. nigra* possède une race diploïde à $2n = 22$ non encore retrouvée dans l'est de l'Amérique mais signalée par différents auteurs en Europe et mentionnée pour l'Oregon par Powell *et al.* (1974).

85) *Diervilla lonicera* Mill.

$n = 18$, $2n = 36$ (fig. 94)

Québec. Comté de Québec: Sainte-Foy, taillis près de l'Aquarium, 10/06/86, Gervais *et N. Dignard*, 86-4 (QUE). — Comté de Chicoutimi: Saint-Fulgence, Cap Jaseux, 14/07/71, Gervais *et R. Cayouette*, 71-185 (QUE). — Comté de Rivière-du-Loup: entre Saint-Cyprien et Sainte-Rita, 06/06/86, J. Smith *et L. Parrot s.n.* (QUE).

Les nombres chromosomiques que nous avons rencontrés sur le matériel du Québec, $n = 18$, $2n = 36$, diffèrent des observations rapportées jusqu'à maintenant pour cette espèce par les cytologistes. Löve & Löve (1966) parlent en effet de plantes diploïdes, à $2n = 18$ chromosomes pour le mont Washington, nombre mentionné aussi par Ferguson (1966) sans avoir été vérifié, ap-

paremment, par des recherches originales. Poucques (1949) avait également indiqué le nombre $n = 9$ pour *D. lonicera* dans son «Tableau des numérations chromosomiques» (p. 129), mais assez curieusement, le texte de cet auteur (p. 98) et la figure présentée (pl. VII, fig. 11) font état de 36 chromosomes métaphasiques! Le matériel botanique utilisé par Poucques provenait de jardins botaniques et le lieu de récolte des plantes n'est pas précisé. Nos comptages et les résultats de Löve & Löve (1966) nous amènent à penser, de toute façon, que le *D. lonicera* peut exister sous deux formes chromosomiques différentes.

Les chromosomes observés (fig. 94) étaient de petite taille, assez difficiles à délimiter et ils ne laissaient voir que très peu de détails de leur structure. La méiose n'a été aperçue que sur quelques boutons floraux et semblait régulière.

86) *Drosera intermedia* Hayne

$n = 10$ (fig. 95), $2n = 20$ (fig. 96)

Pré-traitement: solution saturée d'alpha-bromonaphtalène, 2 h.

Nouvelle-Écosse. Comté de Hants: Centre Burlington, grève sablonneuse humide du lac Lily, 6/07/83, Kapoor 83-267.

Cette plante insectivore est commune dans les tourbières humides de Nouvelle-Écosse où elle s'intègre dans le cortège des éléments floraux de la plaine côtière de cette province.

Les auteurs suivants ont observé le nombre $n = 10$ ou $2n = 20$ pour l'espèce dans le nord-est de l'Amérique: Levine (1916) au New Jersey; Wood (1955), Van Faasen & Nadeau (1976) au Michigan; Rothfels & Heimburger (1968) en Ontario, Löve & Löve (1982b) au lac Ouareau, au Québec.

Rogers (1965) rapporte toutefois $n = 20$ pour la Caroline du Nord, indiquant ainsi la présence possible d'une race tétraploïde dont la fréquence et la distribution restent à déterminer. Notons que la race diploïde existe également en Caroline du Nord (Kondo, 1970).

Les observations de Nouvelle-Écosse sont conformes aux comptages diploïdes. Les chromosomes gamétiques se réunissent en 10 bivalents et on peut observer, à la diacinèse des CMP, un nucléole proéminent (fig. 95). Les chromosomes somatiques (fig. 96) sont plutôt petits, leur longueur variant de 1,9 à 3,6 μm . On ne peut observer clairement de constriction primaires ou secondaires dans le caryotype de cette espèce.

87) *Drosera rotundifolia* L.

$n = 10$ (fig. 97)

Nouvelle-Écosse. Comté d'Halifax: Dartmouth, berge du lac Albro, 16/07/81, Kapoor 81-294-1.

Cette espèce circumpolaire boréale est abondante dans les tourbières, les marécages et les bordures de lacs en Nouvelle-Écosse. Le nombre chromosomique $n = 10$, observé sur des CMP, confirme plusieurs autres comptages pour le nord-est de l'Amérique (Levine, 1916 au New Jersey; Dahl, 1937 au Massachusetts; Wood, 1955, Van Faasen & Nadeau, 1976 au Michigan; Löve & Löve, 1966 et 1982b au mont Washington et au lac Ouareau au Québec; Rothfels & Heimbürger, 1968 en Ontario).

88) *Eupatorium maculatum* L.

$n = 10$ (fig. 98), $2n = 20$ et $2n = 20 + 6 B$ (fig. 99)
Pré-traitement: solution saturée d'alpha-bromonaphtalène, 2½ h.
Nouvelle-Écosse. Comté d'Halifax: Wellington, Grand Lake, en bordure du lac, Parc Laurie, 19/08/81, Kapoor 81-235-1.

Trouvée fréquemment au bord des lacs et des marécages, cette espèce présente des variations morphologiques dans le nord de la Nouvelle-Écosse où un taxon à feuilles très larges [var. *foliosum* (Fern.) Wieg.] attire l'attention (Roland & Smith, 1969). Les individus examinés ici, toutefois, appartenaient à la variété typique.

Les dimensions des 20 chromosomes rencontrés variaient entre 3,65 et 5,65 μm et tous possédaient des centromères submédians. Dans quelques préparations toutefois, 6 petits chromosomes accessoires ont été observés. Leurs formes et leurs dimensions étaient variables (fig. 99) mais ils étaient beaucoup plus petits que les chromosomes normaux. Ces chromosomes surnuméraires étaient absents toutefois dans les cellules mères du pollen (fig. 98).

E. maculatum avait déjà été étudié dans une liste précédente (n° 15: Gervais, 1979) et un seul autre comptage (rivière Bonaventure, Löve & Löve, 1980) est à ajouter aux données précédentes, pour l'est de l'Amérique. Notons qu'une paire de chromosomes à centromères subterminaux avait été observée dans le matériel du Québec (Gervais, 1979).

89) *Galinsoga quadriradiata* Ruiz & Pavon

$n = 16$ (fig. 100), $2n = 32$ (fig. 101)
Pré-traitement: 8-hydroxyquinoline 0,002 M, 3 h.
Nouvelle-Écosse. Comté d'Halifax: Halifax, rue South Robie, 8/09/81, Kapoor 81-244-2.

Cette plante originaire du centre du Mexique est une mauvaise herbe commune des jardins, des cours et des terrains à l'abandon, en Nouvelle-Écosse. D'après Canne (1977), qui a fait une révision détaillée du genre *Galinsoga*, *G. quadriradiata* [= *G. ciliata* (Raf.) Blake, dans la plupart des manuels] est l'espèce la plus variable de tout le genre. C'est aussi le seul membre polyploïde

connu, avec $x = 8$ comme nombre de base (Canne, 1983).

Le nombre chromosomique somatique $2n = 32$, pour la Nouvelle-Écosse, confirme des comptages antérieurs est-américains de Canne (1977) pour la Virginie, le Maryland et l'État de New York, de Solbrig *et al.* (1972) pour le Maine et le New Hampshire, ce matériel étant identifié à *G. ciliata*. Les chromosomes mesurent de 2,32 à 4,66 μm et les centromères sont submédians sauf dans une paire où ils sont médians. Il n'y a pas de constriction secondaires ni de satellites apparents. Les cellules mères du pollen laissent voir 16 bivalents à la diacinèse. Bien que l'on connaisse des cytotypes hexaploïdes et octoploïdes dans la partie sud de l'aire de ce taxon (Canne, 1977), seuls les tétraploïdes se rencontrent dans les régions colonisées.

90) *Gratiola aurea* Muhl.

$2n = 28$ (fig. 102)
Pré-traitement: solution saturée d'alpha-bromonaphtalène, 2 h.
Nouvelle-Écosse. Comté de Yarmouth: Yarmouth, grève sablonneuse du lac Milo, 6/08/83, Kapoor 83-279.

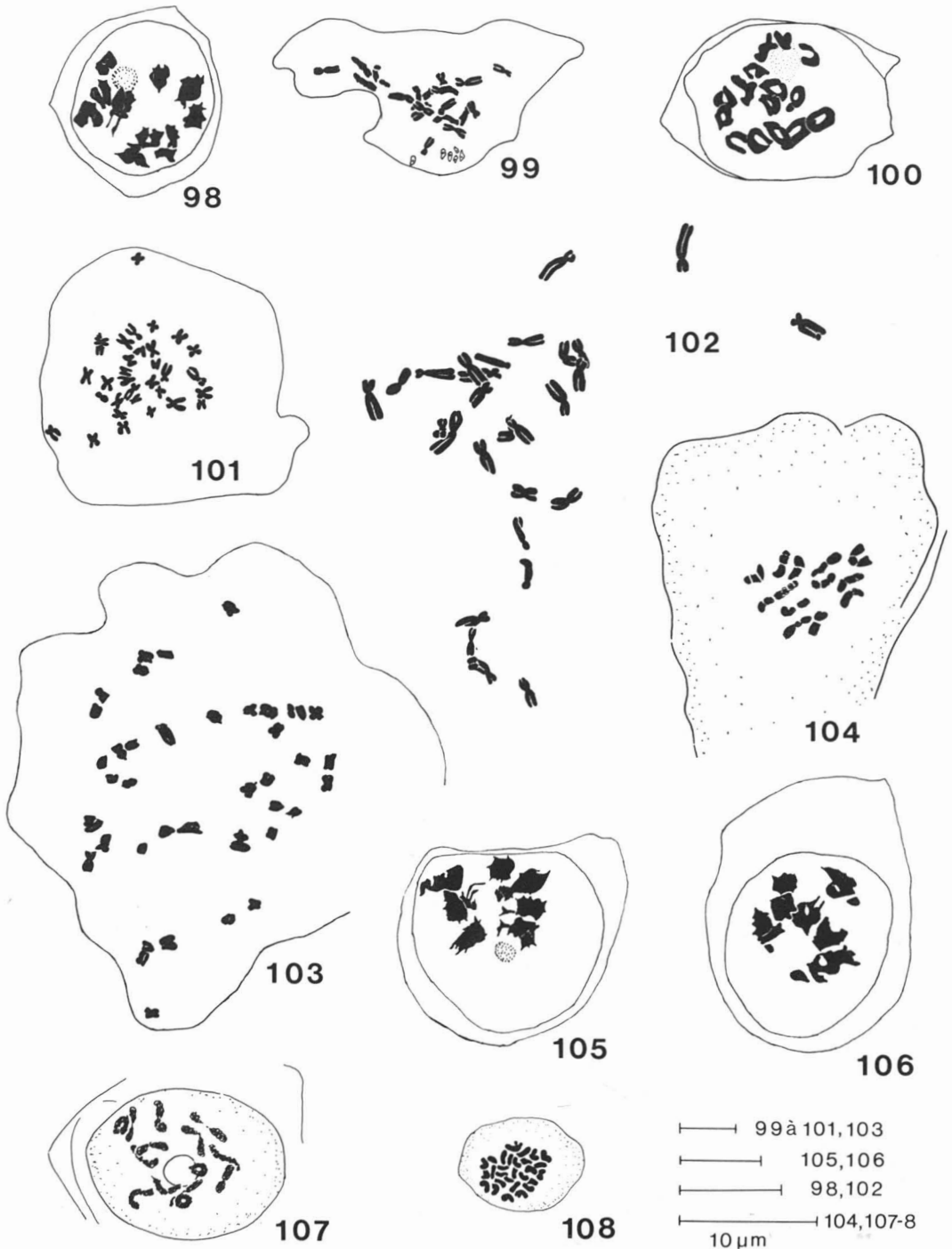
Ces petites plantes basses des endroits marécageux se rencontrent surtout dans les régions sud-ouest de Nouvelle-Écosse et font nettement partie des éléments de la plaine côtière.

Le nombre chromosomique somatique $2n = 28$ est le premier comptage réalisé dans le nord-est de l'Amérique. Il confirme celui de Lewis *et al.* (1962) pour le comté de Cook en Géorgie. La longueur des chromosomes du matériel de Nouvelle-Écosse variait entre 3,0 et 5,4 μm , la moyenne étant de 3,8 μm . La garniture chromosomique comprend une paire de chromosomes métacentriques, 2 paires de chromosomes sub-télocentriques et 11 paires de chromosomes sub-métacentriques. Le caryotype a donc une très légère tendance à l'asymétrie.

91) *Habenaria pycodes* (L.) Spreng.

$2n = 42$ (fig. 103)
Pré-traitement: solution saturée d'alpha-bromonaphtalène, 2½ h.
Nouvelle-Écosse. Comté d'Halifax: Wellington, Grand Lake, rivages, Parc Laurie, 19/08/81, Kapoor 81-236-1.

Cette orchidée indigène à l'Amérique est fréquente dans les prairies, sur les grèves sablonneuses et au bord des tourbières à travers la Nouvelle-Écosse. Le nombre chromosomique diploïde $2n = 42$ confirme le seul comptage antérieur rapporté pour l'est de l'Amérique, celui de Bent (1969) pour du matériel du comté de Queens en Nouvelle-Écosse.



Figures 98-108. Fig. 98. *Eupatorium maculatum* L., diacinèse, $n = 10$, CMP. Fig. 99. *Eupatorium maculatum* L., métaphase, $2n = 20 + 6 B$, méristème racinaire. Fig. 100. *Galinsoga quadriradiata* Ruiz & Pavon, diacinèse, $n = 16$, CMP. Fig. 101. *Galinsoga quadriradiata* Ruiz & Pavon, métaphase, $2n = 32$, méristème racinaire. Fig. 102. *Gratiola aurea* Muhl., métaphase, $2n = 28$, méristème racinaire. Fig. 103. *Habenaria psycodes* (L.) Spreng., métaphase, $2n = 42$, méristème racinaire. Fig. 104. *Linaria canadensis* (L.) Dum.-Cours, métaphase, $2n = 12$, méristème racinaire. Fig. 105. *Lobelia dortmanna* L., diacinèse, $n = 7$, CMP. Fig. 106. *Lobelia dortmanna* L., métaphase I, $n = 7 + 3 B$, CMP. Fig. 107. *Potentilla tridentata* Ait., diacinèse, $n = 14$, CMP. Fig. 108. *Potentilla tridentata* Ait., métaphase, $2n = 28$, tissu ovarien.

Les chromosomes ont une longueur variant de 1,75 à 4 μm . Bien que les constrictionnements ne soient pas parfaitement visibles, on peut estimer que 4 paires de chromosomes sont métacentriques, 10 paires sub-métacentriques et 7 paires sub-télocentriques. De minuscules satellites sont aussi présents chez une paire de chromosomes métacentriques.

92) *Linaria canadensis* (L.) Dum.-Cours

$2n = 12$ (fig. 104)

Pré-traitement: graines germées au froid, 4°C.

États-Unis. Maine: Wells Beach, terrain sablonneux, marécages le long de Mile Road, 10/08/77, Gervais 77-103 (QUE).

Un seul comptage chromosomique avait été réalisé chez cette espèce dans l'est de l'Amérique, celui de Bowden (1966), sur du matériel récolté près de Port Colborne en Ontario. Le nombre chromosomique observé par Bowden, $2n = 12$, correspond à celui que nous avons compté sur les plantes du Maine. Les chromosomes sont de petite taille, et marqués de plusieurs constrictionnements, de sorte que l'emplacement du centromère reste difficile à apprécier (fig. 104).

Raven (1963), dans un travail sur les relations entre les flores d'Amérique du Nord et d'Amérique du Sud, fait état d'un comptage chromosomique tétraploïde ($n = 12$) pour *L. canadensis* var. *texana* (Scheele) Penn., réalisé sur des plantes de Californie mais ce taxon a été rétabli au rang d'espèce (*L. texana* Scheele) par Correll & Johnston (1970).

93) *Lobelia dortmanna* L.

$n = 7$ (fig. 105), $n = 7 + 2 \pm 3 B$ (fig. 106)

Nouvelle-Écosse. Comté d'Halifax: Upper Tantallon Picnic Park près de l'autoroute 103, plantes submergées sur le bord graveleux du lac, 2/07/83, Kapoor 83-265-1.

Cette espèce de l'Europe de l'ouest, fréquente en Nouvelle-Écosse, possède des rosettes de feuilles submergées et des fleurs d'un bleu violacé sur les hampe qui émergent.

Lobelia dortmanna a été étudié en Europe et en Amérique du Nord par plusieurs chercheurs, et certains comptages se rapportent à des individus de l'est de l'Amérique: celui de Löve & Löve (1982b) pour le lac Ouareau (Québec), ceux de Bowden (1959) pour la Nouvelle-Écosse (Sunkenlake, Bedford) et le Québec (lac Philippe, comté Gatineau).

La plante, de toute façon, a toujours été considérée comme diploïde, $2n = 14$. Un comptage cependant (Armand, 1912), indique $2n = 16$, nombre non vérifié qui pourrait s'expliquer par la présence de chromosomes B, non connus à cette

époque. Une paire de chromosomes, également, possède des satellites distants (Skalinska *et al.*, 1961), qui ont pu être confondus avec de petits chromosomes.

Les observations de Nouvelle-Écosse, sur les chromosomes gamétiques, $n = 7$, sont donc en accord avec les comptages antérieurs. C'est la première mention toutefois de la présence de 2 ou 3 chromosomes surnuméraires hétérochromatiques (fig. 106) dans les cellules mères du pollen de cette espèce.

94) *Potentilla tridentata* Ait.

$n = 14$ (fig. 107), $2n = 28$ (fig. 108)

Québec. Comté de Chicoutimi: Saint-Fulgence, Cap Jaseux, rochers, 14/07/71, Gervais et R. Cayouette 71-179 (QUE).

Cette espèce rencontrée fréquemment sur les sommets rocaillieux ou sur les rochers maritimes, possède $2n = 28$ chromosomes. Ceux-ci, très petits, sont de tailles à peu près identiques et apparemment métacentriques. La qualité de la préparation, faite à partir de tissus staminaux (fig. 108), n'a pas permis d'observation plus précise des chromosomes. La méiose était régulière mais nous avons aperçu des cas de cytomixie au stade diacinèse.

Deux comptages chromosomiques ont déjà été réalisés pour cette espèce dans le nord-est de l'Amérique: l'un au mont Washington (Löve & Löve, 1966), l'autre au mont Jacques-Cartier (Mulligan, 1967); la plante a été également étudiée au Groenland par Jörgensen *et al.* (1958). Le nombre observé dans chaque cas était de $2n = 28$, comme pour les plantes du Québec. D'autres auteurs (Shimotomai, 1930a, b; Sax, 1931) ont également rapporté $2n = 28$ ou $n = 14$ pour *P. tridentata* mais la provenance exacte de leur matériel n'était pas indiquée.

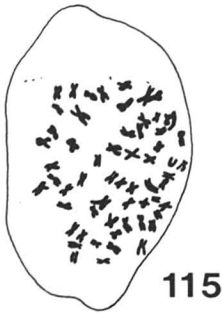
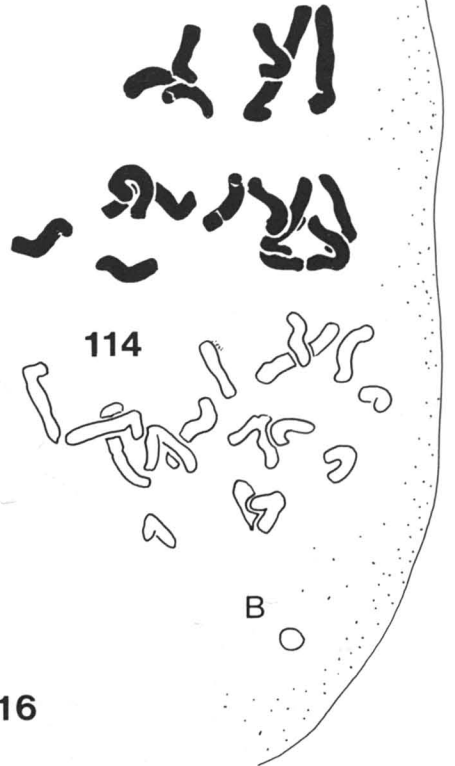
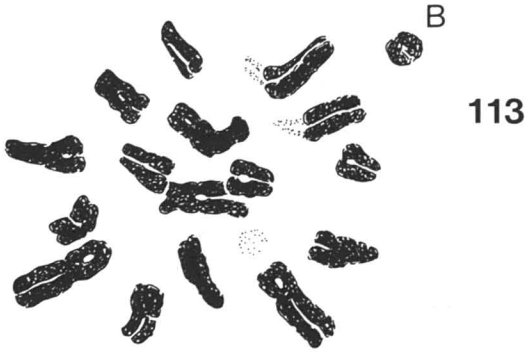
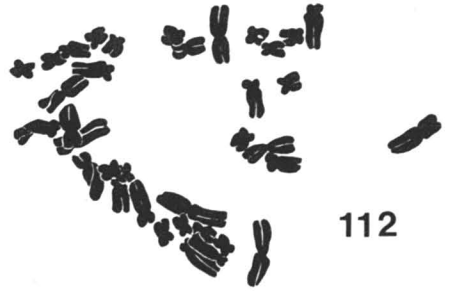
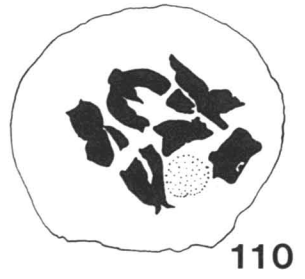
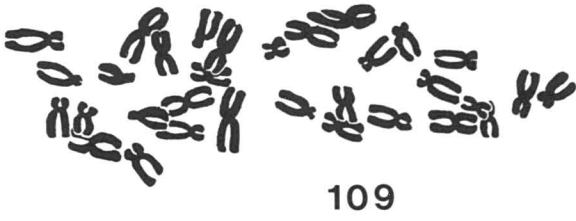
95) *Ranunculus flammula* L. var. *flammula*

$2n = 32$ (fig. 109)

Pré-traitement: solution saturée d'alpha-bromonaphtalène, 2 h.

Nouvelle-Écosse. Comté de Hants: lac du mont Uniake, Uniake House, rive graveleuse du lac, 6/07/83, Kapoor 83-271-1.

Ce taxon eurasiatique semi-aquatique semble être confiné à deux stations en Nouvelle-Écosse, une près de Tusket dans le comté de Yarmouth et l'autre au mont Uniake. La mention précédente de récolte de cette plante au lac du mont Uniake est celle de Schofield et Webster en 1954 (*vide* Roland & Smith, 1969). Bien que ce taxon présente de grandes variations morphologiques en Amérique du Nord, la population du mont Uniake est regardée par Scoggan (1978) comme appartenant à la variété *flammula*. Cette identification



|-----| 115
 |-----| 109 à 112, 116
 |-----| 113, 114
 10µm

s'appuie sur l'observation que les plantes de Nouvelle-Écosse sont fortes avec des tiges dressées, ou recourbées, s'enracinant aux nœuds inférieurs (sans être rampantes) et se ramifiant plus haut, avec des fleurs nombreuses.

Bien que cette espèce tétraploïde ait fait l'objet de nombreuses recherches cytologiques dans l'Ancien Monde (voir Löve & Löve, 1974), le comptage actuel de $2n = 32$ est le premier pour le var. *flammula* dans le nord-est de l'Amérique et la Nouvelle-Écosse. Il confirme les résultats de Taylor & Mulligan (1968) pour la même variété sur la côte ouest aux îles de la Reine Charlotte. Dans l'est, il faut rapporter, pour la variété *filiformis* (Michx.) Hook., un comptage de Scott (1974) à Terre-neuve ($2n = 32$) et divers comptages de Goepfert (1974) qui a observé, en Ontario, des plantes à $2n = 48$ chromosomes, en plus des populations normales à $2n = 32$.

Chez le taxon de Nouvelle-Écosse, quatre paires de chromosomes seulement ont des centromères sub-terminaux, alors que les 12 paires restantes possèdent des centromères sub-médians. Aucune constriction secondaire n'a été observée. La longueur des chromosomes varie de 2,16 à 5,66 μm , la moyenne étant de 3,96 μm , de sorte que la paire la plus grande est presque 2,6 fois plus longue que la plus courte. Le caryotype, en conséquence, tend à être asymétrique.

96) *Sium suave* Walt.

$n = 6$ (fig. 110), $2n = 12$ (fig. 111)

Pré-traitement: 8-hydroxyquinoline, 0,002 M, 3 h.
Nouvelle-Écosse. Comté de Hants: lac du mont Uniake, Uniake House, rivage graveleux et boueux du lac, 6/07/83, Kapoor 83-273-1.

Largement répandue en Amérique du Nord, cette ombellifère semi-aquatique hétérophylle est fréquente dans les prairies humides et sur les berges boueuses en Nouvelle-Écosse.

Les comptages chromosomiques $n = 6$ et $2n = 12$ confirment ceux de Bell & Constance (1960) pour l'Illinois, la Caroline du Sud, l'Orégon et la Californie, celui de Brockett (1970) pour l'Ohio, celui de Crawford & Hartman (1972) pour le Wyoming et d'autres encore pour l'ouest de l'Amérique et la Russie. Deux déterminations chromosomiques ont été faites dans l'est, une par Mulligan (1961) à Ottawa, l'autre par Löve &

Löve (1980) à Berthier-sur-Mer. Toutes deux indiquent le nombre $2n = 22$. La plante de Berthier appartenait probablement à une autre espèce (D. Löve, *in litt.*) et celle de Mulligan doit être rapportée au *Cicuta bulbifera* L., d'après Brockett (1970).

Les cellules mères du pollen montrent, à la diacynèse, 6 gros bivalents et un nucléole très apparent. Chez le caryotype somatique, la longueur des 12 chromosomes varie entre 3,67 et 5,67 μm . Les centromères sont sub-terminaux dans quatre paires de chromosomes et l'une d'elles possède des satellites. Les deux autres paires ont des chromosomes sub-médians. Il n'y a pas de chromosomes à centromères médians dans le caryotype qui tend donc à être asymétrique.

97) *Smilacina stellata* (L.) Desf.

$2n = 36$ (fig. 112)

Pré-traitement: solution saturée d'alpha-bromonaphtalène, 2½ h.

Nouvelle-Écosse. Comté d'Halifax: Lawrencetown, barre de sable sur la plage, 22/08/81, Kapoor 81-242-1.

Cette plante indigène nord-américaine possède une distribution plutôt clairsemée en Nouvelle-Écosse, le long des côtes sur les grèves sablonneuses, dans les marais et les prairies humides. Elle a fait l'objet de plusieurs recherches cytologiques par différents auteurs: Stenar (1935), le premier, publia le nombre $2n = 36$ compté sur du matériel de jardin botanique; de même Therman (1956). Ces comptages sont confirmés par l'étude de matériel de Californie (Cave, 1948, 1970), du Wisconsin, du Sud-Dakota, du Colorado, du Montana, du Wyoming (Kawano & Iltis, 1963, 1966) et du Manitoba (Löve & Löve, 1981).

Utech (1974) finalement, indique deux comptages toujours à $2n = 36$, pour des plantes de l'est récoltées en montagne: l'une au mont Sainte-Anne près de Percé (250 m), l'autre sur le mont Saint-Pierre (300 m).

Les observations faites sur la population de Nouvelle-Écosse sont donc en accord avec les recherches antérieures. Les dimensions des chromosomes somatiques varient de 2 à 6 μm et ceux-ci se séparent en deux groupes morphologiquement très différents: 28 chromosomes

Figures 109-116. Fig. 109. *Ranunculus flammula* L. var. *flammula*, métaphase, $2n = 32$, méristème radiculaire. Fig. 110. *Sium suave* Walt., diacynèse, $n = 6$, CMP. Fig. 111. *Sium suave* Walt., métaphase, $2n = 12$, méristème radiculaire. Fig. 112. *Smilacina stellata* (L.) Desf., métaphase, $2n = 36$, méristème radiculaire. Fig. 113. *Streptopus amplexifolius* (L.) DC ssp. *americanus* (Schultes) Löve & Löve, métaphase $n = 16 + 1 B$, mitose pollinique. Fig. 114. *Streptopus amplexifolius* (L.) DC ssp. *americanus* (Schultes) Löve & Löve, anaphase, $n = 16$ et $n = 16 + 1 B$, mitose pollinique. Fig. 115. *Tussilago farfara* L., métaphase, $2n = 60$, méristème radiculaire. Fig. 116. *Viola lanceolata* L., métaphase, $2n = 24$, méristème radiculaire.

de petite taille (2-4 μm) et 8 relativement grands (5-6 μm). Onze paires de chromosomes possèdent des centromères sub-médians, trois paires des centromères médians et les quatre autres des centromères sub-terminaux. Therman (1956) indique qu'une paire de chromosomes de son matériel possédait des satellites mais ceci n'a pu être vérifié sur la population de Nouvelle-Écosse examinée.

98) *Streptopus amplexifolius* (L.) DC ssp. *americanus* (Schultes) Löve & Löve

$n = 16 + 1 B$ (fig. 113, 114)

Québec. Comté de Rivière-du-Loup: île aux Basques, près d'un étang, dans la partie boisée, 4/06/80, Gervais & Smith 80-38 (QUE).

Le *S. amplexifolius* est une espèce à vaste distribution géographique en Asie, en Europe et en Amérique. Les comptages chromosomiques nombreux réalisés sur du matériel de ces trois continents, sont tous à $2n = 32$, sauf celui de Wiens & Halleck (1962) pour le Colorado (près de Nederland), à $n = 8$. L'existence d'une race orophile diploïde de *S. amplexifolius* n'est pas impossible mais demanderait confirmation. En effet, l'idée de voir les Rocheuses comme le centre d'origine de cette liliacée ne cadre pas avec les schémas cytogéographiques habituels.

Dans l'est de l'Amérique, le nombre chromosomique de *S. amplexifolius* (ssp. *americanus*) a été compté au mont Washington (Kawano in Löve & Harries, 1963; Löve & Löve, 1966) et en Nouvelle-Écosse (Bent & Smith, 1969).

Le matériel étudié ici est caractérisé par la présence d'un chromosome surnuméraire (B) dont les deux chromatides, visibles sur la figure 113, ne semblent pas se dissocier à l'anaphase de la première mitose pollinique (fig. 114).

99) *Tussilago farfara* L.

$2n = 60$ (fig. 115)

Pré-traitement: 8-hydroxyquinoline 0,002 M, 3 h. Nouvelle-Écosse. Comté d'Halifax: campus de l'Université St. Mary, 29/06/81, Kapoor 81-291-1.

Cette espèce de l'Ancien Monde est une mauvaise herbe commune des bords de routes et des terrains vagues dans presque toute la Nouvelle-Écosse.

Le nombre chromosomique observé, $2n = 60$, semble être le premier comptage réalisé en Amérique du Nord sur cette espèce. Ce nombre est en conformité avec les résultats obtenus en Europe par une quinzaine de chercheurs dont on trouvera une liste partielle dans Löve & Löve (1974).

Les chromosomes sont petits, leur longueur variant entre 1,33 et 4 μm . Vingt paires possèdent

des centromères sub-médians et les dix autres paires des centromères médians. Nous n'avons pu mettre clairement en évidence aucune constriction secondaire ni satellites.

100) *Viola lanceolata* L.

$2n = 24$ (fig. 116)

Pré-traitement: solution saturée d'alpha-bromonaphtalène, 2½ h.

Nouvelle-Écosse. Comté de Hants: Centre Burlington, lac Lily, prairie de bord de lac, 2/07/83, Kapoor 83-266a.

Cette plante est un élément du cortège des espèces de la plaine côtière de Nouvelle-Écosse et elle se rencontre plus communément dans la partie ouest de la province. Elle devient graduellement plus rare vers l'est. Ses habitats les plus communs sont les rivages de lacs, les bords des étangs, les champs herbeux et les replats boueux.

Le nombre $2n = 24$ confirme les comptages antérieurs de Bamford & Gershoy (1930) et de Gershoy (1934) sur du matériel provenant vraisemblablement du Vermont, de même que ceux de Löve & Löve (1982b) pour le lac Ouareau au Québec. Les chromosomes des violettes sont très petits et révèlent peu de détails, d'après Gershoy (1934). Dans le présent travail, les chromosomes des méristèmes radicaux variaient entre 1,34 et 2,0 μm de longueur, la moyenne étant de 1,79 μm . Le rapport chromosome le plus long sur chromosome le plus court était de 1,49. Dix paires de chromosomes étaient sub-métacentriques et quatre paires métacentriques.

Remerciements

Le premier auteur de ce travail désire remercier le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada et le Comité de la recherche du conseil de l'Université St. Mary de leur aide financière. Nous remercions également Madame Madeleine Gervais pour la dactylographie du manuscrit, Messieurs Jean Smith et Louis Parrot pour un spécimen vivant de *Diervilla*.

Références

- ANDERSON, L. C., D. W. KYHOS, T. MOSQUIN, A. M. POWELL & P. H. RAVEN, 1974. Chromosome numbers in Compositae. IX. *Haplopappus* and other Astereae. — Am. J. Bot., 61: 665-671.
- ARMAND, L., 1912. Fécondation et développement de l'embryon chez les Lobéliacées. — C. r. hebd. Séanc. Acad. Sci., Paris, 155: 1534-1536.
- BAMFORD, R. & A. GERSHOY, 1930. Studies in North American violets II. The Cytology of some sterile F_1 violet hybrids. — Vull. Vt agric. Exp. Stn, no. 325, 56 p., 22 pl.

- BELL, C. R. & L. CONSTANCE, 1960. Chromosome numbers in Umbelliferae. II. — *Am. J. Bot.*, 47: 24-32.
- BENT, A. E. & E. C. SMITH, 1969. Karyotype analysis of Nova Scotian species of *Streptopus* Michx. (Liliaceae). — *Can. J. Genet. Cytol.*, 11: 409-413.
- BENT, C. F., 1969. Chromosome studies in *Habenaria*. — *Rhodora*, 71: 541-543.
- BOWDEN, W. M., 1959. Cytotaxonomy of *Lobelia* L. section *Lobelia*. I. Three diverse species and seven small-flowered species. — *Can. J. Genet. Cytol.*, 1: 49-64.
- BOWDEN, W. M., 1966. In A. Löve, IOBP chromosome number reports. VIII. — *Taxon*, 15: 279-284.
- BROCKETT, B. L., 1970. Chromosome number of *Sium suave*. — *Ohio J. Sci.*, 70: 122.
- CANNE, J. M., 1977. A revision of the genus *Galinsoga* (Compositae: Heliantheae). — *Rhodora*, 79: 319-389.
- CANNE, J. M., 1983. Cytological and morphological observations in *Galinsoga* and related genera (Asteraceae). — *Rhodora*, 85: 355-366.
- CAVE, M. S., 1948. In J. A. Rattenbury, Chromosome number publication. — *Madroño*, 9: 257-258.
- CAVE, M. S., 1970. Chromosome of California Liliaceae. — *Univ. Calif. Publ. Bot.* no. 57, 58 p.
- CORRELL, D. S. & M. C. JOHNSTON, 1970. Manual of vascular plants of Texas. — *Texas Res. Fdn., Renner*, Vol. 6, 1881 p.
- CRAWFORD, D. J. & R. L. HARTMAN, 1972. Chromosome numbers and taxonomic notes for Rocky Mountain Umbelliferae. — *Am. J. Bot.*, 59: 386-392.
- DAHL, A. O., 1937. Chromosome studies in sundew (*Drosera*). — *Biol. Bull., Woods Hole*, 73: 368.
- FERGUSON, I. K., 1966. The genera of Caprifoliaceae in the southeastern United States. — *J. Arnold Arbor.*, 47: 33-59.
- GERSHOY, A., 1934. Studies in North American violets. III. Chromosome numbers and species characters. — *Bull. Vt agric. exp. Stn*, 367: 1-92, 27 pl.
- GERVAIS, C., 1979. Liste annotée de nombres chromosomiques de la flore vasculaire du nord-est de l'Amérique. I. — *Naturaliste can.*, 106: 451-461.
- GLEASON, H. A. & A. CRONQUIST, 1963. Manual of vascular plants of northeastern United States and adjacent Canada. — *Van Nostrand, Princeton, New Jersey*, 810 p.
- GOEPFERT, D., 1974. Karyotypes and DNA content in species of *Ranunculus* L. and related genera. — *Bot. Notiser*, 127: 464-489.
- HILL, L. M. & O. M. ROGERS, 1970. Chromosome numbers of *Aster Blakei* and *A. nemoralis*. — *Rhodora*, 72: 437-438.
- HILL, L. M. & O. M. ROGERS, 1973. Chemical, cytological and genetic evidence for the hybrid origin of *Aster Blakei* (Porter) House. — *Rhodora*, 75: 1-25.
- HUZIWARA, Y., 1962. Karyotype analysis in some genera of Compositae. VIII. Further studies on the chromosomes of *Aster*. — *Am. J. Bot.*, 49: 116-119.
- JONES, A. G., 1980. Data on chromosome numbers in *Aster* (Asteraceae), with comments on the status and relationships of certain North American species. — *Brittonia*, 32: 240-261.
- JÖRGENSEN, C. A., T. SÖRENSEN & M. WESTERGAARD, 1958. The flowering plants of Greenland. A taxonomical and cytological survey. — *K. danske Vidensk. Selsk. Biol. Skr.*, 9: 1-172.
- KAPOOR, B. M. & C. GERVAIS, 1982. Liste annotée de nombres chromosomiques de la flore vasculaire du nord-est de l'Amérique. III. — *Naturaliste can.*, 109: 91-101.
- KAWANO, S. & H. H. ILTIS, 1963. Cytotaxonomy of the genus *Smilacina* (Liliaceae) I. Karyotype analysis of some eastern North American species. — *Chromosoma*, 14: 296-309.
- KAWANO, S. & H. H. ILTIS, 1966. Cytotaxonomy of the genus *Smilacina* (Liliaceae) II. Chromosome morphology and evolutionary consideration of the New World species. — *Cytologia*, 31: 12-28.
- KONDO, K., 1970. Chromosome numbers in *Drosera* and *Dionaea* in North Carolina. — *J. Jap. Bot.*, 45: 139-144.
- LEVINE, M., 1916. Somatic and reduction divisions in certain species of *Drosera*. — *Mem. N.Y. bot. Gdn*, 6: 125-147.
- LEWIS, W. H., H. L. STRIPLING & R. G. ROSS, 1962. Chromosome numbers for some angiosperms of the southern United States and Mexico. — *Rhodora*, 64: 147-161.
- LÖVE, Á. & D. LÖVE, 1966. Cytotaxonomy of the alpine vascular plants of Mount Washington. — *Univ. Colo. Stud. Ser. Viol.*, 24: 1-74.
- LÖVE, Á. & D. LÖVE, 1974. Cytotaxonomical atlas of the Slovenian flora. — *Cramer, Lehre*, 1241 p.
- LÖVE, Á. & D. LÖVE, 1980. In Á. Löve, IOBP chromosome number reports. LXIX. — *Taxon*, 29: 703-730.
- LÖVE, Á. & D. LÖVE, 1981. In Á. Löve, IOBP chromosome number reports. LXXIII. — *Taxon*, 30: 829-861.
- LÖVE, Á. & D. LÖVE, 1982a. In Á. Löve, IOBP chromosome number reports. LXXV. — *Taxon*, 31: 342-368.
- LÖVE, Á. & D. LÖVE, 1982b. In Á. Löve, IOBP chromosome number reports. LXXVII. — *Taxon*, 31: 761-777.
- LÖVE, D. & H. HARRIES, 1963. *Streptopus oreopolis* Fern., a hybrid taxon. — *Rhodora*, 65: 310-317.
- MOORE, R. J., 1946. Investigations on rubber-bearing plants. IV. Cytogenetic studies in *Asclepias*. — *Can. J. Res.*, 24: 66-73.
- MORTON, J. K., 1981. Chromosome numbers in Compositae from Canada and the U.S.A. — *Bot. J. Linn. Soc.*, 82: 357-368.
- MOYER, L. S., 1936. Chromosome numbers and electrophoresis of latex in *Asclepias*. — *Bot. Gaz.*, 97: 860-865.
- MULLIGAN, G. A., 1961. Chromosome numbers of Canadian weeds. III. — *Can. J. Bot.*, 39: 1057-1066.
- MULLIGAN, G. A., 1967. In Á. Löve, IOBP chromosome number reports. XIV. — *Taxon*, 16: 552-571.

- PIKE, R. B., 1970. Evidence for the hybrid status of *Aster* × *Blakei* (Porter) House. — *Rhodora*, 72: 401-436.
- POUCQUES, M. L., 1949. Recherches caryologiques sur les Rubiales. — *Revue gén. Bot.*, 56: 1-27, 74-138, 172-188.
- POWELL, A. M., D. W. KYHOS & P. H. RAVEN, 1974. Chromosome numbers in Compositae X. — *Am. J. Bot.*, 61: 909-913.
- RAVEN, P. H., 1963. Amphitropical relationships in the floras of north and south America. — *Q. Rev. Biol.*, 38: 151-177.
- ROGERS, J. L., 1965. Documented plant chromosome numbers, 65:1. — *Sida*, 2: 163-165.
- ROLAND, A. E. & E. C. SMITH, 1969. The flora of Nova Scotia. — Nova Scotia Museum, Halifax, 743 p.
- ROTHFELS, K. & M. HEIMBURGER, 1968. Chromosome size and DNA values in sundews (Droseraceae). — *Chromosoma*, 25: 96-103.
- SAX, K., 1931. The origin and relationships of the Pomoideae. — *J. Arnold Arbor.*, 12: 3-22.
- SCOGGAN, H. J., 1978. The flora of Canada, Part 3, Dicotyledoneae (Saururaceae to Violaceae). — *Publ. Bot. natn. Mus. nat. Sci. Canada*, p. 547-1115.
- SCOTT, P. J., 1974. In Á. Löve, IOPB chromosome number reports. XLIII. — *Taxon*, 23: 193-196.
- SEMPLE, J. C., 1981. In Á. Löve, IOPB chromosome number reports. LXXII. — *Taxon*, 30: 703-704.
- SEMPLE, J. C., 1985. Chromosome number determinations in Fam. Compositae tribe Astereae. — *Rhodora*, 87: 517-527.
- SEMPLE, J. C. & L. BROUILLET, 1980. Chromosome numbers and satellite chromosome morphology in *Aster* and *Lasallea*. — *Am. J. Bot.*, 67: 1027-1039.
- SHIMOTOMAI, N., 1930a. Über die Chromosomenzahlen und die Phylogenie bei der Gattung *Potentilla*. — *Bot. Mag.*, Tokyo, 44: 490-498.
- SHIMOTOMAI, N., 1930b. Chromosomenzahlen und Phylogenie bei der Gattung *Potentilla*. — *J. Sci. Hiroshima Univ. B*, II, 1: 1-11.
- SKALINSKA, M., M. PIOTROWICZ, A. SOKOLOWSKA-KULCZYCKA, *et al.*, 1961. Further additions to chromosome numbers of Polish angiosperms. — *Acta Soc. Bot. Pol.*, 3-4: 463-489.
- SOLBRIG, O. T., D. W. KYHOS, M. POWELL & P. H. RAVEN, 1972. Chromosome numbers in Compositae VIII: Heliantheae. — *Am. J. Bot.*, 59: 869-878.
- STENAR, H., 1935. Embryologische und cytologische Beobachtungen über *Majanthemum bifolium* und *Smilacina stellata*. — *Ark. Bot.*, 26a, 8: 1-20.
- TAYLOR, R. L. & G. A. MULLIGAN, 1968. Flora of the Queen Charlotte Islands. Part 2. Cytological aspects of the vascular plants. — Queen's Printer, Ottawa, 148 p.
- THERMAN, E., 1956. Cytotaxonomy of the tribe Polygonatae. — *Am. J. Bot.*, 43: 134-142.
- UTECH, F. H., 1974. In Chromosome numbers of phanerogams. 4. — *Ann. Mo. bot. Gdn*, 61: 903-904.
- VAN FAASEN, P., 1963. Cytotaxonomic studies in Michigan Asters. — *Mich. Bot.*, 2: 17-27.
- VAN FAASEN, P. & P. NADEAU, 1976. In Á. Löve, IOPB chromosome number reports. LI. — *Taxon*, 25: 155-164.
- VAN FAASEN, P. & F. F. STERK, 1973. Chromosome numbers in *Aster*. — *Rhodora*, 75: 26-33.
- WIENS, D. & D. HALLECK, 1962. Chromosome numbers in Rocky Mountain plants. I. — *Bot. Notiser*, 115: 455-464.
- WOOD, C. E., 1955. Evidence for the hybrid origin of *Drosera anglica*. — *Rhodora*, 57: 105-130.

EXTENSIONS D'AIRES DANS LA FLORE VASCULAIRE DU NOUVEAU-QUÉBEC

M. BLONDEAU

5010 Clément-Lockquell
Saint-Augustin (Québec) G3A 1B3

et

J. CAYOUILLE

Centre de recherches biosystématiques, Agriculture Canada
Ferme expérimentale centrale, Édifice Wm Saunders
Ottawa (Ontario) K1A 0C6

Résumé

À la suite d'inventaires floristiques récents effectués au Nouveau-Québec, les aires de répartition de 13 taxons vasculaires sont précisées pour la région de la baie et du détroit d'Hudson, de la péninsule et de la baie d'Ungava. Les nouvelles limites septentrionales qui sont signalées sont à l'échelle de l'Amérique (*Gnaphalium supinum*), du Canada oriental (*Botrychium lunaria*, *Lathyrus japonicus* et *Potamogeton subsibiricus*), ou du Nouveau-Québec (*Calamagrostis deschampsoides*, *Carex heleonastes*, *Cryptogramma stelleri*, *Gentianella tenella*, *Myriophyllum exalbescens*, *Potamogeton vaginatus*, *Ranunculus cymbalaria* et *Salix bebbiana*). Plusieurs nouvelles stations de *Carex rufina* sont signalées dans la région d'Akulivik et près du lac Tillivik. Des notes explicatives sur les localités et les habitats sont mentionnées pour la plupart des nouvelles récoltes.

Abstract

Following recent botanizing in Northern Québec, the distribution area of 13 vascular taxa is pointed out for the Hudson Bay and Hudson Strait regions and the Ungava Peninsula and Bay. The new northern limits that are presented are in the American (*Gnaphalium supinum*), eastern Canadian (*Botrychium lunaria*, *Lathyrus japonicus* and *Potamogeton subsibiricus*), or Northern Québec ranges (*Calamagrostis deschampsoides*, *Carex heleonastes*, *Cryptogramma stelleri*, *Gentianella tenella*, *Myriophyllum exalbescens*, *Potamogeton vaginatus*, *Ranunculus cymbalaria* and *Salix bebbiana*). Many new stations of *Carex rufina* are pointed out in the Akulivik region and near Lake Tillivik. Comments concerning localities and habitats are mentioned for most of the new collections.

Introduction

Au cours des dernières années, le premier auteur a réalisé des inventaires floristiques dans quatre villages du Nouveau-Québec: en 1982, à Kuujuaq (Fort-Chimo), 58°06'N.-68°24'O.; en 1983, à Inukjuak, 58°27'N.-78°06'O.; en 1984, à Ivujivik, 62°24'N.-77°55'O.; en 1985, à Akulivik, 60°48'N.-78°12'O. (fig. 1). Chacun des villages a été inventorié dans un rayon d'environ 10 km et nous estimons avoir répertorié au moins 85% de leur flore vasculaire. Ce travail vise à faire connaître des extensions d'aire importantes pour 13 taxons vasculaires, à partir de nos propres récoltes, des mentions publiées et de spécimens que nous avons examinés dans les herbiers suivants: CAN, CM, DAO, GH, MIN, MT, QFA, TRT (pour les acronymes: Holmgren *et al.*, 1981). Toutes les récoltes citées du premier auteur ont

été déposées à QFA. Nous avons donc omis cet acronyme après leur mention. Quelques doubles de celles-ci se retrouvent dans l'herbier personnel de M. Blondeau. Dans les autres cas, l'acronyme qui suit un numéro de récolte indique que nous avons vu le spécimen cité.

Les localités sont désignées la plupart du temps par les coordonnées géographiques en degrés et minutes ou en fonction du quadrillage de 1000 mètres du Transverse Universel de Mercator.

Résultats

BOTRYCHIUM LUNARIA (L.) SW.

NOUVEAU-QUÉBEC: Akulivik, 17VPT528443, rivage sablonneux, au pied d'un talus rocheux, avec *Antennaria canescens*, une trentaine d'individus dispersés sur une distance de moins de 50 m, 12

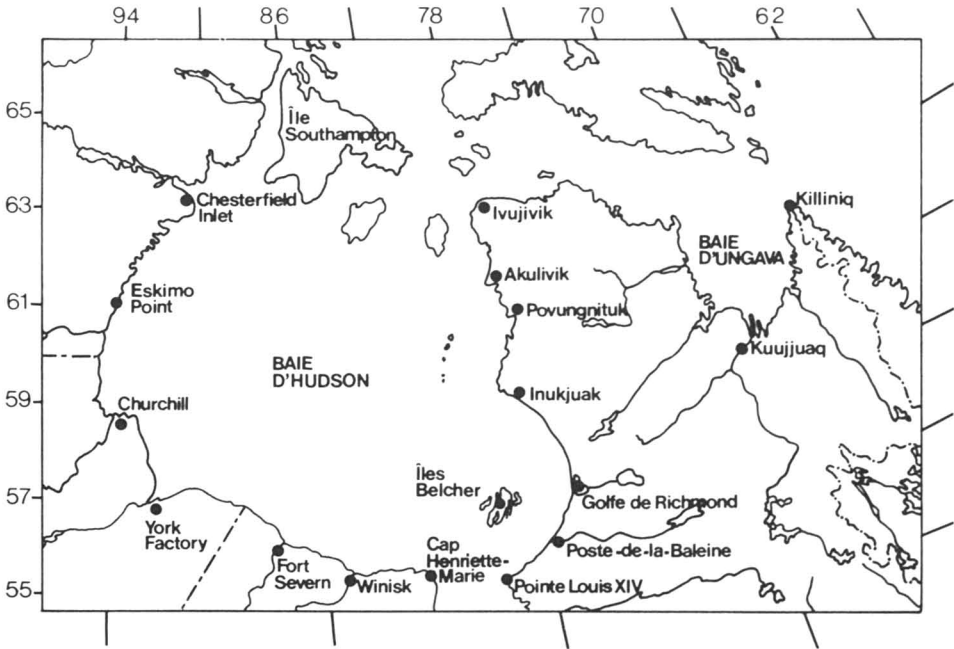


Figure 1. Localisation des agglomérations et des principaux sites géographiques mentionnés à la baie d'Hudson et en Ungava.

juillet 1985, *Blondeau* 85190. — Quaqtac (Koartac), 61°02'N.-69°37'O., rivage maritime, 11 juillet 1986, *Blondeau* 86058.

Cette fougère circumboréale a une distribution presque transcontinentale au Canada (Hultén, 1962). À la baie d'Hudson, *Botrychium lunaria* atteignait jusqu'ici sa limite septentrionale à Churchill (fig. 2). Akulivik est maintenant la limite nord connue de cette espèce à la baie d'Hudson. La récolte récente de Quaqtac, en Ungava, marque cependant sa limite nord au Canada oriental.

CALAMAGROSTIS DESCHAMPSOIDES TRIN.

NOUVEAU-QUÉBEC: Ivujivik, 18VUE513223, au bord de la grève, formant une herbaçaille de 60 cm × 60 cm entourée de *DuPontia fisheri*, avec *Chrysanthemum arcticum*, 23 juillet 1984, *Blondeau* 84369. — Akulivik, 17VPT537456, 513412, 514413, 574476, herbaçailles littorales, entre les cailloux du rivage, souvent dans les mousses, avec *Carex glareosa* var. *amphigena*, *Chrysanthemum arcticum*, *DuPontia fisheri*, *Potentilla anserina* ssp. *egedii*, *Primula egaliksensis* et *Puccinellia Xphryganodes*, inflorescences jaunâtres ou rougeâtres, 18 juillet 1985, *Blondeau* 85315 et 85316, 22 juillet 1985, 85383 et 85389, 24 juillet 1985, 85447.

On trouve cette espèce arctique et circumpolaire à l'échelle transcontinentale au Canada,

malgré quelques discontinuités dans son aire de répartition (Cody, 1979; Scoggan, 1978). À la baie d'Hudson, sa répartition est assez continue tout le long du littoral (fig. 3), de Winisk à Chesterfield Inlet sur la côte occidentale, et de la pointe Louis-XIV à Povungnituk; cette dernière localité représentait jusqu'à présent sa limite nord sur la côte orientale (Bournérias, 1971). Elle est présente également aux îles Belcher (*Maycock* 4359, 19 août 1960, MTMG).

Nos récoltes établissent maintenant sa limite septentrionale au Nouveau-Québec à Ivujivik, ce qui représente une extension de 280 km vers le nord. Plus à l'est, il n'existe que des récoltes au nord du Labrador (Porsild & Cody, 1980; Riley, 1984). Hultén (1962) signale une localité intérieure aux environs du lac Minto mais nous n'avons pu retracer la récolte justificatrice.

CAREX HELEONASTES EHRH.

NOUVEAU-QUÉBEC: golfe de Richmond, 56°16'N.-76°08'30'O., du côté sud de la rivière Caribou, près de son embouchure, à moins de 20 m d'altitude, fen riche, mare à fond boueux à *Carex limosa*, *Menyanthes trifoliata*, *Carex chordorrhiza*, *Scorpidium scorpioides*, avec *Salix pedicellaris* et *Myrica gale*, 14 juillet 1982, *R. Gauthier* 82-13A (QFA). — Baie d'Ungava: 58°08'N.-68°16'O., entre le vieux

Fort-Chimo et le lac Hendry, marais tourbeux, avec *Eriophorum angustifolium* et *Scirpus hudsonianus*, 24 juillet 1982, *Blondeau* 719.

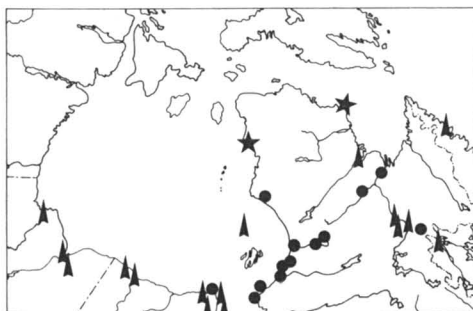
Circumboréal (Hultén, 1962), mais à aire discontinue de l'Alaska à l'Ungava (Porsild & Cody, 1980), le *Carex heleonastes* est parfois confondu avec le *C. marina* Dewey (*C. amblyorhyncha* Krecz.) circumpolaire et nettement plus arctique (Hultén, 1968; Dutilly *et al.*, 1958). Les travaux de Böcher (1952) et plus particulièrement de Toivonen (1981) ont cependant permis de préciser la distinction entre ces deux espèces.

Dans l'est de l'Amérique du Nord, la répartition du *C. heleonastes* est bien établie autour de la baie James (Dutilly *et al.*, 1954; Porsild & Cody, 1980; Ball & White, 1982) ainsi que dans la portion ontarienne de la baie d'Hudson (fig. 4); on l'a même signalé en bordure du lac Michigan (Reznicek & Henson, 1982). Au Québec, il est considéré comme rare (Bouchard *et al.*, 1983) ou peut-être seulement méconnu (Hultén, 1958). Hustich fut le premier à le signaler au Québec,

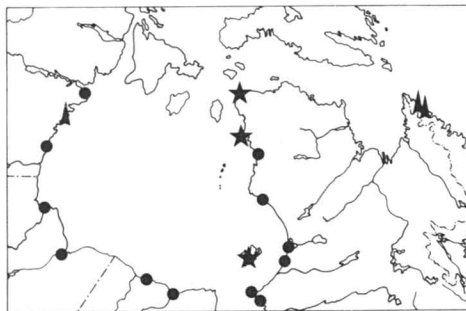
dans la région du lac Knob, à la limite du bassin hydrographique de l'Ungava (Raymond, 1973). Böcher (1952) incluait la région du golfe de Richmond dans la répartition du *C. heleonastes* mais la récolte citée plus haut semble être la première qui authentifie sa présence dans cette région. Notre récolte des environs de Kuujuaq (Fort-Chimo) constitue une addition à la flore de la baie d'Ungava et la limite nord de cette espèce au Québec. Les récoltes ontariennes suivantes sont également à souligner: Fort Severn (*Hustich 1311*, CAN), le cap Henriette-Marie (*R. A. Sims, 2676D*, TRT), la rivière Winisk, au confluent de la rivière Shamattawa (*Baldwin 7985*, CAN).

CAREX RUFINA DREJER

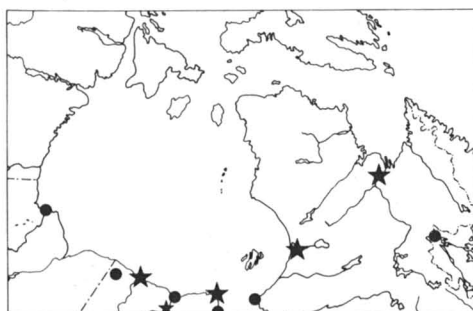
NOUVEAU-QUÉBEC: Akulivik, dans un rayon de moins de 10 km au nord-ouest du village (fig. 6b): 17VPT56461, 578478, 604490, 604495, 604496, 604492, 604491, rive occidentale de la rivière Illukotat là où le débit est très faible, touffes partiellement recouvertes de boue, au bord des lacs, dans les cailloux ignés (granitiques), le sable de quartz et



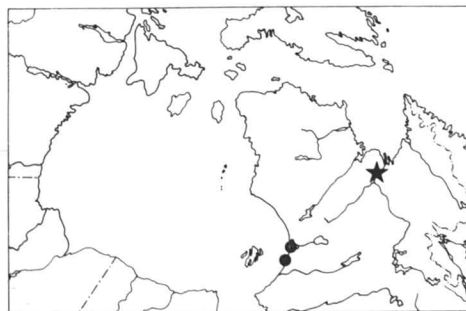
2 *Botrychium lunaria*



3 *Calamagrostis deschampsoides*



4 *Carex heleonastes*



5 *Cryptogramma stelleri*

Figures 2-5. Répartition de quatre espèces vasculaires à la baie d'Hudson et en Ungava. Récolte: nouvelle (étoile); déjà publiée et vérifiée par les auteurs (cercle plein); mentionnée dans la littérature (triangle plein). Fig. 2. *Botrychium lunaria*. Source: Blondeau (1986), Deshayé & Morisset (1985), Dutilly & Lepage (1962), Morisset & Payette (1980), Porsild & Cody (1980), Rousseau (1974), QFA. Fig. 3. *Calamagrostis deschampsoides*. Source: Blondeau (1986), Hultén (1962), Payette & Lepage (1977), Riley (1984), Rousseau (1974), Schofield (1959), GH, MIN, MTMG, QFA, TRT. Fig. 4. *Carex heleonastes*. Source: Ball & White (1982), Dutilly *et al.* (1954), Porsild & Cody (1980), CAN, GH, MIN, MT, MTMG, QFA, TRT. Fig. 5. *Cryptogramma stelleri*. Source: Payette & Lepage (1977), Rousseau (1974), QFA.

les fragments de coulée de lave, 11 juillet 1985, *Blondeau 85171*, 14 juillet 1985, *85227*, 16 juillet 1985, *85269*, *85272*, *85275*, *85277*, le 23 juillet 1985, *85423*. — Au sud du lac Tillivik, env. $60^{\circ}52'N$ - $77^{\circ}04'O$., *18VUC898465*, 60 km à l'est d'Akulivik, 5 km au sud de ce lac, sur le rivage d'un petit lac, dans le sable argileux, entre les roches ignées (granite), *Catherine Madore s.n.*, 17 juillet 1985 (QFA).

Cette espèce a été mentionnée récemment dans trois localités du Nouveau-Québec: Lac à l'Eau-Claire, Inukjuak, Ivujivik (Deshaye & Blondeau, 1984; Deshayé & Morisset, 1985). Qualifiée d'amphi-atlantique (Porsild, 1964), elle aurait davantage une répartition bas-arctique d'après ces données récentes ainsi que les nouvelles stations d'Akulivik, du lac Tillivik et une mention visuelle près d'un lac situé à environ $61^{\circ}44'N$ - $77^{\circ}06'O$. (C. Madore, comm. pers.) (fig. 6a). Alors qu'elle semblait rare dans la majorité des localités précédentes, sa fréquence dans les environs d'Akulivik est confirmée par plusieurs observations visuelles en plus des récoltes précitées (fig. 6b). Ces observations semblent appuyer le fait qu'elle est associée à des formations volcaniques (Deshaye & Blondeau, 1984) comme celles de la ceinture de Cape Smith-Wakeham Bay qui atteignent précisément Akulivik (Baragar, 1983).

CRYPTOGRAMMA STELLERI (GMEL.) PRANTL

NOUVEAU-QUÉBEC: rivière Koksoak, $58^{\circ}10'N$ - $68^{\circ}18'O$., environ 10 km au nord-est de Kuujuaq, paroi d'un escarpement rocheux au-dessus du rivage, peu abondant, *Blondeau 443a*, 13 juillet 1982.

Cette espèce circumboréale à aire discontinue se rencontre localement en Amérique entre l'Alaska et le Labrador; son habitat est habituellement lié aux affleurements calcaires (Porsild & Cody, 1980). Au Nouveau-Québec, elle n'était connue que de deux localités (fig. 5): Petite rivière de la Baleine (Rousseau, 1974) et le golfe de Richmond (Payette & Lepage, 1977). Notre récolte des environs de Kuujuaq marque une addition à la flore de la baie d'Ungava et représente la limite septentrionale actuelle de cette espèce au Nouveau-Québec. Elle est présente également dans la région de la rivière aux Feuilles (J. Deshayé, comm. pers.). Au site de récolte, *C. stelleri* était associé à des plantes calcicoles comme *Draba nivalis* Lilj. et *Ranunculus pedatifidus* J. E. Smith ssp. *affinis* (R.Br.) Hult.

GENTIANELLA TENELLA (ROTT.) BÖRNER

NOUVEAU-QUÉBEC: Ivujivik: *18VUE469204*, grève maritime, en sous-étage d'un groupement à *Elymus mollis*, une centaine d'individus, *Blondeau 84317*,

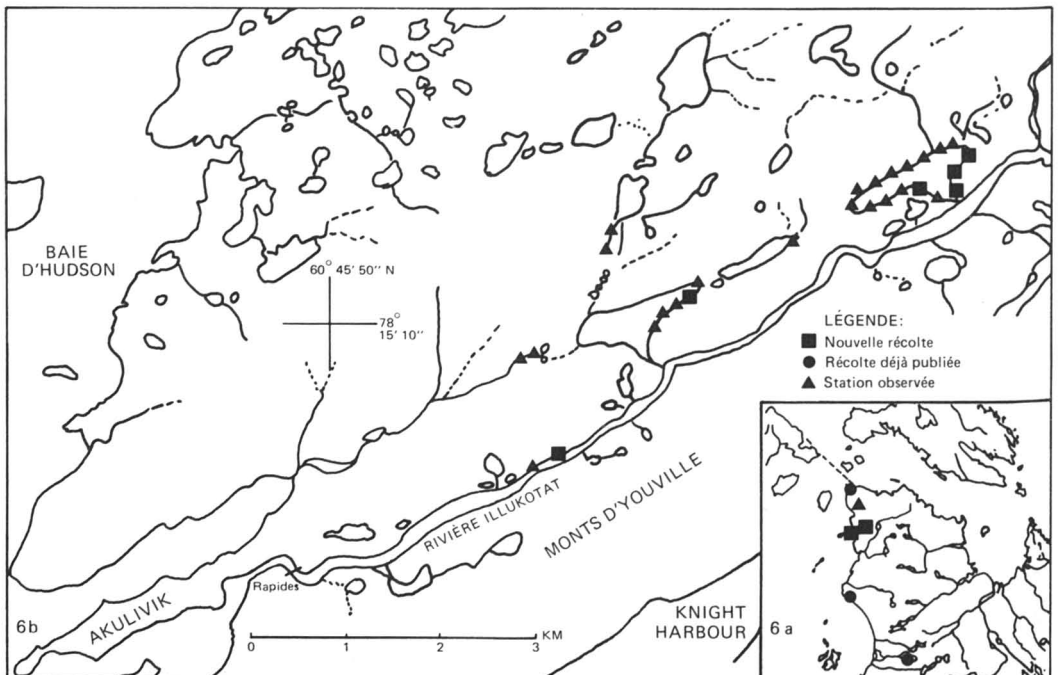


Figure 6. Répartition de *Carex rufina*: a) au Nouveau-Québec. Source: Deshayé & Morisset (1985); b) dans les environs d'Akulivik.

23 juillet 1984. *Eodem*, 17VUE497239, herbaçaie rase à *Carex maritima*, sur un talus sourceux, une quinzaine d'individus, *Blondeau 84446*, le 29 juillet 1984. — Akulivik: 17VPT536456, 519474, 520434, rivage sablonneux, en sous-étage d'un cordon d'*Elymus mollis*, avec *Erigeron eriocephalus* et *Festuca baffinensis*, *Blondeau 85186, 85244* et 85397, les 12, 15 et 17 juillet 1985.

Gentianella tenella est une espèce arctique-alpine circumpolaire à aire discontinue (Porsild & Cody, 1980). Sur la côte occidentale de la baie d'Hudson, elle se retrouve de l'île Southampton jusqu'au cap Henriette-Marie, sa limite méridionale (Porsild & Cody, 1980). Sur la côte québécoise de la baie d'Hudson, ses limites sont maintenant Ivujivik au nord (fig. 7) et Inukjuak au sud (Blondeau, 1986). La récolte de Rousseau (1968) au poste (de la Compagnie de la Baie d'Hudson) de Povungnituk était mal située sur la carte de répartition de Rousseau (1974). Cette localité, aujourd'hui inexistante, était située, jusqu'en 1951, à 40 km au sud du village actuel de Povungnituk (Bournérias, 1971). Elle est présente également au détroit d'Hudson et à la baie d'Ungava.

G. tenella est considéré comme une plante rare au Québec (Bouchard *et al.*, 1983). Sa petite taille et sa floraison tardive en font plutôt une plante méconnue et c'est ce qui expliquerait la présumée discontinuité dans son aire de répartition (Gillett, 1957).

GNAPHALIUM SUPINUM L.

NOUVEAU-QUÉBEC: Ivujivik, 18VUE530195, 525193, dépression humide sur les berges de la rivière Narruniup, seulement quelques individus, *Blondeau 84271B* et 84441, les 18 et 28 juillet 1984.

Hultén (1958) classe *Gnaphalium supinum* dans les espèces arctiques-alpines amphiatlantiques. En Amérique du Nord, cette plante est absente à l'ouest du 80° de longitude ouest. Au Québec-Labrador, elle est relativement fréquente dans les combes à neige, surtout au nord-est (Hultén, 1958). Sa limite septentrionale se situait jusqu'ici (Rousseau, 1974) à l'île Killinek, au Labrador (fig. 8); elle atteint maintenant Ivujivik, soit environ 700 km au nord-ouest.

LATHYRUS JAPONICUS WILLD. VAR. JAPONICUS [incl. *L. japonicus* var. *aleuticus* (Greene) Fern.]

NOUVEAU-QUÉBEC: 6 km à l'est d'Akulivik, Knight Harbour, 17VPT590455, parmi les roches du supralittoral, avec *Dryas integrifolia* et *Oxytropis campestris* var. *terrae-novae*, colonie dense d'environ deux mètres carrés, *Blondeau 85443*, 24 juillet 1985.

Cette espèce circumpolaire appartient à un complexe encore mal connu à l'échelle mondiale (Hultén, 1971). Autour de la baie d'Hudson, elle semble plus fréquente sur la côte orientale (fig. 9) et atteint Akulivik pour sa nouvelle limite septen-

trionale. Elle est présente également sur les îles Belcher (*Manning s.n.*, 17 juillet 1971, DAO; *Edmonds 62*, août 1978, DAO). Alors que Bournérias (1971) la disait abondante à Povungnituk, soit quelque 150 kilomètres au sud d'Akulivik, nous ne l'avons observée qu'à un seul endroit à cette dernière localité. Elle n'a pas encore été signalée pour la baie d'Ungava.

MYRIOPHYLLUM EXALBESCENS FERN.

NOUVEAU-QUÉBEC: Akulivik, 17VPT578478, au bord d'un lac dans un groupement d'*Hippuris vulgaris*, avec *Ranunculus aquatilis*, *Blondeau 85225*, 14 juillet 1985.

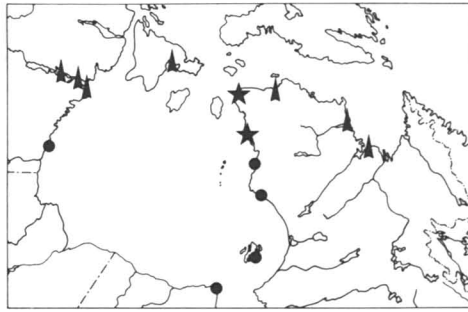
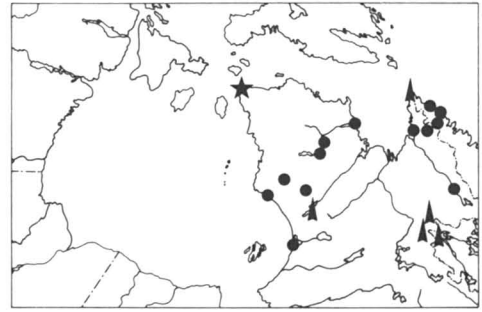
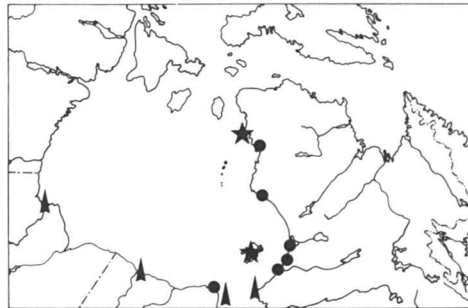
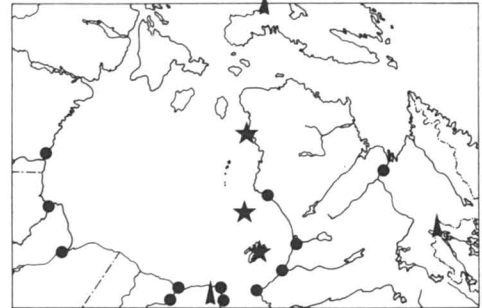
Myriophyllum exalbescens est une espèce circumboréale à aire disjointe dont la portion asiatique reste encore à préciser (Aiken & McNeill, 1980; Aiken, 1981). À la baie d'Hudson, elle atteint l'embouchure de la rivière McConnell, T.N.-O., pour sa limite septentrionale sur la côte ouest (Porsild & Cody, 1980); déjà signalée pour Inukjuak, sur la côte est (Blondeau, 1986), elle est maintenant connue d'Akulivik, soit 250 km plus au nord (fig. 10). Elle est à signaler également aux îles Dormeuses (Kidney) (*Manning s.n.*, 11 août 1971, DAO) et dans la région des îles Belcher (*Maycock 4683*, 25 août 1960, MTMG; *Manning s.n.*, 23-25 juillet 1971, DAO). Au nord du Nouveau-Québec, Scoggan (1979) signale une station isolée près du cercle polaire dans la partie occidentale de l'île de Baffin. Il est possible que la plante ait pu survivre à des latitudes aussi élevées à la faveur de micro-climats plus tempérés.

POTAMOGETON SUBSIBIRICUS HAGSTR. (syn. *P. porsildiorum* Fern.)

NOUVEAU-QUÉBEC: Akulivik, 17VPT540458, au bord d'un grand étang, où la profondeur de l'eau varie entre 15 et 35 cm, *Blondeau 85311* et 85458, les 17 et 25 juillet 1985. — Région de Kuujjuaq: lac Hendry, 58°07'N.-68°15'O., environ 5 km à l'est du vieux Fort-Chimo, dans environ 40 cm d'eau, à 10 m du rivage, avec *Potamogeton alpinus* var. *tenuifolius*, *Blondeau 783*, 26 juillet 1983.

Selon Hultén (1967), le *Potamogeton porsildiorum* de Fernald (1932) serait identique au *P. subsibiricus* et c'est cette dernière appellation qu'il faudrait utiliser. Le *P. subsibiricus* est une espèce à feuilles linéaires qui ressemble superficiellement au *P. pusillus* L. var. *tenuissimus* Mert. & Koch. Il s'en distingue aisément par le nombre de nervures: 9 à 17 chez *P. subsibiricus* et 3 chez *P. pusillus* (Hultén, 1968; Scoggan, 1978).

La répartition mondiale de *P. subsibiricus* est encore mal connue. Malgré une aire fortement discontinue, on peut le qualifier de bas-arctique nord-américain et est-asiatique (Hultén, 1968; Porsild & Cody, 1980). Au Canada oriental, il n'était connu que de quelques localités au sud

7- *Gentianella tenella*8- *Gnaphalium supinum*9- *Lathyrus japonicus*10- *Myriophyllum exallescens*

Figures 7-10. Répartition de quatre espèces vasculaires à la baie d'Hudson et en Ungava. Récolte: nouvelle (étoile); déjà publiée et vérifiée par les auteurs (cercle plein); mentionnée dans la littérature (triangle plein). Fig. 7. *Gentianella tenella*. Source: Blondeau (1986), Gillett (1957), Hultén (1958), Porsild & Cody (1980), Rousseau (1974), DAO, MTMG, QFA, TRT. Fig. 8. *Gnaphalium supinum*. Source: Hultén (1958), Payette & Lepage (1977), Rousseau (1974), DAO, GH, MIN, QFA, TRT. Fig. 9. *Lathyrus japonicus*. Source: Maycock (1968), Porsild & Cody (1980), Rousseau (1974), DAO, MTMG, QFA, TRT. Fig. 10. *Myriophyllum exallescens*. Source: Blondeau (1986), Payette & Lepage (1977), Porsild & Cody (1980), Rousseau (1974), DAO, MIN, MTMG, QFA, TRT.

de la baie d'Hudson et à la baie James (fig. 11) et atteignait sa limite nord à Poste-de-la-Baleine (Forest & Legault, 1977; Scoggan, 1978). Nos récoltes constituent non seulement une nouvelle limite nord pour ce taxon au Nouveau-Québec (Akulivik) mais encore une addition à la flore de la baie d'Ungava (lac Hendry). Il a été trouvé également au golfe de Richmond sur deux îles de l'archipel des Hybrides: île F, *Deshaye* 83-301, 21 juillet 1983, QFA; île G, *Deshaye* 83-630, 83-632, 16 août 1983, QFA (J. Deshayé, comm. pers.).

Le *P. subsibiricus* était, jusqu'à maintenant, considéré comme une plante potentiellement rare au Québec (Bouchard *et al.*, 1983). Nos recherches montrent qu'il existe bien au Québec et qu'il devrait être considéré comme une plante rare.

POTAMOGETON VAGINATUS TURCZ.

NOUVEAU-QUÉBEC: Akulivik, 17VPT578478, au bord d'un lac, dans une petite anse près d'un groupement d'*Hippuris vulgaris* à *Callitriche herma-*

phroditica et *Myriophyllum exallescens*, Blondeau 85224 et 85409, les 14 et 23 juillet 1985.

Potamogeton vaginatus est une espèce circumboréale à aire discontinue (Hultén, 1962). À la baie d'Hudson, elle est plutôt rare et sporadique. Sur la côte occidentale, sa limite nord se situe à l'embouchure de la rivière McConnell, dans la région d'Eskimo Point (fig. 12) (Porsild & Cody, 1980). Au Nouveau-Québec, quatre localités sont connues, deux sur la côte de la baie d'Hudson: Inukjuak (Blondeau, 1986) et Akulivik, sa nouvelle limite septentrionale, et deux autres dans le bassin de la baie d'Ungava: rivière aux Mélézes, *Dutilly et al.* 28278, 27 août 1951 (QFA) (Dutilly *et al.*, 1953) et aux environs de Kuujuaq, *Spreadborough* 16471, 23 août 1896 (CAN).

RANUNCULUS CYMBALARIA PURSH

NOUVEAU-QUÉBEC: Akulivik, dans un rayon de 6 km du centre du village, 17VPT540458, 513412, 533438, 535448, rivage maritime, sur le sable ou les rochers plats, en bordure des étangs près de la mer, à l'embouchure de la rivière Illukotat, avec

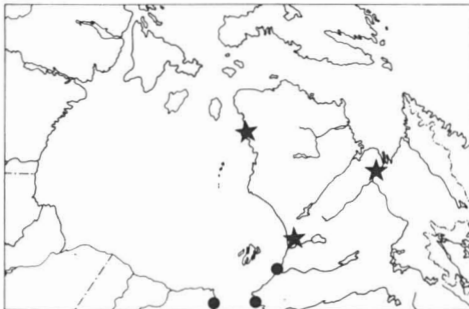
l'une ou l'autre des plantes suivantes: *Calamagrostis deschampsoides*, *Chrysanthemum arcticum*, *Cochlearia officinalis*, *Stellaria humifusa* ou *Puccinellia Xphryganodes*, Blondeau 85317, 85383, 85402 et 85403, les 18 et 22 juillet 1985.

Ranunculus cymbalaria est une espèce circumboréale à aire discontinue (Hultén, 1971). Elle est relativement fréquente dans la portion méridionale de la baie d'Hudson. Au Nouveau-Québec, elle avait été signalée récemment à Inukjuak (Blondeau *in* Fleurbec, 1985; Blondeau, 1986) mais Akulivik est maintenant sa nouvelle limite nord (fig. 13). Sur la côte ouest, la récolte de Chesterfield Inlet (*Dutilly* 6602w, 16 août 1938, QFA) n'apparaît pas sur la carte de Porsild & Cody (1980) et représente sa limite septentrionale pour cette région. Les récoltes suivantes sont aussi à ajouter aux cartes déjà publiées: Winisk (*Baldwin* 7821, 29 sept. 1958, MTMG), les îles Belcher (*Maycock* 4634 et 4774, MTMG) et l'île Gilmore dans l'archipel des îles Ottawa (*Manning s.n.*, 19 août 1971, DAO).

SALIX BEBBIANA SARGENT

NOUVEAU-QUÉBEC: Région de Kuujuaq, à 58°08'N.-68°18'O., sur le rebord d'une terrasse sablonneuse élevée, seulement deux arbustes d'environ deux mètres de haut, avec *Elymus mollis*, *Juniperus communis* et *Shepherdia canadensis*, Blondeau 318 et 460, 11 et 15 juillet 1984 (CAN et QFA). *Eodem*, 58°07'N.-68°23'O., south facing rocky slope 5 miles south of camp near Range Station, upright tree 15' high, DBH 2", sterile, common locally, *Calder* 2681, August 19, 1948 (DAO).

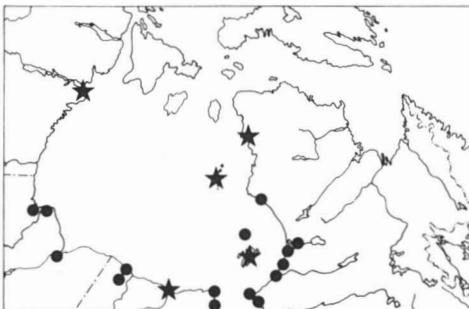
Inclus dans le complexe du *Salix depressa* L. dont la répartition est circumboréale (Hultén, 1971), le *Salix bebbiana* est transcontinental en Amérique du Nord. Il est fréquent dans la portion méridionale de son aire de répartition et dans le secteur sud et sud-ouest de la baie d'Hudson (fig. 14 et Soper & Heimburger, 1982). Au Nouveau-Québec, il est très peu fréquent ou très peu récolté. Dans le bassin de la baie d'Ungava il est présent au lac Knob (Porsild & Cody, 1980), à la décharge du lac Otelnuak (*Dutilly & Lepage*



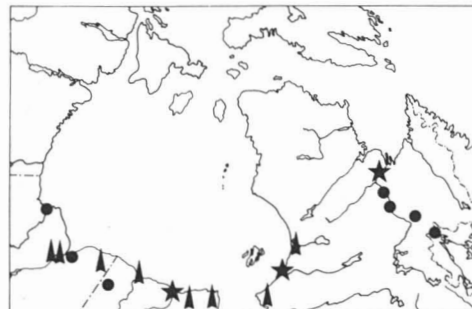
11- *Potamogeton subsibiricus*



12- *Potamogeton vaginatus*



13- *Ranunculus cymbalaria*



14- *Salix bebbiana*

Figures 11-14. Répartition de quatre espèces vasculaires à la baie d'Hudson et en Ungava. Récolte: nouvelle (étoile); déjà publiée et vérifiée par les auteurs (cercle plein); mentionnée dans la littérature (triangle plein). Fig. 11. *Potamogeton subsibiricus*. Source: *Dutilly et al.* (1958), *Forest & Legault* (1977), *Hultén* (1968), *Porsild & Cody* (1980), DAO, QFA. Fig. 12. *Potamogeton vaginatus*. Source: *Blondeau* (1986), *Dutilly et al.* (1953), *Hultén* (1962), CAN, DAO, QFA. Fig. 13. *Ranunculus cymbalaria*. Source: *Fleurbec* (1985), *Morisset & Payette* (1980), *Porsild & Cody* (1980), *Rousseau* (1974), CM, DAO, GH, MIN, MTMG, QFA, TRT. Fig. 14. *Salix bebbiana*. Source: *Dutilly & Lepage* (1962), *Payette & Lepage* (1977), *Porsild & Cody* (1980), *Soper & Heimburger* (1982), CAN, DAO, GH, MIN, QFA.

39201, QFA), au Fort McKenzie (*Osborn s.n.*, DAO, QFA), à la gorge du Manitou sur la rivière Caniapiscou (*Dutilly & Lepage 39540*, QFA), (*Dutilly & Lepage*, 1962) et enfin à Kuujuaq qui représente sa nouvelle limite nord au Nouveau-Québec. La récolte de Calder n'avait pas été signalée auparavant sauf dans un rapport non publié (Calder, 1948).

Très peu de récoltes existent pour la côte orientale de la baie d'Hudson. Il n'a été récolté qu'au golfe de Richmond (*Payette & Lepage*, 1977) et à Poste-de-la-Baleine (*Argus 11323* et *11325*, 23 juillet 1983, CAN).

Discussion et conclusion

Les données sur la flore du Nouveau-Québec sont devenues de plus en plus précises récemment à la suite d'inventaires sur le terrain et de compilations de spécimens d'herbier (*Morisset et al.*, 1983). Comme les données manquantes touchaient principalement l'intérieur des terres, certains efforts d'exploration ont été entrepris pour les combler (*Cayouette*, 1984; *Deshaye & Morisset*, 1985). Même si, à prime abord, la côte québécoise de la baie d'Hudson et la région de Fort-Chimo semblaient bien connues sur le plan floristique, nos récents inventaires ont ajouté plusieurs récoltes significatives (additions, extensions d'aire) dont les plus importantes ont été signalées ici.

Considérant l'aire globale de ces espèces, la nouvelle limite nord de *Gnaphalium supinum* pour le continent nord-américain est maintenant Iuvjivik. Pour d'autres comme *Botrychium lunaria*, *Lathyrus japonicus* et *Potamogeton subsibiricus*, nous signalons de nouvelles limites septentrionales au Canada oriental. Pour les autres espèces (sauf *Carex rufina*), il s'agit de nouvelles limites nord au Québec.

L'aire de plusieurs espèces boréales est agrandie vers le nord, le long de la côte hudsonienne, et coïncide davantage avec les mentions les plus nordiques connues sur le versant occidental (*Churchill*, *Eskimo Point*, etc.). Le présent travail a permis d'ajouter quelques espèces à la flore de la baie d'Ungava (*Carex heleonastes*, *Cryptogramma stelleri* et *Potamogeton subsibiricus*), de préciser la présence de *Carex heleonastes* au golfe de Richmond et de *Salix bebbiana* à la baie d'Ungava. Les nouvelles récoltes de *Carex rufina* indiquent qu'il aurait plutôt une aire arctique (bas-arctique) que subarctique, comme on le mentionnait précédemment (*Scoggan*, 1978); de plus nos données semblent confirmer ses préférences pour les formations volcaniques.

La discontinuité dans la répartition de certaines espèces indique qu'elles sont probablement sous-représentées; ce sont les plantes aquatiques ou de milieux très humides comme *Myriophyllum exalbescens*, *Potamogeton subsibiricus*, *P. vaginatus* et *Carex heleonastes*; des plantes peu voyantes ou à floraison tardive comme *Gentianella tenella* et *Ranunculus cymbalaria*. Il est difficile d'expliquer cependant la rareté du *Salix bebbiana* au Nouveau-Québec; il est peut-être sous-représenté lui aussi.

Ces nouvelles données laissent entendre que plusieurs espèces ont migré vers le nord lors de la dernière déglaciation, en longeant la côte de la baie d'Hudson et qu'elles ont atteint dans certains cas le nord de l'Ungava. Vu leur répartition hudsonienne beaucoup plus nordique que ce qui était connu jusqu'à maintenant, on peut supposer que leur aire de répartition a déjà été continue jusqu'au Labrador. Une exploration détaillée des côtes québécoises du détroit d'Hudson et de la baie d'Ungava pourrait aider à vérifier cette hypothèse.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier MM. Jean Deshayé, Robert Gauthier et Pierre Morisset pour leurs conseils techniques et M. Marcel Jomphe pour la conception et la réalisation des cartes. Ils adressent aussi leur reconnaissance aux spécialistes qui ont vérifié certaines récoltes: MM. G. W. Argus (*Salix*), P. M. Catling et G. Lavoie (*Potamogeton*), J. M. Gillett (*Gentianella*), C. Hamel (*Myriophyllum*) et H. Toivonen (*Carex*), de même qu'aux conservateurs des herbiers qui ont consenti des prêts de spécimens. Merci également à Mme Catherine Madore, MM. G. W. Argus, J. Deshayé et R. Gauthier pour nous avoir permis de publier leurs récoltes inédites.

Le premier auteur (M. Blondeau) exprime sa gratitude au Centre d'études nordiques et à l'Herbier Louis-Marie ainsi qu'à tous ceux qui ont facilité la réalisation de ses voyages.

Références

- AIKEN, S. G., 1981. A conspectus of *Myriophyllum* (Haloragaceae) in North America. — *Brittonia*, 33: 57-69.
- AIKEN, S. G. & J. McNEILL, 1980. The discovery of *Myriophyllum exalbescens* Fernald (Haloragaceae) in Europe and the typification of *M. spicatum* L. and *M. verticillatum* L. — *Bot. J. Linn. Soc.*, 80: 213-222.
- BALL, P. W. & D. J. WHITE, 1982. *Carex heleonastes* Ehrh. — 1 page, sans pagination in G. W. ARGUS & D. J. WHITE (éd.). Atlas des plantes vasculaires de l'Ontario, partie I — anglais/français. Musée national des sciences naturelles, Canada, 126 p.
- BARAGAR, W. R. A., 1983. The Circum-Ungava belt of eastern Hudson Bay: geology of the Cape Smith

- region. — *In* Curr. Res., Part A, Geol. Surv. Can., Pap. 83-1A, p. 325-328.
- BLONDEAU, M., 1986. La flore vasculaire d'Inukjuak, Nouveau-Québec. — *Provancheria* (Mémoires de l'Herbier Louis-Marie, Univ. Laval, Québec), n° 19, 68 p.
- BÖCHER, T. W., 1952. A study of the circumpolar *Carex Heleonastes-amblyorhyncha* complex. — *Acta arctica*, 5: 5-35.
- BOUCHARD, A., D. BARABÉ, M. DUMAIS & S. HAY, 1983. Les plantes vasculaires rares du Québec. — *Syllogeus*, n° 48, 79 p.
- BOURNÉRIAS, M., 1971. Observations sur la flore et la végétation des environs de Puvirnituq (Nouveau-Québec). — *Naturaliste can.*, 98: 261-318.
- CALDER, J. A., 1948. Report on the field work at Fort Chimo, Québec, 1948. *In* SENN, H. A., W. J. CODY, J. A. CALDER & J. M. GILLET. Entomological research in northern Canada. Part III. Botanical associations of the northern biting flies. — *Prog. Rep. Def. Res. Bd Can.*, no. D.R. 20, 21 p.
- CAYOUILLE, J., 1984. Additions et extensions d'aire dans la flore vasculaire du Nouveau-Québec. — *Naturaliste can.*, 111: 263-274.
- CODY, W. J., 1979. Vascular plants of restricted range in the continental Northwest Territories, Canada. — *Natn. Mus. nat. Sci. Canada*, 57 p.
- DESHAYE, J. & M. BLONDEAU, 1984. La présence de *Carex rufina* Drejer au Québec. — *Naturaliste can.*, 111: 315-318.
- DESHAYE, J. & P. MORISSET, 1985. La flore vasculaire du lac à l'Eau Claire, Nouveau-Québec. — *Provancheria* (Mémoires de l'Herbier Louis-Marie, Univ. Laval, Québec), n° 18, 52 p.
- DUTILLY, A. & E. LEPAGE, 1962. Exploration botanique des rivières Swampy Bay et Cantapiscau dans le bassin de la baie d'Ungava. — *Naturaliste can.*, 89: 293-329.
- DUTILLY, A., E. LEPAGE & M. DUMAN, 1953. Contribution à la flore du bassin de la baie d'Ungava. — *Contr. Arct. Inst. cath. Univ. Am.*, no. 4F, 104 p.
- DUTILLY, A., E. LEPAGE & M. DUMAN, 1954. Contribution à la flore du versant occidental de la baie James, Ontario. — *Contr. Arct. Inst. cath. Univ. Am.*, no. 5F, 144 p.
- DUTILLY, A., E. LEPAGE & M. DUMAN, 1958. Contribution à la flore des îles (T.N.O.) et du versant oriental (Qué.) de la Baie James. — *Contr. Arct. Inst. cath. Univ. Am.*, no. 9F, 199 p.
- FERNALD, M. L., 1932. The linear-leaved North American species of *Potamogeton*, section *Axillares*. — *Mem. Am. Acad. Arts Sci.*, 17: 1-183.
- FLEURBEC, 1985. Plantes sauvages du bord de la mer. — Groupe Fleurbec, Québec, 286 p.
- FOREST, P. & A. LEGAULT, 1977. Analyse de la flore vasculaire de Poste-de-la-Baleine, Nouveau-Québec. — *Naturaliste can.*, 104: 543-566.
- GILLET, J. M., 1957. A revision of the North American species of *Gentianella* Moench. — *Ann. Mo. bot. Gdn*, 44: 195-269.
- HOLMGREN, P. K., W. KEUKEN & E. K. SCHOFIELD, 1981. Index Herbariorum. Part I: the herbaria of the world, seventh edition. — Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht, 452 p.
- HULTÉN, E., 1958. The amphi-atlantic plants and their phytogeographical connections. — *Almqvist & Wiksell*, Stockholm, 340 p.
- HULTÉN, E., 1962. The circumpolar plants. I. Vascular cryptogams, conifers, monocotyledons. — *Almqvist & Wiksell*, Stockholm, 280 p.
- HULTÉN, E., 1967. Comments on the flora of Alaska and Yukon. — *Ark. Bot.*, Ser. 2, 7: 1-147.
- HULTÉN, E., 1968. Flora of Alaska and neighbouring territories, a manual of the vascular plants. — Stanford Univ. Press, Stanford, California, 1008 p.
- HULTÉN, E., 1971. The circumpolar plants. II. Dicotyledons. — *Almqvist & Wiksell*, Stockholm, 463 p.
- MAYCOCK, P. F., 1968. The flora and vegetation of the Southern Manitoulin Islands, Southeast Hudson Bay, and a consideration of phytogeographical relationships in the region. — *Naturaliste can.*, 95: 423-468.
- MORISSET, P. & S. PAYETTE, 1980. La flore et la végétation des îles Dormeuses (Baie d'Hudson, Territoires du Nord-Ouest, Canada). — *Naturaliste can.*, 107: 63-86.
- MORISSET, P., S. PAYETTE & J. DESHAYE, 1983. The vascular flora of the Northern Québec-Labrador peninsula: phytogeographical structure with respect to the tree-line. — Pages 141-151 *in* P. Morisset & S. Payette (eds.). *Tree-Line ecology. Proceedings of the Northern Québec Tree-Line Conference*, Coll. Nordicana (Univ. Laval, Québec), no. 47, 188 p.
- PAYETTE, S. & E. LEPAGE, 1977. La flore vasculaire du golfe de Richmond, baie d'Hudson, Nouveau-Québec. — *Provancheria* (Mémoires de l'Herbier Louis-Marie, Univ. Laval, Québec), n° 7, 68 p.
- PORSILD, A. E., 1964. Illustrated flora of the Canadian Arctic Archipelago. — *Bull. natn. Mus. Canada*, no. 146, 218 p.
- PORSILD, A. E. & W. J. CODY, 1980. Vascular plants of continental Northwest Territories, Canada. — *Natn. Mus. Canada*, 667 p.
- RAYMOND, M., 1973. La plus ancienne récolte québécoise de *Carex heleonastes*. — *Naturaliste can.*, 100: 71-72.
- REZNICEK, A. A. & D. HENSON, 1982. *Carex heleonastes*, new to Michigan and the contiguous United States. — *Mich. Bot.*, 21: 169-170.
- RILEY, J. L. 1984. *Calamagrostis deschampsiioides* Trin. — 1 page, sans pagination *in* G. W. ARGUS, & C. J. KEDDY (éd.). *Atlas des plantes vasculaires rares de l'Ontario, partie 3 — anglais/français*. Musée national des sciences naturelles, Canada, 268 p.
- ROUSSEAU, C., 1974. Géographie floristique du Québec-Labrador, distribution des principales espèces vasculaires. — *Travaux et documents du Centre d'études nordiques*, n° 7, Presses Univ. Laval, Québec, 799 p.
- ROUSSEAU, J., 1968. The vegetation of the Québec-Labrador Peninsula between 55° and 60°N. — *Naturaliste can.*, 95: 469-563.

- SCHOFIELD, W. G., 1959. The salt marsh vegetation of Churchill, Manitoba and its phytogeographic implication. — *In* Contribution to Botany 1958, Bull. natn. Mus. Canada, no. 160, p. 97-132.
- SCOGGAN, H. J., 1978. The flora of Canada. Part 2, Pteridophyta, Gymnospermae, Monocotyledoneae. — Publ. Bot. natn. Mus. nat. Sci. Canada, no. 7, p. 93-545.
- SCOGGAN, H. J., 1979. The flora of Canada. Part 4, Dicotyledoneae (Loasaceae to Compositae). — Publ. Bot. natn. Mus. nat. Sci. Canada, no. 7, p. 1117-1711.
- SOPER, J. H. & M. L. HEIMBURGER, 1982. Shrubs of Ontario. — Royal Ontario Museum, Toronto, 495 p.
- TOIVONEN, H., 1981. Spontaneous *Carex* hybrids of *Heleonastes* and related sections in Fennoscandia. — Acta bot. fenn., 116: 1-51.

DIRECTIVES AUX AUTEURS

ORIENTATION DE LA REVUE

Le Naturaliste canadien (*Revue d'écologie et de systématique*) publie des articles inédits, rédigés en français ou en anglais, découlant de travaux de recherche en écologie fondamentale et appliquée, en systématique et dans certains domaines apparentés. Tout manuscrit soumis est l'objet d'une évaluation externe par des pairs.

PRÉSENTATION GÉNÉRALE

Les manuscrits, dactylographiés à double interligne sur le recto de feuilles de 21,5 × 28 cm, seront expédiés en quatre exemplaires à l'adresse suivante: LE NATURALISTE CANADIEN, Département de biologie, Université Laval, Sainte-Foy, Québec G1K 7P4 (Canada).

Les éléments du manuscrit sont les suivants: (1) le titre, le nom de l'auteur, le nom et l'adresse de l'institution à laquelle appartient l'auteur; (2) un titre court d'un maximum de 60 lettres et espaces; (3) un résumé français et un résumé anglais; (4) le texte; (5) sur des feuilles séparées, les tableaux (numérotés en chiffres romains) et les légendes des figures (numérotées en chiffres arabes).

TEXTE

La Direction de la revue recommande le plan suivant: résumé, *abstract*, introduction, matériel et méthodes, résultats, discussion, conclusion, résumés et références bibliographiques.

On tiendra compte des remarques suivantes: (1) les caractères soulignés d'un trait simple sont composés en italique; (2) les notes inframarginales doivent être réduites à un strict minimum et numérotées consécutivement; (3) pour les unités de mesure, on doit utiliser le SI (système international d'unités).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Elles sont indiquées dans le texte par le nom de l'auteur et l'année de publication. Dans la liste, à la fin du manuscrit, elles sont citées par ordre alphabétique des noms d'auteurs, en s'inspirant de la présentation suivante:

BOUCHARD, A. & P. F. MAYCOCK, 1978. Les forêts décidues et mixtes de la région appalachienne du sud québécois. — *Naturaliste can.*, 105: 383-415.

LEGENDRE, L. & P. LEGENDRE, 1979. Écologie numérique. 1. Le traitement multiple des don-

nées écologiques. — Masson, Paris & Les Presses de l'Université du Québec, Montréal, 197 p.

LEVINS, R., 1975. Evolution in communities near equilibrium. — Pages 16-50 in M. L. Cody & J. M. Diamond (eds.). *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge, Mass., 545 p.

Les titres des périodiques doivent être abrégés selon «World List of Scientific Periodicals».

ILLUSTRATIONS

Les photographies doivent être tirées sur papier glacé et fortement contrastées. On regroupe, autant que possible, les photographies sur une même planche, en les collant sur un carton rigide, sans oublier de les numéroter proprement et lisiblement au coin droit. Quatre séries sont requises.

Les dessins doivent être faits à l'encre de Chine sur papier à dessin blanc. Le lettrage doit être fait à l'aide d'un appareil à dessin ou l'équivalent (mais non à la machine à écrire ou par l'imprimante d'un ordinateur). Il doit être suffisamment grand pour avoir, après la réduction finale, au moins 2 mm de hauteur. En plus de l'original, on est prié de fournir trois copies de chacun des graphiques.

Dans le cas des dessins et des photographies, bien tenir compte de leur réduction à un format ne dépassant pas 12,5 × 20 cm, légende comprise.

On présentera la liste des légendes sur une page séparée. On indiquera cependant à l'endos des photographies et des dessins le nom de l'auteur et le numéro de figure.

FRAIS

La revue n'impose aucune charge aux auteurs, mais elle invite ceux qui le peuvent à contribuer aux frais de publication.

Par ailleurs, la Direction de la revue limite ses frais de clichage à trois clichés par article et ses frais de composition de tableaux à trois tableaux par article. Les clichés additionnels, les hors-textes, les tableaux démesurés ou trop denses, de même que les corrections d'auteur, sont entièrement à la charge des auteurs.

TIRÉS À PART

La revue offre gracieusement vingt-cinq tirés à part de chaque article.

INFORMATION FOR CONTRIBUTORS

EDITORIAL POLICY

Are considered for publication in "*Le Naturaliste canadien*" (Revue d'écologie et de systématique) manuscripts in French or in English, based on *original research* in basic and applied ecology, systematics, and related sciences. Every manuscript will be subjected to normal reviewing process by external referees.

GENERAL PRACTICES

Manuscripts should be typewritten in *double* spacing throughout, on one side of bond paper 21.5 × 28 cm, and submitted *in four copies* to: LE NATURALISTE CANADIEN, Département de biologie, Université Laval, Sainte-Foy, Québec G1K 7P4 (Canada).

The sequence of material should be: (1) title, author's name, author's affiliation and address; (2) a running head of no more than 60 letters and spaces; (3) a French and an English abstract; (4) the manuscript proper; (5) on separate pages, Tables (numbered consecutively in Roman numerals) and Figure captions (numbered consecutively in Arabic numerals).

MANUSCRIPT DETAILS

The arrangement of the contents should generally be as follows: *Résumé*, Abstract, Introduction, Materials and methods, Results, Discussion, Conclusion, Acknowledgments, and References.

In preparing copy please take the following remarks into account: (1) underscore only where italics are intended; (2) footnotes are to be avoided as far as possible, but if they must be used they should be numbered consecutively; (3) SI units should be used.

REFERENCES

Literature references in the text should be by author, followed by year of publication. All papers referred to in the manuscript should be listed alphabetically by first author, according to the following examples:

BOUCHARD, A. & P. F. MAYCOCK, 1978. Les forêts décidues et mixtes de la région appalachienne du sud québécois. — *Naturaliste can.*, 105: 383-415.

LEGENDTRE, L. & P. LEGENDRE, 1979. *Écologie numérique*. 1. Le traitement multiple des données écologiques. — Masson, Paris & Les Presses de l'Université du Québec, Montréal, 197 p.

LEVINS, R., 1975. Evolution in communities near equilibrium. — Pages 16-50 in M. L. Cody & J.M. Diamond (eds.). *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge, Mass., 545 p.

Abbreviations for titles of periodicals should follow the "World List of Scientific Periodicals".

ILLUSTRATIONS

Prints of *photographs* should be made on glossy paper with a wide range in tone. They should be cropped, mounted with rubber cement on white cardboard, and clearly numbered at the right corner of each photograph. Four complete sets of photographs must be submitted.

Drawings should be made with black india ink on white drawing paper. All lettering should be made with a lettering system (but no part of it type-written nor computer-printed). All lettering must be sufficiently large to be at least 2 mm on final reproduction. One original and three clean copies of each drawing should be submitted.

Drawings and photographs must be made to a scale allowing reduction to an area not exceeding 12.5 × 20 cm inclusive of captions.

Captions should be typed in paragraph form on a separate page. Each illustration should be clearly labelled on the back, giving the name of the author and the figure number.

CHARGES

There is no systematic page charges, but any contribution toward cost of publication is welcomed.

The first three figures and the first three Tables of each paper are free of charge. However, additional Figures, Tables or Figures requiring a fold-out leaf, broad or unusually dense Tables, as well as alterations in proof are fully charged to the author.

REPRINTS

Twenty-five reprints are offered free of charge.

Études biologiques du comportement. –

Naturaliste canadien (*Revue d'écologie et de systématique*)

vol. 113, n° 3, 1986, 69 pages, 15 \$

Expédier votre chèque ou mandat à:

Le Naturaliste canadien
Revue d'écologie et de systématique
Département de biologie, Pavillon Alexandre-Vachon
Université Laval, Sainte-Foy (Québec) G1K 7P4

Biological studies of behavior. –

Naturaliste canadien (*Revue d'écologie et de systématique*),

vol. 113, n° 3, 1986, 69 pages, 15 \$

Send your cheque or money order to:

Le Naturaliste canadien
Revue d'écologie et de systématique
Département de biologie, Pavillon Alexandre-Vachon
Université Laval, Sainte-Foy (Québec) G1K 7P4

LE NATURALISTE CANADIEN

REVUE D'ÉCOLOGIE ET DE SYSTÉMATIQUE

VOLUME 114

NUMÉRO 1

1987

REEVES, R.R. & E. MITCHELL Catch history, former abundance, and distribution of white whales in Hudson Strait and Ungava Bay	1-65
POULIN, M., L. BÉRARD-TERRIAULT & A. CARDINAL Les diatomées (Bacillariophyceae) benthiques de substrats durs des eaux marines et saumâtres du Québec. 7. Naviculales (les genres <i>Plagiotropis</i> et <i>Entomoneis</i>), Epithemiales et Surilellales	67-80
BÉRARD-TERRIAULT, L., A. CARDINAL & M. POULIN Les diatomées (Bacillariophyceae) benthiques de substrats durs des eaux marines et saumâtres du Québec. 8. Centrales	81-103
KAPOOR, B.M., S. RAMCHARITAR & C. GERVAIS Liste annotée de nombres chromosomiques de la flore vasculaire du nord- est de l'Amérique. V.	105-116
BLONDEAU, M. & J. CAYOUILLE Extensions d'aire dans la flore vasculaire du Nouveau-Québec	117-126

LE NATURALISTE CANADIEN

REVUE D'ÉCOLOGIE ET DE SYSTÉMATIQUE

VOLUME 114
NUMÉRO 2
1987

UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

décembre 1987

LE NATURALISTE CANADIEN

Revue d'écologie et de systématique

CN ISSN 0028-0798

RÉDACTEUR PAR INTÉRIM

PIERRE MORISSET

RÉDACTEUR-ADJOINT

GUY LACROIX

ADMINISTRATEUR

ANDRÉ CARDINAL

COMITÉ DE RÉDACTION

DENIS BARABÉ, *Jardin botanique de la ville de Montréal*

CYRILLE BARRETTE, *Département de biologie, Université Laval*

PIERRE BELLEFLEUR, *Département des sciences forestières, Université Laval*

BERNARD BERNIER, *Département des sciences forestières, Université Laval*

CARL M. BOYD, *Département d'océanographie, Université Dalhousie, Halifax*

EDWIN BOURGET, *Département de biologie, Université Laval*

PIERRE COUILLARD, *Département des sciences biologiques, Université de Montréal*

JEAN-MARC DESCHÈNES, *Centre de recherches phytotechniques, Agriculture Canada, Ottawa*

ROBERT GAUTHIER, *Herbier Louis-Marie, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval*

PIERRE LEGENDRE, *Département de sciences biologiques, Université de Montréal*

WILLIAM C. LEGGETT, *Département de biologie, Université McGill*

JEREMY MCNEIL, *Département de biologie, Université Laval*

BERNARD J.R. PHILOGÈNE, *Département de biologie, Université d'Ottawa*

Publication trimestrielle de l'Université Laval, LE NATURALISTE CANADIEN (Revue d'écologie et de systématique) publie des articles *inédits*, rédigés en français ou en anglais, découlant de travaux de recherche en écologie, en systématique et dans certains domaines apparentés. La revue s'intéresse également aux aspects appliqués, notamment dans la perspective des ressources agricoles, forestières et halieutiques du Québec et du Canada oriental et nordique.

LE NATURALISTE CANADIEN (Revue d'écologie et de systématique) est placé sous la responsabilité des doyens de trois facultés de l'Université Laval: Faculté des sciences et de génie, Faculté de foresterie et de géodésie et Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation. Il est publié grâce à des subventions du Fonds F.C.A.R. du Québec pour l'aide et le soutien à la recherche et du Conseil de la recherche en sciences naturelles et en génie du Canada.

Toute demande concernant les droits de reproduction doit être soumise à: L'Administrateur, LE NATURALISTE CANADIEN, Département de biologie, Université Laval, Sainte-Foy, Québec G1K 7P4.

Toute correspondance touchant les abonnements doit être adressée aux Presses de l'Université Laval, Case postale 2447, Québec G1K 7R4. L'abonnement annuel est de \$19 (personnel), \$21 (personnel, étranger) et \$38 (collectif, multi-user). Le numéro régulier se vend \$6.

Répertorié dans Biological Abstracts, Asher's
Guide, Botanical Periodicals, RADAR et Périodex

Courrier de la deuxième classe — Enregistrement n° 1768

Dépôt légal — Quatrième trimestre 1987. Bibliothèque nationale du Québec — Bibliothèque nationale d'Ottawa

INTERCEPTION DE LA PLUIE PAR LES DÉBRIS ET LA COUVERTURE VÉGÉTALE ÉTABLIE APRÈS LA COUPE À BLANC

M. PRÉVOST et A. P. PLAMONDON

*Département des sciences forestières, Faculté de foresterie et géodésie
Université Laval, Québec G1K 7P4*

Résumé

L'interception de la pluie par les débris (houppiers, branches, troncs) et la végétation a été observée 4 ans après la coupe à blanc. L'étude a été réalisée dans le secteur du bassin du lac Laflamme de la forêt Montmorency, située à 80 km au nord de Québec. Durant la saison estivale de 1982, l'interception a atteint 32 % de la précipitation incidente et elle était peu corrélée avec l'intensité de la pluie. La précipitation nette moyenne et l'interception pour des épisodes pluvieux ainsi que pour des périodes de deux semaines, peuvent être calculées à partir des précipitations brutes et des relations établies dans cette étude. L'étude démontre le faible rôle de l'interception dans la modification de l'écoulement après la coupe avec tronçonnage sur place.

Abstract

Rainfall interception by logging debris (tree crowns, branches, stumps) and vegetation has been observed 4 years after clearcutting. The study took place in the Lake Laflamme watershed area, 80 km north of Québec City. During the summer of 1982, interception reached 32 % of gross precipitation and had little relation with rainfall intensity. Net precipitation and interception, for rainfall events and for two-week periods, can be calculated from gross rainfall and the relations established in this study. The study demonstrates the small role played by interception in streamflow modification after logging with slashing on the site.

Introduction

L'action du couvert forestier sur le cheminement de l'eau de pluie, par les quantités qu'il soustrait et par les différences spatiales qu'il entraîne sur le profil hydrique du sol, est une composante non négligeable du cycle hydrologique (Anderson *et al.*, 1976). Les nombreuses études traitant du sujet font état de taux d'interception de la pluie allant de 15 à 25 % pour des essences feuillues et de 25 à 60 % pour des peuplements résineux aux États-Unis (Beall, 1934; Wilm, 1943; Kittredge, 1948; Rothacher, 1963; Helvey & Patrick, 1965; Zinke, 1967; Anderson *et al.*, 1976), en France (Aussenac, 1968; Aussenac & Boulangeat, 1980; Forgeard *et al.*, 1980; Aussenac *et al.*, 1982), au Nouveau-Brunswick (Mahendrappa & Kingston, 1982) et au Québec (Fréchette, 1969). Au nord de Québec, l'interception par la sapinière partiellement défoliée atteint 15 à 40 % de la pluie estivale et représente 40 à 50 % de l'évapotranspiration annuelle (Plamondon *et al.*, 1984).

La pluie (P_i) tombant sur la végétation se divise en trois fractions distinctes. L'une d'elles atteint directement le sol ou s'y égoutte (P_s), une partie s'écoule sur les fûts jusqu'au sol (P_f), le reste est capté par les parties aériennes de la végétation puis perdu par évaporation, c'est l'interception (I_n). La proportion interceptée dépend avant tout de la capacité de saturation des cimes qui est la quantité maximale d'eau susceptible d'être retenue par le couvert. En général, la précipitation au sol augmente en s'éloignant des troncs et est maximale sous le pourtour des cimes (Aussenac, 1970; Plamondon *et al.*, 1984).

L'effet des pratiques sylvicoles sur le bilan hydrique dans les bassins versants a fait l'objet de nombreux travaux (Plamondon, 1981; Bosch & Hewlett, 1982) dont la grande majorité dénote une augmentation de l'écoulement annuel à la suite de la coupe totale ou partielle (Hibbert, 1967; Anderson *et al.*, 1976). En général, la hausse de l'écoulement provenant d'un bassin est attribuée

à la diminution des pertes par évapotranspiration après coupe (Love, 1955; Plamondon, 1981). Cette diminution est principalement causée par la baisse du taux de transpiration et, dans une moindre mesure, par la diminution de la fraction directement interceptée par le couvert (Anderson *et al.*, 1976). La réduction de l'interception après coupe est notée par plusieurs auteurs (Niederhof & Wilm, 1943; Wilm, 1943; Rogerson, 1967; Aussenac *et al.*, 1982) qui ne considèrent toutefois que les arbres sur pied et font abstraction de la capacité d'interception des déchets (houppiers, branches, troncs) et de la régénération après coupe. Ainsi, en considérant la nature des débris et de la végétation habituellement rencontrés, Anderson *et al.* (1976) concluent que l'interception n'est pas grandement diminuée par la coupe des feuillus qui retrouveraient leur capacité d'emmagasinement en 10 ans, tandis que l'effet serait plus marqué chez les résineux.

La coupe à blanc semi-mécanisée des peuplements de sapins laisse une quantité considérable de débris sur le parterre et les aires coupées sont rapidement envahies par les essences pionnières. Ainsi, dans la mesure où la capacité d'emmagasinement de cette biomasse est importante, l'étude de l'effet de la coupe sur l'interception de la pluie doit considérer ce phénomène (Hoover, 1962). La présente étude a pour objectif d'évaluer l'interception de l'eau de pluie sur un parterre de coupe de sapins, une fois l'établissement d'une couverture végétale complété. Les relations avec les caractéristiques des épisodes pluvieux sont établies afin de prédire l'interception. De plus, la capacité de saturation du couvert formé de déchets de coupe et de végétation pionnière est estimée.

Localisation de l'aire expérimentale

L'étude a été réalisée dans le secteur du lac Laflamme de la forêt Montmorency, située à 80 km au nord de Québec (fig. 1). Le climat de la forêt Montmorency se caractérise par une précipitation moyenne annuelle élevée (1 430 mm) dont les deux tiers (950 mm) tombent sous forme de pluie. La température moyenne annuelle est de 0,3°C et les températures mensuelles varient de -15,8 à 14,8°C, respectivement pour janvier et juillet.

La forêt Montmorency fait partie du domaine climacique de la sapinière à bouleau blanc. Le couvert arboré se compose de sapin baumier [*Abies balsamea* (L.) Mill.] dans une proportion supérieure à 80%. L'épinette blanche [*Picea glauca* (Moench) Voss.], le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.) et l'épinette noire [*Picea mariana* (Mill.) BSP.] sont les essences compagnes (Côté, 1966).

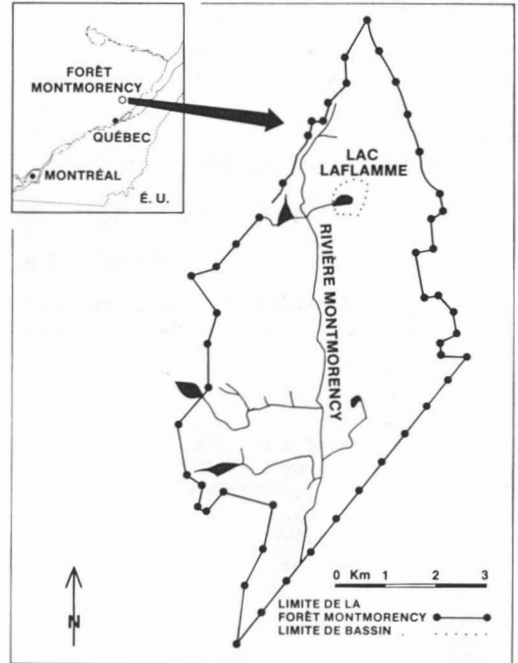


Figure 1. Localisation de la forêt Montmorency.

Méthode et matériel

La quantité de pluie arrivant sur le couvert a été mesurée au moyen d'un pluviomètre composé d'un entonnoir, à surface réceptrice circulaire de 222 cm², placé au sol à découvert près de la station E (fig. 2). Ce type de collecteur est considéré aussi valable que le pluviomètre standard pour mesurer la pluie (Mahendrappa & Kingston, 1982). L'intensité de la précipitation est fournie par le pluviographe de la station 24 (fig. 2).

La précipitation nette a été mesurée à la station E, sous les déchets de coupe partiellement recouverts d'une végétation basse et dense de sapins, de bouleaux et de framboisiers (*Rubus idaeus* L.) ne dépassant pas environ 1 m de hauteur. Cette végétation est issue d'une coupe à blanc semi-mécanisée, effectuée au cours de l'été 1978. Ce type d'exploitation abandonne les branches et houppiers sur place et ne détruit pas la régénération déjà établie, laissant ainsi un couvert plus dense que l'exploitation par arbre entier (Mann, 1984). Le système installé sous ce couvert était constitué de dalles en matière plastique glissées sous les déchets et le feuillage. Les dalles étaient légèrement inclinées afin de pouvoir recueillir l'eau à une extrémité et d'éviter ainsi les passages fréquents des observateurs et la perturbation du milieu. Au total, 3 dalles à surface

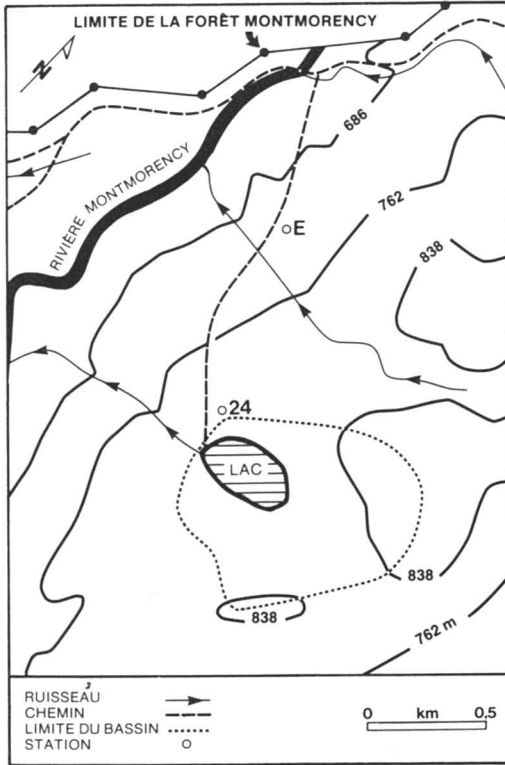


Figure 2. Localisation des stations de mesure de la précipitation.

réceptrice de 2 736 cm² (9 × 304 cm) ont été utilisées. L'écoulement sur les tiges est cependant négligé et la précipitation mesurée au sol (Ps) sert d'estimation directe de la précipitation nette (Pn). Une telle simplification est pratique courante (Rogerson, 1967; Fréchette, 1969; Bultot *et al.*, 1972) lorsque l'écoulement sur les fûts est négligeable (Plamondon *et al.*, 1984). Les données

ont été recueillies à la station E après chaque épisode pluvieux, du 14 juin au 30 septembre 1982.

Résultats et discussion

PLUIE INCIDENTE (Pi)

Au total, une soixantaine d'épisodes pluvieux ont produit 469,4 mm de pluie à la station 24 durant l'étude (tableau I). Les précipitations mensuelles ont varié entre 100 et 130 mm, tandis que les précipitations journalières oscillaient entre 0,3 et 29,7 mm. L'intensité des précipitations est demeurée sous 2,5 et 5,0 mm·h⁻¹ durant 86 et 96 % du temps, respectivement. Il s'agissait, dans la plupart des cas, de précipitations continues de faible intensité. La quantité de pluie recueillie à découvert près de la station E de juin à septembre est similaire à celle de la station 24, l'écart étant de 6 % seulement.

PLUIE AU SOL (Ps)

Variabilité de la pluie au sol

La variabilité de la précipitation au sol exprimée par le coefficient de variation, qui est le rapport exprimé en pourcentage entre l'écart type (s) et la moyenne (\bar{X}), oscille entre 0,4 et 29 % pour des épisodes pluvieux. Le coefficient de variation mensuel varie de 4 à 8 % et s'abaisse à 6 % pour la saison (tableau I). La variation relativement faible de la précipitation sous le couvert peut être en partie attribuable au fait que la densité de la régénération et l'importance relative des déchets de coupe sont en apparence similaires pour chaque dalle. De plus, il faut noter que ce système de dalles a la particularité d'intégrer la précipitation sur une plus grande surface et de réduire quelque peu la variabilité (Wilson, 1950; Reynolds & Leyton, 1963; Reigner, 1964), permettant ainsi l'emploi de moins de capteurs.

TABLEAU I

Répartition de la pluie incidente par les déchets de coupe et la régénération

Période	Pluie incidente (Pi) (mm)	Pluie au sol (Ps)			Interception (In)	
		(mm)	(% Pi)	C.V. ¹ (% Ps)	(mm)	(% Pi)
Juin (16 jours)	112,9	78,8	69,8	7,9	34,1	30,2
Juillet	101,6	64,9	63,9	5,4	36,7	36,1
Août	129,3	85,0	65,7	6,8	44,3	34,3
Septembre	125,6	89,3	71,1	4,1	36,3	28,9
Saison	469,4	318,0	67,7	6,0	151,4	32,3

¹ C.V.: coefficient de variation de la précipitation au sol

Moyenne de pluie au sol

La proportion de la pluie qui atteint le sol oscille entre 14 et 79 % de la précipitation incidente selon l'épisode pluvieux. Les moyennes varient entre 64 et 71 % de la P_i mensuelle (tableau I), tandis que la valeur saisonnière est de 68 % de la précipitation brute. Cette valeur est comparable à celles de 60 à 81 % de la P_i obtenues pour des sapinières âgées de 25 à 65 ans sur le bassin du lac Laflamme au cours de la même période (Plamondon *et al.*, 1984).

La quantité de pluie au sol est fortement corrélée ($r^2 = 0,98$) à la précipitation incidente mesurée à la station 24. Ainsi, il est possible d'ajuster des relations linéaires pour des épisodes individuels et pour des périodes de deux semaines (fig. 3). De cette façon, on obtient directement la précipitation nette et l'interception par différence.

INTERCEPTION (I_n)

Intensité des précipitations

Le taux d'interception moyen varie peu (30 à 33 % de la P_i) pour des pluies ne dépassant pas $3,0 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$ (tableau II). Au-delà de cette valeur, la proportion de pluie interceptée s'élève à 37,5 % de la précipitation. Une telle hausse de l'interception avec l'intensité de la pluie a déjà été observée par Jackson (1975) et par Schulze *et al.* (1978). Ces auteurs expliquent qu'à l'intérieur des limites de durée d'une averse, une plus grande intensité de pluie maintient le stockage du couvert à un haut niveau et assure un taux supérieur d'évaporation. Cette explication n'est probablement que partielle pour les conditions de notre

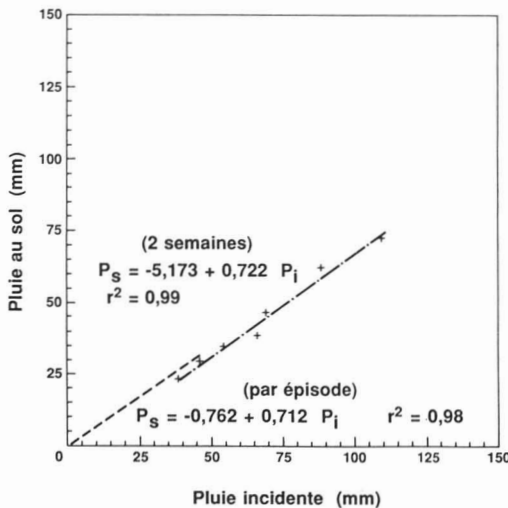


Figure 3. Pluie au sol en fonction de la pluie incidente.

TABLEAU II

Taux d'interception en fonction de l'intensité de la pluie

Intensité de la pluie ($\text{mm} \cdot \text{h}^{-1}$)	Interception (% de la pluie incidente)
0 – 1,0	31,4
1,1 – 2,0	32,8
2,1 – 3,0	30,5
Plus de 3,0	37,5

étude où le couvert est quasi saturé lors de la plupart des épisodes pluvieux. En plus, comme Reigner (1964) l'a observé, il semble que lors des fortes pluies, l'impact des gouttelettes sur les dalles cause des pertes par éclaboussement, et entraîne une surestimation de l'interception.

Capacité de saturation

Afin d'évaluer la capacité de saturation du couvert présent quatre ans après la coupe, nous avons retenu des averses assez importantes pour saturer les surfaces interceptrices et se produisant la nuit (tableau III), alors que l'évaporation est

TABLEAU III

Capacité de saturation du couvert (mm)

Épisode pluvieux	Pluie incidente	Interception
18 au 19 juillet	11,4	2,4
25 au 26 août	14,9	5,0
1 ^{er} au 2 septembre	21,0	5,3
		\bar{X} : 4,2

négligeable (Aussenac, 1968). De plus, une méthode graphique décrite par Schulze *et al.* (1978) a été employée. Il s'agit de pointer l'interception en fonction de la précipitation incidente, pour tous les épisodes pluvieux. Une courbe semi-logarithmique doit s'ajuster au nuage de points et tendre vers une asymptote correspondant à un maximum d'interception que l'on définit comme la capacité de saturation des cimes (fig. 4).

La méthode graphique ne permet pas d'identifier de plateau dans la relation pluie incidente-interception sur le parterre de coupe. Ceci dénote une évaporation importante dans ce milieu ouvert, même en périodes pluvieuses. En donnant plus d'importance aux épisodes nocturnes, la capacité de saturation des déchets et de la régénération naturelle est évaluée entre 5 et 6 mm, ce qui

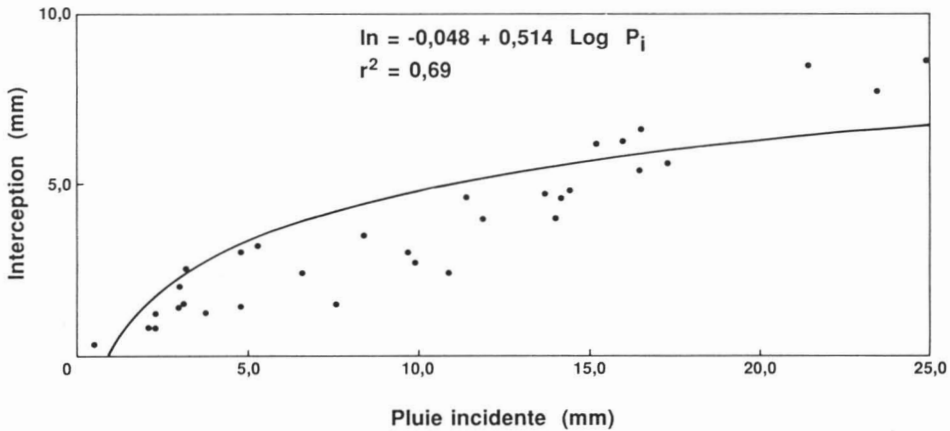


Figure 4. Interception en fonction de la pluie incidente.

explique le fort taux d'interception malgré une masse foliaire moins imposante qu'en forêt. Par conséquent, on peut déduire que la surface d'interception offerte par les seuls déchets de coupe est relativement importante.

Incidence sur le bilan hydrique

Au cours de l'été 1982, 32 % des pluies sont interceptées dans le parterre de coupe (tableau I), ce qui correspond à la valeur moyenne pour l'ensemble du couvert forestier partiellement défolié du bassin du lac Laflamme (Plamondon *et al.*, 1984). Ainsi, 4 ans après la coupe, le couvert aurait déjà retrouvé sa capacité d'interception et cette fraction du bilan contribuerait peu à modifier l'écoulement, ce qui est en accord avec les conclusions de Hoover (1962). L'importance de l'interception par les déchets de coupe corrobore l'étude de Plamondon & Ouellet (1980) qui ne démontrait aucune modification de l'écoulement après la coupe à blanc de 30 % de la superficie d'un bassin, à la forêt Montmorency. Il était alors supposé que les taux d'interception et de transpiration après la coupe étaient similaires à ceux de la forêt mûre et partiellement défoliée par la tordeuse des bourgeons de l'épinette [*Choristoneura fumiferana* (Clem.)].

Conclusion

Les résultats démontrent que l'on peut établir une relation linéaire entre la précipitation nette sous la régénération et la précipitation incidente. La quantité d'eau interceptée augmente avec la pluie incidente et est peu influencée par l'intensité de la précipitation. L'interception par la biomasse formée de déchets de coupe et de régénération naturelle a atteint 32 % de la pluie saisonnière de 1982. Ainsi, quelques années après la coupe,

l'interception en période estivale n'affecterait pas l'apport d'eau au sol par rapport à celui provenant de la sapinière mûre et de ce fait contribuerait très peu à la modification de l'écoulement. L'augmentation de l'écoulement serait donc presque exclusivement attribuable à une baisse de la transpiration. Cette dernière devra être mesurée pour la régénération ainsi que pour des peuplements en pleine croissance et à l'état mûr avant de conclure définitivement sur le rôle de la végétation dans les conditions de la forêt Montmorency.

Remerciements

Les auteurs remercient Monsieur Robert Gagnon, assistant de recherche au Département des sciences forestières de l'Université Laval, pour sa contribution lors de la révision de cet article. Cette étude a été appuyée financièrement par le Conseil national de recherches en sciences naturelles et en génie et Environnement Canada.

Références

- ANDERSON, H. W., M. D. HOOVER & K. G. REINHART, 1976. Forests and water: effects of forest management on floods, sedimentation and water supply. — USDA Forest Serv. tech. Rep., PSW-18, 115 p.
- AUSSENAC, G., 1968. Interception des précipitations par le couvert forestier. — *Annl. Sci. for.*, 25: 135-156.
- AUSSENAC, G., 1970. Action du couvert forestier sur la distribution au sol des précipitations. — *Annl. Sci. for.*, 27: 383-399.
- AUSSENAC, G. & C. BOULANGEAT, 1980. Interception des précipitations et évapotranspiration réelle dans des peuplements de feuillus (*Fagus sylvatica* L.) et de résineux (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco). — *Annl. Sci. for.*, 37: 91-107.

- AUSSENAC, G., A. GRANIER & R. NAUD, 1982. Influence d'une éclaircie sur la croissance et le bilan hydrique d'un jeune peuplement de Douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco). — *Can. J. For. Res.*, 12: 222-231.
- BEALL, H. W., 1934. The penetration of rainfall through hardwood and softwood forest canopy. — *Ecology*, 15: 412-415.
- BOSCH, J. M. & J. D. HEWLETT, 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. — *J. Hydrol.*, 55: 3-23.
- BULTOT, F., G. L. DUPRIEZ & A. BODEUX, 1972. Interception de la pluie par la végétation forestière, estimation de l'interception journalière à l'aide d'un modèle mathématique. — *J. Hydrol.*, 17: 193-223.
- CÔTÉ, M., 1966. Plan général d'aménagement de la forêt Montmorency de l'Université Laval. — Les Presses de l'Université Laval, Québec, 145 p.
- FORGEARD, F., J. C. GLOAGUEN & J. TOUFFET, 1980. Interception des précipitations et apport au sol d'éléments minéraux par les eaux de pluie et les pluviollessivats dans une hêtraie atlantique et dans quelques peuplements résineux en Bretagne. — *Annls Sci. for.*, 37: 53-71.
- FRÉCHETTE, J. G., 1969. Interception de la pluie par une sapinière laurentienne. — *Naturaliste can.*, 96: 523-529.
- HELVEY, J. D. & J. H. PATRICK, 1965. Canopy and litter interception of rainfall by hardwoods of Eastern United States. — *Wat. Resour. Res.*, 1: 193-206.
- HIBBERT, A. R., 1967. Forest treatment effects on water yield. — Pages 527-543 in W. E. Sopper & H. W. Lull (ed.). *Symp. For. Hydrol.*, Pergamon Press, New York, 813 p.
- HOOVER, M. D., 1962. Water action and water movement in the forest. — Pages 31-80 in F.A.O. of the United Nations (ed). *Forest influences. For. Prod. Stud.*, no. 15.
- JACKSON, I. J., 1975. Relationships between rainfall parameters and interception by tropical forest. — *J. Hydrol.*, 24: 215-238.
- KITTREDGE, J. E., 1948. Interception and stem flow. — Pages 99-114 in W. Mulford (ed). *Forest influences. McGraw-Hill Book Co.*, New York, 394 p.
- LOVE, L. D., 1955. The effect on streamflow of the killing of spruce and pine by the Engelmann spruce beetle. — *Trans. Am. geophys. Un.*, 36: 113-118.
- MAHENDRAPPA, M. K. & D. G. O. KINGSTON, 1982. Prediction of throughfall quantities under different forest stands. — *Can. J. For. Res.*, 12: 474-481.
- MANN, L. K., 1984. First-year regeneration in upland hardwoods after two levels of residue removal. — *Can. J. For. Res.*, 14: 336-342.
- NIEDERHOF, C. H. & H. G. WILM, 1943. Effect of cutting mature lodgepolepine stands on rainfall interception. — *J. For.*, 41: 57-61.
- PLAMONDON, A. P., 1981. Écoulement et modification du couvert. — *Naturaliste can.*, 108: 289-298.
- PLAMONDON, A. P. & D. C. OUELLET, 1980. Partial clearcutting and streamflow regime of Ruisseau des Eaux-Volées experimental basin. — *Publ. Int. Ass. Sci. Hydrol.*, no. 130, p. 129-136.
- PLAMONDON, A. P., M. PRÉVOST & R. C. NAUD, 1984. Interception de la pluie dans la sapinière à bouleau blanc, Forêt Montmorency. — *Can. J. For. Res.*, 14: 722-730.
- REIGNER, I. C., 1964. Evaluation of the trough-type rain gage. — *USDA Forest Serv. Res. Note*, NE-20, 4 p.
- REYNOLDS, E.R.C. & L. LEYTON, 1963. Measurements and significance of throughfall in forest stands. — Pages 127-141 in A. J. Rutter & F. H. Whitehead (ed.). *The water relations of plants. Oxford*, 394 p.
- ROGERSON, T. L., 1967. Throughfall in polesized loblolly pine as affected by stand density. — Pages 187-190 in W. E. Sopper & H. W. Lull (ed.). *Symp. For. Hydrol.*, Pergamon Press, New York, 813 p.
- ROTHACHER, J., 1963. Net precipitation under a Douglas-fir forest. — *Forest Sci.*, 9: 423-429.
- SCHULZE, R. E., C. R. SCOTT-SHAW & U. W. NANNI, 1978. Interception by *Pinus patula* in relation to rainfall parameters. — *J. Hydrol.*, 36: 393-396.
- WILM, H. G., 1943. Determining net rainfall under a conifer forest. — *J. agric. Res.*, 67: 501-512.
- WILSON, W. T., 1950. Discussion of "comparative rain measurements and raingage performances on a steep slope adjacent to a pine stand". — *Trans. Am. geophys. Un.*, 31: 131-133.
- ZINKE, P. J., 1967. Forest interception studies in the United States. — Pages 137-161 in W. E. Sopper & H. W. Lull (ed.). *Symp. For. Hydrol.*, Pergamon Press, New York, 813 p.

ENVIRONMENTAL HISTORY OF CARIBOU BOG, PENOBSCOT CO., MAINE

K. GAJEWSKI

Division of Life Sciences, Scarborough College
1265 Military Trail, Scarborough (Ontario) M1C 1A4

Résumé

L'histoire de la tourbière à sphaignes Caribou Bog, localisée dans le sud de la partie centrale de l'État du Maine, est étudiée à partir du contenu en macrofossiles et en pollen d'une carotte de tourbière. Il y eut 3000 ans entre l'émergence de la région de la mer et le début de la sédimentation organique. Trois environnements de dépôts montrent la succession de lacustre à marécageux, puis à tourbeux. La concentration des macrofossiles a été faible dans le sédiment lacustre qui contenait les graines des types du marais et du bord du lac. L'assemblage des macrofossiles les plus divers a été déposé dans le sédiment du marais.

Abstract

The history of Caribou Bog, a *Sphagnum* peatland in south-central Maine is determined by analysis of the macrofossils and pollen from a core in the central area of the bog. There was a lag of 3000 years between the emergence of the area from the sea and the beginning of organic sedimentation. Three major depositional environments are delimited, based on the nature of the sediment matrix and the enclosed macrofossils and microfossils. These correspond to a shallow lake, marsh, and *Sphagnum* bog ecosystems. Macrofossil concentration was low in the lake sediment, and included taxa of marsh and nearshore environments. The most diverse assemblages were deposited in the marsh sediment.

Introduction

Raised bogs are found in eastern North America from Manitoba to Newfoundland (Glaser & Janssens, 1986), and several studies have illustrated the geographical distribution of various landform and vegetation types (e.g. Damman, 1977; Worley, 1981; Glaser & Janssens, 1986). Although large-scale geographic variations in landforms and vegetation distribution are being identified, less is known about the development and history of these peatlands.

There are several possible reasons for the development of bogs, including the growth of *Sphagnum* and other characteristic bog species over mineral soil (Heinselmann, 1970; Griffin, 1977; Glaser & Janssens, 1986) or the infilling of lake basins (Gates, 1942; Dansereau & Segadas-Vianna, 1952). Recent work in Minnesota, for example, has shown that the extensive peatlands in the Glacial Lake Agassiz basin started developing about three thousand years ago by the paludification of prairie and forest land (Griffin, 1977). Stratigraphic studies in eastern Canada also have found *Sphagnum* or fen peat directly overlying mineral soil (Glaser & Janssens, 1986).

Small kettle-hole bogs may develop from the infilling of the original lake basin, although bogs of any kind may grow out over the landscape by paludification (Worley, 1981).

Little is known about the origin of bogs in Maine and there are few detailed studies about their history (Worley, 1981). Osvald (1970) described the vegetation and stratigraphy of several bogs in Maine and the Canadian Maritimes. The presence of "nekron mud" at the base of some sections suggests an aquatic phase. Similarly, Dachnowski (1926) and Dachnowski-Stokes (1929) illustrated the profiles of several New England bogs, including eight in Maine, but these descriptions differentiate only general environments such as sedimentary peat, sedge peat, or woody peat, and are undated. Tolonen & Tolonen (1984) analyzed in detail the stratigraphy of four coastal bogs in southeastern Maine, using microfossils and macrofossils to describe the history of the vegetation and environment.

The purpose of this study is to present the stratigraphy of Caribou Bog in south-central Maine and to provide a description of bog formation and succession in this area of Maine. The history of

the deposit is determined from a detailed analysis of the sediment (Gajewski, 1979) and the identification of the subfossil seeds and fruits. The pollen of aquatic and bog plants are also analyzed to supplement this macrofossil information.

Study area

As the most recent ice sheet receded, the sea transgressed on the isostatically depressed land and much of southern Maine, including the study area, was flooded. Rock flour from the melting ice was deposited in the sea and covered the surface with a layer of silt-clay, the Presumpscot Formation (Smith, 1985). The area emerged from the sea by about 12,000 years B.P. (Stuiver & Borns, 1975; Smith, 1985). The surface is irregularly dissected, with the primary features aligned approximately north-south to northwest-southeast.

There are two major parallel depressions in the study area aligned north-northwest to south-southeast (Fig. 1). One depression is occupied

by a shallow lake (Pushaw Lake, maximum depth 8.5 m), the other by Caribou Bog and Mud Pond (elevation 37 m; maximum depth 2.5 m). Boundaries for the different wetland types shown in Figure 1 were determined from soil survey maps (USDA Soil Conservation Service, 1963). Visits to much of the peatland showed that the soil classification was an accurate indication of the vegetation type at the scale of this map. Probes of the sediment in many areas (Gajewski, 1979) indicated that the areas identified as swamp or undifferentiated wetland typically have shallow accumulations of sediment.

For this study, I concentrated on the wetlands east of Pushaw Lake, labelled Caribou Bog (Fig. 1). Caribou Bog is a *Sphagnum*-*Ericaceae*-*Picea* peatland, and was classified as a low shrub peatland by Worley (1981). Toward the outer edge of the bog is a narrow, discontinuous alder zone, and swamps in some places. Sediment is up to 8 m deep in the main part of the bog, consisting of *Sphagnum* peat overlying fibrous peat and lake sediment (Gajewski, 1979; Fig. 2). Peat is shallower under the swamp which divides the bog into a northern and southern basin. Although the surface elevation could not be accurately measured, Worley (1981, p. 90) states that the bog is slightly raised, and Figure 2 is drawn assuming a slightly dome-shaped surface.

Methods

Seed and fruit stratigraphy was studied in a 5-cm diameter core collected with a Livingstone sampler. The core was located in the central part of the basin (Fig. 1), where boring indicated the deepest sediments could be found (Fig. 2; Gajewski, 1979). Lengths of 5 cm of the core were wet-sieved through 4.0, 1.0, and 0.5 mm opening screens and the remains on the sieve were analyzed for seeds and fruits. The term seed will be used henceforth to include both seeds and fruits. Primary references used to aid in identification were Fassett (1957), Gleason & Cronquist (1963), Martin & Barkley (1961), Montgomery (1977), Svenson (1929, 1932, 1934, 1937, 1939) and Wooten (1973). In all cases, the final verification of species identification was made by comparison to reference material.

The smallest sieve size used is larger than some seeds. Analysis of smaller size fractions of several samples added only an occasional seed. This is surprising since many small seeds may be expected in these environments, e.g. *Typha*, *Kalmia*, *Ledum*, and *Juncus*. Other workers (Birks, 1976; Tolonen & Tolonen, 1984) have found these taxa in sediments. The fibrous nature of much of the peat, and the large amounts of material re-

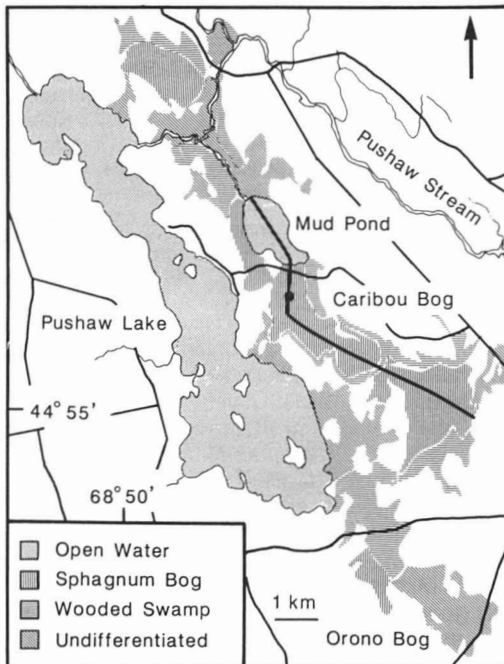


Figure 1. Location of Caribou Bog in south central Maine. Vegetation types delimited by soil survey maps (USDA Soil Conservation Service, 1963) and checked in the field. Undifferentiated wetland includes areas of fen, as around Pushaw Stream, as well as areas not visited. Location of the core analyzed for pollen and macrofossils is shown by a dot. The heavy line through the center of the wetland indicates the location of the transect shown in Figure 2.

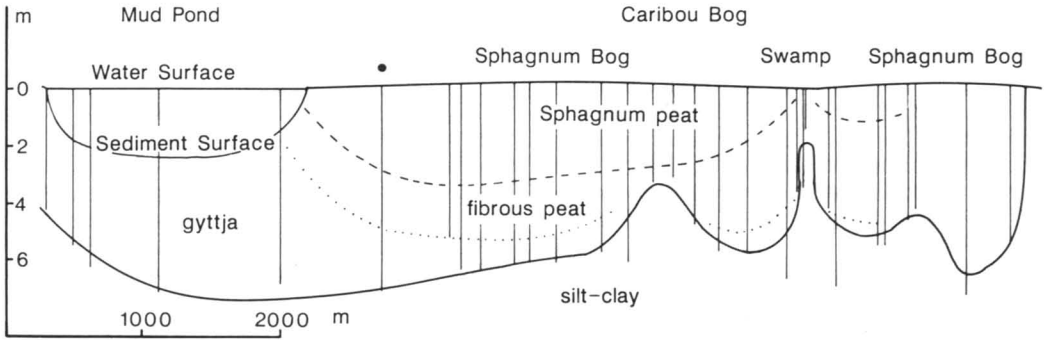


Figure 2. Cross section of Caribou Bog. The surface of the bog was assumed nearly flat. Vertical lines indicate the depth to the silt-clay layer, and the large dot indicates the location of the core analyzed in detail.

tained on the sieves made the analysis of the small size fraction too time consuming to carry out.

Samples of 5 mL of sediment were dried overnight at 100°C to determine percent water, and ignited at 550°C for three hours to determine percent weight loss on ignition. The latter result is an index of organic matter (Bengtsson & Enell, 1986). Sections of 5 cm (or in two cases 10 cm) of the core were submitted for radiocarbon dating.

Pollen were counted from several levels of the core to gain further information about the bog history. Samples of sediment (0.5 mL) were processed using standard methods (Faegri & Iversen, 1975). Some of the peat samples were sieved through a 212- μm sieve to remove coarse fragments, and the lowest sample, consisting of silt-clay, was processed following Cwynar *et al.* (1979). The residue was counted at 550 X magnification to a pollen sum of between 300-500 grains of upland plants. Nomenclature follows Gleason & Cronquist (1963).

Results

Depth of the organic sediment at the coring site (Fig. 1) was 751 cm above the grey silt-clay. In spite of several changes in the sediment type, the sedimentation rate is uniform for the past 9000 years.

The number of seeds recovered from the sediment ranges between 0-352 seeds/100 cm³ (Fig. 3). Samples below 600 cm (>8000 yr B.P.) contained few seeds — always less than 18, but typically less than 3 seeds/100 cm³. *Najas* and *Typha* seeds are restricted to the sediment between 600 and 730 cm. Occasional seeds of aquatic plants such as *Sagittaria* are present, as are seeds of *Betula*.

The most diverse seed assemblages occurred between 400 and 600 cm. Between 12 and 131 seeds/100 cm³ were recovered in this section of the core. Several aquatic taxa, including *Brasenia Schreberi*, *Nuphar variegatum*, *Potamogeton* spp., and *Sagittaria latifolia* are consistently present. There are no trends in the abundance of these types, but they are never found above 450 cm (6000 yr B.P.). Seeds of nearshore and wet-ground taxa such as *Bidens cernua* and *Lycopus* spp. are present in the sediment. Seeds of these types are not found in the sediment above 400 cm, but are sporadically represented in sediment greater than 600 cm. The sedges are well represented in this section of the core. Several samples contain seeds of *Chamaedaphne calyculata*, *Betula*, *Larix* and *Alnus rugosa*.

By 4500 yr B.P., the bog mat was at or near the location of the core. The sediment above 400 cm contains increasing amounts of *Sphagnum* (Gajewski, 1979) and the seeds present are of *Chamaedaphne calyculata* and *Andromeda glaucophylla*. Several levels contain seeds of the sedges and *Betula*. The concentration of seeds is quite variable in this section, ranging between no seeds in the uncompacted peat between 30-40 cm to 352 seeds/100 cm³ in the sediment from 300-305 cm. This variability is due primarily to the large numbers of *Chamaedaphne* seeds found in the sediment in several levels.

Pollen of aquatic plants are sporadically but consistently present in the sediment between 400-800 cm, and *Pediastrum* fossils are abundant below 500 cm (Fig. 4). In this section of the core, the percent weight loss on ignition increased, reaching values greater than 95 % by the end of this period. Cyperaceae pollen were relatively abundant between 300-500 cm, in a sediment classified as fibrous peat. In the uppermost 300 cm, Ericaceae pollen and *Sphagnum* spores

increased. The percent weight loss on ignition approached 99 % in the *Sphagnum* peat.

Pollen of *Ulmus*, *Acer* and *Fraxinus*, which include species that today are found in the swamps surrounding the bog, are too rare to show any long term trends. Similarly, *Alnus*, which today grows in thickets between the marginal swamps and the central bog, remained constant at less than 5 %.

The development of the upland forests of the region can also be interpreted from Figure 4. Only more abundant pollen types are plotted, as the major interest in this study is in the succession of the lowland vegetation. The following zones, delimited by changes in the major upland tree taxa, nevertheless correspond to the "classical" pollen zones of New England (see Gaudreau & Webb, 1985).

Zone I, sediment older than 9400 yr B.P. was characterized by high percentages of *Picea*, *Betula* and Cyperaceae pollen. This pollen was deposited in the grey silt-clay that underlies the whole area, whereas the remainder of the core consists of organic sediment. During Zone II, from 9400 to 6000 yr B.P., *Picea* and *Pinus banksiana/resinosa* pollen decreased to negligible values, while *Pinus strobus* dominated the pollen input. *Betula* pollen percentages decreased in this zone, *Tsuga* pollen

increased and *Fagus* first appeared. *Quercus* pollen percentages were high, reaching a peak of 12 % around 7800 yr B.P.

In Zone III, *P. strobus* pollen decreased to less than half the value attained during Zone II, and was replaced by *Betula*, *Tsuga* and *Fagus*. *Quercus* pollen percentages decreased to values less than in Zone II. *Tsuga* pollen decreased from nearly 40 % to less than 10 % between 6000 and 4000 yr B.P., and subsequently increased to about 30 % by 2000 yr B.P. Zone IV shows a slight increase in *Picea*, a decrease in *Tsuga* and *Fagus*, and slight increases in Gramineae and other herb pollen.

Discussion

The basal ¹⁴C date, which dates the transition from inorganic grey silt-clay to organic brown gyttja is 3000 years younger than the date of emergence of the region from the sea following deglaciation (Stuiver & Borns, 1975; Smith, 1985) and 1000 years younger than basal dates from coastal bogs (Tolonen & Tolonen, 1984). This silt-clay layer underlies the entire basin, and the transition to organic gyttja was usually abrupt (Gajewski, 1979). Emergence of the coastal area of Maine in response to the removal of the weight of ice

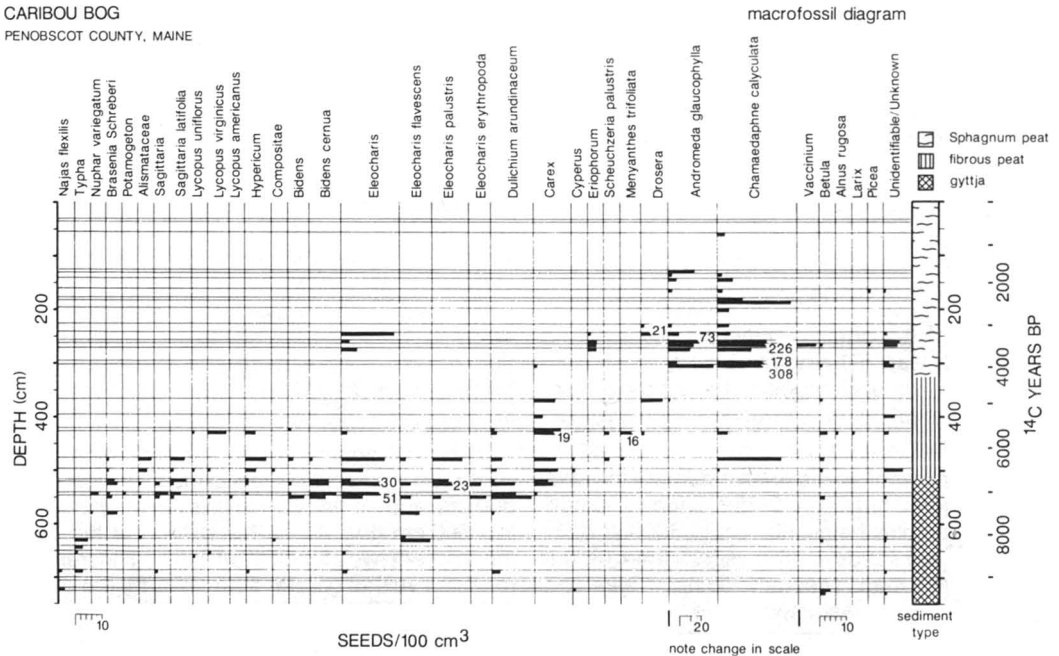


Figure 3. Macrofossil diagram of Caribou Bog.

had occurred by 12,000 yr B.P.; this date is determined from numerous shells associated with nearshore conditions in the Presumpscot Formation (Stuiver & Borns, 1975). However, basal dates of freshwater sediment from a number of kettle-hole bogs can be as young as 10,000 to

12,000 yr B.P., implying a lag in the accumulation of freshwater sediment of 2000 years (Stuiver & Borns, 1975). The usual explanation for this lag — that the kettle-holes were filled with ice that didn't melt due to cold conditions (Florin & Wright, 1969) — doesn't seem applicable to Caribou Bog,

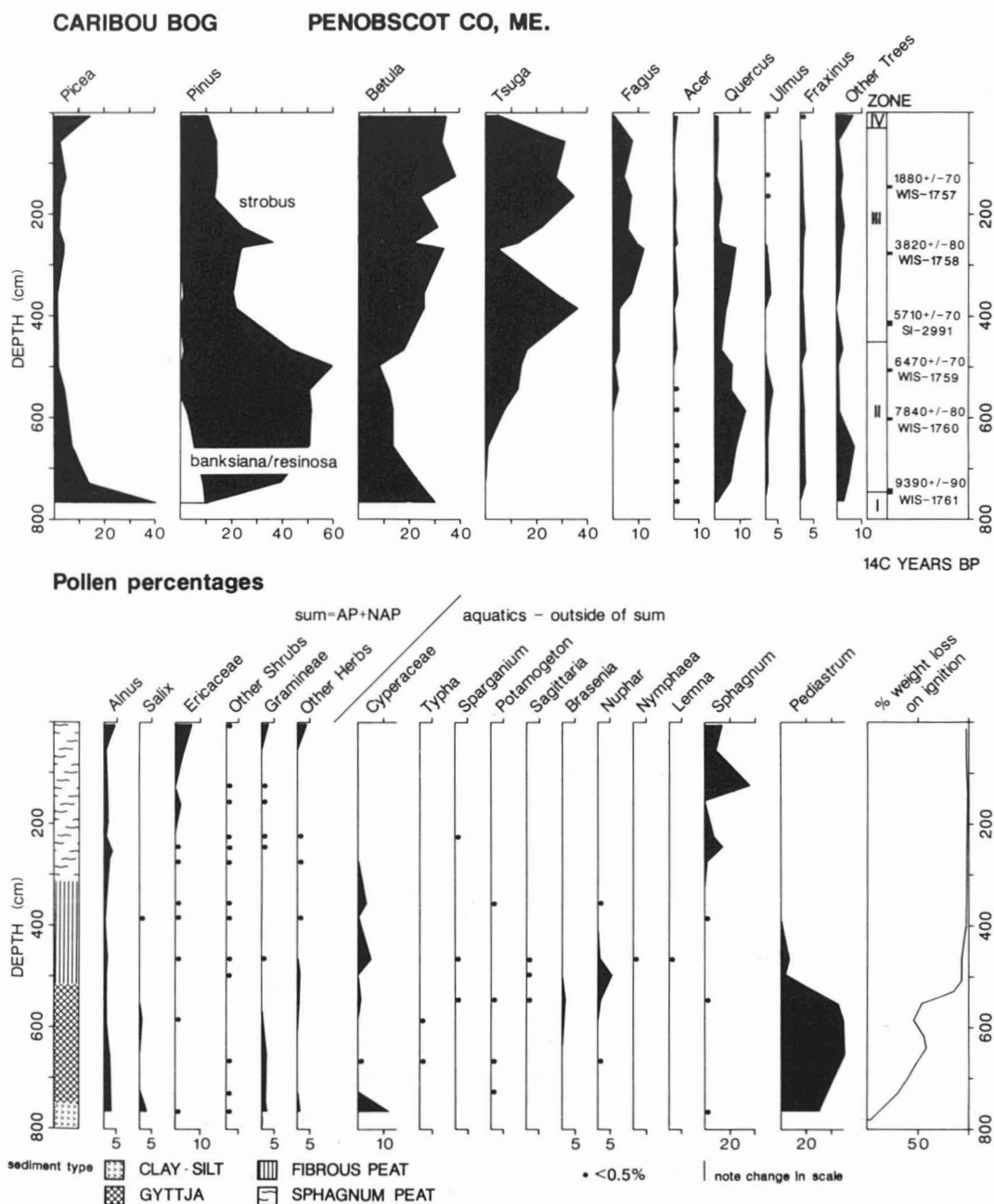


Figure 4. Summary percentage pollen diagram of Caribou Bog.

which is much too large and presumably of different origin than smaller kettle-hole bogs. The presence of pollen and *Pediastrum* microfossils in the uppermost part of this inorganic sediment suggests deposition in an unproductive lake, and much of the sedimentation was resuspended glacio-marine silt-clay. Perhaps the abrupt change from silt-clay to organic sediment was due to a change in lake level, associated with the uplift of the land.

The macrofossil and pollen analysis suggests a successional sequence beginning with open water and a transition through marsh/sedge meadow to *Sphagnum* bog. The earliest sediment includes seeds of *Najas flexilis* — open water plants of neutral to mildly alkaline water (Hellquist & Crow, 1980). Birks (1973) found abundant seeds of *Najas* in the uppermost sediment in lakes where the plant is today growing, suggesting a low abundance of plants in Caribou Bog at this time, or that *Najas* plants were growing some distance from the core site. Seed deposition is intermittent in this sediment, and the seeds deposited come from several habitats — open water (*Najas*), shallow water (*Typha*, *Sagittaria*), and nearshore (*Lycopus*). Birks (1973) found that although more seeds are deposited in the sediment near the plant, there can be considerable transport of seeds within the lake, particularly of seeds that can float (e.g. *Bidens*, *Sagittaria*). *Pediastrum* fossils (Fig. 4) are also indicative of open water, and show a long term decrease when the sediment changes from gyttja to fibrous peat.

There are abundant macrofossils of marsh and shallow water plants (e.g. *Sagittaria*, *Nuphar*, *Brasenia*) in the lake by about 7000 yr B.P. Gauthier & Grandtner (1975) found *Nuphar variegatum* in nearshore habitats in bog lakes in Québec, and Dansereau & Segadas-Vianna (1952) considered *Nuphar* in association with other aquatics such as *Nymphaea*, *Potamogeton* and *Sparganium*, to be the early stages of bog succession in eastern North America. Presence of *Dulichium arundinaceum* and *Brasenia Shreberi* suggests mildly acidic water (Birks, 1980) by around 8000 yr B.P. Seeds of *Brasenia* and *Nuphar* tend to be underrepresented in the sediment compared to their plant abundance (Birks, 1973). Presence of *Bidens cernua* suggests some exposed mud along the shore surface (Birks, 1980). *Bidens* is well dispersed within a lake (Birks, 1973), and the presence of seeds in the sediment does not mean that *Bidens* plants were necessarily in the immediate vicinity of the core site. *Eleocharis* seeds tend to be less abundantly dispersed (Birks, 1973) and the large numbers of seeds in the sediment between 450 to 550 cm suggest the presence of plants nearby.

The pollen diagram differentiates an aquatic phase, with abundant *Pediastrum* microfossils, and pollen of aquatic and marsh plants, and a bog phase, with abundant *Sphagnum* spores and Ericaceae pollen. Pollen of aquatic pollen types (e.g. *Typha*, *Sparganium*, *Potamogeton*, *Sagittaria*, *Brasenia*, *Nuphar*, *Nymphaea*, and *Lemna*) are primarily restricted to the sediment below 300 cm. Although it is not possible to use any one of these types to identify the depositional environment, collectively they suggest the presence of open water and/or marsh conditions. As pollen are well-mixed in a lake, these pollen could be transported from some distance away. The marsh phase (as interpreted in the macrofossil diagram) is identified in the pollen diagram only by a peak in Cyperaceae pollen between 300 and 500 cm; however, this information can only supplement the interpretation from the macrofossil diagram, as Cyperaceae plants are found in many different habitats from the tundra to the prairies. It is difficult to further differentiate the succession in the aquatic phase based on pollen alone, due to the small numbers of pollen deposited in the sediment, and the large vertical extent of the pollen deposition of each taxon.

Pollen of aquatic plants are concentrated in the gyttja and fibrous peat sections of the core, while *Sphagnum* spores and Ericaceae pollen are abundant in the *Sphagnum* peat. The upper four metres of sediment contain seeds of the bog heaths, but it is not possible to further identify different bog communities with these data. Ericaceae and *Sphagnum* pollen are found throughout the whole sediment column, although both pollen types are more abundant in the uppermost 300 cm of sediment.

One characteristic of seed deposition is the large variation in seed concentration between adjacent samples. The between-sample variance is much greater than is present in pollen samples, which typically show greater continuity between samples. In the Caribou Bog core, even adjacent samples can show quantitatively different seed assemblages. In spite of this variability, the overall development of Caribou Bog is recorded by the seeds and they provide useful information about the paleoenvironments of the bog.

Caribou Bog developed from a shallow lake. There was initially a period of 3000 years between the uplift of the area above sea level, and the beginning of organic sediment deposition. In the lowest portion of the core, when the area was a shallow lake, seed deposition was low, perhaps due to the long distance from shore, or to a low density of plants in the lake. As plants grew nearer to the location of the coring site, the seed diversity

increased and taxa of marsh and shallow water were deposited in the sediment. The seeds of aquatic taxa decreased as the core site became a bog, and finally only seeds of bog taxa were deposited.

Acknowledgments

I would like to thank R. B. Davis for his help on an earlier version of this manuscript, and D. Sanger and H. W. Borns, Jr. for reading the earlier manuscript. Radiocarbon dates were kindly provided by R. Steventon (WIS) and R. Stuckenrath (SI). L. Bostwick, R. Steneck and J. Bailey provided encouragement and help during the early part of the study. Final analysis and the preparation of the manuscript was supported by an NSERC grant to J. C. Ritchie.

References

- BENGTSSON, L. & M. ENELL, 1986. Chemical analysis. — Pages 423-451 in B. E. Berglund (ed.). *Handbook of Holocene palaeoecology and palaeohydrology*. J. Wiley & Sons, New York, 869 p.
- BIRKS, H. H., 1973. Modern macrofossil assemblages in lake sediments in Minnesota. — Pages 173-189 in H. J. B. Birks & R. G. West (ed.). *Quaternary plant ecology*. Blackwells, Oxford, 326 p.
- BIRKS, H. H., 1980. Plant macrofossils in Quaternary lake sediments. — *Ergebn. Limnol.*, 15: 1-60.
- BIRKS, H. J. B., 1976. Late Wisconsinan vegetational history at Wolf Creek, central Minnesota. — *Ecol. Monogr.*, 46: 395-429.
- BIRKS, H. J. B. & H. H. BIRKS, 1980. Quaternary palaeoecology. — Edward Arnold, London, 289 p.
- CWYNAR, L. C., E. BURDEN & J. H. McANDREWS, 1979. An inexpensive sieving method for concentrating pollen and spores from fine-grained sediments. — *Can. J. Earth Sci.*, 16: 1115-1120.
- DACHNOWSKI, A. P., 1926. Profiles of peat deposits in New England. — *Ecology*, 7: 120-135.
- DACHNOWSKI-STOKES, A. P., 1929. The botanical composition and morphological features of "Hogmoor" peat profiles in Maine. — *Soil Sci.*, 27: 379-388.
- DAMMAN, A. W. H., 1977. Geographical changes in the vegetation pattern of raised bogs in the Bay of Fundy region of Maine and New Brunswick. — *Vegetatio*, 35: 137-151.
- DANSEREAU, P. & F. SEGADAS-VIANNA, 1952. Ecological study of the peat bogs of eastern North America. I. Structure and evolution of vegetation. — *Can. J. Bot.*, 30: 490-520.
- DAVIS, M. B., 1983. Holocene vegetational history of the eastern United States. — Pages 166-181 in H. E. Wright, Jr. (ed.). *Late-Quaternary environments of the United States*. Volume 2. Univ. Minnesota Press, Minneapolis, 277 p.
- FAEGRI, K. & J. IVERSEN, 1975. *Textbook of pollen analysis*. Third revised edition. — Hafner Press, New York, 295 p.
- FASSETT, N. C., 1957. *A manual of aquatic plants*. — Univ. Wisconsin Press, Madison, 405 p.
- FLORIN, M.-B. & H. E. WRIGHT, 1969. Diatom evidence for the persistence of stagnant glacial ice in Minnesota. — *Bull. geol. Soc. Am.*, 80: 695-704.
- GAJEWSKI, K., 1979. *Environmental history of Caribou Bog, Penobscot Co., Maine*. — Unpublished M.S. Thesis, Univ. Maine, Orono, 53 p.
- GATES, F. C., 1942. The bogs of northern lower Michigan. — *Ecol. Monogr.*, 12: 213-254.
- GAUDREAU, D. C. & T. WEBB, III, 1985. Late-Quaternary pollen stratigraphy and isochrone maps for the northeastern United States. — Pages 247-280 in V. M. Bryant, Jr. & R. G. Holloway (ed.). *Pollen records of Late-Quaternary North American sediments*. American Association of Stratigraphic Palynologists, Dallas, 426 p.
- GAUTHIER, R. & M. M. GRANDTNER, 1975. Étude phytosociologique des tourbières du Bas-Saint-Laurent, Québec. — *Naturaliste can.*, 102: 109-153.
- GLASER, P. H. & J. A. JANSSENS, 1986. Raised bogs in eastern North America: transitions in landforms and gross stratigraphy. — *Can. J. Bot.*, 64: 395-415.
- GLEASON, H. A. & A. CRONQUIST, 1963. *Manual of vascular plants of northeastern United States and adjacent Canada*. — D. van Nostrand Co., New York, 810 p.
- GRIFFIN, K. O., 1977. Paleocological aspects of the Red Lake peatland, northern Minnesota. — *Can. J. Bot.*, 55: 172-192.
- HEINSELMANN, M. L., 1970. Landscape evolution, peatland types, and the environment in the Lake Agassiz peatlands natural area, Minnesota. — *Ecol. Monogr.*, 40: 235-261.
- HELLQUIST, C. B. & G. E. CROW, 1980. Aquatic vascular plants of New England: Pt 1. Zosteraceae, Potamogetonaceae, Zannichelliaceae, Najadaceae. — *Bull. New Hamps. agric. Exp. Stn*, no. 515, 68 p.
- MARTIN, A. C. & W. D. BARKLEY, 1961. *Seed identification manual*. — Univ. California Press, Berkeley, 221 p.
- MONTGOMERY, F. H., 1977. Seeds and fruits of plants of eastern Canada and northeastern United States. — Univ. Toronto Press, Toronto, 232 p.
- OSVALD, H., 1970. Vegetation and stratigraphy of peatlands in North America. — *Nova Acta R. Soc. Scient. upsal.*, Series V, Volume 1, 96 p.
- SMITH, G. W., 1985. Chronology of Late Wisconsinan deglaciation of coastal Maine. — Pages 29-44 in H. W. Borns, Jr & P. LaSalle (ed.). *Late Pleistocene history of northeastern New England and adjacent Quebec*. Geological Society of America special Paper, no. 197, 159 p.
- STUIVER, M. & H. W. BORNES, Jr., 1975. Late Quaternary marine invasion in Maine: its chronology and associated crustal movement. — *Bull. geol. Soc. Am.*, 86: 99-104.
- SVENSON, H. K., 1929. Monographic studies in the genus *Eleocharis*. — *Rhodora*, 31: 121-135, 152-163, 167-191, 199-219, 224-242.

- SVENSON, H. K., 1932. Monographic studies in the genus *Eleocharis*. — *Rhodora*, 34: 193-203, 215-227.
- SVENSON, H. K., 1934. Monographic studies in the genus *Eleocharis*. — *Rhodora*, 36: 377-389.
- SVENSON, H. K., 1937. Monographic studies in the genus *Eleocharis*. — *Rhodora*, 39: 210-231, 236-273.
- SVENSON, H. K., 1939. Monographic studies in the genus *Eleocharis*. — *Rhodora*, 41: 1-19, 43-77, 90-110.
- TOLONEN, K. & M. TOLONEN, 1984. Late-glacial vegetational succession at four coastal sites in northeastern New England: ecological and phyto-geographical aspects. — *Annales Botanica Fennici*, 21: 59-77.
- USDA Soil Conservation Service, 1963. Soil survey of Penobscot County. — US Government Printing Office, Washington (DC).
- WOOTEN, J. W., 1973. Taxonomy of seven species of *Sagittaria* from eastern North America. — *Brittonia*, 25: 64-74.
- WORLEY, I. A., 1981. Maine peatlands. — Planning Report no. 76, Maine critical Areas Program, Augusta, 385 p.

CHIMIE DU PHOSPHORE DANS QUELQUES SOLS DE RIZIÈRE DE L'AFRIQUE DE L'OUEST

I. CAMARA

Station régionale ADRAO, Saint-Louis, Sénégal

M. P. CESCAS, A. KARAM et L. E. PARENT

Département des sols
Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation
Université Laval, Québec G1K 7P4

Résumé

Les formes inorganiques du phosphore présentes dans vingt-deux horizons de surface de sols de l'Afrique de l'Ouest ont été déterminées. Les sols contenaient, en moyenne, 250,3 mg/kg de phosphore total, 4,3 mg/kg de phosphore extrait par la solution Bray-2, 15,8 mg/kg de phosphore lié à l'aluminium, 56,9 mg/kg de phosphore lié au fer et 13,4 mg/kg de phosphore lié au calcium. La forme liée à l'aluminium était la mieux corrélée avec la quantité de phosphore extrait par la solution Bray-2. D'autre part, la relation entre l'adsorption du phosphore et certaines propriétés des sols a été évaluée. Les données d'adsorption du phosphore ont été ajustées aux modèles de Freundlich et de Langmuir. Des corrélations significatives ont été obtenues entre la constante K_f du modèle de Freundlich et les paramètres Al_{dit} , Al_{ox} , Al_{pyr} , la matière organique et le pH. Le paramètre b du modèle de Langmuir est corrélé avec Al_{dit} , Al_{ox} , Fe_{dit} , Al_{pyr} , la matière organique et le pH. Si Al_{ox} et le pH expliquent la variabilité observée pour K_f , seul Al_{ox} explique celle de b . La prépondérance de Al_{ox} dans la fixation du phosphore de sols de rizière est ainsi démontrée. Enfin l'utilisation des isothermes d'adsorption à des fins d'évaluation des besoins en phosphore des sols pour la riziculture est discutée.

Abstract

The inorganic forms of phosphorus were determined in twenty-two surface soils from West Africa. On the average, the soils contained 250.3 mg/kg of total P, 4.3 mg/kg of P extracted with Bray-2 solution, 15.8 mg/kg of Al-P, 56.9 mg/kg of Fe-P and 13.4 mg/kg of Ca-P. The Al-bound form was the best correlated with the P availability index (Bray-2). On the other hand, relationships between P adsorption and some soil properties were established. The phosphorus adsorption data were fitted to Freundlich and Langmuir models. A significant correlation was found between the Freundlich K_f value and the variables Al_{dit} , Al_{ox} , Al_{pyr} , organic matter and pH. The b values of the Langmuir isotherm were correlated with Al_{dit} , Al_{ox} , Fe_{dit} , Al_{pyr} , organic matter and pH. If Al_{ox} and pH explained the observed variability of K_f , only Al_{ox} explained that of b . The importance of Al_{ox} for P fixation in rice-submerged soils is demonstrated. At last, the use of phosphate sorption isotherm for evaluating P requirements of rice crops is discussed.

Introduction

Parmi les éléments indispensables à la croissance et au développement du riz, le phosphore et l'azote sont les plus limitatifs dans les sols tropicaux et intertropicaux. Toutefois, de nombreux sols des régions tropicales sont reconnus pour leur carence en phosphore et leur forte capacité d'adsorption du phosphore ajouté (Ahenkorah, 1968; Juo & Fox, 1977; Roche *et al.*, 1980).

Les mécanismes d'adsorption du phosphore par les sols ont fait l'objet d'importantes recherches et de nombreuses controverses. De façon générale, l'adsorption du phosphore est affectée par les propriétés du sol tels la texture, les sesquioxides de fer et d'aluminium, le pH et la matière organique (Nemwall, 1957; Smith, 1965; Roche *et al.*, 1980).

Relativement peu de travaux spécifiques ont été consacrés à la caractérisation de l'adsorption

du phosphore par les sols de rizière de l'Afrique de l'Ouest. Le développement de la riziculture en submergence en Afrique de l'Ouest est en progression en raison des travaux d'aménagement du fleuve Sénégal. Cette recherche se veut donc une contribution à l'étude du phosphore dans quelques sols de rizière de l'Afrique de l'Ouest.

ont été échantillonnés. Ces sols sont considérés parmi les plus importants pour la culture du riz submergé. Les échantillons de sols ont été séchés à l'air et broyés pour passer à travers un tamis de 2 mm. La localisation et la description pédologique disponible sont présentées au tableau I.

CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES ET CHIMIQUES DES SOLS

Matériel et méthodes

SOLS

Les horizons de surface (0-20 cm) de vingt-deux profils de sols situés dans différentes zones écologiques de l'Afrique de l'Ouest (Sénégal, Gambie, Mali, Guinée Bissau et Burkina Faso)

Les analyses de laboratoire ont été faites suivant les méthodes rapportées dans le manuel des méthodes d'analyses chimiques des sols (Page *et al.*, 1982). Le pH a été mesuré dans une solution de CaCl_2 0,01 M avec un rapport de poids de sol à volume de solution 1:2. La capacité d'échange cationique et les bases échangeables

TABLEAU I
Origine géographique et type de sols utilisés

No	Type de sols ¹	Origine géographique
1	Sols hydromorphes peu humifères à taches et concrétions sur matériau sablo-argileux, série moyennement profonde	Sénégal (Moyenne vallée)/Fanaye
2	Sols hydromorphes peu humifères à taches et concrétions sur matériau argilo-sableux	Sénégal (Moyenne vallée)/Fanaye
3	Vertisols topomorphes (à drainage externe nul) non grumosolique à caractère de salure à moyenne profondeur sur argile de décantation	Sénégal (Moyenne vallée)/Fanaye
4	Sols hydromorphes peu humifères à gley salé en profondeur sur limon argileux	Sénégal (Moyenne vallée)/Fanaye
5	Vertisol topomorphe à drainage externe nul	Sénégal (Moyenne vallée)/Nianga
6	Sols peu évolués d'origine non climatique d'apport fluvio-marin hydromorphe à pseudogley	Sénégal (Delta du fleuve)/N'Diaye
7	Sols peu évolués d'origine non climatique hydromorphes salés acidifiés à texture grossière	Sénégal (Delta)/N'Diaye
8	Sols hydromorphes peu humifères modaux à texture très fine, parasulfaté acide, à jarosite	Sénégal (Delta)/N'Delle
9	Sols hydromorphes peu humifères à caractère vertique	Sénégal (Delta)/Bifeche
10	Sols hydromorphes peu humifères modaux à caractère vertique	Sénégal (Delta)/Lampsar
11	Sols sodiques à structure moyennement dégradée sur matériaux fins à moyens	Sénégal (Delta)/N'Diol
12	Sols hydromorphes anciennement sulfatés acides sur matériaux alluviaux/colluviaux/sédiments marins des terrasses moyennes et zone de transition	Sénégal (Casamance)/Djibelor
13	Sols sulfatés acides actuels des zones de transition et des terrasses basses	Sénégal (Casamance)/Djibelor
14	Sol hydromorphe (ustic fluvisol typologie F.A.O.)	Gambie (Sapu)
15	Sols hydromorphes peu humifères à gley profonds	Burkina Faso (Vallée du Kou)
16	Sols hydromorphes minéraux peu humifères	Mali (Kogoni)
17	Sols hydromorphes à gley (acrisol gleyic/F.A.O.)	
18	Sol hydromorphe humifère à tendance vertique	Guinée Bissau/Contubuel
19	Sol hydromorphe	Guinée Bissau/Contubuel
20	Sol hydromorphe	Guinée Bissau/Contubuel
21	Sol hydromorphe	Guinée Bissau/Contubuel
22	Sol hydromorphe	Guinée Bissau/Contubuel

¹ D'après le Comité pédologique de classification des sols de France (1963, 1967).

ont été obtenues à l'aide d'une solution d'acétate d'ammonium 1 N à pH 7,0. Les oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium libres ont été extraits par trois réactifs: le dithionite-citrate-bicarbonate (Fe_{dit} , Al_{dit}), l'oxalate acide d'ammonium (Fe_{ox} , Al_{ox}), et le pyrophosphate de sodium (Fe_{pyr} , Al_{pyr}). L'indice de disponibilité du phosphore a été obtenu par extraction avec le réactif de Bray & Kurtz (1945) ou Bray-2 (NH_4F 0,03 N + HCl 0,1 N), suivant la méthode décrite par Laverty (1963). Le phosphore total a été déterminé par digestion à l'acide perchlorique concentré suivant la méthode de Tandon *et al.* (1968). Le fractionnement des formes inorganiques du phosphore a été effectué suivant la méthode de Chang & Jackson (1957) telle que modifiée par Petersen & Corey (1966). Seules les formes extraites par NH_4F 0,5 N (Al-P), NaOH 1 N (Fe-P) et H_2SO_4 0,5 N (Ca-P) ont été déterminées. La matière organique a été estimée en multipliant le pourcentage de carbone oxydable (obtenu par oxydation au bichromate de potassium en milieu sulfurique) par le facteur 1,724.

Les principales caractéristiques des sols étudiés sont présentées au tableau II.

ADSORPTION DU PHOSPHORE

Les données d'adsorption ont été obtenues en équilibrant, pendant six jours à la température ambiante (environ 22°C), 3 g de sol et 30 mL d'une solution de $CaCl_2$ 0,01 M contenant des quantités croissantes de phosphore sous forme de KH_2PO_4 . Les quantités respectives de phosphore ajoutées étaient de 0, 100, 250, 500, 1000, 2000, 3000, 4000 et 5000 mg de P par kg de sol. Deux gouttes de toluène furent ajoutées pour inhiber l'activité microbienne. Les tubes de polypropylène utilisés furent bouchés et agités longitudinalement à 180 rpm, deux fois par jour pendant 30 minutes. Après la période d'équilibre, les suspensions de sols furent centrifugées à 2000 rpm pendant 15 minutes. Le phosphore a été déterminé dans le surnageant par colorimétrie en utilisant la méthode à l'acide ascorbique (Watanabe & Olsen, 1962). La quantité de phosphore adsorbé a été calculée par différence entre les quantités initialement ajoutées et celles présentes dans la solution d'équilibre.

Les données d'adsorption du phosphore ont été ajustées aux formes linéaires des modèles de Freundlich et de Langmuir, soit:

$$\log(x/m) = \log K_f + (1/n) \log C \quad (\text{Freundlich})$$

et

$$C/(x/m) = 1/(K_1 b) + C/b \quad (\text{Langmuir})$$

où x/m est la quantité de phosphore adsorbé

(mg P/kg), C est la concentration en phosphore (mg P/L) de la solution d'équilibre, K_f , $(1/n)$ et K_1 sont des constantes et b représente le maximum d'adsorption du phosphore (mg P/kg de sol). Les relations entre les constantes K_f ou b et les propriétés du sol ont été évaluées par régression simple et multiple (Boudoux & Bonenfant, 1979). La constante empirique K_1 de Freundlich pourrait refléter le facteur de la capacité d'adsorption (Van Bladel & Moreale, 1977) ou servir à comparer les propriétés d'adsorption des sols (Elrashidi & O'Connor, 1982).

Résultats et discussion

LES FORMES DE PHOSPHORE DANS LES SOLS

Le contenu en phosphore total, l'indice de disponibilité du phosphore de même que les formes de phosphore dans les sols étudiés sont présentés dans le tableau III. Dans leur ensemble, les sols étudiés ont des teneurs en phosphore total égales ou inférieures à 590 mg/kg. La fraction liée au fer (Fe-P) constitue la fraction la plus importante quantitativement. Les teneurs en Al-P et Ca-P sont relativement faibles et se rapprochent de celles observées par Chang & Juo (1963) et Cholitkul & Tyner (1971) pour des sols acides de rizière d'Asie.

RELATIONS ENTRE LES FORMES AL-P, FE-P ET CA-P AVEC L'INDICE DE DISPONIBILITÉ DU PHOSPHORE

D'un point de vue pratique, il est important d'avoir une méthode d'extraction permettant d'apprécier la disponibilité aux récoltes du phosphore présent dans les sols. La méthode Bray-2 qui a permis, entre autres, à Vajragupta *et al.* (1963) et Camara (1985) de relier l'indice de disponibilité du phosphore aux rendements du riz, a été utilisée dans la présente étude. Les valeurs de l'indice de disponibilité du P dans les sols étudiés sont faibles, variant de 1,0 à 16,0 mg P/kg de sol (tableau III).

Les coefficients de corrélation simple entre les valeurs de l'indice de disponibilité (Bray-2) et les formes inorganiques du phosphore (Al-P, Fe-P et Ca-P) ont été calculés et sont rapportés au tableau IV. Des corrélations significatives ont été obtenues entre l'indice de disponibilité (Bray-2) et les formes Al-P, Fe-P et Ca-P. Les résultats de la régression multiple étape par étape (tableau V) montrent que 70,89 % de la variabilité observée dans l'indice de disponibilité (Bray-2) est due à Al-P + Fe-P. Les variables Al-P et Fe-P réussissent toutefois à expliquer 52,46 % et 18,43 % de la variation de l'indice de disponibilité du phosphore respectivement. Par le biais du calcul des coefficients de corrélation partiels standardisés (Snedecor, 1946), on trouve que Al-

TABLEAU II
Caractéristiques chimiques de quelques sols de rizière de l'Afrique de l'Ouest

No	Argile (%)	pH CaCl ₂	M.O. (%)	Bases échangeables (méq/100 g)			CEC (méq/100 g)	Composés de fer et d'aluminium (%)					
				Ca	Mg	K		Fe _{dit}	Al _{dit}	Fe _{ox}	Al _{ox}	Fe _{pyr}	Al _{pyr}
1	38,00	5,5	0,6	8,0	6,2	0,6	23,62	2,00	0,19	0,30	0,05	0,16	0,19
2	44,18	5,0	0,1	10,2	7,0	0,3	23,62	1,39	0,17	0,27	0,07	0,21	0,28
3	46,54	5,9	0,4	9,8	14,8	0,3	31,26	1,16	0,13	0,20	0,07	0,14	0,16
4	26,78	5,2	0,8	6,8	5,8	0,5	21,08	1,07	0,10	0,25	0,07	0,14	0,14
5	36,75	4,8	0,8	11,0	8,2	0,3	33,81	1,91	0,17	0,57	0,11	0,31	0,39
6	52,51	5,9	2,3	6,4	7,8	1,0	33,81	1,08	0,12	0,25	0,07	0,20	0,23
7	19,71	5,2	1,1	5,0	4,2	0,6	23,62	0,96	0,12	0,38	0,08	0,26	0,29
8	56,60	5,3	1,5	8,0	11,2	1,3	26,17	1,67	0,18	0,41	0,12	0,28	0,38
9	70,45	5,2	0,8	11,2	11,2	0,8	36,35	1,92	0,21	0,52	0,20	0,34	0,53
10	55,20	5,5	2,2	9,6	14,8	0,9	36,35	1,98	0,20	0,60	0,18	0,25	0,15
11	45,68	5,0	2,7	5,0	11,2	0,8	23,62	1,71	0,14	0,43	0,10	0,31	0,35
12	22,03	4,1	4,1	3,6	2,0	0,4	15,99	2,38	0,26	0,63	0,15	0,42	0,24
13	22,87	4,8	3,2	3,8	4,2	0,2	18,53	3,50	0,23	0,73	0,16	0,44	0,26
14	52,36	4,9	3,2	10,6	5,4	0,3	28,71	1,20	0,12	0,69	0,16	0,25	0,22
15	15,00	4,5	1,3	3,0	1,2	0,1	18,53	1,46	0,21	0,25	0,10	0,13	0,09
16	20,78	6,1	0,4	3,4	1,0	0,2	21,08	1,22	0,17	0,21	0,16	0,05	0,04
18	43,95	4,1	11,6	12,2	3,6	0,3	26,17	0,13	0,97	0,03	1,07	0,05	0,96
21	2,04	4,2	0,3	0,3	0,4	0,1	10,90	0,13	0,06	0,07	0,04	0,04	0,07
22	7,67	4,3	1,4	1,2	0,4	0,1	15,99	0,21	0,08	0,11	0,09	0,06	0,15

TABLEAU III

Formes de phosphore (mg/kg) dans quelques sols de rizière de l'Afrique de l'Ouest

No	P total	Al-P	Fe-P	Ca-P	Bray-2
1	255	14	50	5	2,25
2	195	2	40	14	2,25
3	130	9	30	14	1,50
4	240	12	75	12	1,00
5	320	4	97	17	2,00
6	205	5	27	15	1,50
7	215	5	60	10	4,00
8	285	12	57	12	2,75
9	270	11	57	12	3,75
10	255	15	52	20	2,75
11	310	20	92	31	7,25
12	590	41	180	42	16,00
13	440	11	145	2	5,75
14	335	20	97	17	6,00
15	205	2	45	6	2,75
16	155	5	42	10	2,75
17	300	5	40	15	5,00
18	350	89	42	6	12,50
19	76	15	17	12	1,00
20	255	27	45	17	2,50
21	40	9	12	2	3,25
22	80	14	12	3	7,00

P contribue plus que Fe-P à la variabilité de l'indice (0,647 pour Al-P par rapport à 0,436 pour Fe-P). Selon Cholithkul & Tyner (1971), l'indice de disponibilité du phosphore met en évidence la contribution des formes de Al-P et de Fe-P à l'alimentation phosphatée du riz submergé.

ISOTHERMES D'ADSORPTION DU PHOSPHORE

Un des moyens d'étudier le comportement du phosphore ajouté aux sols est d'utiliser les isothermes d'adsorption qui décrivent la relation d'équilibre entre les quantités adsorbées et celles dissoutes dans la solution du sol. Les coefficients de détermination et les paramètres respectifs des modèles de Freundlich et de Langmuir sont présentés au tableau VI. Les valeurs des coefficients K_f varient de 130,4 à 1831,5 avec une moyenne de 365,4 mg/kg et celles de $1/n$ de 0,1823 à 0,4302 avec une moyenne de 0,3125 L/kg. La valeur de b représentant le maximum d'adsorption du phosphore par les sols varie de 755,42 à 4188,95 avec une moyenne de 1915,44 mg P/kg. La constante K_1 montre des valeurs variant de 0,01533 à 0,38585 avec une moyenne de 0,08106 L/mg. La valeur du produit $K_1 b$, représentant le pouvoir tampon de fixation du phosphore, varie de 21,56 à 1292,83 avec une moyenne de 170,39 L/kg.

Les corrélations entre K_f ou b et quelques propriétés des sols sont présentées au tableau VII.

TABLEAU IV

Coefficients de corrélation simple entre les diverses formes de phosphore de vingt-deux sols de rizière de l'Afrique de l'Ouest

Formes de P	Al-P	Fe-P	Ca-P
Bray-2	0,72**	0,55**	0,44*
Al-P	—	0,18	0,16
Fe-P	—	—	0,57**

*** Significatif aux seuils de probabilité de 5 % et de 1 % respectivement.

TABLEAU V

Régression étape par étape entre l'indice de disponibilité (Bray-2) et les formes de phosphore de vingt-deux sols de rizière de l'Afrique de l'Ouest

Paramètres	R^2	ΔR^2
Al-P	52,46**	—
Al-P + Fe-P	70,89**	18,43**

** Significatif au seuil de probabilité de 1 %.

Dans le cas de la constante K_f du modèle de Freundlich, on observe des coefficients hautement

significatifs avec toutes les formes d'oxydes et d'hydroxydes d'aluminium (Al_{dit} , Al_{ox} et Al_{pyr}) et avec le contenu en matière organique. Le pH est significatif à un moindre degré. D'après les résultats de la régression étape par étape, seules les variables Al_{ox} et pH contribuent significativement à la variabilité de K_f ($R^2 = 0,898$). Les coefficients de corrélation partiels standardisés indiquent l'importance prépondérante de Al_{ox} (0,862) comparativement au pH (0,192), ce qui démontre bien le pouvoir fixateur très élevé des composés de l'aluminium à l'égard du phosphore.

La plupart des travaux sur la fixation du phosphore par les sols tropicaux rapportent des corrélations significatives entre l'adsorption du phosphore et la teneur en matière organique, le contenu en argile, la surface spécifique, l'aluminium et le fer extraits à l'oxalate acide d'ammonium ou au dithionite-citrate-bicarbonate et le pH (Ahenkorah, 1968; Fassbender, 1969; Syers *et al.*, 1971; Rhodes, 1975; Mokwunye, 1975; Juo & Fox, 1977; Udo & Dambo, 1979; Roche *et al.*, 1980; Lopez-Hernandez & Burnham, 1982; Bationo, 1982; Mutweringabo, 1984; Camara, 1985). Khalid *et al.* (1977) ont étudié l'adsorption du phosphore par des sols submergés. Ils ont trouvé que le fer extrait à l'oxalate était le mieux corrélé à l'adsorption du phosphore ajouté mais,

comme ils n'ont pas déterminé l'aluminium dans l'extrait de sol, on ne peut pas comparer leurs résultats à ceux de la présente étude. Willet & Higgins (1978) ont montré une relation directe entre l'adsorption du phosphore et les oxydes amorphes dans les sols de rizière.

Le paramètre b de Langmuir montre une corrélation hautement significative avec Al_{dit} , Al_{ox} et la teneur en matière organique, mais une corrélation plus faible avec Fe_{dit} , Al_{pyr} et le pH (tableau VII). La régression multiple fait ressortir Al_{ox} comme la seule variable contribuant significativement à la variation de b .

Beckwith (1964) a proposé qu'une concentration de 0,2 mg P/L dans la solution d'équilibre représentait un niveau suffisant pour la plupart des cultures tout en reconnaissant cependant qu'il pourrait y avoir des différences entre les cultures. Un niveau de 0,2 mg P/L en solution d'équilibre permettrait donc d'obtenir l'information requise pour établir le besoin en phosphore des sols. Cependant, dans les sols de rizière, Roche *et al.* (1980) et Camara (1985) obtiennent des teneurs en phosphore dans la solution d'équilibre variant de 0,01 à 0,03 mg P/mL et 0,02 mg P/mL respectivement. Le tableau VIII donne les quantités de P adsorbé correspondant à 0,2 et 0,02 mg

TABLEAU VI

Constantes de Freundlich, de Langmuir et coefficients de détermination de la régression linéaire simple concernant les équations de Freundlich et de Langmuir, pour quelques sols de rizière de l'Afrique de l'Ouest

No	Paramètres de Freundlich		Coefficient de détermination (R^2) ¹	Paramètres de Langmuir		Coefficient de détermination (R^2) ¹
	K_f (mg/kg)	(1/n) (L/kg)		b (mg/kg)	K_l (L/mg)	
1	217,66	0,29005	93,28	1232,87	0,04472	94,42
2	147,60	0,32575	81,62	755,42	0,38585	92,29
3	159,79	0,39298	93,34	1757,52	0,02102	88,15
4	130,40	0,43024	94,30	1769,36	0,01865	87,60
5	401,90	0,29052	98,67	2152,96	0,06106	97,98
6	191,57	0,28883	84,87	1406,76	0,01533	70,76
7	253,01	0,26071	83,94	1733,27	0,01669	59,07
8	287,43	0,30544	97,91	1594,03	0,06634	97,98
9	342,10	0,33137	94,33	2332,35	0,04946	94,92
10	419,64	0,23124	87,52	1687,06	0,05637	96,31
11	157,20	0,36271	93,44	1365,13	0,02584	95,53
12	439,18	0,29106	99,72	2261,64	0,06275	98,61
13	296,21	0,28445	84,12	1318,49	0,13015	89,32
14	272,76	0,39492	99,79	2413,89	0,04794	96,82
15	232,50	0,35105	96,35	1971,51	0,02956	95,77
16	259,32	0,32722	95,26	1941,58	0,03209	90,19
18	1831,51	0,18230	98,22	4188,95	0,30863	98,94
21	682,47	0,27980	97,69	2816,10	0,14325	98,28
22	221,77	0,31689	89,77	1694,45	0,02445	91,12

¹ Pour tous les échantillons, les valeurs de R^2 sont significatives au seuil de probabilité de 1 %.

TABLEAU VII

Coefficients de corrélation simple entre divers paramètres d'adsorption du phosphore et quelques propriétés de sols de rizières de l'Afrique de l'Ouest.

Variables	K _f	b	P adsorbé correspondant à	
			C = 0,20 mg P/L	C = 0,02 mg P/L
Argile	0,01	-0,60	-0,02	0,04
CEC	-0,02	-0,04	-0,01	0,01
FE _{dit}	-0,32	-0,46*	-0,37	-0,37
Al _{dit}	0,91**	0,70**	0,92**	0,93
FE _{ox}	-0,31	-0,25	-0,32	-0,33
Al _{ox}	0,93**	0,77**	0,94**	0,95**
FE _{pyr}	-0,28	-0,31	-0,28	-0,29**
Al _{pyr}	0,74**	0,57*	0,76**	0,77**
M.O.	0,85**	0,69**	0,86**	0,87**
pH	-0,50*	-0,51*	-0,48*	-0,45**

*,** Significatif aux seuils de probabilité de 5 % et de 1 % respectivement.

P/mL en solution. La quantité de P correspondant à la concentration moyenne requise pour la culture du riz est aussi exprimée en kg P₂O₅/ha. Les valeurs de P adsorbé correspondant à 0,2 mg P/L varient de 65,2 à 1365,8 mg P/kg, tandis que celles correspondant à 0,02 mg P/L varient de 24,2 à 897,6 mg P/kg, avec des moyennes res-

pectives de 236 et 129 mg P/kg. L'équivalent en kg P₂O₅/ha pour la culture du riz varie donc de 55,5 à 2055,5 avec une moyenne de 296,2.

La contribution relative de chacune des propriétés chimiques des sols aux quantités de P adsorbé correspondant aux valeurs de 0,2 et de 0,02 mg P/L a été obtenue par régression multiple.

TABLEAU VIII

Quantité de P adsorbé correspondant à deux niveaux de P dans la solution d'équilibre (C), pour quelques sols de rizières de l'Afrique de l'Ouest

No	Quantité de P adsorbé (mg P/kg) correspondant à		Quantité de P adsorbé (kg P ₂ O ₅ /ha) correspondant à C = 0,02 mg P/L
	C = 0,20 mg P/L	C = 0,02 mg P/L	
1	136,5	70,0	160,3
2	87,4	41,3	94,5
3	84,9	34,3	78,7
4	65,2	24,2	55,5
5	251,8	129,0	295,4
6	120,3	61,9	141,7
7	166,3	91,2	208,9
8	175,8	87,0	199,3
9	200,7	93,6	214,3
10	289,2	169,8	388,9
11	87,7	38,0	87,1
12	274,9	140,7	322,1
13	187,4	97,3	222,9
14	144,5	58,2	133,2
15	132,1	58,9	134,8
16	153,2	72,1	165,1
18	1365,8	897,6	2055,5
21	435,0	228,4	523,1
22	133,2	64,2	147,0

¹ Calculée à partir du modèle de Freundlich.

Pour les sols étudiés, seule la variable Al_{ox} a été retenue, les autres caractéristiques ne contribuant pas significativement au seuil de probabilité de 5%. La variable Al_{ox} explique 88,6 % et 90,7 % de la variation des quantités de P adsorbé. Suivant l'échelle d'appréciation de Juo & Fox (1977), il ressort que sur les dix-neuf sols étudiés, quatre ont un pouvoir fixateur faible (entre 100 et 500 mg P/kg de sol), quatorze ont un pouvoir fixateur moyen (entre 100 et 500 mg P/kg de sol) et un seul a un pouvoir fixateur très élevé (1000 mg P/kg de sol).

Conclusion

Le phosphore est généralement déficient dans les sols de rizière de l'Afrique de l'Ouest. La compréhension de la chimie du phosphore dans ces sols est nécessaire d'une part, pour développer des méthodes diagnostiques adéquates concernant le niveau de disponibilité du phosphore et d'autre part, pour calibrer ces méthodes de diagnostiques avec les rendements. Des efforts continus de recherches sont donc requis dans ce domaine.

Remerciements

Les auteurs remercient l'A.D.R.A.O. et le C.R.D.I. pour l'aide financière apportée à la réalisation de cette étude.

Références

- AHENKORAH, Y., 1968. Phosphorus-retention capacities of some cocoa-growing soils of Ghana and their relationship with soil properties. — *Soil Sci.*, 105: 24-30.
- BATIONO, A., 1982. Utilisation des isothermes d'adsorption du phosphore pour évaluer le besoin en phosphore du maïs (*Zea Mays L.*), du Niébé (*Vigna Unguiculata L.*) et du soya (*Glycine max L.*) sur quelques types de sols et dans différentes zones écologiques de l'Afrique de l'Ouest. — Thèse Ph.D., Univ. Laval, 585 p.
- BECKWITH, R. S., 1964. Sorbed phosphate at standard supernatant concentration as an estimate of the phosphate needs of soils. — *Aust. J. exp. Agric. Anim. Husband.*, 5: 52-58.
- BOUDOUX, M. & F. BONENFANT, 1979. Système automatique conversationnel d'analyse de données statistiques. — Centre de recherches forestières des Laurentides, Sainte-Foy (Québec), 22 p.
- BRAY, R. H. & L. T. KURTZ, 1945. The determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. — *Soil Sci.*, 59: 39-45.
- CAMARA, I., 1985. Contribution à l'étude du phosphore et de la fertilisation phosphatée du riz irrigué dans les sols de rizière de la vallée du fleuve Sénégal. — Thèse Ph.D. Univ. Laval, 191 p.
- CHANG, S. C. & M. L. JACKSON, 1957. Fractionation of soil phosphorus. — *Soil Sci.*, 84: 133-144.
- CHANG, S. C. & S. R. JUO, 1963. Available phosphorus in relation to forms of phosphates in soils. — *Soil Sci.*, 95: 91-96.
- CHOLITKUL, W. & E. H. TYNER, 1971. Inorganic phosphorus fractions and their relation to some chemical indices of phosphate availability for some lowland rice soils of Thailand. — *Proc. int. Symp. soil fertility evaluation, New Delhi*, no. 1, p. 7-20.
- COMITÉ PÉDOLOGIQUE DE CLASSIFICATION DES SOLS DE FRANCE, 1963-1967. Classification des sols. — I.N.R.A., Versailles, 96 p.
- ELRASHIDI, M. A. & G. A. O'CONNOR, 1982. Influence of solution composition on sorption of zinc by soils. — *J. Soil Sci. Soc. Am.*, 46: 1153-1158.
- FASSBENDER, H. W., 1969. Estudio del fosforo en suelos de América Central. IV. Capacidad de fijación de fosforo y su relación con características edáficas. — *Turrialba*, 19: 497-505.
- JUO, A. S. R. & R. L. FOX, 1977. Phosphate sorption characteristics of some bench-mark soils of West Africa. — *Soil Sci.*, 124: 370-376.
- KHALID, R. A., W. H. PATRICK Jr. & R. D. DeLAUNE, 1977. Phosphorus sorption characteristics of flooded soils. — *J. Soil Sci. Soc. Am.*, 41: 305-310.
- LAVERTY, J. C., 1963. The Illinois method for determining available phosphorus. — *Dept. Agron. Univ. Illinois, Mimeo AG 1861*, 8 p.
- LOPEZ-HERNANDEZ, D. & C. P. BURNHAM, 1982. Phosphate retention in some tropical soils: relation to soil taxonomic classes. — *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 13: 573-583.
- MOKWUNYE, U., 1975. The influence of pH on the adsorption of phosphate by soils from the Guinea and Soudan savanna zones of Nigeria. — *Proc. Soil Sci. Soc. Am.*, 39: 1100-1102.
- MUTWEWINGABO, B., 1984. Pédogénèse et micro-morphologie de trois toposéquences de sol à horizon sombre de profondeur de Gikongoro et de deux pédons de Butare (Rwanda). Isothermes et caractéristiques d'adsorption du phosphore par ces sols. — Thèse Ph.D., Univ. Laval, 519 p.
- NEMWALL, J. B., 1957. The role of soil clay minerals in phosphorus fixation. — *Soil Sci.*, 83: 101-108.
- PAGE, A. L., R. H. MILLER & D. R. KEENEY, 1982. — *Methods of soil analysis. Agronomy no. 9, 2nd edition*. — *Am. Soc. Agron. Madison (Wisconsin)*, 1157 p.
- PETERSEN, G. W. & R. B. COREY, 1966. A modified Chang and Jackson procedure for routine fractionation of inorganic soil phosphates. — *Proc. Soil Sci. Soc. Am.*, 30: 563-565.
- RHODES, E. R., 1975. Phosphate sorption isotherms for some Sierra Leone soils. — *J. Sci. Ed. Agric.*, 26: 895-902.
- ROCHE, P., L. GRIERE, D. BABRE, H. CALBA & P. FALLAVIER, 1980. Le phosphore dans les sols intertropicaux: appréciation des niveaux de carence et des besoins en phosphore. — *Bull. scient. n° 2, Institut mondial des phosphates, Paris*, 48 p.

- SMITH, A. N., 1965. Aluminium and iron phosphates in soils. — *J. Aust. Inst. agric. Sci.*, 31: 110-126.
- SNEDECOR, G. W., 1946. *Statistical methods*. — Iowa State College Press, Ames, Iowa, 485 p.
- SYERS, J. K., T. D. EVANS, J. D. H. WILLIAMS & J. T. MURDOCK, 1971. Phosphate sorption parameters of representative soils from Rio Grande do Sul, Brazil. — *Soil Sci.*, 112: 267-275.
- TANDON, H. L. S., M. P. CESCAS & E. H. TYNER, 1968. An acid-free vanadate-molybdate reagent for the determination of total phosphorus in soils. — *Proc. Soil Sci. Soc. Am.*, 32: 48-51.
- UDO, E. J. & V. I. DAMBO, 1979. Phosphorus status of the Nigerian coastal plain sands. — *J. agric. Sci.*, 93: 281-289.
- VAJRAGUPTA, Y., L. E. HALEY & S. W. MELSTED, 1963. Correlation of phosphorus soil test values with rice yields in Thailand. — *Proc. Soil Sci. Soc. Am.*, 27: 395-397.
- VAN BLADEL, R. & A. MOREALE, 1977. Adsorption of herbicide-derived p-chloroaniline residues in soils: a predictive equation. — *J. Soil Sci.*, 28: 93-102.
- WATANABE, F. S. & S. R. OLSEN, 1962. Colorimetric determination of phosphorus in water extracts of soil. — *Soil Sci.*, 93: 183-188.
- WILLET, I. R. & M. L. HIGGINS, 1978. Phosphate sorption by reduced and reoxidized rice soils. — *Aust. J. Soil Res.*, 16: 319-326.

RÉGÉNÉRATION DE LA PETITE OSEILLE (*RUMEX ACETOSELLA* L.) APRÈS LA COUPE OU LE TRAVAIL DU SOL¹

L. VÉZINA

Service de recherche en phytotechnie de Saint-Hyacinthe
Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
3300, rue Sicotte, C.P. 480, Saint-Hyacinthe (Québec) J2S 7B8

C.-J. BOUCHARD

Service de recherche en phytotechnie de Québec
Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
2700, rue Einstein, Sainte-Foy (Québec) G1P 3W8

H.-P. THERRIEN

Département de phytologie
Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation
Université Laval, Québec G1K 7P4

Résumé

Des coupes de la petite oseille (*Rumex acetosella* L.) effectuées très près de la surface du sol et le travail mécanique du sol à l'aide d'une bêcheuse rotative dans des populations de l'espèce ont démontré que la plante possède un fort potentiel de régénération. Les coupes faites sur des clones issus de la propagation de plantules, et effectuées à différents stades de développement de la plante ou à diverses reprises au cours des saisons de croissance de 1981 et 1982, ont généralement été suivies de regains abondants. Cependant, l'espèce est apparue sensible aux coupes effectuées au cours de la deuxième saison de croissance, particulièrement lorsqu'elles ont lieu au moment de la floraison. Le travail du sol n'a réprimé que temporairement la mauvaise herbe, la plante produisant après peu de temps une repousse abondante.

Abstract

Cutting sheep sorrel (*Rumex acetosella* L.) very close to the soil and mechanically tilling a population with a rotary cultivator, have shown that the plant has a high regeneration potential. Clones of sheep sorrel cut at different stages of development or at different intervals during the 1981 and 1982 growing seasons generally exhibited abundant regrowth. However, the plant seemed sensitive to cuts carried out during a second growing season, at the blooming stage. Tilling the soil resulted in temporary control of the weed; significant regrowth occurred shortly after the treatment.

Introduction

La petite oseille (*Rumex acetosella* L.) est une espèce envahissante causant des infestations importantes dans plusieurs fraisières commerciales de la région de Québec (Doyon *et al.*, 1986). Après la cueillette des fraises, plusieurs producteurs appliquent l'herbicide 2,4-D et fauchent les plants une semaine plus tard dans le but d'éliminer les mauvaises herbes et de rajeunir la population.

Actuellement, ni le 2,4-D ni aucun autre herbicide recommandé dans cette culture, n'est efficace contre la petite oseille; c'est pourquoi certains horticulteurs essaient de l'éliminer par le sarclage manuel ou mécanique. Cependant, ces pratiques culturales ne réussissent pas à empêcher l'espèce de se propager dans les fraisières.

Le développement de la petite oseille et l'importance de sa propagation végétative ont été étudiés par la culture de clones de l'espèce à partir de plantules (Freeman, 1982; Vézina *et al.*, 1986) ou de segments de racines (Harris, 1970; Putwain & Harper, 1972). De la germination de

¹Contribution n° 361 de la Direction de la recherche agroalimentaire, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.

graines, la plante développe une rosette principale et de nombreuses pousses en périphérie à partir de bourgeons sur les racines (Freeman, 1972; Vézina *et al.*, 1986), alors que les segments de racines se multiplient et produisent des pousses végétatives (Harris, 1970; Putwain & Harper, 1972). L'étude de Vézina *et al.* (1986) a démontré que la petite oseille, sous les conditions de la région de Québec, manifeste une bonne vitalité en envahissant rapidement les espaces libres. Après une coupe, la plante, même très jeune, repousse facilement à partir des bourgeons adventifs sur les racines.

La capacité de régénération de la petite oseille, après plusieurs coupes, a été signalée par Harris (1972) dans une étude sur l'habilité compétitrice de l'espèce en concurrence avec *Trifolium repens* et *Lolium (multiflorum X perenne)*. Bien que ces résultats aient été obtenus en serre avec des plantes en croissance dans des pots, l'étude a mis en évidence que la petite oseille peut soutenir une forte défoliation, étant donné qu'une grande partie de sa biomasse est sous la surface du sol et que les pousses peuvent se développer à nouveau à partir des organes souterrains. Selon les résultats de cette étude, Harris (1972) attribue la prolifération de la petite oseille dans les groupements végétaux perturbés, tels que ceux de certaines prairies de Nouvelle-Zélande touchées par des incendies ou par la paissance des moutons et des lapins (Moore, 1954), à la régénération des pousses à partir des racines.

Le but de ce travail est de mesurer en plein champ la régénération de la petite oseille à la suite des coupes des parties aériennes ou du travail du sol.

Matériel et méthode

EFFET DE LA COUPE SUR LA REPOUSSE

Coupe dans une fraisière après la récolte

Une fraisière commerciale en première année de production, fortement infestée par la petite oseille et située à Saint-Laurent, île d'Orléans, a été utilisée comme site expérimental. Des parcelles ont été délimitées après la récolte des fraises. Elles comportaient deux rangs de 5 m de longueur. Le 31 juillet 1981, la végétation a été coupée à 4 cm de la surface du sol dans les parcelles traitées, tandis que les autres ont été gardées intactes. L'expérience a été menée à quatre répétitions selon un dispositif en blocs complets aléatoires.

Dans chacune des parcelles, l'importance de la petite oseille a été estimée par son recouvrement au sol, pris dans quatre quadrats rectangulaires

de 1 m par 0,5 m placés au hasard sur les rangs. Ces évaluations ont été effectuées à dix reprises entre le 31 juillet 1981 et le 6 juillet 1982.

Coupes à divers stades de développement à la 1^{ère} et à la 2^e saison de croissance

Le 30 juin 1981, des jeunes plantules de petite oseille issues d'une fraisière à Saint-Laurent, île d'Orléans, ont été transplantées à la Station de recherche en phytotechnie de Saint-Augustin (Québec), sur un loam sableux fertile de pH 6,7. Chaque plantule a été placée au centre d'un carré de 2 m de côté, gardé exempt de toute autre végétation.

Les plantes en pleine croissance ont été coupées à environ 1 cm de la surface du sol, entre le 9 août 1981 et le 15 août 1982; d'autres plantes devant servir de témoin ont été gardées intactes. En 1981, les plantes ont été coupées selon les stades de développement suivants: rosette densément feuillée, plein développement végétatif au début du mois de septembre et au début du mois d'octobre. En 1982, les coupes ont été effectuées au début de la floraison et au stade de la fructification et de la maturation des fruits. Dix plantes ont été choisies complètement au hasard pour chacun des stades de développement retenus et le témoin. L'emplacement de chacune des plantes coupées fut marqué et entretenu jusqu'au 19 septembre 1982, pour la mesure de la repousse. La masse sèche du matériel aérien de chacune des plantes a été déterminée au moment de chaque coupe et à la fin de l'expérience.

Coupes à différents intervalles à la 2^e saison de croissance

Dans la même zone et sur le même sol que celui de l'expérience précédente, des plantules ont été transplantées au début du mois de juin 1981. Les plantules ont été placées à 20 cm de distance l'une de l'autre sur des rangs de 2 m de longueur. Cet arrangement constituait une parcelle qui était gardée libre de la présence des autres végétaux pour toute la durée de l'expérience. Au cours de l'année 1981, les parcelles ont été seulement maintenues. Durant la saison de croissance de 1982, les traitements de coupe qui suivent ont été effectués: (1) coupe au début du mois de juin; (2) coupes au début du mois de juin et à la fin du mois de juillet; (3) coupes au début du mois de juin et à la fin du mois de septembre; (4) coupes au début du mois de juin et à la fin du mois de juillet ainsi qu'au début du mois de septembre; (5) aucune coupe. Le 20 septembre 1982, une coupe a été effectuée sur les 20 parcelles. La masse sèche du couvert végétal a été déterminée à chacune des coupes. L'expérience a été menée à quatre répétitions selon un dispositif en blocs complets aléatoires.

Des analyses de variance des données des trois expériences précédentes ont été effectuées et les valeurs moyennes obtenues ont ensuite été comparées entre elles par le test de Bayes-Duncan.

EFFET DU TRAVAIL DU SOL SUR LA RÉGÉNÉRATION DES CLONES

Le 15 août 1981, des parcelles de 2,5 m de longueur et de 1 m de largeur ont été aménagées dans une colonie dense de la petite oseille établie à partir de la transplantation de plantules au début du mois de juin 1981. L'expérience s'est déroulée sur un loam sableux fertile de pH 6,3 à la Station de recherche en phytotechnie de Saint-Augustin. Les traitements consistaient à travailler la surface du sol jusqu'à 15 cm de profondeur avec une bêcheuse rotative. Les traitements ont été effectués le 15 août, le 3 septembre et le 3 octobre 1981, ainsi que le 13 mai et le 15 juin 1982. Les cinq traitements ont été répétés six fois selon un dispositif complètement aléatoire.

Le 2 septembre 1982, les pousses de la petite oseille ont été dénombrées dans chacune des parcelles, à l'intérieur de quatre quadrats de 0,5 m par 0,5 m répartis au hasard. La partie aérienne des pousses a également été récoltée pour permettre la mesure de la masse sèche de la végétation. Des analyses de variance ont été effectuées et les valeurs moyennes obtenues ont ensuite été comparées entre elles par le test de Bayes-Duncan.

Résultats et discussion

EFFET DE LA COUPE SUR LA REPOUSSE

La fauche, telle qu'elle est effectuée à la rénovation d'une fraisière infestée par la petite oseille, élimine les vieilles feuilles du fraisier et les tiges de la petite oseille, mais épargne ses feuilles basilaires. Ce travail s'effectue à la mi-juillet et favorise la petite oseille; le 30 septembre, sa couverture atteignait environ 60 % comparativement à environ 40 % dans les parcelles non coupées (fig. 1). Au cours de la saison de croissance subséquente, le recouvrement de la petite oseille dans les parcelles coupées, bien qu'inférieur à la saison précédente, est presque deux fois celui des parcelles témoins.

Au cours de la première saison de croissance, une coupe effectuée au début du développement de la plante a donné une repousse à la fin de la deuxième saison de croissance plus faible que celle obtenue pour la coupe effectuée une fois la plante bien établie (404,6 g par rapport à 450,6 g) (tableau I). Ces regains représentent respectivement 81 et 90 % de la biomasse des plantes témoins. Chez une plante coupée en plein

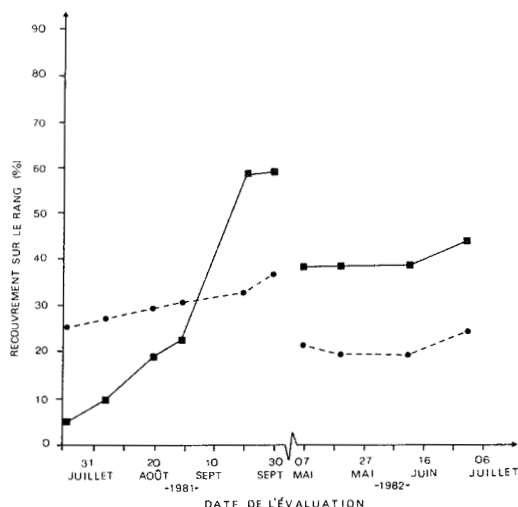


Figure 1. Effet de la fauche sur le recouvrement de la petite oseille (*Rumex acetosella* L.) dans une fraisière commerciale: (■) parcelles fauchées après la récolte de 1981; (●) parcelles non fauchées. Moyenne de 16 observations.

développement végétatif, le 1^{er} septembre 1981, on a mesuré à la fin de la deuxième saison une repousse de 605,6 g de matière sèche, alors que la masse sèche totale des plantes témoins n'était que de 501,7 g (tableau I). Cette coupe semble avoir un effet stimulateur; un mois seulement après l'intervention, la repousse a produit 39 g de matière sèche, ce qui est identique à la production des plantes en croissance durant trois mois.

Pour les coupes effectuées à la deuxième saison de croissance, au stade de la floraison ou au stade de la fructification et de la maturation des fruits, les données proviennent de repousses de un mois et demi à trois mois. Il apparaît donc normal d'obtenir moins de matière sèche (tableau I). Par contre, les clones coupés étaient beaucoup plus importants comme on peut en juger par les masses sèches au moment de l'intervention. En somme, les regains auraient été meilleurs si la plante avait manifesté la même vigueur végétative que durant la première saison de croissance. À partir de segments de racines récoltées à diverses périodes au cours d'une saison de croissance, Raju *et al.* (1964) chez l'euphorbe érule (*Euphorbia esula* L.) et Hudson (1953) chez plusieurs autres espèces, ont déjà observé une baisse de capacité de régénération au moment de la pleine floraison. L'énergie de la petite oseille à se reproduire se trouve pour une bonne part dans ses organes souterrains, où les bourgeons adventifs sur les racines se développent en pousses feuillées. Le dévelop-

TABLEAU I

Masse sèche des plantes de la petite oseille (*Rumex acetosella* L.) au moment des coupes effectuées à divers stades de développement et après deux saisons de croissance

Stade de développement de la plante au moment de la coupe	Masse sèche moyenne*		Masse sèche totale après deux saisons de croissance** (g)
	au moment de la coupe (g)	le 19 septembre 1982 (g)	
Première saison de croissance			
Rosette densément feuillée (81.08.09)	4,9	404,6	409,5 c
Plein développement végétatif (81.09.01)	15,0	605,5	620,5 a
Plein développement végétatif (81.10.01)	39,1	450,6	489,7 b
Deuxième saison de croissance			
Début floraison (82.06.05)	236,5	101,2	337,7 d
Fructification et maturation des fruits (82.08.15)	352,8	63,9	416,7 c
Témoin	—	501,7	501,7 b

* $n = 10$

** Les résultats affectés d'une même lettre ne sont pas significativement différents à un seuil de 0,05, selon le test de Bayes-Duncan.

pement détaillé de l'espèce, au cours de deux saisons de croissance consécutives, a été décrit dans une étude précédente (Vézina *et al.*, 1986). Au moment où se sont effectuées les coupes à la première saison de croissance, le nombre de bourgeons et de pousses non émergées était très important (tableau II) : la plante était en plein essor de propagation. Dans ce cas, les biomasses

mesurées provenaient surtout des nouvelles pousses qui ont émergé du sol. À la deuxième saison de croissance, lors des coupes au stade de la floraison ou au stade de la fructification et de la maturation des fruits, le nombre de pousses végétatives était très élevé tandis que les bourgeons adventifs sur les racines et les pousses non émergées étaient peu nombreux (tableau II).

TABLEAU II

Dénombrement des organes de la reproduction végétative de la petite oseille (*Rumex acetosella* L.) à divers stades de développement

Stade de développement	Nombre moyen de pousses végétatives \pm E.T.	Nombre moyen de bourgeons adventifs et pousses non émergées du sol \pm E.T.
	($n = 4$)	($n = 4$)
Première saison de croissance		
Rosette densément feuillée (81.08.09)	36 \pm 21	384 \pm 166
Plein développement végétatif (81.09.01)	293 \pm 125	803 \pm 392
Plein développement végétatif (81.10.01)	1001 \pm 385	1231 \pm 398
Deuxième saison de croissance		
Début floraison (82.06.05)	1629 \pm 308	321 \pm 81
Fructification et maturation des fruits (82.08.15)	2443 \pm 285	156 \pm 69

La repousse s'est manifestée surtout à partir des bourgeons situés au collet ou à la base des parties restantes en surface.

La deuxième saison de croissance correspond à l'époque de la maturité chez la petite oseille. Les tiges se développent tôt au printemps et les fleurs s'ouvrent au début du mois de juin (Vézina *et al.*, 1986). Les coupes effectuées le 8 juin 1982 sur des clones de la petite oseille, et à différents intervalles sur la repousse, montrent que la masse sèche totale à la fin de l'expérience est plus élevée chez les clones qui n'ont subi aucune intervention (tableau III). Selon les résultats de Vézina *et al.* (1986), environ 25 % de la masse du système aérien d'un clone de l'espèce, à la fin de la deuxième saison de croissance, est constituée par les tiges.

L'importance du feuillage des clones qui n'ont pas été coupés, représentant environ 75 % de la masse de 181,2 g, reste supérieure à celle des clones coupés si on considère que les masses sèches cumulées des repousses, composées uniquement de feuilles, ne donnent qu'entre 58,1 et 67,3 g/m. Dans les clones coupés, on n'a pas mesuré, après une centaine de jours de croissance, une repousse beaucoup plus grande que la moitié de la masse végétale du départ. Ces résultats indiquent que la petite oseille est peu luxuriante après des coupes à la deuxième saison de croissance et que la fréquence des interventions n'a pas entraîné l'épuisement de la plante au point de prévenir un regain. À partir des données du tableau III, on peut estimer que la repousse s'est effectuée au rythme d'environ 0,65 g/m²/jour, si l'on exclut les repousses obtenues suite aux coupes du 2 septembre.

Le laiteron des champs (*Sonchus arvensis* L.), espèce pourvue d'un mode de propagation végétative similaire à celui de la petite oseille, se régénère aussi très bien après plusieurs coupes successives pourvu que les pousses aient un nombre suffisant de feuilles (Hakansson, 1969).

EFFET DU TRAVAIL DU SOL

La bêcheuse rotative ne détruit pas complètement la végétation; son action est plutôt de fragmenter grossièrement les plantes. Le passage de cet instrument dans les clones de la petite oseille a été suivi d'une repousse qui provenait de bourgeons adventifs qui se sont développés sur les fragments de racines éparpillés dans le sol.

Les résultats d'une expérience effectuée en serre (Harris, 1972), indiquent que le fractionnement des racines favorise la régénération de la petite oseille. Au champ, la bêcheuse travaille une couche de sol d'environ 15 cm d'épaisseur; la plante peut aisément produire des pousses à ces profondeurs (Vézina *et al.*, 1986). La régénération chez le laiteron des champs est maximale lorsque les fragments sont près de la surface du sol (Harkansson & Wallgren, 1972).

Le nombre de pousses qui sont apparues après le passage de la bêcheuse a varié entre 350 et 663 au m² selon la date du traitement. Par contre, dans les parcelles témoins 1058 pousses ont été dénombrées (tableau IV). À la deuxième saison de croissance, le traitement du 15 juin a donné 230 pousses de moins que le traitement du 13 mai. Pour le travail du sol effectué au mois de septembre et au mois d'octobre 1981, le nombre de pousses relevé à la fin de l'expérience était aussi

TABLEAU III

Effet de coupes effectuées à différents intervalles à la deuxième saison de croissance sur la repousse de la petite oseille (*Rumex acetosella* L.)

Nombre de coupes	Masse sèche moyenne* des parties aériennes au moment de la coupe			Repousse finale 20 septembre (g/m ²)	Masse sèche totale** (g/m ²)
	8 juin (g/m ²)	26 juillet (g/m ²)	2 septembre (g/m ²)		
1 coupe	95,7	—	—	58,1	153,8 b
2 coupes	95,6	33,5	—	33,8	162,9 b
2 coupes	93,6	—	52,4	2,5	142,5 b
3 coupes	91,7	32,6	28,4	3,6	156,1 b
Aucune coupe	—	—	—	181,2	181,2 a

* n = 4

** Les résultats affectés d'une même lettre ne sont pas significativement différents à un seuil de 0,05, selon le test de Bayes-Duncan.

inférieur à celui noté pour le 13 mai 1982. Les pousses qui proviennent des traitements effectués à la première saison de croissance étaient comparables aux pousses des parcelles témoins et leurs masses moyennes sont équivalentes. Pour les traitements effectués à la deuxième saison de croissance, les masses moyennes sont faibles, mais les pousses n'ont eu que deux à trois mois pour se développer. Le travail du sol qui fait disparaître toute trace de la plante en surface, n'élimine donc pas la petite oseille. Si l'on en juge par le nombre de pousses dénombrées à la fin de l'expérience, la plante supporte plus difficilement le travail du sol effectué vers la fin de l'été ou au début de l'automne de la première saison de croissance ainsi qu'à la mi-juin de la seconde saison de croissance, au moment de la floraison. Lorsque le travail du sol est effectué à l'automne, des jeunes pousses et des segments de racines disparaîtraient au cours de l'hiver. Les plantules qui survivent à l'hiver sont celles qui comptent un certain nombre de feuilles au moment de l'hivernage (Vézina *et al.*, 1986).

Conclusion

La petite oseille est une espèce envahissante qui réussit à se réinstaller et à poursuivre son développement à la suite de coupes ou du travail du sol. Les mesures prises sur des clones, après différents traitements, montrent que l'espèce

possède une grande vigueur végétative et qu'elle dispose de ressources importantes pour assurer sa régénération, particulièrement à la première saison de croissance. Dans les clones étudiés, la quantité de bourgeons sur les racines et leur évolution en pousses feuillées varient avec le développement de la plante. Ce caractère semble étroitement associé à l'importance de la repousse, qui est à son maximum lorsque la petite oseille est coupée en plein développement végétatif et que le nombre de bourgeons sur les racines est élevé. Durant la phase de la floraison et de la fructification, son potentiel de régénération est apparu moindre. Les coupes successives n'épuisent pas suffisamment la plante au point de prévenir un bon regain.

Envisagé sous l'angle de la protection des cultures, la petite oseille est une espèce prolifique qui ne peut donc être éliminée par une intervention mécanique. Dans les champs de fraisiers nouvellement transplantés, les sarclages mécaniques et le travail du sol effectués parfois en fin d'été sur des rosettes bien développées de la petite oseille sont peu efficaces et la plante se réinstalle avec beaucoup de succès. Les sarclages mécaniques seraient plus efficaces s'ils étaient effectués tôt en saison, depuis la plantation des fraisiers jusqu'à l'enracinement des stolons; ils auraient pour effet de retarder l'établissement de la mauveuse herbe en éliminant de nombreuses plantules.

TABLEAU IV

Effet du travail du sol à la bêcheuse rotative effectué à différentes périodes au cours de 1981 et 1982 sur des clones* de la petite oseille (*Rumex acetosella* L.)

Périodes des traitements	Nombre de pousses** au mètre carré	Masse sèche 2 septembre 1982 (g/m ²)	Masse moyenne d'une pousse (g)
Première saison de croissance (1981)			
15 août	663 b	116,3 b	0,18 a
3 septembre	502 c	76,2 c	0,15 a
3 octobre	486 c	70,4 c	0,14 a
Deuxième saison de croissance (1982)			
13 mai	581 b	35,1 d	0,06 b
15 juin	350 d	30,4 d	0,09 b
Aucun traitement	1058 a	148,3 a	0,14 a
LSD	82	17,3	0,06

* n = 6

** Les résultats d'une même colonne affectés d'une même lettre ne sont pas significativement différents à un seuil de 0,05 selon le test de Bayes-Duncan.

Remerciements

Les auteurs remercient madame Renée Caron, agronome, de l'assistance technique qu'elle a fournie. Ils expriment également leur vive reconnaissance au Conseil de recherches et services agricoles du Québec pour les subventions versées, sans lesquelles les travaux n'auraient pu être réalisés.

Références

- DOYON, D., C.-J. BOUCHARD & R. NÉRON, 1986. Résultats de l'inventaire des mauvaises herbes dans les cultures du Québec, 1980-1984. Principales données des relevés floristiques et agronomiques de la région de Québec (02). — Service de recherche en phytotechnie de Québec, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, n° 1, 42 p.
- FREEMAN, J. F., 1972. Red sorrel as a weed. — *Weed today*, winter, p. 12-13.
- HAKANSSON, S., 1969. Experiments with *Sonchus arvensis* L. I. Development and growth, and the response to burial and defoliation in different developmental stages. — *LantbrHögsk. Annlr*, 35: 989-1030.
- HAKANSSON, S. & B. WALLGREN, 1972. Experiments with *Sonchus arvensis* L. III. The development from reproductive roots cut into different lengths and planted at different depths, with and without competition from barley. — *Swedish J. agric. Res.*, 2: 15-26.
- HARRIS, W., 1970. Genecological aspects of flowering and vegetative reproduction in *Rumex acetosella* L. — *N. Z. J. Bot.*, 8: 99-113.
- HARRIS, W., 1972. Shading, defoliation, temperature growth stage, and residual fertility effects on competition between *Rumex acetosella*, *Trifolium repens* and *Lolium (multiflorum × perenne)*. — *N. Z. J. agric. Res.*, 15: 687-705.
- HUDSON, J. P., 1953. Factors affecting the regeneration of root-cuttings. — *Nature, Lond.*, 172: 411-412.
- MOORE, L. B., 1954. Some *Rumex acetosella* communities in New Zealand. — *Vegetation*, 5-6: 168-278.
- PUTWAIN, P. D. & J. L. HARPER, 1972. Studies in the dynamics of plant population V. Mechanisms governing the sex ratio in *Rumex acetosa* and *Rumex acetosella*. — *J. Ecol.*, 60: 113-129.
- RAJU, M. V. S., T. A. STEEVES & R. T. COUPLAND, 1964. On the generation of root fragments of leafy spurge (*Euphorbia esula* L.). — *Weed Res.*, 4: 2-11.
- VÉZINA, L., C.-J. BOUCHARD & H.-P. THERRIEN, 1986. Croissance et développement de la petite oseille (*Rumex acetosella* L.). — *Naturaliste can.*, 113: 107-114.

ASTER GASPENSIS VICTORIN: NOMBRE CHROMOSOMIQUE ET HYBRIDATION NATURELLE AVEC L'A. NOVI-BELGII L.

L. BROUILLET et J. LABRECQUE

Herbier Marie-Victorin, Institut botanique
Université de Montréal, 4101, rue Sherbrooke est
Montréal (Québec) H1X 2B2

Résumé

La population type de l'*Aster gaspensis* Victorin a été relocalisée récemment. Il s'y trouve aussi des individus de l'*A. novi-belgii* L. et des spécimens intermédiaires, qui s'avèrent être des hybrides de F₁. Les nombres chromosomiques respectifs de chacun sont les suivants: 2n = 80, 48 et 64. La détermination pour l'*A. gaspensis* est la première pour cette espèce. Les données caryologiques et morphologiques renforcent l'idée que ce taxon est une espèce allopolyploïde récente, possiblement apparentée à l'*A. longifolius*. Il s'agit d'une espèce rare au Québec.

Abstract

The type population of *Aster gaspensis* Victorin was recently relocated. In the same locality *A. novi-belgii* L. and intermediate specimens of hybrid origin (F₁) also occur. Chromosomal numbers for each taxon are, respectively: 2n = 80, 48 and 64. This is the first chromosome count for *A. gaspensis*. Caryological and morphological data reinforce the idea that this taxon is a recent, allopolyploid species, possibly related to *A. longifolius*. It is rare in Québec.

Introduction

L'*Aster gaspensis* Victorin appartient à la section *Dumosi*, sous-section *Foliacei*, que caractérisent un nombre chromosomique de base de x = 8 et des bractées involucales foliacées (Semple & Brouillet, 1980a). En le décrivant, Marie-Victorin (1932) le rattache à la section cordillérienne *Fulcrati*, maintenant assimilée aux *Foliacei*. Il ajoute alors cette espèce aux épibiotés et reliques du golfe du Saint-Laurent, selon la théorie des nunataks populaire à l'époque (Fernald, 1925), quoiqu'il ait ensuite suggéré une migration de ce taxon le long d'un corridor proglaciaire, à partir des Rocheuses (Marie-Victorin, 1938). Il décrit plus tard la forme *albiflora* (Marie-Victorin, 1944). L'histoire nomenclaturale subséquente du taxon est mouvementée. Fernald (1950) l'inclut dans l'*A. johannensis* Fern., Boivin (1966) le place dans l'*A. novi-belgii* L. var. *villicaulis* (Gray) Boivin, pour ensuite (Boivin, 1972) l'assigner à l'*A. hesperius* Gray, en tant que var. *gaspensis* (Vict.) Boivin. Scoggan (1979) l'incorpore au var. *novi-belgii* de l'*A. novi-belgii*. Cronquist (1943) n'en discute pas dans son étude du complexe de l'*A. foliaceus* dans l'ouest nord-américain, comme d'ailleurs ne le font pas les auteurs ayant traité ultérieurement

de ce groupe (Dean & Chambers, 1983; Allen *et al.*, 1983; Allen, 1984); en 1947, il accepte l'*A. gaspensis* et assimile l'*A. johannensis* à l'*A. novi-belgii*; dans le Britton & Brown, édition de 1952, il décrit et illustre l'*A. gaspensis*, qu'il rapproche de l'*A. crenifolius*, sans mentionner l'*A. johannensis*, tandis que dans la réimpression corrigée de 1958, les mêmes description et illustration sont attribuées plutôt à l'*A. johannensis*, sans mention de l'*A. gaspensis*, alors que la figure réfère clairement à ce dernier. Aucune de ces études ne bénéficiait d'une analyse biosystématique et malgré la quantité de données caryologiques nouvelles touchant cette partie de l'aire du genre *Aster* (v.g. Semple & Brouillet, 1980b; Jones, 1980; Semple *et al.*, 1983; Semple, 1985), ce taxon n'a jamais fait l'objet d'une vérification chromosomique.

La récolte de ce taxon dans la localité type nous permet donc d'effectuer une première détermination de son nombre chromosomique. De plus, la présence au même site de l'*A. novi-belgii* L. et de plantes d'apparence intermédiaire rend possible une évaluation de son statut par rapport à cette dernière espèce.

Matériel et méthodes

Le matériel a été prélevé le 4 août 1985 le long de la rivière Bonaventure (comté de Bonaventure, Gaspésie), au pont de la route de Saint-Elzéar, 6,9 km au nord de la route 132. Les plantes récoltées comprenaient l'*A. novi-belgii* (Brouillet & Labrecque 1431), l'*A. gaspensis* (1432) et l'hybride entre les deux (1432-3). Les parties aériennes, séchées, servent de spécimens témoins; ceux-ci sont déposés à l'Herbier Marie-Victorin de l'Université de Montréal (MT).

Les rhizomes ont été récoltés, conservés au frais dans des sacs de plastique durant le transport et repotés dans un mélange de terre, tourbe et sable à volume égal, puis mis en culture dans les serres de l'Institut botanique. À cause du nombre réduit d'individus présents sur le site, nous n'avons pas effectué d'étude morphométrique.

Des apex racinaires ont été prélevés vers 12 h; ils ont subi un prétraitement au bromo-naphtalène en solution aqueuse saturée pendant quatre heures; les écrasements ont été faits à l'orcéine

acétique (Semple & Brouillet, 1980b). Des dessins à la chambre claire accompagnent les comptages. Plusieurs racines et cellules ont servi à déterminer les nombres chromosomiques. La viabilité des grains de pollen a été évaluée à l'aide d'une teinture au bleu coton (0,5 %) dans du lactophénol; trois cent grains ou plus ont servi à déterminer le pourcentage de pollen viable.

Résultats

Les nombres chromosomiques sont rapportés au tableau I. L'*Aster gaspensis* est décuploïde, l'*A. novi-belgii* hexaploïde et leur hybride est intermédiaire, octoploïde. Des comptages supplémentaires de l'*A. novi-belgii* dans la région de la baie des Chaleurs (Gaspésie, Québec) ont tous donné $2n = 48$ (Grande-Rivière, Brouillet & Labrecque 1424; Chandler, 1425; Rivière Port-Daniel, 1426; Saint-Godefroi, 1427; Rivière Bonaventure, estuaire, 1430). Dans les trois cas, le pollen s'avère viable et l'hybride ne semble pas souffrir de stérilité pollinique (tableau I).

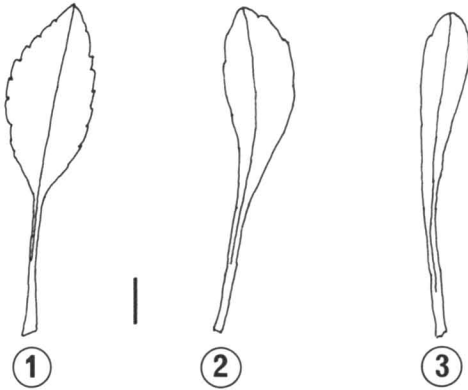
TABLEAU I

Comparaison de l'*Aster gaspensis*, de l'*A. novi-belgii* et de leur hybride aux points de vue cytologique et morphologique

	<i>Aster gaspensis</i>	<i>Aster gaspensis</i> × <i>novi-belgii</i>	<i>Aster novi-belgii</i>
$2n$	80	64	48
% pollen teint	96,7	98,3	91,1
Tige			
pubescence	éparse vers le sommet	plus abondante au sommet	abondante dès la base
Feuille			
longueur ¹	9,2-9,9	8,3-10	9-9,3
largeur ¹	0,7-0,9	0,8-1	1,4-1,9
apex → largeur ¹	5,7-6,5 ²	4-5,2	4,3-4,9
dents	aucune ou rares faibles	plusieurs faibles	abondantes marquées
Inflorescence			
branches	dressées, droites longues	droites dressées	± arquées courtes
pédoncules	longs	courts	courts
Rayons			
couleur	rose	purpurin	purpurin
nombre	23-29	—	23
Fleurons du disque			
nombre	20-34	—	45

¹ Mesures extrêmes effectuées sur 3 feuilles caulinaires médianes, en cm

² Feuille oblongue



Figures 1-3. Contour d'une feuille de la rosette basale, en serre. Étalon : 1 cm. Fig. 1. *Aster novi-belgii*. Fig. 2. *A. gaspensis* × *novi-belgii*. Fig. 3. *A. gaspensis*.

Le tableau I résume aussi les caractéristiques morphologiques principales qui distinguent les taxons parentaux et montrent le caractère intermédiaire de l'hybride. Ces caractères sont illustrés aux figures 4 à 9. Il convient de noter, de plus, que les feuilles de l'*A. novi-belgii* exhibent un net rétrécissement au-dessus de la base, peu ou pas manifeste chez l'*A. gaspensis* mais visible chez l'hybride. La coloration purpurine des rayons de l'*A. novi-belgii* domine également chez l'hybride.

Les anthocyanes impliquées sont absentes ou en quantités faibles dans l'*A. gaspensis*, dans cette population. Des spécimens à rayons pourpres existent ailleurs. Les fleurons tubulaires semblent moins nombreux chez ce dernier que chez l'*A. novi-belgii*, alors que les rayons sont en nombre équivalent. Ces données sont cependant très partielles. Les feuilles de la rosette basale, observées en serre, s'avèrent nettement distinctes pour les deux parents et intermédiaires chez l'hybride (fig. 1 à 3). Celles de l'*A. gaspensis* sont spatulées, obtuses et se rétrécissent graduellement à la base, alors que chez l'*A. novi-belgii*, elles sont elliptiques-lancéolées, aiguës, dentées et pétiolées.

L'*Aster gaspensis* est endémique à la région de la Baie-des-Chaleurs, en Gaspésie (fig. 7). Quatre localités sont connues, y compris celle dont il est question ici et qui est la seule dont l'existence actuelle soit confirmée. L'habitat est toujours une platière caillouteuse le long des rivières.

SPÉCIMENS EXAMINÉS (MT)

COMTÉ DE BONAVENTURE: junction of Restigouche and Matapédia rivers, gravelly flats, 30/08/1929, *Rousseau* 32326; rivière Bonaventure, platière calcaire vers le 4^{ème} mille; 31/07/1931, *Marie-Victorin*, *Rolland-Germain*, *Jacques* 37742; platières calcaires vers le 7^{ème} mille, au pied d'un éboulis «roll-way»,



Figures 4-6. Spécimens témoins illustrant l'apparence générale de la plante. Étalon : 1 cm. Fig. 4. *Aster novi-belgii*. Fig. 5. *A. gaspensis* × *novi-belgii*. Fig. 6. *A. gaspensis*.

Marie-Victorin, Rolland-Germain, Jacques 44265; platières caillouteuses vers le 8^{ème} mille, 23-24/08/1940, Marie-Victorin, Boivin, Raymond, Kucyniak 4036-4052; f. *albiflora*: 4035 (TYPE de la forme), sur les bords de la rivière Bonaventure, près du pont à environ 8 milles de l'embouchure, 31/07/1931, Marie-Victorin, Rolland-Germain, Jacques 37742 (! TYPE); sous le pont de la route Bonaventure-St-Elzéar, platière calcaire à *Potentilla fruticosa*, *Campanula rotundifolia*, etc., 19/08/1981, Brouillet 1002; au pont de la route de St-Elzéar, 6,9 km au N de QC-132 (Bonaventure) platière calcaire et pente de la berge de la rivière, du côté N, 04/08/1985, Brouillet & Labrecque 1432. COMTÉ DE GASPÉ-EST: Grande-Rivière, platières calcaires, 08/08/1931, Marie-Victorin, Rolland-Germain, Jacques 44252 & 44256; rivière Petit-Pabos, platière calcaire vers le 5^{ème} mille, 05/08/1931, Marie-Victorin, Rolland-Germain, Jacques 44261, 44273, 44279, 44292.

Discussion

Tant sur le terrain qu'en serre, que ce soit par leur morphologie ou leur nombre chromosomique, les individus de l'*Aster gaspensis* se distinguent de ceux de l'*A. novi-belgii*. Les plants d'aspect intermédiaire s'avèrent être des hybrides de F₁, comme en témoignent le nombre chromosomique et les caractéristiques morphologiques intermédiaires. La production d'hybrides fertiles entre des espèces d'*Aster* de la section *Dumosi*, particulièrement celles ayant un niveau élevé de ploïdie, est un phénomène bien connu qui a sans doute joué un rôle important dans l'évolution souvent réticulée du groupe (Wiegand, 1933; Shinners,

1941, 1945; Avers, 1953; Jones, 1980; Brouillet, 1981; Semple & Brammall, 1982; Allen et al., 1983). Il ne faut donc pas voir nécessairement dans la présence d'hybrides fertiles entre ces deux taxons l'indice d'une appartenance à une même espèce; cela pourrait refléter plutôt la communauté génétique fondamentale de ce groupe d'*Aster* d'évolution récente.

À la rivière Bonaventure, les deux taxons occupent les platières caillouteuses des berges, sans que puissent se discerner des préférences écologiques car les clones se répartissent au hasard. À l'Herbier Marie-Victorin (MT), nous n'avons pu retracer que quatre localités pour ce taxon, qui dataient toutes des années 1920-1940, malgré que nous ayons examiné l'ensemble des spécimens de ce groupe pour la région. Il est impossible, avec ces données, de vérifier l'hypothèse de Marie-Victorin (1932, 1938) selon laquelle l'*A. gaspensis* se trouverait sur l'ensemble des rivières du sud gaspésien.

Les données rassemblées ici impliquent qu'il faille reconnaître l'existence en Gaspésie, d'un taxon de la sous-section *Foliacei* qui soit distinct de l'*A. novi-belgii* du nord-est de l'Amérique du Nord. Cronquist (1947) en arrivait d'ailleurs à cette conclusion, quoique l'un des caractères qu'il utilise pour distinguer l'*A. gaspensis* des «*A. foliaceus*» orientaux, le degré selon lequel les bractées involucrales sont foliacées, ne soit pas valable puisque chez les deux taxons ce caractère varie selon les conditions ambiantes ou l'état physio-



Figures 7-9. Détail des spécimens témoins montrant les feuilles caulinaires et les capitules à bractées plus ou moins foliacées. Fig. 7. *Aster novi-belgii*. Fig. 8. *A. gaspensis* × *novi-belgii*. Fig. 9. *A. gaspensis*.

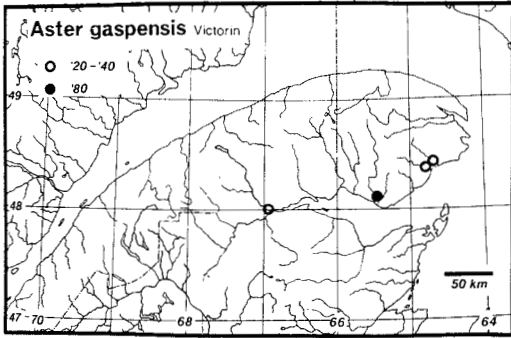


Figure 10. Répartition de l'*Aster gaspensis* Victorin. Les cercles indiquent les localités trouvées entre 1920 et 1940; le point indique la localité type, relocalisée après 1980.

logique de l'individu (observations non publiées). Ceci va à l'encontre de l'opinion exprimée par de nombreux auteurs (Fernald, 1950; Cronquist, 1958; Boivin, 1966; Scoggan, 1979), qui ne disposaient cependant pas de données biosystématiques. Le problème de son identité et par là également de son origine, se pose néanmoins.

Dans sa description, Marie-Victorin (1932) avait comparé l'*A. gaspensis* à des espèces cordillériennes, l'*A. douglasii* Lindl. (= *A. subspicatus* Nees), l'*A. laetevirens* Greene (= *A. lanceolatus* Willd. ssp. *hesperius*) et les *A. mearnsii* Rydb., *A. fulcratus* Greene et *A. proximus* Greene (= *A. bracteolatus* Nutt.). Boivin (1972) le rapproche aussi des deux premiers taxons. Utilisant notre expérience du terrain, des spécimens de ces espèces (MT) et les descriptions publiées dans diverses flores et travaux taxonomiques pertinents (Cronquist, 1943, 1955; Abrams & Ferris, 1960; Allen, 1984; Munz, 1959), nous avons conclu que l'*A. gaspensis* ne correspondait étroitement à aucun d'eux, si ce n'est qu'il partageait quelques unes de ses caractéristiques avec certains, notamment l'*A. subspicatus*, l'*A. bracteolatus* et l'*A. occidentalis* (Nutt.) T. & G. [ce que confirme G. Allen (comm. pers., 1986), après avoir vu des spécimens]. S'agit-il de convergence ou du partage d'un génome ancestral commun? Les éléments de réponse manquent présentement. Semple *et al.* (1983) ont publié un comptage de $2n = 80$ pour un individu de l'Ontario identifié à l'*A. longifolius* Lam. Dans leur travail sur les *Aster* de l'Ontario, Semple & Heard (1987) distinguent cette dernière espèce de l'*A. lanceolatus* ssp. *hesperius*, avec lequel il pourrait hybrider, ce que laisse soupçonner les individus à $2n = 64$ de cette région, et de l'*A. novi-belgii* maritime, dont il pourrait être, selon eux, une race de niveau élevé de ploïdie. Les caractères diagnostiques

de l'*A. longifolius* sont semblables à ceux de l'*A. gaspensis*, dont il pourrait dès lors se rapprocher, c'est-à-dire des feuilles étroites et très allongées et des inflorescences ouvertes, avec des capitules peu nombreux, aux rayons violacés et aux bractées involucrelles quasi égales. Ce dernier caractère est à notre avis peu fiable, comme nous l'avons indiqué plus haut. Une parenté semble donc possible avec l'*A. longifolius* du nord ontarien, quoique nous ne disposions pas à l'heure actuelle de données suffisantes pour conclure.

Qu'il soit endémique à la Gaspésie ou qu'il s'agisse de populations disjointes de l'*A. longifolius*, le problème de l'origine phylogénétique et géographique de l'*A. gaspensis* demeure. Certes, il appartient à la sous-section *Foliacei*, mais celle-ci possède des éléments aussi bien dans l'ouest que dans l'est du continent et elle est reconnue pour sa complexité taxonomique. Plusieurs alternatives s'offrent à nous pour expliquer son origine. D'abord, il pourrait s'agir d'un des taxons d'origine cordillérienne mentionnés auparavant qui aurait migré d'ouest en est au cours de la période post-glaciaire, comme le suggère Marie-Victorin (1938). En cours de migration, à cause de la dérive génique et de l'effet du faible nombre des fondateurs par exemple, des modifications génétiques auraient pu se produire et se fixer dans les populations restreintes, entraînant la formation d'une nouvelle espèce. Ou encore, l'ancêtre putatif pourrait avoir disparu de l'aire occidentale originelle et seules avoir survécu les populations orientales. Par ailleurs, un élément occidental en migration pourrait être entré en contact avec des populations orientales de l'*A. novi-belgii*, par exemple, et avoir formé avec celles-ci des hybrides fertiles capables de se stabiliser pour former une nouvelle espèce allopolyploïde. Anderson (1936) explique ainsi l'origine de l'*Iris versicolor* à partir de *I. setosa* et de *I. virginica*. Un tel mécanisme est aussi compatible avec l'hypothèse suivante, jusqu'à présent jamais envisagée. Cette espèce pourrait être d'origine hybride, soit, mais à partir de parents orientaux seulement et ne représenterait pas alors un cas de disjonction entre les Rocheuses et le golfe du Saint-Laurent. L'un des parents potentiels est l'*A. novi-belgii*, qui habite fréquemment le type d'habitat où se trouve l'*A. gaspensis*. Les feuilles étroites et l'inflorescence ouverte de ce dernier en suggèrent un second, l'*A. borealis* (T. & G.) Provancher (syn. *A. junciformis* Rydb.), qui colonise les rivages de certains lacs et rivières et les fens des régions nordiques. L'*A. borealis* a été rapporté à $2n = 16, 48$ et surtout 32 (Van Faasen, 1963; Van Faasen & Sterk, 1973; Jones, 1980; Semple *et al.*, 1983). L'appariement des gamètes de l'*A. novi-belgii* ($n = 24$) et de l'*A.*

borealis ($n = 16$) pour former un individu hybride pentaploïde, pourrait avoir été suivi d'un doublement chromosomique chez celui-ci, amenant la création d'individus décuploïdes. Ou encore, mais cela paraît moins probable, il pourrait y avoir eu appariement de gamètes non réduits de ces deux taxons. Le niveau décuploïde de l'*A. gaspensis* et de l'*A. longifolius* milite en faveur d'une allopolyploïdie puisque dans ce groupe d'*Aster*, les niveaux impairs de ploïdie, pentaploïde par exemple, sont associés à des hybrides entre individus de nombres chromosomiques différents. D'ailleurs, le niveau décuploïde ne se situe pas directement dans la série des doublements chromosomiques ($2x \rightarrow 4x \rightarrow 8x$, etc.) D'autre part, un simple doublement des chromosomes par autopolyploïdie suivi d'une aneuploïdie importante, descendante ($2n = 96 \rightarrow 80$) ou ascendante ($2n = 64 \rightarrow 80$), paraît peu probable. Un tel phénomène n'a d'ailleurs pas été observé chez les *Aster*, quoique l'aneuploïdie ou la dysploïdie s'y rencontrent.

Conclusion

L'*Aster gaspensis* Victorin nous apparaît donc comme un taxon valable, d'origine probablement allopolyploïde et récente, quaternaire ou holocène. Il s'agit soit d'un endémique gaspésien, soit de populations disjointes de l'*A. longifolius*. Seule une étude plus approfondie de ce taxon, qui utiliserait des marqueurs génétiques associés de façon indubitable à des espèces précises, soit cordillériennes, soit orientales, ou encore la synthèse de morphotypes semblables à l'aide du croisement artificiel des parents putatifs, pourra apporter une réponse définitive au problème de l'origine de ce taxon. Enfin, il conviendrait de l'ajouter à la liste des espèces de plantes vasculaires rares du Québec (Bouchard *et al.*, 1983), sa répartition limitée et le faible nombre de populations et d'individus justifiant cette inclusion.

Remerciements

Ce travail a été réalisé grâce à une subvention (A-0011) du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada.

Références

- ABRAMS, L. & R. S. FERRIS, 1960. Illustrated flora of the Pacific States — Washington, Oregon, and California. — Stanford Univ. Press, Stanford, Vol. IV, 732 p.
- ALLEN, G. A., 1984. Morphological and cytological variation in the western North American *Aster occidentalis* complex (Asteraceae). — Syst. Bot., 9: 175-191.
- ALLEN, G. A., M. L. DEAN & K. L. CHAMBERS, 1983. Hybridization studies in the *Aster occidentalis* (Asteraceae) polyploid complex of western North America. — Brittonia, 35: 353-361.
- ANDERSON, E., 1936. The species problem in *Iris*. — Ann. Mo. bot. Gdn, 23: 457-509.
- AVERS, C. J., 1953. Biosystematic studies in *Aster*. I. Crossing relationships in the Heterophylli. — Am. J. Bot., 40: 669-675.
- BOIVIN, B., 1966. Énumération des plantes du Canada. IV — Herbidées, 2^e partie: Connatae. — Naturaliste can., 93: 989-1063.
- BOIVIN, B., 1972. Flora of the Prairie Provinces. Part III (continued). — Phytologia, 23: 1-140.
- BOUCHARD, A., D. BARABÉ, M. DUMAIS & S. HAY, 1983. Les plantes vasculaires rares du Québec. — Syllogeus, n° 48, 75 p.
- BROUILLET, L., 1981. A biosystematic study of *Aster ciliolatus* Lindley and *Aster laevis* Linnaeus (Asteraceae-Astereae) with a survey of other Heterophylli. — Ph.D. Thesis, Univ. Waterloo (Ontario), 283 p.
- CRONQUIST, A., 1943. Revision of the western North American species of *Aster* centering about *A. foliaceus* Lind. — Am. Midl. Nat., 29: 429-467.
- CRONQUIST, A., 1947. Notes on the Compositae of the northeastern United States. V. Astereae. — Bull. Torrey bot. Club, 74: 142-150.
- CRONQUIST, A., 1952. Compositae. — Pages 323-545 in H. A. Gleason (ed.). The New Britton and Brown illustrated flora of the Northeastern United States and adjacent Canada. Vol. 3. New York Botanical Garden, New York, 590 p.
- CRONQUIST, A., 1955. Part 5: Compositae. — In C. L. Hitchcock, A. Cronquist, M. Ownbey & J. W. Thompson (ed.). Vascular plants of the Pacific Northwest. Publ. Biol. Univ. Washington, Vol. 17, 343 p.
- CRONQUIST, A., 1958. Compositae. — Pages 323-345 in H. A. Gleason (ed.). The New Britton and Brown illustrated flora of the Northeastern United States and adjacent Canada. 2nd printing, slightly revised. Vol. 3. New York Botanical Garden, New York, 596 p.
- DEAN, M. L. & K. L. CHAMBERS, 1983. Chromosome numbers and evolutionary patterns in the *Aster occidentalis* (Asteraceae) polyploid complex of western North America. — Brittonia, 35: 189-196.
- FERNALD, M. L., 1925. Persistence of plants in unglaciated areas of boreal America. — Mem. Am. Acad. Arts Sci., 15: 241-342.
- FERNALD, M. L., 1950. Gray's manual of botany, 8th ed. — Van Nostrand, New York, 1632 p.
- JONES, A. G., 1980. Data on chromosome numbers in *Aster* (Asteraceae), with comments on the status and relationships of certain North American species. — Brittonia, 32: 240-261.
- MARIE-VICTORIN, Fr., 1932. Quelques plantes nouvelles ou reliques du bassin de la baie des Chaleurs. — Contr. Lab. Bot. Univ. Montréal, 20: 1-22.
- MARIE-VICTORIN, Fr., 1938. Phytogeographical problems of Eastern Canada. — Am. Midl. Nat., 19: 489-558.

- MARIE-VICTORIN, Fr., 1944. Quelques entités phanérogamiques mineures de la flore du Québec. — *Naturaliste can.*, 71: 201-209.
- MUNZ, P. A., 1959. *A California flora*. — Univ. California Press, Berkeley & Los Angeles, 1681 p.
- SCOGGAN, H. J., 1979. *The Flora of Canada*. Part IV. Dicotyledonae (Loasaceae to Compositae). — *Publ. Bot. natn. Mus. nat. Sci. Canada*, no. 7, p. 1117-1711.
- SEMPLE, J. C., 1985. Chromosome number determinations in Fam. Compositae Tribe Astereae. — *Rhodora*, 87: 517-527.
- SEMPLE, J. C. & R. A. BRAMMALL, 1982. Wild *Aster lanceolatus* × *lateriflorus* hybrids in Ontario and comments on the origin of *A. ontarionis* (Compositae-Astereae). — *Can. J. Bot.*, 60: 1895-1906.
- SEMPLE, J. C. & L. BROUILLET, 1980a. A synopsis of North American asters: the subgenera, sections and subsections of *Aster* and *Lasallea*. — *Am. J. Bot.*, 67: 1010-1026.
- SEMPLE, J. C. & L. BROUILLET, 1980b. Chromosome numbers and satellite chromosome morphology in *Aster* and *Lasallea*. — *Am. J. Bot.*, 67: 1027-1039.
- SEMPLE, J. C. & S. B. HEARD, 1987. The asters of Ontario: *Aster* L. and *Virgulus* Raf. (Compositae: Astereae). — *Biology Series*, Univ. Waterloo, no. 30, 88 p.
- SEMPLE, J. C., J. G. CHMIELEWSKI & C. C. CHINNAPPA, 1983. Chromosome number determinations in *Aster* L. (Compositae) with comments on cytogeography, phylogeny and chromosome morphology. — *Am. J. Bot.*, 70: 1432-1443.
- SHINNERS, L. H., 1941. The genus *Aster* in Wisconsin. — *Am. Midl. Nat.*, 26: 398-420.
- SHINNERS, L. H., 1945. The genus *Aster* in Nova Scotia. — *Rhodora*, 45: 344-351.
- VAN FAASEN, P., 1963. Cytotaxonomic studies in Michigan asters. — *Mich. Bot.*, 2: 17-27.
- VAN FAASEN, P. & F. F. STERK, 1973. Chromosome numbers in *Aster*. — *Rhodora*, 75: 26-33.
- WIEGAND, K. M., 1933. *Aster paniculatus* and some of its relatives. — *Rhodora*, 35: 16-38.

DISTRIBUTION AND SPECIES RICHNESS OF AQUATIC MACROPHYTES IN A GROUP OF MANITOBA PONDS

E. PIP

*Department of Biology
University of Winnipeg
Winnipeg (Manitoba) R3B 2E9*

Résumé

La distribution et la richesse en espèces de macrophytes aquatiques furent étudiées dans 39 étangs de même âge et de dimensions semblables, mais aux caractéristiques chimiques variables. Ces étangs sont situés à la limite sud-ouest du Bouclier Précambrien dans l'est du Manitoba. On a, aux fins de cette étude, tenu compte du type de fond, de 11 paramètres chimiques de l'eau et de la distance entre les étangs. On y a rencontré un total de 32 espèces et groupes d'espèces; la diversité moyenne est de 5,3. Une analyse de groupement a démontré qu'en général les étangs avoisinants diffèrent quant à la composition des communautés et aux caractéristiques chimiques de l'eau. Les espèces qui sont disséminées par le vent sont les plus répandues. Plusieurs macrophytes occupent des étangs dont certains des facteurs chimiques se retrouvent à l'intérieur de limites précises et dont la diversité est élevée. L'analyse de la diversité et des propriétés chimiques au moyen d'une analyse de régression multiple pas à pas a identifié le phosphore inorganique comme étant le facteur chimique le plus important, bien qu'il n'explique que 15 % de la variabilité totale de la diversité. La distribution et la richesse en espèces semblent déterminées en partie par de nombreux facteurs physiques, chimiques et biologiques, ainsi que par la chance.

Abstract

Macrophyte distribution and species richness were studied in a group of 39 ponds of uniform age and similar size, but of varied water chemistry, on the southwestern edge of the Precambrian Shield in eastern Manitoba in relation to bottom substrate, 11 water chemistry parameters and distance between ponds. A total of 32 species or species groups was present in the ponds, with a mean richness of 5.3. Cluster analyses showed that adjacent ponds were seldom similar in community composition or water chemistry. Few species were significantly associated, indicating that most were distributed independently of each other. Some species showed clumped distributions among the ponds. Taxa which dispersed by wind were the most widespread. A number of species tended to frequent habitats within particular water chemistry parameter ranges and/or sites with higher species numbers. Stepwise multiple regression analysis with species richness as the dependent variable identified phosphorus as the most important of the water chemistry parameters examined, but this factor explained only 15 % of the total variability. Many environmental and biotic factors, as well as chance, appear to influence macrophyte distribution and species richness.

Introduction

Colonization of aquatic habitats by macrophytes is of considerable interest, in view of the rapidity with which macrophytes appear in new water bodies such as ponds. Because macrophyte succession in new environments may be influenced by a large variety of factors, the resulting community composition at a given point in time may be quite different even in adjacent superficially similar water bodies.

Ponds are particularly convenient systems for the study of macrophyte dispersal and colonization

because they are small, often closed, bodies with fewer niches and simpler community structure than are found in larger lentic waters. Thus factors which affect community diversity and composition are more easily observed in small habitats. However the effects of chance, as these relate to dispersal, immigration, stochastic population fluctuations and extinction, are also more pronounced in small water bodies (Talling, 1951).

Few studies of pond colonization by macrophytes have been reported in the literature. Gates (1927) investigated early succession patterns of macrophytes in individual newly formed ponds.

Godwin (1923) compared macrophyte species diversities in a group of superficially similar ponds of known ages in Britain and found substantial differences in community composition among them. However Boycott (1919) and Talling (1951) reported considerably smaller differences within other clusters of British ponds. Keddy (1976) studied the distributions of two species of *Lemna* in southern Ontario ponds and found that the two species had different distribution patterns and frequencies of occurrence, which could be explained by equilibria between extinction and relative colonization rates. Moller & Rordam (1985) examined two groups of ponds in Denmark, and reported that species numbers were significantly greater where ponds were closer together.

The objective of the present study was to determine whether the distribution patterns of individual macrophyte taxa in a group of ponds of uniform age and similar size could be related to spatial considerations, as judged by distances between the ponds, and/or to differences in the environmental attributes of the ponds, including bottom substrate type, and 11 water chemistry parameters. Species richness and interspecific associations were also examined.

Study sites

The study was conducted in a series of 39 ponds located on the southwestern edge of the Precambrian Shield in Manitoba. The ponds were arranged linearly parallel to a 26.5 km section of

the Provincial Trunk Highway no. 44 (49° 51-56'N, 95°33-53'W). The east end of the study area abutted the western boundary of Whiteshell Provincial Park. The area contained a series of bare outcrops of granitic Shield rock that alternated with bog and dense woodland which completely surrounded many of the ponds. The study area was subject to minimal human disturbance, although some farmland was located beyond the western boundary of the area.

The ponds had been created by excavation for road fill in 1930, when the roadway was constructed through the area. They were small (<2 ha) and shallow enough to support stands of submerged macrophytes throughout, but they contained water year-round, even during seasons of drought. The bottom varied from sand, clay and peat to bedrock containing pockets of fine sediment. The bottom of many of the ponds was covered by large sunken timbers from trees that had been bulldozed to make the original clearings for the excavations. Distances between adjacent ponds varied from a few metres to 2.1 km, with a mean distance of 0.6 km. Ponds were numbered consecutively from east to west. The sites were frequented by many types of waterfowl, particularly ducks and Canada geese, and by deer and moose.

Natural waters within the study area consisted of the Rennie River, which crossed the eastern end of the study section and drained a small lake, and the Bog River, which crossed the study section three times. Pond 1 was located 3.8 km west of the Rennie River. Other natural waters nearest

TABLE I
Summary of water chemistry characteristics of the study ponds

Variable	Mean	Standard error	Minimum	Maximum
pH	7.6	0.1	6.5	10.1
Total dissolved solids (mg·L ⁻¹)	190	20	25	555
Total alkalinity (mg·L ⁻¹ CaCO ₃)	128	8	40	230
Chloride (mg·L ⁻¹)	2.9	1.1	0	32
Nitrate-N (mg·L ⁻¹)	0.08	0.01	<0.04	0.6
Nitrite-N (mg·L ⁻¹)	0.005	<0.001	0	0.025
Ammonia-N (mg·L ⁻¹)	0.16	0.02	0	0.6
Molybdenum reactive phosphorus (mg·L ⁻¹)	0.26	0.12	0	4.1
Sulphate (mg·L ⁻¹)	9	5	0	161
Iron (mg·L ⁻¹)	0.02	0.02	0	0.6
Dissolved organic matter*	0.20	0.02	0.03	0.72

* Absorbance of acidified water at 275 nm

to the ponds have been described elsewhere (Pip, 1986). The water chemistry of the different ponds was highly variable for most parameters (Table I). No significant east-west gradient could be identified for any parameter along the line of ponds, except that the highest values of sulphate were observed in the 3 westernmost ponds. Agglomerative cluster analysis (Norusis, 1986) showed that adjacent ponds tended to be quite different in water chemistry. Seasonal variation of water chemistry parameters within a single pond (pond 21) has been presented elsewhere (Pip, 1986); seasonal fluctuations were relatively minor for the most part, except for molybdenum reactive phosphorus, which varied according to temperature and plant and algal growth, particularly at eutrophic sites.

Materials and methods

The ponds were examined during the May-August 1981 season for the presence of submerged, floating and emergent macrophytes. A surface water sample was collected at each site, transported on ice in a lightproof container and frozen within 5 hours. Samples were analysed according to methods recommended by the American Public Health Association (1971). The pH was measured directly in the field with a portable pH meter. Where seasonal values for individual ponds were available, maxima were used for statistical analyses. The critical significance level for all statistical tests was $P \leq 0.05$.

Results

MACROPHYTE DISTRIBUTION

The ponds contained 32 macrophyte species or species groups; those which were observed

at 2 or more sites are given in Table III. Mosses, *Chara*, *Equisetum*, *Sparganium* and *Eleocharis* spp. were each grouped together because reproductive structures were often absent. All macrophytes present in the Bog River were also present in some of the ponds, except for *Nuphar variegatum* Engelm. Macrophytes present in the Rennie River at the eastern end of the study area, but absent from the ponds, included *N. variegatum* as well as *Nymphaea odorata* Ait., *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid., *Callitriche* sp., *Potentilla palustris* (L.) Scop., *Calla palustris* L., *Potamogeton epihydrus* Raf. and *P. spirillus* Tuckerm.

The similarities in composition of the macrophyte communities were compared among the 39 ponds using agglomerative hierarchical cluster analysis. Clusters were combined by the unweighted pair-group method based on arithmetic averages; Manhattan scale distances were used (Norusis, 1986). The resulting dendrogram (Fig. 1) showed that adjacent ponds were seldom similar in terms of community composition. Ponds with rare taxa (recorded at 5 or fewer sites) were grouped on the righthand side; ponds 21, 28 and 30 contained five, four and three such taxa respectively. No east-west trends in community composition were apparent.

The occurrences of individual macrophyte taxa among the ponds were compared using cluster analysis as above. In the resulting dendrogram (Fig. 2), rare species were clustered on the left-hand side, while more common taxa, with progressively increasing cluster combine distances, were on the right. *Chara* sp. and *Typha latifolia*, the two most frequent species, were substantially different in distribution from all other taxa.

Chi-square tests with Yates' correction for continuity were applied to species pair combi-

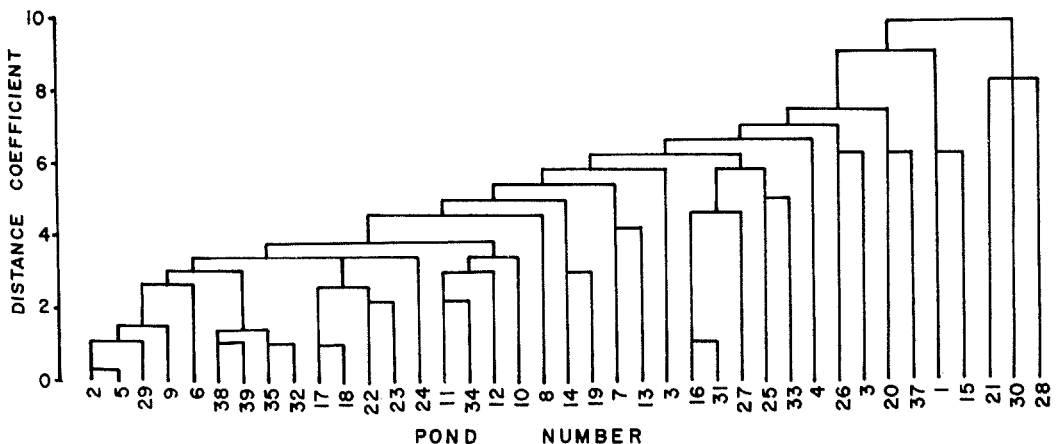


Figure 1. Dendrogram showing the similarities between ponds with respect to composition of macrophyte communities. Ponds have been numbered consecutively in order of occurrence from east to west.

nations (for taxa recorded at three or more sites) in an attempt to identify any positive or negative interspecific associations among the ponds. Only five significant associations were found, all of them positive: *Utricularia minor* and *Ceratophyllum demersum* ($P = 0.0007$), *U. vulgaris* and *Lemna minor* ($P = 0.028$), *U. intermedia* and *Equisetum* spp. ($P = 0.035$), *C. demersum* and *Najas flexilis* ($P = 0.045$), and *Mentha arvensis* and *Hippuris vulgaris* ($P = 0.045$). However members of these species pairs often failed to cluster together within the same groups in Figure 2 since the clustering reflected the respective frequencies of the species in addition to amount of pond overlap between species.

While many of the ponds were somewhat heterogeneous with respect to type of bottom substrate, ponds were classified according to predominant types, i.e. bedrock, sand, clay or highly organic substrates (which consisted of peat). For each taxon, substrate frequencies were compared among the 4 substrate types for ponds where each species was present and where it appeared to be absent (henceforth referred to as

present and remaining ponds respectively) using 2×4 chi-square tests. Only 3 species were significantly more frequent on particular substrate types; *Hippuris vulgaris* ($P = 0.005$) and *Mentha arvensis* ($P = 0.039$) did not occur on peat, while conversely *P. foliosus* ($P = 0.018$) was most frequent on this bottom type.

The mean values for each water chemistry parameter were compared among the 21 taxa recorded at 3 or more ponds using oneway analysis of variance, provided that homogeneity of variance assumptions were not violated, as judged by Cochran's & Bartlett-Box F tests. Because homogeneity assumptions were not valid for chloride, nitrate, nitrite, sulphate, molybdenum reactive phosphorus and iron, nonparametric comparisons were made in these cases using Kruskal-Wallis oneway analysis of variance (Bhattacharyya & Johnson, 1977). The multiple comparisons yielded significant overall interspecific differences for nitrite ($P < 0.02$), dissolved organic matter ($P < 0.02$) and pH ($P = 0.04$).

Individual species pairs which showed significant differences were identified using Tukey's

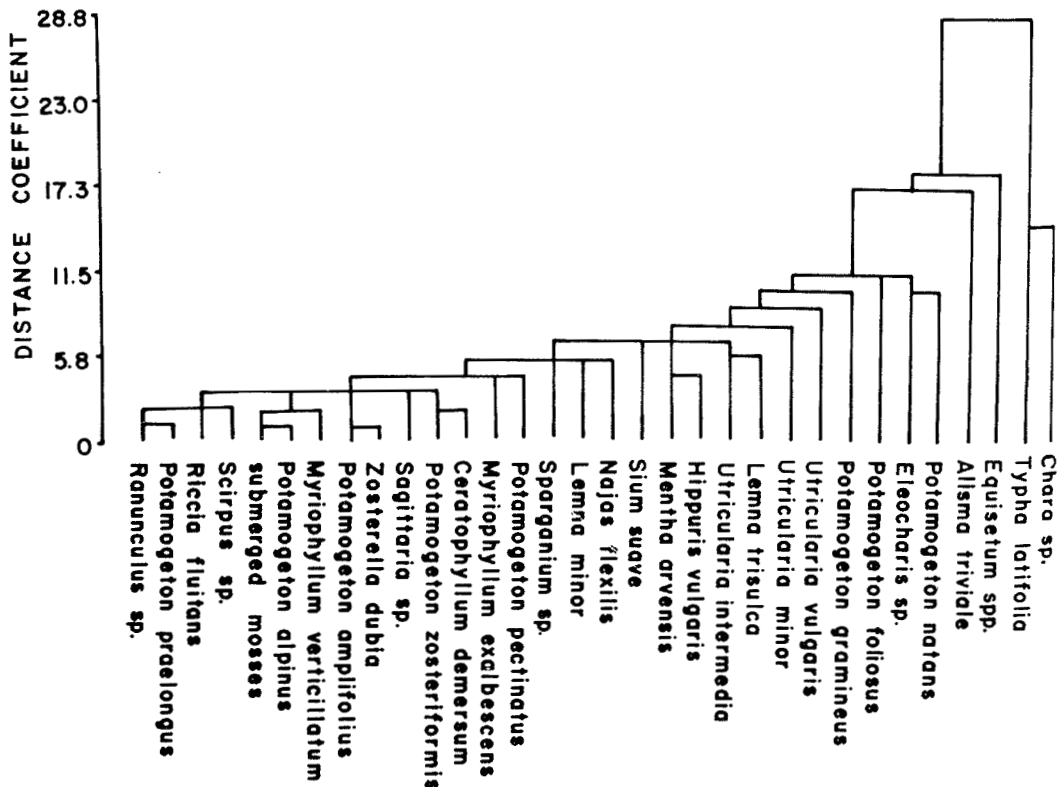


Figure 2. Dendrogram showing the similarities in distribution type for the macrophytes recorded in the ponds.

"honestly significant difference" test (Winer, 1971). The greatest number of significant differences was obtained for dissolved organic matter; these involved *Potamogeton pectinatus* (0.49 ± 0.12 [S.E.] absorbance at 275 nm) and each of *Ceratophyllum demersum* (0.11 ± 0.01), *Sparganium* spp. (0.12 ± 0.01), *Equisetum* spp. (0.15 ± 0.03), *P. natans* (0.18 ± 0.04), *P. foliosus* (0.19 ± 0.02), *Alisma triviale* (0.20 ± 0.02), *P. gramineus* (0.20 ± 0.03), *Eleocharis* spp. and *Utricularia vulgaris* (0.20 ± 0.04), and *Chara* sp. (0.21 ± 0.03). For nitrite-N, significant differences were found between *Sparganium* spp. ($\bar{x} = 15 \pm 6$ [S.E.] $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) and each of *Chara* spp. (2 ± 1) and *Alisma triviale* (3 ± 1). For pH, differences were significant between *P. pectinatus* (9.1 ± 0.8) and each of *Sparganium* spp. (6.9 ± 0.1) and *Mentha arvensis* (7.1 ± 0.2).

The macrophytes showed a broad spectrum of overlapping ranges with respect to total molybdenum reactive phosphorus, with *Potamogeton pectinatus* (0.02 ± 0.01 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) at the lowest concentrations, and *Myriophyllum exalbescens* (1.4 ± 1.3) and *Najas flexilis* (1.3 ± 0.8) showing the highest mean values and occurring in a broad range of

values. However interspecific differences were not significant for this or remaining parameters using Tukey's test.

The mean distances between locations at which each taxon was recorded, including the Bog and Rennie rivers, were smallest for *P. pectinatus*, *Typha latifolia* and *Utricularia minor* (Table II). *P. pectinatus* showed a clumped distribution between ponds 36-39 in the vicinity of the Bog River, which appeared to be the source of this species. *U. minor* was concentrated between ponds 21-23; its source was not apparent. On the other hand, the small mean distance for *T. latifolia* was due to its high frequency.

A contagion index was used to weight shorter distances in accordance with the greater likelihood of dispersal the smaller the distance:

$$C = \sqrt{\frac{\sum 1/x^2}{n + 1}}$$

where x is the distance between occurrences and n is the number of these (Pip, 1986). The larger the value of C , the closer together are the

TABLE II

Mean distance (d) and C (contagion index) values for macrophytes in the study ponds*

Species or species group	d (km)	C	N
<i>Potamogeton pectinatus</i>	0.60	1.51	4
<i>Typha latifolia</i>	0.64	4.97	39
<i>Utricularia minor</i>	0.88	3.91	6
<i>Chara</i> sp.	1.02	4.79	26
<i>Alisma triviale</i>	1.07	3.97	16
<i>Equisetum</i> spp.	1.35	4.29	21
<i>Najas flexilis</i>	1.40	1.44	5
<i>Ceratophyllum demersum</i>	1.70	1.01	3
<i>Myriophyllum exalbescens</i>	1.75	0.45	3
<i>Mentha arvensis</i>	2.2	0.58	5
<i>Potamogeton foliosus</i>	2.2	3.24	10
<i>Sium suave</i>	2.3	2.11	5
<i>Lemna trisulca</i>	2.3	4.48	4
<i>Potamogeton natans</i>	2.5	1.38	10
<i>Potamogeton gramineus</i>	2.7	3.38	8
<i>Eleocharis</i> spp.	3.1	0.70	9
<i>Utricularia vulgaris</i>	3.3	3.19	9
<i>Lemna minor</i>	5.5	0.15	4
<i>Utricularia intermedia</i>	5.5	0.18	5
<i>Sparganium</i> sp.	5.6	0.17	5
<i>Hippuris vulgaris</i>	8.0	0.13	3
<i>Sagittaria</i> sp.	8.3	1.25	4
<i>Potamogeton amplifolius</i>	18.7	—	2
Total ponds	0.64	4.97	39

* Values for the Bog and Rennie rivers have been included in the calculations.

sites where the species was observed. For a frequent species, a large value of C may reflect superior ability to colonize and/or compete, which in turn may be associated with tolerance to a wide range of environmental conditions. If a high value of C decreases markedly after it is multiplied by the species frequency, this suggests a clumped distribution, likely arising from limited dispersal capacity over distance, provided that environmental restrictions are not operating.

Values of C were highest for *T. latifolia*, *Chara* sp., *Lemna trisulca*, *Equisetum* spp. and *Alisma triviale* (Table II). These taxa, except for *L. trisulca*, were also the most frequent macrophytes in the ponds. *L. trisulca* was an infrequent species which showed moderate clumping, with one distance of <0.1 km whose effect was exaggerated by the small number of total occurrences. The value for *P. pectinatus* was not as high as expected because, while distribution was clumped, none of the distances were less than 0.4 km.

SPECIES RICHNESS

The number of macrophyte taxa present in a single pond varied from 1 to 11, with a mean

species richness of 5.3. Species richness was examined in relation to the distributions of individual taxa in order to ascertain whether certain macrophytes tended to frequent species-poor or species-rich communities. The mean species richness of the communities where each macrophyte taxon was found (Table III) was higher in most instances than the overall pond mean, since most species tended to occur in a larger proportion of species-rich ponds than was seen in the total sampling distribution. The lowest richness was recorded for *Potamogeton pectinatus* and *Mentha arvensis*, and for *Typha latifolia*; the latter species was present at all 39 sites.

Species richness was compared for each species (recorded at 3 or more ponds) at present and at remaining ponds using unpaired *t*-tests based on pooled variance estimates, where appropriate as judged from previously applied *F*-tests. In the case of *P. gramineus*, distributions were not normal and variances were significantly different; here a nonparametric comparison was made instead, using the Kolmogorov-Smirnov 2-sample test. Species richness was significantly higher at present than at remaining ponds for

TABLE III

Mean values of pond species richness for macrophyte taxa recorded at 2 or more ponds*

Species or species group	Species richness	N
<i>Chara</i> sp.	5.9 (0.5)	25
Submerged mosses	8.0 (0)	2
<i>Equisetum</i> spp.	6.1 (0.6)	18
<i>Typha latifolia</i> L.	5.3 (0.3)	39
<i>Sparganium</i> sp.	6.8 (0.9)	4
<i>Potamogeton amplifolius</i> Tuckerm.	7.0 (0.7)	2
<i>P. foliosus</i> Raf.	7.4 (0.7)	10
<i>P. gramineus</i> L.	6.4 (0.4)	8
<i>P. natans</i> L.	5.6 (0.7)	10
<i>P. pectinatus</i> L.	5.0 (1.5)	3
<i>Najas flexilis</i> (Willd.) Rostk. & Schmidt	7.4 (1.3)	5
<i>Alisma triviale</i> Pursh	6.3 (0.6)	16
<i>Sagittaria</i> spp.	9.5 (1.1)	2
<i>Eleocharis</i> spp.	5.6 (0.9)	8
<i>Lemna minor</i> L.	7.5 (1.3)	4
<i>L. trisulca</i> L.	8.3 (1.6)	4
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	9.0 (1.2)	3
<i>Myriophyllum exalbescens</i> Fern.	7.3 (0.3)	3
<i>Hippuris vulgaris</i> L.	7.0 (2.0)	3
<i>Sium suave</i> Walt.	6.5 (0.5)	4
<i>Mentha arvensis</i> L.	5.2 (0.5)	5
<i>Utricularia intermedia</i> Hayne	7.2 (1.2)	5
<i>U. minor</i> L.	7.8 (0.7)	6
<i>U. vulgaris</i> L.	6.6 (0.9)	8
Total sites	5.3 (0.3)	39

* Values in parentheses represent standard errors.

Potamogeton foliosus ($P < 0.001$), *Utricularia minor* ($P = 0.003$), *Ceratophyllum demersum* ($P = 0.003$), *Lemna trisulca* ($P = 0.006$), *Chara* sp. ($P = 0.027$), *Najas flexilis* ($P = 0.029$), *Alisma triviale* ($P = 0.028$), *Equisetum* spp. ($P = 0.036$), *P. gramineus* ($P = 0.044$), *Lemna minor* ($P = 0.045$) and *U. intermedia* ($P = 0.049$).

Stepwise multiple regression analysis of the water chemistry parameters, with species richness as the dependent variable, admitted total molybdenum reactive phosphorus alone into the equation. However this parameter accounted for only 15 % of the total variability in species richness ($R^2 = 0.15$, $P = 0.017$). Correlations between community diversity and each individual parameter showed that no other parameter appeared to be related to species richness (Table IV), even though pH was significantly correlated with phosphorus ($r = 0.36$, $P = 0.012$). Correlations among the water chemistry parameters in the ponds have been given elsewhere (Pip, 1986).

Discussion

A total of 32 taxa were recorded in the ponds, compared to 61 species and species groups (including *Typha latifolia* and *Potentilla palustris*) reported from all water body types in the surrounding region of the Precambrian Shield (Pip, 1984). However *Chara* sp., *Equisetum* spp., *Potamogeton foliosus*, *P. natans* and *Alisma triviale* were much more frequent in the ponds than in natural waters in the surrounding area. The greater frequencies of *Chara* and *Equisetum* spp. may have reflected the tendencies of these taxa to occur in habitats with higher values for some inorganic water chemistry parameters in the region

(Pip, 1984). Typical Shield waters have low concentrations of dissolved inorganic materials, but ponds in the area often show higher values because materials entering the system with runoff or from the atmosphere tend to accumulate over time, since such water bodies usually lack surface outflow, while exchange with groundwater is limited due to the bedrock basins. Others of the above taxa may have been more frequent in the group of ponds as a result of the founder effect, i.e. a chance effect based on the premise that dispersal within the group of ponds would be expected to occur more often than dispersal from a more distant outside source. Thus species which reached the ponds earlier after the latter had been created would have had more time to disperse throughout the group.

The importance of chance in the colonization of ponds has been discussed by Talling (1951). The likelihood of dispersal increases with decreasing distance between the sites. Probably after 50 years, most of the species in the area will have had the opportunity to arrive at least once at most or all of the ponds, particularly since colonization of new water bodies by macrophytes is a rapid process (Hotchkiss, 1941), and already colonized ponds can serve as new sources in "stepping-stone" fashion.

Isolated freshwater habitats may be regarded as islands; thus MacArthur & Wilson's (1967) theory of island biogeography may be applied to the problems of diversity and distribution of aquatic macrophytes (Keddy, 1976; Moller & Rordam, 1985). When extinction and immigration rates are in equilibrium, the variance in the number of species for water bodies of similar size would be expected to be less than the variance where random immigration is occurring into ecologically unsaturated habitats. In the latter case the variance to mean ratio would approach 1.0, but in the former instance the value would be closer to 0.5 (Lassen, 1975). In the present study this ratio was 1.08, providing evidence for random colonization of the ponds. The value of this ratio also suggested that, if the ponds were indeed comparable habitats, some of them may have been ecologically unsaturated, or, if they were environmentally different, with dissimilar restrictions in terms of factors such as water chemistry, seasonal fluctuations in water level, light, herbivory, overwintering conditions, proportion of soft substrates available for rooting, this would result in variable carrying capacity and intensity of competition in the different ponds, contributing to increased variance. Since the ponds were indeed environmentally dissimilar, the high ratio may have implied that, rather than being ecologically unsaturated, some ponds probably had fewer niches available than others.

TABLE IV

Correlations between species richness and water chemistry parameters

Parameter	r	P
Total dissolved solids	-0.01	0.49
Total alkalinity	-0.04	0.40
Chloride	0.05	0.38
Ammonia-N	-0.02	0.46
Nitrate-N	-0.08	0.31
Nitrite-N	-0.02	0.47
Total inorganic N	-0.07	0.34
Sulphate	0.10	0.28
Total molybdenum reactive phosphorus	0.39	0.008
Iron	-0.11	0.25
Dissolved organic matter	0.08	0.31
pH	0.12	0.24

Species richness tends to be comparatively low in small water bodies, even at equilibrium. In the Shield region, ponds (defined as lentic waters < 10 ha in size) show the lowest macrophyte diversities when compared with all other water body types (Pip, 1985). When water volume is small, environmental fluctuations are more pronounced, and available resources are reduced. The small surface area of ponds is also associated with fewer visits per unit time by agents of dispersal such as waterfowl, resulting in decreased immigration rates compared to larger waters (e.g. Moller & Rordam, 1985). Few aquatic macrophytes can take advantage of wind for dispersal, as has been pointed out by Reid (1892). *Typha*, which can disperse by wind, appeared to be an extremely successful colonizer of the ponds and could also tolerate the entire range of environmental conditions presented. Aside from *Chara*, *Equisetum* and bryophytes, which produce large numbers of spores, the macrophytes in the ponds must disperse in the form of seeds and plant fragments which may be transported on the feet and feathers of waterfowl (Darwin, 1859; Jacobs, 1947) or in the case of some seeds, within the digestive tracts of birds (Guppy, 1892). Wettstein (1950) reported that some macrophyte seeds may adhere to aquatic insects. In the present study ponds, it is also likely that deer and moose may act as vectors, as may also human visitors, such as hunters. Immigration rates may not have been identical for all ponds, for example if the sites were not all equally attractive to waterfowl, due to differences in availability of shoreline cover, or amount and type of vegetation present.

The large differences in water chemistry observed between ponds suggested that some species may have been restricted in distribution if water chemistry parameter values were outside the tolerance ranges of these species. Pip (1984) reported that populations of a number of macrophyte taxa may show narrower tolerance ranges towards the lower end of the concentration scale for water chemistry parameters in Shield waters, compared to waters in central Canada, suggesting that adaptation has occurred to the generally lower parameter values characteristic of Shield waters. A number of ponds in the present study showed values of pH, total dissolved solids, total alkalinity and dissolved organic matter which exceeded the ranges reported for some macrophytes in the area (Pip, 1984), and therefore some taxa may have been excluded from such ponds. For example, in the case of *Potamogeton amplifolius*, the reported maximum of $119 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ for total alkalinity in central Canada (Pip, 1979) would have excluded this species from at least 20 of the ponds, based on values at the time of sampling;

this number would be even greater when seasonal parameter fluctuations and adaptation of Shield populations to low values (Pip, 1984) are taken into account, and when restrictions with respect to other chemical parameters are included. More than half of the taxa found in the ponds were probably limited to some extent by unsuitable values (Pip, 1984) for at least one of the chemical parameters.

On the other hand, many species were often absent from a number of ponds where environmental factors (at least those monitored) were apparently suitable. In such cases, the species may have arrived and undergone subsequent extinction, or it may have been limited by some other, unmonitored, factors.

Potamogeton pectinatus occurred at sites with higher mean values of pH, total dissolved solids, phosphorus, ammonia, chloride, sulphate, and dissolved organic matter than did most other species. This was consistent with a similar type of distribution observed for this species in Shield waters as a whole, where apparently it does not compete well with the numerous species that are specialized for habitats with lower water chemistry parameter values, despite its ability to tolerate such environments (Pip, 1984). In the present study, *P. pectinatus* was also present in ponds with the lowest species richness values, since some parameter values exceeded the tolerance ranges of potential competitors.

Phosphorus was identified as the most important water chemistry parameter related to species richness in the ponds, even though relatively few significant interspecific differences could be demonstrated for this parameter because of the large amount of overlap in the ranges of different species. The importance of phosphorus in macrophyte distribution has been previously pointed out by Iversen & Olsen (1943), who also found a spectrum of ranges, analogous to that in the present study, for macrophytes in Swedish lakes. Phosphorus may have played an important role as a nutrient in the study ponds. A large part of the taxa could occur at high phosphorus values (in addition to lower ones), whereas the number of species occurring only at lower values was comparatively small. Thus, although most of the species were able to tolerate low values, presumably competition at low concentrations would be more intense, curtailing diversity.

The scarcity of significant associations between taxa suggested that most macrophytes were distributed independently of each other. Obviously the associations that were found coincided with similarities in the ranges of several of the water chemistry parameters at which the members of

each species pair occurred and, in the case of *Mentha arvensis* and *Hippuris vulgaris*, avoidance of organic substrates may have been an additional factor. However most species appeared to be impartial with respect to bottom substrate differences in the ponds.

In conclusion, both chemical and spatial variables influenced community composition in the ponds. Colonization success appeared to depend on effectiveness of overland dispersal (as inferred from distances between sites where species were found), ability to tolerate a wide range of environmental conditions, and ability to compete with other species. The various environmental factors differed in importance for individual species. Phosphorus was the most important of the water chemistry parameters examined with respect to species richness. Chance also appeared to be an important element influencing macrophyte community composition in the ponds.

References

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1971. Standard methods for the examination of water and wastewater. — Am. Public Health Assoc., New York, 874 p.
- BHATTACHARYYA, G. K. & R. A. JOHNSON, 1977. Statistical concepts and methods. — John Wiley & Sons, New York, 639 p.
- BOYCOTT, A. E., 1919. The freshwater Mollusca of the parish of Aldenham. — Trans. Herts. nat. Hist. Soc. Fld Club, 17: 153-200.
- DARWIN, C., 1859. On the origin of species by means of natural selection. — Mentor, New York, 479 p.
- GATES, F. C., 1927. Establishment of plant associations. — Ecology, 8: 339-340.
- GODWIN, H., 1923. Dispersal of pond floras. — J. Ecol., 21: 160-164.
- GUPPY, H. B., 1892. The River Thames as an agent in plant dispersal. — J. Linn. Soc. (Bot.), 29: 343-346.
- HOTCHKISS, N., 1941. The limnological role of the higher plants. — In A symposium on hydrobiology, Madison, Wisconsin, p. 152-162.
- IVERSEN, J. & S. OLSEN, 1943. Die Verbreitung der Wasserpflanzen in Relation zur Chemie des Wassers. — Bot. Tidsskr., 46: 136-145.
- JACOBS, D. L., 1947. An ecological life history of *Spirodela polyrhiza* (Greater Duckweed) with emphasis on the turion phase. — Ecol. Monogr., 17: 437-467.
- KEDDY, P. A., 1976. Lakes as islands: the distributional ecology of two aquatic plants, *Lemna minor* L. and *L. trisulca* L. — Ecology, 57: 353-359.
- LASSEN, H. H., 1975. The diversity of freshwater snails in view of the equilibrium theory of island biogeography. — Oecologia, 19: 1-8.
- MacARTHUR, R. H. & E. O. WILSON, 1967. The theory of island biogeography. — Princeton Univ. Press, New Jersey, 203 p.
- MOLLER, T. R. & C. P. RORDAM, 1985. Species numbers of vascular plants in relation to area, isolation and age of ponds in Denmark. — Oikos, 45: 8-16.
- NORUSIS, M. J., 1986. SPSS/PC + Advanced statistics. — SPSS Inc., Chicago, Illinois, 332 p.
- PIP, E., 1979. Survey of the ecology of submerged aquatic macrophytes in central Canada. — Aquat. Bot., 7: 339-357.
- PIP, E., 1984. Ecogeographical tolerance range variation in aquatic macrophytes. — Hydrobiologia, 108: 37-48.
- PIP, E., 1985. The ecology of freshwater gastropods on the southwestern edge of the Precambrian Shield. — Can. Fld Nat., 99: 76-85.
- PIP, E., 1986. A study of pond colonization by freshwater molluscs. — J. Moll. Stud., 52: 214-224.
- REID, C., 1892. On the natural history of isolated ponds. — Trans. Norfolk Norwich Nat. Soc., 5: 272-286.
- TALLING, J. F., 1951. The element of chance in pond populations. — Naturalist, Oct.-Dec.: 157-170.
- WETTSTEIN, O., 1950. Leben in Bombentrichter. Wie eine neue Lebensgemeinschaft entsteht. — Universum, 5: 196-198.
- WINER, B. J., 1971. Statistical principles in experimental design. — McGraw-Hill, New York, 907 p.

LES OISEAUX MARINS DE L'ARCHIPEL DES SEPT ÎLES (GOLFE DU SAINT-LAURENT, QUÉBEC)

P. BROUSSEAU et G. CHAPDELAINE

Service canadien de la faune

Région du Québec, Environnement Canada

1141, route de l'Église, C.P. 10 100, Sainte-Foy (Québec) G1V 4H5

Résumé

Les oiseaux marins de l'archipel des Sept Îles comptent 51 372 individus répartis en 10 espèces. Les laridés représentent 86,4% des effectifs totaux; suivent dans l'ordre les phalacrocoracidés (7,6 %), les hydrobatidés (2,6 %), les alcidés (1,8 %) et les anatidés (1,6 %). Dans le refuge de l'île du Corossol, à l'exception de l'eider à duvet, toutes les espèces ont connu une augmentation de leurs effectifs durant les dix dernières années. Ailleurs dans l'archipel, il est difficile de définir une tendance, compte tenu d'un manque de données historiques. Avec la confirmation de la nidification du pétrel cul-blanc, l'île du Corossol devient le site de nidification le plus à l'ouest du Golfe. Nous évaluons l'importance du secteur des Sept Îles par rapport aux principaux archipels de la Basse-Côte-Nord à l'aide des indices combinés de diversité et d'abondance.

Abstract

Ten species of seabirds accounting for 51,372 individuals breed in the Sept Îles Archipelago. The family Laridae comprises 86.4% of the total, Phalacrocoracidae 7.6%, Hydrobatidae 2.6%, Alcidae 1.8%, and Anatidae 1.6%. With the exception of eider duck, all species nesting in the Corossol sanctuary increased during the last 10 years. No trends can be drawn from other islands because historical data are missing. Breeding record of Leach's storm petrel at Corossol Island represents the westernmost in the Gulf of St. Lawrence. We used an index of abundance and diversity to evaluate the relative importance of seabirds in different archipelagoes on the North Shore and we discussed the high rank obtained for seabird community in Sept Îles Archipelago.

Introduction

Depuis quelques années, les autorités municipales de la ville de Sept-Îles ont intensifié leurs efforts pour développer le potentiel naturel de l'archipel des Sept Îles. Parmi les nombreux éléments identifiés, l'un d'eux — les oiseaux marins — a pu être mis en valeur très rapidement. Nos connaissances sur les populations d'oiseaux marins proviennent en grande partie des inventaires quinquennaux du refuge de l'île du Corossol, instauré en 1940 (Lewis, 1942; Hewitt, 1950; Tener, 1951; Lemieux, 1956; Moisan, 1962; Moisan & Fyfe, 1967; Nettleship & Lock, 1973; Chapdelaine, 1980; Chapdelaine & Brousseau, 1984). Avant 1940, les observations des naturalistes pour l'ensemble de l'archipel étaient très fragmentaires (Couper, 1881; Merriam, 1882; Lewis, 1929, 1934, 1937; Todd, 1963).

Dans le présent travail, nous déterminons la distribution et l'abondance des oiseaux de l'archipel. En utilisant les résultats des inventaires

quinquennaux de l'île du Corossol, nous mettons par ailleurs en évidence la tendance démographique de plusieurs espèces depuis 1940. Enfin, nous discutons de l'importance de cet archipel en regard d'autres sites de concentration d'oiseaux marins de la Côte-Nord.

Méthodes

LIEU D'ÉTUDE

L'archipel des Sept Îles (fig. 1), à l'exception des Cayes à Chaux, est constitué de gabbro anorthositique, de gneiss et de granit. Les îles appartiennent au Bouclier canadien et font partie de la province géologique de Grenville (Franconi *et al.*, 1971). Quant aux Cayes à Chaux, elles sont formées de calcaire d'âge ordovicien et correspondent à la même formation que celle des îles de Mingan (A. Lévesque, comm. pers.).

La végétation des îles appartient au domaine climacique de la sapinière (Grandtner, 1966). À

ce titre, le paysage est dominé essentiellement par la sapinière à bouleau blanc, à épinette blanche et, dans les dépressions, par la pessière. Toutes les grandes îles ont une végétation forestière importante couvrant 80 à 90 % de leur superficie. Sur les îlets Dequen, nous retrouvons une couverture végétale dominée par la camarine noire (*Empetrum nigrum*), les éricacées (*Ledum groenlandicum* et *Kalmia* sp.) et des taillis de sapins et d'épinettes rabougris. Les Cayes de l'Est sont des îlets dénudés.

INVENTAIRE

Nous avons réalisé les inventaires entre le 3 et le 12 juin 1985. Les techniques ont varié selon la superficie des îles, les espèces et la taille des colonies. Les techniques d'inventaire se résument comme suit, selon les familles.

Hydrobatidés

Nous avons utilisé un dénombrement systématique des terriers occupés pour estimer la po-

pulation de pétrel cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa*) nichant sur l'île du Corossol.

Phalacrocoracidés

Les nids actifs de cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) des îles du Corossol et Petite Boule ont été dénombrés sur des agrandissements photographiques noir et blanc (20,3 × 25,4 cm). La séance de photos a eu lieu le 12 juin à partir d'un hélicoptère Bell 206 Jet Ranger à une altitude moyenne de 275 mètres.

Anatidés

L'estimation de la population d'eider à duvet (*Somateria mollissima*) a nécessité l'emploi de plusieurs techniques: (1) dénombrement systématique des nids sur l'ensemble des îlets Dequen. (2) Système de quadrats ($n = 7$; 60 × 60 m) sur l'île du Corossol permettant d'obtenir une densité moyenne de nids (nids/ha). Cette valeur a été par la suite extrapolée pour la superficie de l'habitat

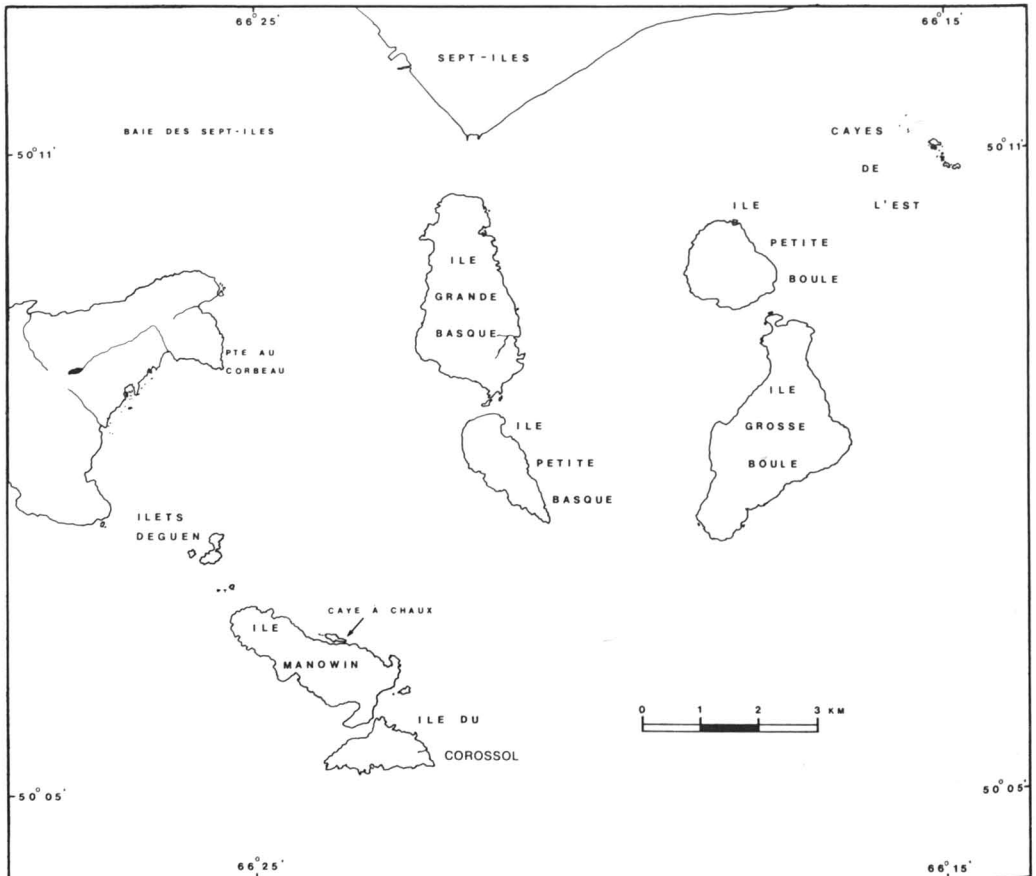


Figure 1. Les îles de l'archipel des Sept îles.

jugé potentiel à la nidification de l'espèce, l'adoption de cette technique étant en accord avec celle utilisée au cours des inventaires quinquennaux depuis 1972. (3) Sur chacune des autres îles, détermination de la densité d'au moins 20 % de l'habitat jugé potentiel pour l'espèce et extrapolation de la densité obtenue à la superficie potentielle totale; le calcul des superficies a été effectué à partir de photos aériennes (1:15 000).

Laridés

Nous avons adopté les techniques suivantes selon les espèces considérées, la dimension et l'accessibilité des colonies des îles: (1) Dénombrement complet des nids de mouette tridactyle (*Rissa tridactyla*) sur les îles du Corossol,

Manowin, Grosse Boule et Petite Boule; de sterne commune (*Sterna hirundo*) et de goéland argenté (*Larus argentatus*) sur les Cayes de l'Est et les îlets Dequen. (2) Sélection de colonies échantillons où le nombre de nids (N_p) et d'adultes (N_i) sont déterminés et calcul d'un facteur de conversion ($K = N_p/N_i$). Ce rapport permet d'estimer le nombre de nids à l'intérieur des colonies où l'on a observé le nombre d'adultes présents de goélands argentés et à manteau noir (*Larus marinus*). (3) Dénombrement des adultes à partir d'une embarcation ou d'un point d'observation.

Alcidés

Le guillemot noir (*Cephus grylle*) a fait l'objet d'un dénombrement d'individus autour des îles.

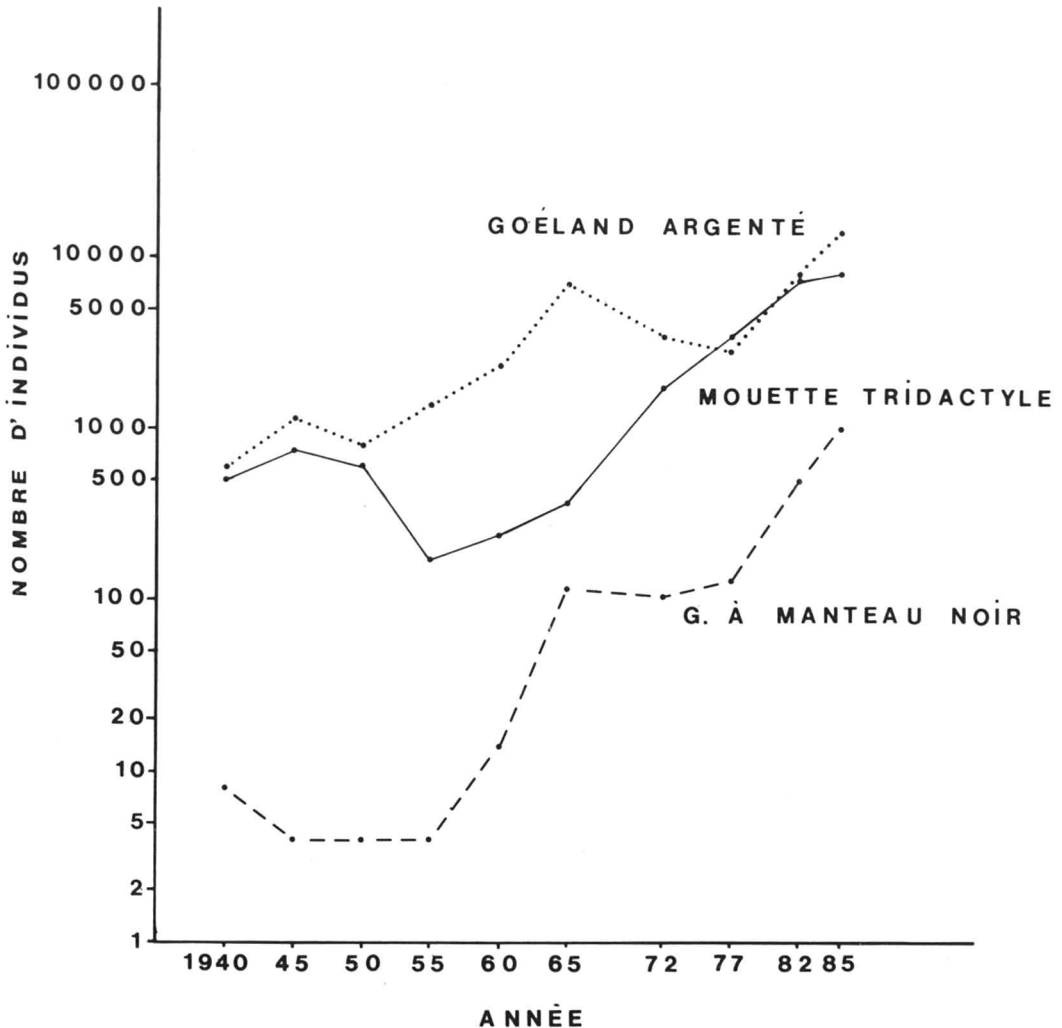


Figure 2. Tracé semi-logarithmique des fluctuations du nombre d'individus des différentes espèces de laridés nichant sur l'île du Corossol (1940-1985).

TABLEAU I

Effectifs (en individus) des différentes populations d'oiseaux marins dans l'archipel des Sept Îles en 1985

	<i>Cayes de l'Est</i>	<i>Grande Basque</i>	<i>Petite Basque</i>	<i>Grosse Boule</i>	<i>Petite Boule</i>	<i>Îlets Dequen</i>	<i>Île Manowin</i>	<i>Île du Corossol</i>	<i>Total</i>
Pétrel cul-blanc	—	—	—	—	—	—	—	1346	1346
Cormoran à aigrettes	—	—	—	—	2174	—	—	1722	3896
Eider à duvet	—	4	4	84	68	22	456	182	820
Goéland argenté	20	744	228	3342	7140	872	5702	14 508	32 556
Goéland à manteau noir	2	262	96	472	286	98	912	998	3126
Mouette tridactyle	—	—	—	94	290	—	74	8026	8484
Sterne commune	122	—	—	—	—	78	—	—	200
Marmette commune	—	—	—	—	—	—	—	168	168
Gode	—	—	—	9	—	2	60	529	600
Guillemot noir	—	1	2	21	14	4	26	108	176
Total	144	1011	330	4022	9972	1076	7230	27 587	51 372

Les populations de marmette commune (*Uria aalge*) et de gode (*Alca torda*) ont été estimées à l'aide de dénombrements d'adultes en attente aux colonies ou sur l'eau.

Résultats et discussion

DISTRIBUTION ET ABONDANCE

Au tableau I, nous présentons l'abondance et la distribution des 10 espèces d'oiseaux marins nichant dans l'archipel. Nous avons dénombré un total de 51 372 individus. L'importance relative selon une ordination par famille apparaît comme suit: laridés (86,4 %), phalacrocoracidés (7,6 %), hydrobatidés (2,6 %), alcidés (1,8 %) et anatidés (1,6 %). Le goéland argenté et le goéland à manteau noir sont présents sur toutes les îles, alors que le pétrel cul-blanc et la marmette commune nichent exclusivement sur l'île du Corossol. Cette île est remarquable tant du point de vue de la diversité avec ses 9 espèces que de l'abondance avec 54 % des effectifs de l'archipel.

Avec 32 556 individus, le goéland argenté prédomine sur toutes les autres espèces nicheuses de l'archipel. Cette espèce colonise tous les habitats ouverts disponibles, notamment les secteurs où la forêt a été modifiée par la présence d'anciennes colonies de cormoran à aigrettes. Le goéland à manteau noir, dont les colonies sont beaucoup moins denses que l'espèce précédente, occupe les mêmes habitats, mais colonise généralement les sites les plus élevés et les promontoires adjacents à la mer.

Quatre îles (du Corossol, Manowin, Petite Boule et Grosse Boule) abritent des colonies de mouette tridactyle. La première est, de loin, la plus importante avec 8 026 individus, soit 94,6 % des effectifs de l'archipel. Les falaises dénudées et escarpées sises au sud et sud-ouest lui sont particulièrement favorables. La sterne commune est la seule espèce qui ne niche pas dans le refuge de l'île du Corossol. Elle occupe les îlets Dequen et les Cayes de l'Est et la population totale s'établit à 200 individus.

Près de 4 000 cormorans à aigrettes occupent les îles Petite Boule et du Corossol. L'espèce construit ses nids exclusivement dans le faite des conifères et des feuillus. Sur l'île Petite Boule, les nids sont très dispersés tandis que sur l'île du Corossol, nous retrouvons 4 secteurs densément peuplés où la végétation est profondément affectée par les excréments.

La population de pétrel cul-blanc est caractérisée par plusieurs petites colonies distribuées sur les versants sud et sud-ouest de l'île du Corossol. La plupart d'entre elles se situent dans l'enclave des colonies de goélands.

Compte tenu des méthodes utilisées, nous considérons les estimations des populations de gode et de la marmette commune comme étant des minimums. C'est sur l'île du Corossol que le gode est le plus abondant avec 529 individus. Il niche également sur les îles Manowin, Grosse Boule et les îlets Dequen. Quant à la marmette commune, sa présence dans l'archipel en tant que nicheur est très récente et une population de 168 individus se retrouve uniquement sur l'île du Corossol.

L'eider à duvet occupe toutes les îles pourvues de végétation. Nous estimons la population totale à 410 couples dont 55 % se retrouvent sur l'île Manowin.

FLUCTUATION DES POPULATIONS

Les figures 2, 3 et 4 illustrent l'évolution des effectifs de 8 espèces de l'île du Corossol depuis 1940 jusqu'en 1985. Parmi les laridés, le goéland argenté, la mouette tridactyle et le goéland à manteau noir ont augmenté selon un taux annuel d'accroissement composé moyen respectif de 7,0 %, 6,1 % et 10,7 % entre 1940 et 1985. Selon Ricklefs (1973), ce taux, r , est défini comme étant:

$$r = \frac{\log_e N(t) - \log_e N(0)}{t}$$

- où $N(t)$ = effectifs de la population au temps t
 $N(0)$ = effectifs de la population au temps 0
 t = nombre d'années écoulées entre 2 inventaires

Après avoir oscillé entre 200 et 300 individus de 1940 à 1977, la population de cormoran à aigrettes s'est accrue considérablement entre 1977 et 1985 pour atteindre un niveau record de 1 722 individus dans le refuge de l'île du Corossol. Cette augmentation représente un taux annuel d'accroissement composé moyen de 10 %.

Parmi les trois espèces d'alcidés, signalons l'augmentation du gode depuis 1955 jusqu'à récemment et l'établissement de la marmette commune en 1972 (fig. 3) qui, par la suite, a augmenté jusqu'à 1985. Un suivi de la distribution de cette dernière espèce, depuis 1972, nous permet de reconnaître l'implantation de nouvelles petites colonies dans le secteur sud-ouest de l'île du Corossol. Quant au guillemot noir, il a connu une baisse drastique entre 1965 et 1972, mais depuis 1977, l'espèce a effectué une remontée et ses effectifs actuels sont comparables aux niveaux observés entre 1940 et 1965.

Quant à l'eider à duvet, nous enregistrons des hausses et des baisses entre 1940 et 1972 et depuis, on note une baisse continue.

IMPORTANCE DES OISEAUX MARINS DE L'ARCHIPEL
DES SEPT ÎLES

Au tableau II, nous présentons la diversité et l'abondance des oiseaux marins dans 9 sites ou archipels de la Côte-Nord du golfe du Saint-Laurent. Afin de mesurer l'importance relative de ces sites, nous avons calculé l'indice combiné de diversité et d'abondance (θ) tel que défini par Chanter & Owen (1976).

$$\theta = \ln (\beta N)$$

$$\beta = 1 - \lambda$$

$$\lambda = \frac{\sum_{j=1}^k n_j (n_j - 1)}{N (N - 1)}$$

$n_1 n_2 \dots n_k$ = nombre maximum d'individus de chaque espèce.

N = nombre total maximum d'individus pour toutes les espèces.

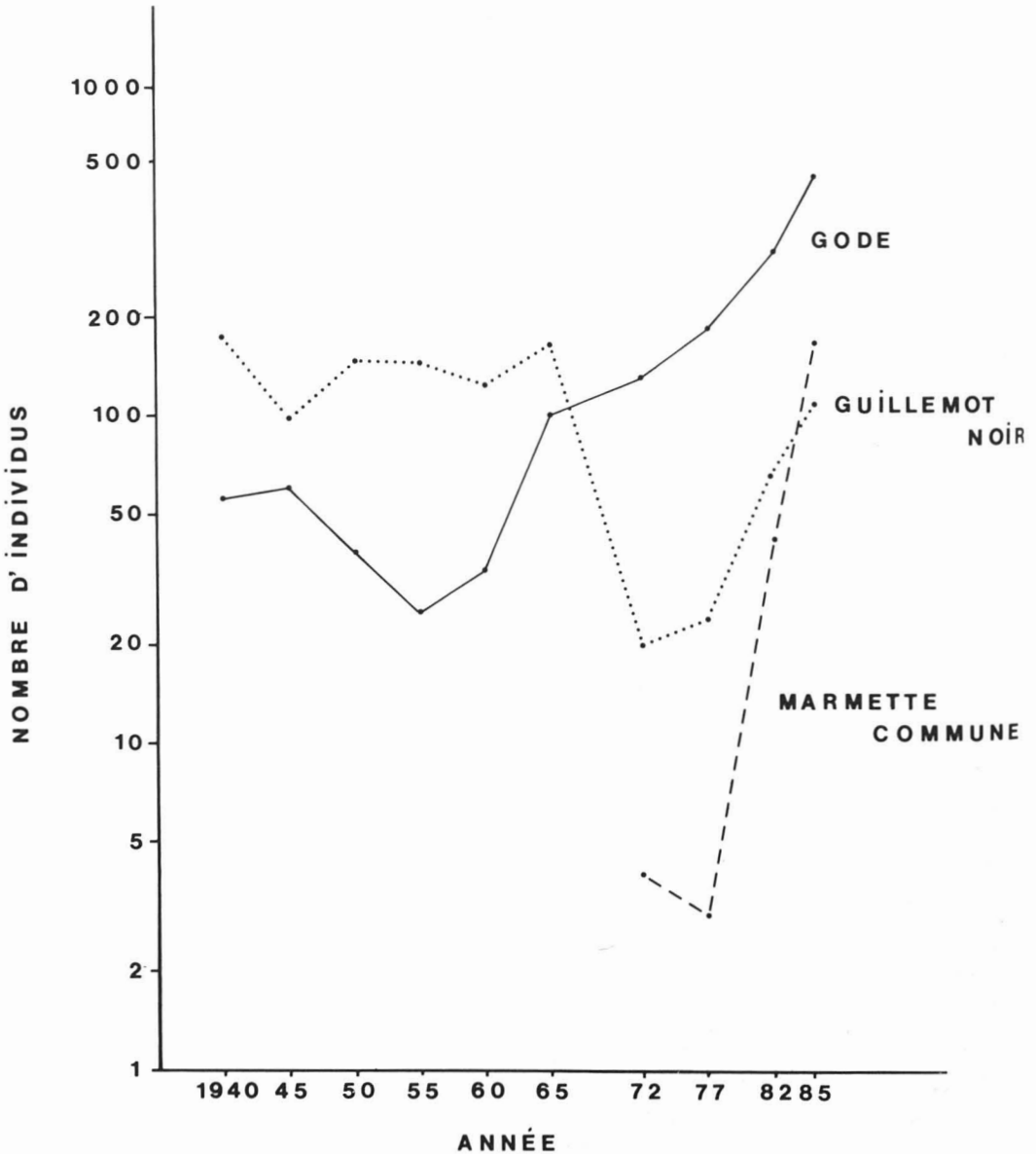


Figure 3. Tracé semi-logarithmique des fluctuations du nombre d'individus des différentes espèces d'alcidés nichant sur l'île du Corossol (1940-1985).

Cet indice nous montre que l'archipel des Sept Îles se classe au premier rang suivi de l'archipel de Mingan, des îles Sainte-Marie et des îles aux Perroquets. Selon cette analyse, l'archipel des

Sept Îles figure au premier rang à cause de la dominance du goéland argenté. Mais, en terme d'espèces, les îles Sainte-Marie représentent un milieu plus diversifié avec 13 espèces contre 10

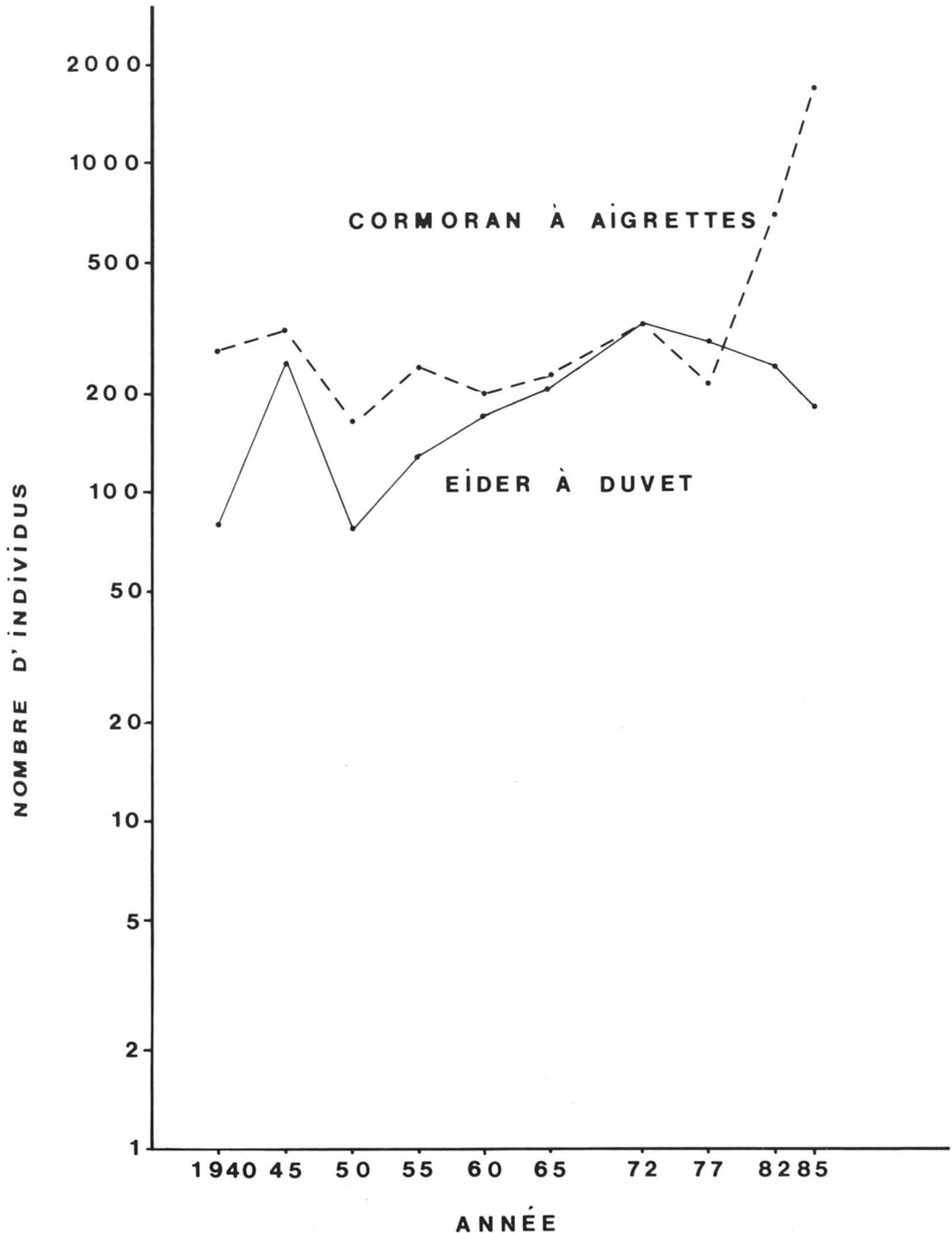


Figure 4. Tracé semi-logarithmique des fluctuations du nombre d'individus d'eider à duvet et de cormoran à aigrettes nichant sur l'île du Corossol (1940-1985).

TABLEAU II

Comparaison des effectifs (en individus) et de la diversité des différents archipels et refuges de la Côte-Nord selon l'indice combiné de diversité et d'abondance (Θ)

	<i>Archipel des Sept Îles</i>	<i>Archipel de Mingan</i> ¹	<i>Refuge de Watshishou</i> ²	<i>Refuge de l'île à la Brume</i> ²	<i>Refuge de Baie des Loups</i> ²	<i>Refuge des îles aux Perroquets</i> ²	<i>Refuge des îles Sainte-Marie</i> ²	<i>Refuge de Saint-Augustin</i> ³	<i>Refuge de la Baie de Brador</i> ²
Huard à gorge rousse	—	—	—	10	10	26	18	4	—
Pétrel cul-blanc	1346	—	—	—	88	42	104	—	—
Grand cormoran	—	—	—	—	—	—	134	—	—
Cormoran à aigrettes	3896	—	277	—	—	—	376	—	—
Eider à duvet	820	228	158	144	562	304	274	692	—
Goéland à bec cerclé	—	1962	24	178	—	188	—	554	—
Goéland argenté	32 556	7544	329	154	1130	314	2434	5356	—
Goéland à manteau noir	3126	160	162	65	238	69	832	54	12
Mouette tridactyle	8484	2630	—	—	—	—	148	—	—
Sterne caspienne	—	—	—	7	—	—	—	—	—
Sterne commune et arctique	200	7812	680	330	49	112	94	660	—
Marmette commune	168	—	—	—	34	2710	11 850	—	—
Gode	600	8	4	8	406	1192	1216	—	376
Guillemot noir	176	66	34	74	100	23	176	11	—
Macareux moine	—	276	—	—	11 646	2650	2942	—	13 046
Nombre d'individus	51 372	20 686	1668	970	14 263	7630	20 598	7331	13 434
Nombre d'espèces	10	9	8	9	10	11	13	7	3
Indice combiné (Θ)	10,17	9,58	7,13	6,64	8,43	8,78	9,47	8,08	6,69

¹ Chapdelaine & Bourget, 1981

² Chapdelaine & Brousseau, 1984

³ Chapdelaine, 1980

pour Sept Îles. Cet indice peut être aussi influencé par des facteurs tels que le nombre d'îles, la superficie, la physionomie et la topographie des sites qui peuvent affecter la distribution et la structure des communautés d'oiseaux marins. L'indice calculé ici ne tient pas compte de l'influence de ces facteurs.

Un aspect important à retenir concerne l'évolution de la communauté d'oiseaux marins à l'île du Corossol depuis 45 ans, tant en diversité qu'en abondance. Si nous comparons les indices combinés des inventaires effectués en 1940 et 1985, nous obtenons des valeurs respectives de 7,14 et 10,17. Cette tendance à la hausse contraste avec la baisse observée dans plusieurs autres refuges de la Côte-Nord (Chapdelaine, 1980) où les alcidés ont considérablement diminué.

Cette diminution a été discutée et analysée par plusieurs biologistes (Lewis, 1925; Bédard, 1963; Nettleship & Lock, 1973; Chapdelaine, 1980; Blanchard, 1984) et tous sont unanimes à mettre en évidence le braconnage (cueillette d'œufs, chasse printanière) comme étant la cause prépondérante de ce déclin. Par contre, à Sept-Îles et dans les environs, l'attitude sociale face à la conservation a beaucoup évolué au cours des 30 dernières années à la suite d'une activité économique plus florissante qu'auparavant. L'exploitation traditionnelle des oiseaux marins s'est graduellement transformée en une mise en valeur de la ressource par le biais du développement touristique de Sept-Îles. Ce changement de mentalité expliquerait en partie le succès de la communauté d'oiseaux marins de l'archipel des Sept Îles par rapport à d'autres sites de la Basse-Côte-Nord où les traditions séculaires de harcèlement et d'exploitation persistent.

Remerciements

Nous tenons à remercier Reynald Anderson, Stéphane Marchand, André Bourget et Guy Avoine pour leur appui technique durant les inventaires. Nous sommes aussi redevables à M. Marcel Gallienne et à sa famille pour leur encouragement et leur amabilité durant notre séjour à l'île du Corossol. André Bourget et Charles A. Drolet, du Service canadien de la faune, ont révisé le manuscrit; nous les en remercions.

Références

- BÉDARD, J., 1963. Les refuges d'oiseaux de la Côte Nord du golfe du Saint-Laurent. — Université Laval, Québec, 43 p.
- BLANCHARD, K. A., 1984. Seabird harvest and the importance of education in seabird management on the north shore of the Gulf of St. Lawrence. — Thèse Ph. D., Cornell Univ., 242 p.
- CHANTER, D. O. & D. F. OWEN, 1976. Nature reserves: a customer satisfaction index. — *Oikos*, 27: 165-167.
- CHAPDELAINE, G., 1980. Onzième inventaire et analyse des fluctuations des populations d'oiseaux marins dans les refuges de la Côte Nord du golfe Saint-Laurent. — *Can. Fld Nat.*, 94: 34-42.
- CHAPDELAINE, G. & A. BOURGET, 1981. Distribution, abondance et fluctuations des populations d'oiseaux marins de l'archipel de Mingan (golfe du Saint-Laurent, Québec). — *Naturaliste can.*, 108: 219-227.
- CHAPDELAINE, G. & P. BROUSSEAU, 1984. Douzième inventaire des populations d'oiseaux marins dans les refuges de la Côte Nord du golfe du Saint-Laurent. — *Can. Fld Nat.*, 98: 178-183.
- COUPER, W., 1881. Bird nesting in Labrador. — *Canadian Sportsman and Naturalist*, 1: 50-52.
- FRANCONI, A., K. N. M. SHARME, & A. F. LAURIN, 1971. Géologie de la région des rivières Bersimis, Papinachoïs, aux Outardes, Manicouagan, Sainte-Marguerite et Moisie, Comté de Saguenay, Québec. — *Min. Rich. nat. Québec*, 137 p.
- GRANDTNER, M. M., 1966. La végétation forestière du Québec méridional. — Presses Univ. Laval, Québec, 216 p.
- HEWITT, O. H., 1950. Fifth census of non-passerine birds in the sanctuaries of the North Shore of the Gulf of St. Lawrence. — *Can. Fld Nat.*, 64: 73-76.
- LEMIEUX, L., 1956. Seventh census of non-passerine birds in the bird sanctuaries of the North Shore of the Gulf of St. Lawrence. — *Can. Fld Nat.*, 70: 183-185.
- LEWIS, H. F., 1925. The new bird sanctuaries in the Gulf of St. Lawrence. — *Can. Fld Nat.*, 39: 177-179.
- LEWIS, H. F., 1929. The natural history of the double-crested cormorant (*Phalacrocorax auritus*). — *Rumi-Lou Books*, Ottawa, 94 p.
- LEWIS, H. F., 1934. Notes on birds of the Labrador peninsula in 1931, 1932 and 1933. — *Can. Fld Nat.*, 48: 98-102.
- LEWIS, H. F., 1937. Notes on birds of the Labrador peninsula in 1934 and 1935. — *Can. Fld Nat.*, 51: 99-105.
- LEWIS, H. F., 1942. Fourth census of the non-passerine birds in the bird sanctuaries of the North Shore of the Gulf of St. Lawrence. — *Can. Fld Nat.*, 56: 5-8.
- MERRIAM, C. H., 1882. List of birds ascertained to occur within ten miles from Pointe des Monts, Province of Québec, Canada; based chiefly upon the notes of Napoléon A. Comeau. — *Auk*, 7: 233-242.
- MOISAN, G., 1962. Eighth census of non-passerine birds in the bird sanctuaries of the North Shore of the Gulf of St. Lawrence. — *Can. Fld Nat.*, 76: 78-82.
- MOISAN, G. & R. W. FYFE, 1967. Ninth census of non-passerine birds in the sanctuaries of the North Shore of the Gulf of St. Lawrence. — *Can. Fld Nat.*, 81: 67-70.

- NETTLESHIP, D. N. & A. R. LOCK, 1973. Tenth census of seabirds in the sanctuaries of the North Shore of the Gulf of St. Lawrence. — *Can. Fid Nat.*, 87: 395-402.
- RICKLEFS, R. E., 1973. *Ecology*. — Chiron Press, Portland, 861 p.
- TENER, J. S., 1951. Sixth census of non-passerine birds in the bird sanctuaries of the North Shore of the Gulf of St. Lawrence. — *Can. Fid Nat.*, 65: 65-68.
- TODD, W. E. C., 1963. *Birds of the Labrador Peninsula and adjacent areas*. — Univ. Toronto Press, Toronto, 819 p.

CONTRIBUTION OF NORTH AMERICAN ATLANTIC SALMON (*SALMO SALAR* L.) TO THE FAROESE FISHERY

D. G. REDDIN

*Science Branch, Department of Fisheries and Oceans
P.O. Box 5667, St. John's, Newfoundland A1C 5X1*

Résumé

La capture aux îles Feroë de deux saumons atlantiques qui avaient été étiquetés et relâchés en Nouvelle-Écosse fait croire que la pêche des Feroë pourrait exploiter du saumon d'origine nord-américaine. On a, au moyen d'échantillons d'écailles et par analyse discriminante, tenté d'évaluer l'importance de telles captures, mais en utilisant seulement les saumons ayant passé deux ans en mer. Selon les résultats obtenus sur 247 échantillons, la contribution du saumon d'origine nord-américaine est pratiquement nulle.

Abstract

The capture in the Faroese fishery of two Atlantic salmon (*Salmo Salar* L.) that had been tagged and released from hatchery-reared stocks into the Liscomb River, Nova Scotia, suggested that this fishery could be exploiting salmon of North American origin. Scale samples and discriminant analysis were used to assess the extent of capture of salmon of North American origin in the Faroese fishery. It was shown from catch-at-age distributions that only two-sea-winter salmon of North American origin in age could contribute significantly to this fishery. The results from analysis of 247 samples of two-sea-winter salmon caught in 1981-1982 fishing season indicated that virtually no salmon of North American origin were caught.

Introduction

Mixed-stock fisheries are of particular relevance to salmon biologists and managers alike because they can harvest unknown numbers of fish from several stocks and in some cases from many stocks, e.g. the salmon fishery at Greenland. Estimation of the proportions of each stock in these fisheries by application of stock identification tools, e.g. natural marks, tags, etc., to samples from these fisheries is essential for stock assessments, to predict run sizes, and to account for total mortality at sea. A mixed-stock fishery for Atlantic salmon began in the Faroese economic zone as a relatively small fishery in the mid-1970's and escalated substantially from a catch of 51 t in 1978 to over 1000 t in 1981. In 1982 and 1983, the fishery was controlled by a quota of 625 t (Table I). On the basis of two recaptures, in the Faroese fishery, of salmon tagged in Canada (Reddin *et al.*, 1984b), the ICES Working Group on North Atlantic Salmon recommended investigation of the contribution of North American salmon to the Faroese catch (Anon., 1984a). The purpose of this paper is to quantify the extent of capture of North American salmon in the Faroese fishery. The technique employed was discriminant analysis of scale

characters utilizing the database developed by Reddin (1986) and Reddin *et al.* (1984a).

Description of Faroese fishery

The long-line fishery in the northern Norwegian Sea and Faroese area (Fig. 1) was started by Danish vessels in the mid-1960's, and they were subsequently joined by Norwegian and to a smaller extent Swedish, Faroese, and Federal Republic of Germany vessels. However, after the mid-1970's, the fishery was again prosecuted almost entirely by Danish vessels as a consequence of a ban on salmon long-lining by Norway. During the 1970's, a small long-line fishery was also conducted by Faroese vessels in the vicinity of the Faroe Islands, with annual catches in the period 1973-1977 ranging between 20 and 40 t. However, since 1978 it has grown markedly with annual catches from 1980 to 1984 ranging from 680 to 1125 t with a mean of 797 t (Table I). In 1982 and 1983, a quota of 625 t was set for this fishery. Recently, the Faroese fishery has mainly taken place in the northern portion of the Faroese economic zone (Fig. 1) and the fishing season has extended from November to June with the

largest catches in January-March. Although fish of all sea-ages frequent the area, the catch is predominantly 2-sea-winter salmon with small quantities of 1SW, 3SW, and previous spawners. Recaptures of salmon tagged as smolts in home waters and as adults in the vicinity of the Faroe Islands, indicated that the salmon exploited in the Faroese fishery originated in Norway, Sweden, United Kingdom (including Scotland, England, and Northern Ireland), France, Denmark, Iceland, Ireland, and the USSR (Anon., 1982, 1984a, 1985). Two salmon of Canadian origin have also been caught in the Faroese fishery (Reddin *et al.*, 1984b).

Methods

The objective of quantifying the number of North American salmon in the Faroese catch suggested the appropriateness of discriminant analysis of scale characters. Scales are a logical choice for identifying stocks in mixed-stock fisheries because they have been used previously for Pacific and for Atlantic salmon (Bilton & Messinger, 1975; Cook & Lord, 1978; Lear & Sandeman, 1980)

and because they are usually available. Discriminant analysis requires samples of known origin from the groups to be identified to establish a database and then samples of unknown origin from the mixed-stock fishery in question.

SEA-AGE CLASSES OF NORTH AMERICAN SALMON IN FAROESE FISHERY

To begin with, it is necessary to define the limits of the problem by determining which sea-age classes of the salmon caught in the Faroese fishery could consist of some North American salmon. The percentage composition of Atlantic salmon caught in the Faroese fishery in the 1981-1982 fishing season of sea-ages 1, 2, 3, 4, and previous spawners was 0.4 %, 79.6 %, 16.1 %, 1.0 % and 2.9 %, respectively (W. M. Shearer, pers. comm.). Furthermore, analysis of blood samples for steroids and tagging studies showed that 90 % of each age-class were maturing in the year of capture (Anon., 1984a). Therefore the non-maturing components of sea-age classes 1, 2, 3, 4 and previous spawners were 0.0 %, 8.0 %, 1.6 %, 0.0 % and 0.3 %, respectively and maturing components were 0.4 %, 71.6 %, 14.5 %, 1.0 %,

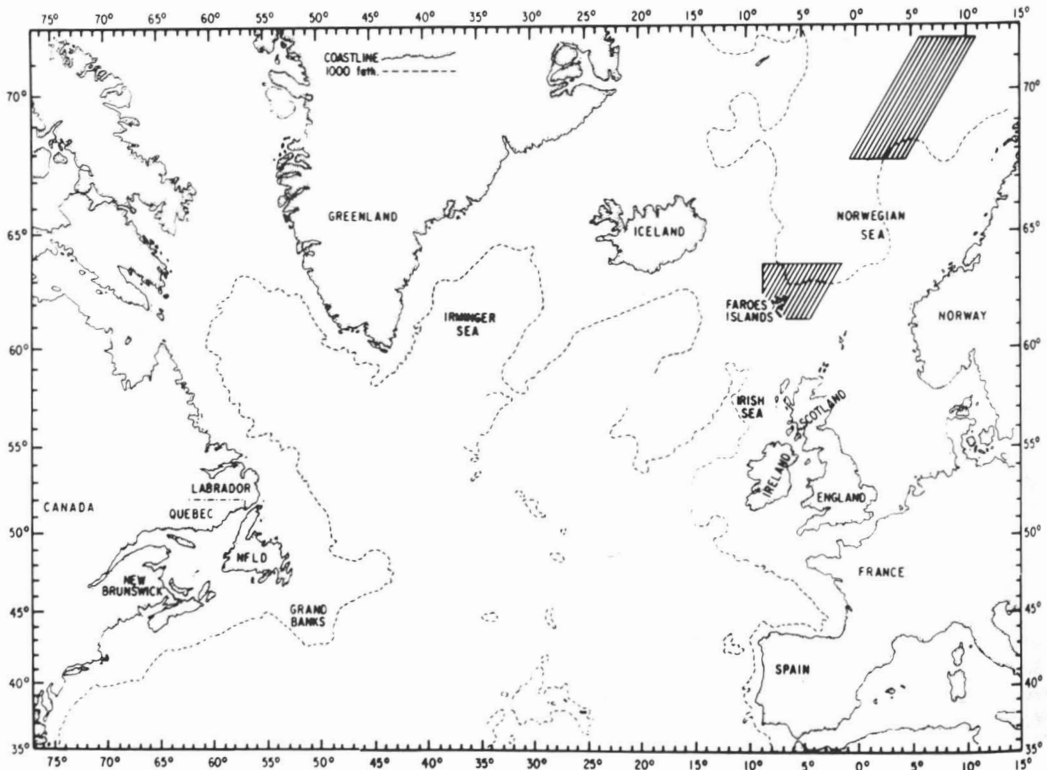


Figure 1. Map of the North Atlantic showing the location of the Faroe Islands, Norwegian Sea, and areas of fishing activity (hatched lines).

and 2.6 %, respectively. This suggests that for there to be significant numbers of North American salmon caught, they would have to be caught as 2-sea-winter salmon at Faroes and depending on whether they matured in that or the subsequent year would return as 2SW or 3SW salmon to their natal rivers. Therefore, the number of North American salmon in the other sea-age classes was assumed negligible and only 2SW salmon caught at Faroes were examined.

SCALE SAMPLES

Scale samples for the discriminant analysis were chosen systematically, e.g. 1 out of 5, from the total scale collection from the 1981-1982 Faroese fishery (W. M. Shearer, pers. comm.). In total, there were 251 scale samples available for analysis. Scales were removed from the left side of the fish between 3-6 scale rows above the lateral line, and on a line extending from the posterior edge of the dorsal fin to the anterior edge of the anal fin. Five scales per fish were impressed on a plastic slide and the 'best', i.e. the scale that had the most easily discerned circuli was interpreted. The circuli in the CS1S(45) and CS1W(45) zones on this scale were counted at 45° from the longitudinal axis of the scale as explained in Reddin (1986). These zones were defined as: (1) CS1S(45) is the zone in the first sea

year of widest and gradually decreasing inter-circuli spacings and (2) CS1W(45) is the zone in the first sea year of narrowest inter-circuli spacings.

STATISTICAL TECHNIQUES AND DATABASE

Discriminant analysis using these scale characters, CS1S(45) and CS1W(45), as input variables was employed to classify salmon from the Faroese fishery into either the North American or European groups, details of which are given in Reddin (1986). In this paper, the technique utilized was generalized-squared distance in its quadratic form using the within-covariance matrices.

Discriminant analysis also requires a database of known origin from which mean vectors and variance-covariance matrices for each group (North American and European in this case) are calculated (Cook & Lord, 1978; Reddin, 1986). The discriminant analysis database used for this analysis consisted of 133 scale samples of salmon of North American origin and 155 scale samples of salmon of European origin caught in homewater fisheries in 1982 (Reddin *et al.*, 1984a). This database was chosen because it consisted of salmon from the same smolt class as caught in the 1981-1982 Faroese fishery assuming that salmon returned to homewaters in the same year as the

TABLE I

Reported nominal catches¹ in the Faroese area long-line fishery, 1968-1984 (tonnes round fresh weight)²

Year	Denmark		Faroes		Total longline catch
	No. of vessels	Catch	No. of vessels	Catch	
1968	0	0	2	5 ³	5
1969	0	0	4	7	7
1970	0	0	5	12 ³	12
1971	0	0	0	0	0
1972	0	0	2	9	9
1973	0	0	5	28	28
1974	0	0	5	20	20
1975	0	0	6	28	28
1976	0	0	9	40	40
1977	0	0	9	40	40
1978	2	14	8	37	51
1979	2	75	7	119	194
1980	6	150	22	568	718
1981	6	100	38	1025 ³	1125
1982	6	74	31	606	680
1983	6	62	25	678	740
1984 ⁴	6	72	29	648	720

¹ Anon. (1985)

² Converted from gutted weight with a factor 1.11.

³ A small part of the catch taken more than 200 miles from the Faroese baseline.

⁴ Preliminary data

fishery. If salmon return to homewaters as 3SW salmon in the year following the fishery at Faroës, then it must be assumed that they would have the same or similar circuli counts as 2SW salmon. This is probably justified as growth during the first sea year is similar for these age groups (Gardner, 1976).

The accuracy of any discriminant analysis depends on the correct assignment of individuals to their respective groups. Similar to Pella & Robertson (1979) and Cook (1982), the number of misclassifications from classifying samples of known origin were used to measure the reliability of the discriminant procedure. Individuals of North American or European origin were deemed misclassified if they were assigned by the discriminant procedure to the incorrect group, e.g. a known North American salmon classified by discriminant analysis as European. The misclassification rate is the sum of misclassified individuals divided by the total number of individuals. The accuracy of the proportions of North American and European salmon estimated for the mixed-stock fishery at Faroës was assessed by the error rate. The error rate is defined as the difference between the actual proportions of North American and European salmon and the proportions calculated from the classification procedure on samples of known origin. The proportions of salmon of both North American and European origin sampled at Faroës were then corrected for their respective misclassification rates and 95 % confidence intervals calculated as shown by Pella & Robertson (1979). The method of Pella & Robertson (1979) was used because it corrects the estimate of the proportion of each stock in the stock mixture based on the misclassification rate and includes variation due to sampling error. Both the corrected and uncorrected proportions are reported in the tables and in the text.

All discriminant analyses include an assumption of prior probabilities, i.e. what the proportions of each group of fish in the mixed stock really are. As Corruccini (1975) has indicated discriminant analysis is not always robust to the usual assumed probabilities of 0.5:0.5, e.g. in the two stock case. Therefore, misclassification and error rates were calculated from the results of two analyses: one using prior probabilities of 0.5:0.5 for North American: European salmon and the other of 0.1:0.9. The 0.1:0.9 case was used since the proportion of European salmon in the Faroese catch was expected to be much higher than 0.5, given the proximity of the Faroe Islands to Europe. The data set used to calculate misclassification and error rates for prior probabilities of 0.5:0.5 consisted of all available samples, i.e. 288. Misclassification and error rates for prior probabilities of 0.1:0.9 were

calculated from the average of the results of classifying 10 data sets each of 100 individuals for which individuals were chosen randomly from the total samples available, i.e. $N = 1000$.

The results from classifying the above data sets indicated misclassification rates of 6.6 % and 5.0 % respectively for the two prior probabilities used (Tables II and III). Error rates in the North American proportion were -0.4% and $+1.0\%$ respectively for these two prior probabilities. Since there were only slight differences in these results for prior probabilities of 0.5:0.5 and 0.1:0.9, prior probabilities of 0.1:0.9 were chosen to classify the unknown samples from the Faroese fishery.

Results and discussion

There have been two recaptures of salmon of Canadian origin in the Faroese fishery and both were hatchery-reared smolts released as 2-year-olds into Liscomb River, Nova Scotia. Since scale samples were not available for either fish their sizes and other recapture information must be used to impute their ages. One was of St. Mary's River stock and was released in 1979 and recaptured on March 31, 1982. It was a 3-sea-winter (3SW) salmon when caught and its size of 70 cm suggests that it was a kelt that spawned after two years at sea or as a grilse spawning after one year at sea. The other tagged salmon recaptured in this fishery was from hatchery parentage returning to the Liscomb River. It was released as a 2-year smolt in 1982 and was caught in the Faroese fishery on February 2, 1984 as a 69 cm, 2SW salmon. The sea-age and size of this fish suggest that it was a virgin 2SW salmon when caught. This fish could have returned home as a 2SW or 3SW salmon. For it to return home as a 2SW salmon it would have had about six months to swim from the Faroese area to its home river. This is possible, since a kelt tagged at Western Arm Brook, Newfoundland, on May 30 was recaptured in Greenland on September 9, three months later (T. R. Porter, pers. comm.). Therefore, it is possible that 2-sea-winter salmon of North American origin that would return to homewaters as 2-sea-winter and 3-sea-winter salmon, as well as salmon that had previously spawned, are caught in this fishery. This is possible because the Faroese fishery takes place several months prior to entry of salmon into North American rivers. This is in contrast to the Greenland fishery in which salmon are caught that will not mature and enter home rivers until the year following the fishery (Parrish, 1973).

It was estimated from analysis of scale characters [CS1S(45) and CS1W(45)] of 2SW Atlantic

TABLE II

Results of classification using variables CS1W(45) and CS1S(45) for samples used in 1982 discriminant analysis database¹

Actual group	Predicted group membership		
	North American	European	Total
North American	123 92.5%	10 7.5%	133
European	9 5.8%	146 94.2%	155
Total	132 45.8%	156 54.2%	288
Actual proportion	46.2%	53.8%	
Prior probabilities	0.50	0.50	

Note: percentage of "grouped" individuals incorrectly classified: 6.6%.

¹ Prior probabilities used were North American = 0.5 and European = 0.5.

salmon caught in the 1981-1982 Faroese fishery that of 247 salmon sampled from the catch for which origin could be determined, 244 or 98.8 % of them were of European origin. There were only three salmon in the sample or 1.2 % classified as North American origin (Table IV). Since it has been shown that this discriminant analysis typically overestimates the proportion of North American salmon in a given sample, the results suggest that the proportion of salmon of North American origin in the Faroese catch in 1981-1982 was virtually 0 %. In fact, the proportions when corrected for the misclassification rate by the technique of Pella & Robertson (1979) showed 0 % North American salmon with 95 % confidence intervals from 0 % to 3 % (Table IV). This suggests that few if any of the 2SW salmon caught in the

Faroese fishery originated as smolts in rivers of North America.

This result was expected as Reddin *et al.* (1984b) indicated that only two tagged fish of North American origin have been reported during the 16 years that this fishery has been operating. Recaptures of tagged salmon of European origin in the Faroese fishery have been considerably higher, e.g. approximately 400 reported in the 1982-1983 fishing season (Anon., 1984b). It is possible that North American salmon of other sea-age classes, i.e. kelts and 3-sea-winter salmon, are caught in the Faroese fishery. However, in terms of absolute numbers the impact on North American stocks could not be very great as these age classes constitute only a small proportion of the total Faroese catch.

TABLE III

Results of classification using variables CS1W(45) and CS1S(45) for samples used in 1982 discriminant analysis database*

Actual group	Predicted group membership		
	North American	European	Total
North American	8 80.0%	2 20.0%	10
European	3 3.3%	87 96.7%	90
Total	11 11%	89 89%	100
Actual proportion	10%	90%	
Prior probabilities	0.10	0.90	

Note: percentage of "grouped" individuals incorrectly classified: 5.0%.

* Prior probabilities used were North American = 0.1 and European = 0.9.

TABLE IV

Number and percentage of North American and European origin salmon identified by discriminant analysis of scale samples collected from salmon caught in the Faroese fishery, 1981-1982

	North American	European	Total
Number	3	244	247
%	1.2	98.8	
Corrected %	0	100.0	
95% C.L.	(3.0)	(100.97)	

A number of techniques are available that have been used with varying degrees of success to determine the stock origins of salmon caught in mixed-stock fisheries. For example, tags have been applied both to smolts and adults and the subsequent number of recaptures used to calculate proportions of stock mixtures in mixed-stock fisheries (Møller Jensen, 1980; Pippy, 1982). However, there are several drawbacks to this approach since it is difficult to tag sufficient numbers and non-reporting of tag recaptures by fishermen and high mortalities of tagged fish make derivation of total numbers of fish caught in the mixed-stock fishery difficult (Ireland & Kanwisher, 1978). Other techniques using parasites or biological tags as natural markers have also been examined but studies have shown that they are of limited potential (Pippy, 1969; Fairbairn, 1979).

Wider use has been made of morphological characters, especially scales and discriminant analysis to estimate mixing proportions in mixed-stock fisheries. Scales have been chosen most frequently because they can be obtained easily and cheaply. Initially, this technique was used to identify Pacific salmonids (Anas & Murai, 1969; Tanaka *et al.*, 1969) and Atlantic salmon in high-seas fisheries (Lear & Sandeman, 1980). More recently the technique has been extended to identify individual stocks in various fisheries (Bilton & Messinger, 1975; Cook & Lord, 1978; Lear & Misra, 1978; Scarnecchia & Wagner, 1980). In summary, the results of analysis of scale patterns by discriminant analysis has shown that virtually no Atlantic salmon of North American origin are caught in the Faroe Islands fishery.

Acknowledgments

The author acknowledges the advice of biologists T. R. Porter, J. B. Dempson, and V. A. Pepper on an earlier draft of the manuscript. The constructive comments of Dr. F. Whoriskey and an anonymous referee were also greatly appreciated.

References

- ANAS, R. E. & S. MURAI, 1969. Use of scale characters and a discriminant function for classifying sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) by continent of origin. — *Int. North Pacif. Fish. Comm. Bull.*, 26: 157-192.
- ANONYMOUS, 1982. Report of meeting of the working group on North Atlantic salmon. — *Cons. int. Explor. Mer*, C. M. 1982/Assess: 19.
- ANONYMOUS, 1984a. Report of the working group on North Atlantic salmon. — *Cons. int. Explor. Mer*, C. M. 1984/Assess: 16.
- ANONYMOUS, 1984b. Report of the meeting of the study group of the North Atlantic salmon working group. Torshavn, 27-30 March, 1984. — *Cons. int. Explor. Mer*, C. M. 1984/M: 9.
- ANONYMOUS, 1985. Report of meeting of working group on North Atlantic salmon. — *Cons. int. Explor. Mer*, C. M. 1985/Assess: 11.
- BILTON, H. T. & H. B. MESSINGER, 1975. Identification of major British Columbia and Alaska runs of age 1.2 and 1.3 sockeye from their scale characters. — *Int. North Pacif. Fish. Comm. Bull.*, 32: 199-229.
- COOK, R. C. & G. E. LORD, 1978. Identification of stocks of Bristol Bay sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*, by evaluating scale patterns with a polynomial discriminant method. — *Fish. Bull.*, 76: 415-423.
- CORRUCCINI, R. S., 1975. Multivariate analysis in biological anthropology: some considerations. — *J. Hum. Evol.*, 4: 1-19.
- FAIRBAIRN, D. J., 1979. Evidence for the underestimation of the proportion of North American salmon in the West Greenland feeding aggregate. — *Cons. int. Explor. Mer*, C. M. 1979/M: 19, 16 p.
- GARDNER, M. L. G., 1976. A review of factors which may influence the sea-age and maturation of Atlantic salmon *Salmo salar* L. — *J. Fish. Biol.*, 9: 289-327.
- IRELAND, L. C. & J. W. KANWISHER, 1978. Underwater acoustic biotelemetry: procedures for obtaining information on the behaviour and physiology of free-swimming aquatic animals in their natural environments. — Pages 341-379 in D. I. Mostofsky (ed.). *The behaviour of fish and other aquatic animals*. Academic Press, New York, 393 p.
- LEAR, W. H. & R. K. MISRA, 1978. Clinal variation in scale characters of Atlantic salmon (*Salmo salar*) based on discriminant function analysis. — *J. Fish. Res. Bd Can.*, 35: 43-47.
- LEAR, W. H. & E. J. SANDEMAN, 1980. Use of scale characters and discriminant functions for identifying continental origin of Atlantic salmon. — *In* ICES/ICNAF joint investigation on North Atlantic salmon. *Rapp. P.-V. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 176: 68-75.
- MØLLER JENSEN, J., 1980. Recaptures from international tagging experiments at West Greenland. — *Rapp. P.-V. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 176: 122-135.
- PARRISH, B. B., 1973. A review of the work of the ICES/ICNAF joint working party on North Atlantic salmon. — *Int. Atlant. Salmon Found. Spec. Publ. Ser.*, 4: 383-396.

- PELLA, J. J. & T. L. ROBERTSON, 1979. Assessment of composition of stock mixtures. — Fish. Bull. U.S., 77: 387-398.
- PIPPY, J. H. C., 1969. Preliminary report on parasites as biological tags in Atlantic salmon (*Salmo salar*). I. Investigations 1966 to 1968. — Fish. mar. Serv. Res. Dev. tech. Rep., no. 134, 44 p.
- PIPPY, J., 1982. Report of the working group on the interception of mainland salmon in Newfoundland. — Can. MS Rep. Fish. aquat. Sci., no. 1654, x + 196 p.
- REDDIN, D. G., 1986. Discrimination between Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) of North American and European origin. — J. Cons. int. Explor. Mer, 43: 50-58.
- REDDIN, D. G., R. F. BURFITT & P. B. SHORT, 1984a. Identification of North American and European Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) caught off West Greenland in 1982-83. — Cons. int. Explor. Mer, C.M.1984/M:12, 18 p.
- REDDIN, D. G., W. M. SHEARER & R. F. BURFITT, 1984b. Inter-continental migrations of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). — Cons. int. Explor. Mer, C.M.1984/M:11.
- SCARNECCHIA, D. L. & H. H. WAGNER, 1980. Contribution of wild and hatchery-reared coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*, to the Oregon ocean sport fishery. — Fish. Bull., 77: 617-623.
- TANAKA, S., M. P. SHEPARD & H. T. BILTON, 1969. Origin of chum salmon (*Oncorhynchus keta*) in off-shore waters of the North Pacific in 1956-58 as determined from scale studies. — Int. North. Pacif. Fish. Comm. Bull., 26: 57-155.

LABORATORY OBSERVATIONS ON THE REPRODUCTIVE AND AGONISTIC BEHAVIOUR OF *ULVARIA SUBBIFURCATA* (PISCES: STICHAEIDAE)¹

J. M. GREEN, A.-L. MATHISEN and J. A. BROWN

Department of Biology and
Marine Sciences Research Laboratory
Memorial University of Newfoundland
St. John's, Newfoundland A1C 5S7

Résumé

Des observations effectuées en laboratoire, à la période de fraie de l'ulvaire deux-lignes (*Ulvaria subbifurcata*), ont permis d'établir les éthogrammes des comportements agonistique et reproducteur, et de quantifier les soins parentaux. Avant l'accouplement, le mâle dominant détermine son territoire; l'on n'a observé aucun comportement de cour évident entre les mâles et les femelles. Lors de l'accouplement, le mâle nage autour de la femelle et, à l'aide de son museau, lui pousse légèrement l'abdomen de sorte qu'elle bascule sur le côté. L'expulsion de la masse d'œufs a lieu lorsque les deux partenaires sont abdomen contre abdomen. Dans tous les cas observés, seul le mâle s'occupe des œufs. Leur aération est l'activité parentale prédominante. Les mâles chassent de plus les prédateurs potentiels de la masse d'œufs. À mesure que le temps d'incubation s'écoule, les mâles passent de plus en plus de temps à aérer les œufs et s'en éloignent de moins en moins. Le nombre de 14 patrons comportementaux agonistiques modaux (*agonistic modal action patterns*) dépasse largement ce qui avait été obtenu pour d'autres espèces de poissons benthiques.

Abstract

Laboratory observations were conducted on adult radiated shannies (*Ulvaria subbifurcata*) during the spawning season. An ethogram was constructed on their agonistic and reproductive behaviour and parental care activities were quantified. The dominant male in each tank established a territory and acquired eggs. No obvious courtship behaviour was observed prior to spawning. During spawning, the male swam under and around the female and nudged her abdomen with his snout, causing the female to tilt to one side. Spawning occurred with the male and female positioned on their sides, abdomen to abdomen. In all cases the male provided care for the eggs. Fanning was the predominant parental activity but males also chased potential egg predators away from the egg mass. As incubation time increased males spent more time fanning and less time away from the eggs. The total of 14 discrete agonistic modal action patterns (MAPs), was considerably more than reported for other benthic fish species.

Introduction

The radiated shanny, *Ulvaria subbifurcata* (Storer), is a common benthic stichaeid found year-round in the littoral and sublittoral waters surrounding Newfoundland (Canada). Previous research on this species has focused on its general biology (LeDrew & Green, 1975) and homing ability (Green & Fisher, 1977; Goff & Green, 1978). It has been established that spawning occurs in early May with females spawning once and males up to four times (LeDrew & Green, 1975). Males attend the egg masses until hatching. The homing

studies determined that adults occupy and home to sites which they occupy year round. These sites are generally less than 3 m², and more than one individual is rarely observed in the same home site (Green & Fisher, 1977).

In the many hours of underwater observation and experimentation (using SCUBA) carried out on this species, few instances of spawning or agonistic behaviour have been observed. Given the nocturnal habits of adults and the fact that spawning occurs at low water temperatures (1.5°-4°C), prolonged field observations are not easily done. We therefore set up a laboratory study to elucidate certain aspects of the agonistic and reproductive behaviour of this species.

¹ Marine Sciences Research Laboratory contribution no. 648.

Little is known about the reproductive behaviour of members of the family Stichaeidae. The initial aim of this study was to describe the reproductive behaviour and parental care of *U. subbifurcata* and to compare these with published accounts of other marine inshore benthic fish. The only published accounts of agonistic behaviour in the family have been on the arctic shanny (*Stichaeus punctatus*) (Farwell & Green, 1973; Brown & Green, 1976). A second aim of this study was to describe the agonistic behaviour of *U. subbifurcata* and compare it to that reported for *S. punctatus*.

Materials and methods

All fish were collected from Broad Cove, Newfoundland, by divers using SCUBA, and brought to the Marine Sciences Research Laboratory for observation. Fish were held in a large holding aquarium (120 × 30 × 60 cm) prior to their placement in the observational aquaria. During the holding period the photoperiod was reversed such that the lights were on between 17:00-09:00 h. This was necessary because radiated shannies of the size observed are nocturnal (LeDrew & Green, 1975; Green & Fisher, 1977; Goff & Green, 1978). Prior observations on the activity of clock-shifted individuals indicated that they exhibit normal behaviour patterns within several days of the photoperiod shift (Green, unpublished data). Subjects were clock-shifted four weeks prior to placement in the observational aquaria.

The two observational aquaria measured 30 × 30 × 60 cm and were supplied with a continuous flow of seawater. Seawater temperature was within ±1°C of ambient seawater. An 8D-16L photoperiod was provided with a period of dusk and dawn. The bottom of each observational aquarium was covered with gravel and four plastic PVC shelters were provided in each aquarium. Fish were fed with Noyes fish food pellets once per day.

Plastic sheeting separated the observational aquaria from each other and from the rest of the room. Observations were made through slits in the plastic by an observer from a darkened room. During observations the only source of light was a dimmed, red, 40 watt incandescent bulb above the aquaria. The aquaria were covered with a sheet of green plexiglass which allowed enough light for observations but was dim enough for the fish to be active.

Initially two similarly-sized males (11.0, 12.0 cm, total length) and one female (8.0 cm) were placed in one aquarium and two males (both 11 cm,) and three females (9.7, 8.4, 10.5 cm)

were placed in the second aquarium. During the course of the experiment (May-August), three females either died or escaped and were replaced with similarly-sized females. These densities were used because our previous laboratory and field observations had indicated that reproductive activities would occur at these densities.

Individuals could be identified by size or distinguishing marks. Fish of equal size were marked by fin clipping. Each aquarium was observed for two hours each day between 09:00-14:00 h. In addition, a male with eggs was observed for four one-hour periods each day during the male care-taking period. Data were collected using a recorder attached to a manually operated keyboard.

Qualitative observations were made on all activities performed by the fish. An ethogram was constructed for the Modal Action Patterns (MAPs; Barlow, 1968) used in agonistic encounters and reproductive behaviour. Quantitative data were collected on parental-care activities. Parental-care data included frequency of fanning, time spent with and away from eggs, and time spent in agonistic encounters. Only in those cases where the eggs hatched were the data used.

Results

SPAWNING ACTIVITIES

Prior to spawning, the dominant male in each tank established a territory. This was an area (approximately one-half of the aquarium) in which the male was dominant and maintained exclusive use. Of the three spawnings observed, all involved a dominant male (the largest) and occurred within his territory. Approximately one week prior to spawning, the female that was to spawn became active, and constantly intruded into the dominant male's territory. The male was aggressive towards her, and chased her from the territory. No obvious courtship behaviour was observed. The female continued to intrude into the male's territory, and eventually the male stopped chasing and spawning began. All spawnings took place beside the shelter.

During spawning, the female remained stationary with her pectoral and caudal fins supporting her. While in this position the male circled around and under her, occasionally nudging her abdomen with his snout. The nudging caused the female to tilt on her side, at which point the male tilted his body such that the spawning pair were abdomen to abdomen. Extrusion of the egg mass began while the fish were in this position. Fertilization probably also occurred at this time although no milt could be observed. While the egg mass was being extruded by the female, the male nudged it with his snout.

During each observed spawning, the subordinate male approached the spawning pair. At this time the spawning male left the female and chased the intruder out of his territory. The spawning male returned to the female who had remained in the same spot. Once the female had extruded the egg mass, the male chased her from the territory. These activities were observed for all spawnings.

As well as the above behaviours, colour changes were associated with the reproductive activities. One week prior to spawning, the coloration of the female that was to spawn became light yellow with distinct brown body markings and a grey-white abdomen. Prior to this the females had a more golden body coloration with the brown body markings and a pale yellow abdomen. The fin coloration did not change. The

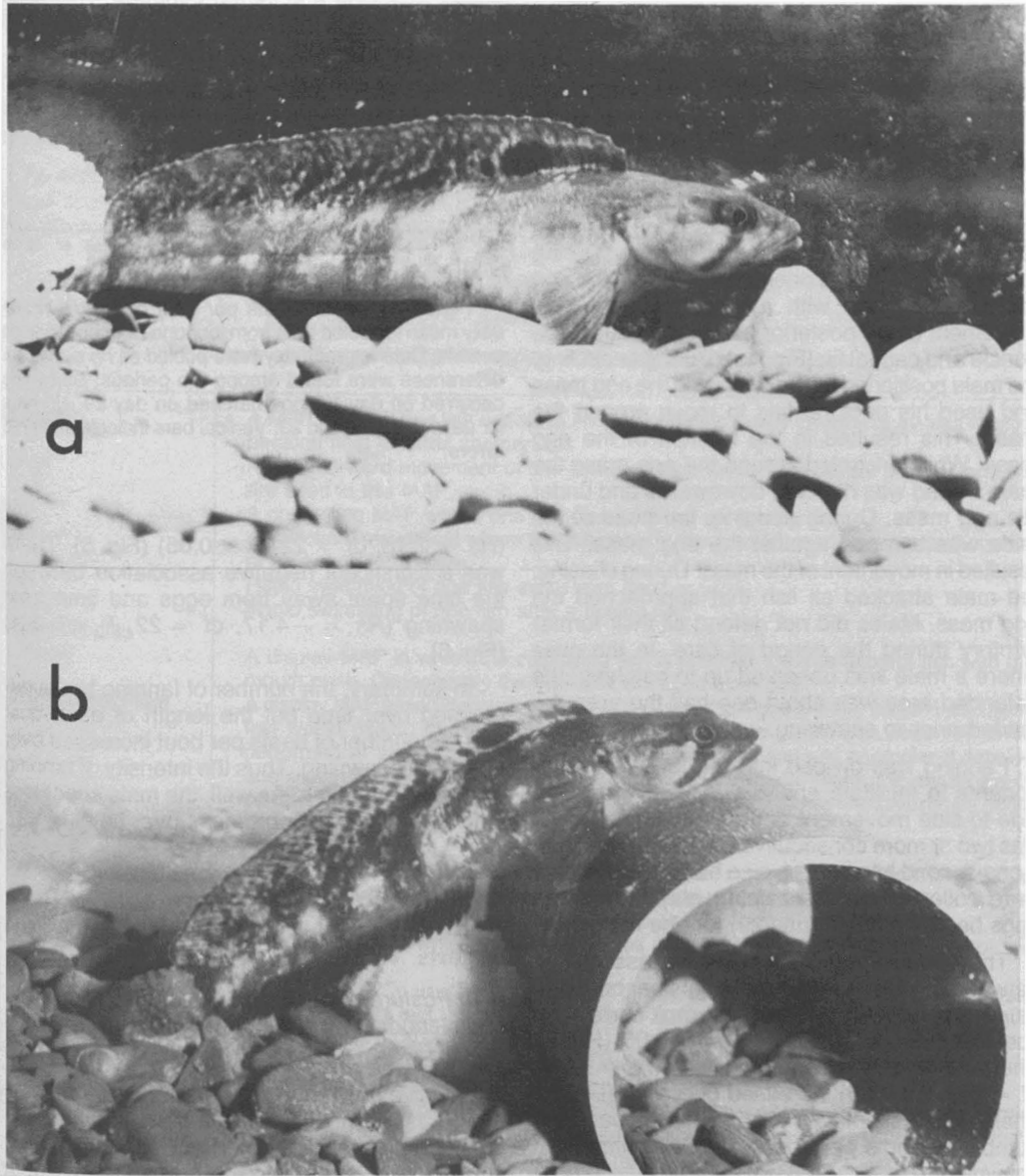


Figure 1. a) Male *Ulvaria subbifurcata* in fanning position. Egg mass is positioned behind tail fin (see text for details); b) Male *U. subbifurcata* in Alert Posture. Note the distinctive «V» marking behind the eye.

markings on the dorsal and anal fins were light brown with the spot on the anterior portion of the dorsal fin being a dark brown. The caudal fin had an anterior brown band. During spawning, the female became a very pale blanché white colour while the male remained dark brown, almost black. After spawning the female's body was a grey blanché colour, being more blanché from the pectoral fins to the caudal fins. There were distinct brown body markings with the markings on the dorsal and caudal fins a light brown. A few days after spawning, the female's coloration returned to the normal gold colour with brown markings and a pale yellow abdomen. The territorial male was a dark brown, characteristic of dominant individuals. Spawning males remained dark until the eggs hatched.

PARENTAL CARE

In all cases the male provided care to the eggs. The care consisted of the following activities: fanning, nudging, encircling, and chasing. During fanning the male was oriented away from the egg mass and fanned with a smooth side-to-side movement of the posterior part of the caudal peduncle and caudal fin (Fig. 1a). During encircling, the male positioned his body around the egg mass and used his pectoral fins to move around the mass. This resulted in the rotation of the egg mass. While encircled around the egg mass the male's head was directed downwards and under the egg mass. During nudging, the head of the male was bumped against the egg mass. This resulted in movement of the mass. During chasing, the male attacked all fish that approached the egg mass. Males did not defend all their former territory during the period of care. In the case where a male was observed up to hatching, the defended area was about one-half the area defended prior to spawning.

Fanning was divided into the following components to facilitate analysis. A beat was each side-to-side movement of the caudal fin. A bout was two or more consecutive beats with less than a one-second interval between each beat. All data were collected from spawning (day 1) until the eggs began to hatch (day 29) for one male only.

There was a significant positive association between the mean number of beats per bout and time from spawning (Spearman rank correlation coefficient: $R_s = 1.81$, $df = 22$, $P < 0.05$) (Fig. 2). The total number of beats per day ($R_s = 22.9$, $df = 22$, $P < 0.05$) increased over time (Fig. 3). There was a significant association between the number of bouts per observation and time from spawning ($R_s = -4.3$, $df = 22$, $P < 0.001$) (Fig. 4), while the mean length of bout per day increased significantly with time from spawning

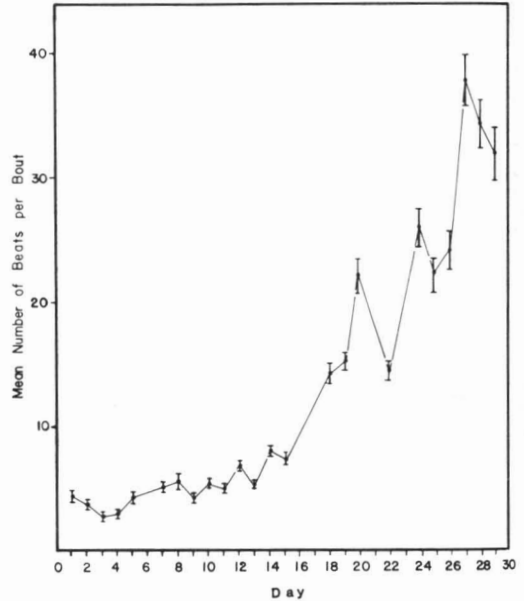


Figure 2. Mean beats per bout over time. Each daily mean is pooled data from four one-hour observation periods. Data for each day were pooled as no significant differences were found among the periods. Spawning occurred on day 1, eggs hatched on day 29. No data for days 6, 16, 17 and 23. Vertical bars indicate standard errors.

($R_s = 2.18$, $df = 22$, $P < 0.05$) (Fig. 5). There was a significant negative association between the time spent away from eggs and time from spawning ($R_s = -4.17$, $df = 22$, $P < 0.001$) (Fig. 6).

In summary, the number of fanning bouts decreased over time but the length of each bout and the number of beats per bout increased over time from spawning. Thus the intensity of fanning increased over time. As well, the male spent less time away from the egg mass over time.

AGONISTIC BEHAVIOUR

A total of 14 agonistic MAPs were observed (Table I). The MAPs occurred in the following contexts.

Alert Posture. — In this posture the fish is resting on its caudal and pectoral fins. The dorsal fin is erect (Fig. 1b).

Aggressive Posture. — There are various degrees of aggressive posture. In the most extreme, the dorsal and anal fins are erect and the fish is supported by the pectoral and caudal fins with the abdomen raised off the substrate. The dorsal surface of the fish is bowed vertically causing the

head to be lowered. There is a wide Opercular Flare and Gape. In the moderate posture, the dorsal and anal fins are erect but there is little bowing of the body and a less wide Opercular Flare and Gape. During the least aggressive posture, the anal and dorsal fins are slightly raised with a small Opercular Flare and Gape. Generally, a fish displaying the least aggressive posture will show a submissive posture after displaying to a dominant individual.

Submissive Posture. — A submissive fish has a completely flattened dorsal and anal fins. There is no Gape or Opercular Flare.

The MAPs of Gape, Opercular Flare and Dorsal Fin Erection were lumped under Frontal Display. All these MAPs occurred together and with different intensities.

As well as these postures, there were definite colour changes associated with the status of a fish after an agonistic encounter. In *U. sub-*

bifurcata, there is a black line behind the eye in the shape of a V lying on its side, with the point of the V touching the posterior portion of the eye. There is also a diagonal black line extending from the anterior portion of the eye to just posterior to the mouth. During an encounter, the area between the diagonal line and the ventral arm of the V, including the opercular flap, blanched to an off-white colour on the dominant fish. The top of the head (above the dorsal part of the V) turned dark brown or black. Generally, winners of encounters became darker and losers lighter. Female losers lightened to a pale yellow body colour, with the area from the head to the pectoral fins lightening to a pale yellow. Male losers lightened to a light brown or grey-black, depending on their original colour.

Discussion

In his review of reproduction in resident intertidal fishes, Gibson (1982) summarized the general

TABLE I

Glossary of the agonistic MAPs displayed by adult *Ulvaria subbifurcata*

Approach	A MAP in which one fish orients to and either swims slowly towards or «walks» (using pectoral fins) towards another fish.
Lunge	A rapid forward movement of one fish towards another. The caudal and pectoral fins are used in this MAP.
Bite	A contacting MAP where one fish closes its jaw on another fish.
Back-up	A backward movement where the fish uses the pectoral fins and reverses propagation of an anquilliform wave.
Flee	Rapid swimming of one fish away from another fish.
Chase	Rapid swimming of one fish after a fleeing fish.
Frontal Display	
Gape	A display MAP in which the displaying fish is oriented towards another fish with the mouth open. Occasionally the opercula would be extended.
Opercular Flare	A display MAP associated with Gape. While oriented towards another fish, the displaying fish would extend the opercula. This MAP, as well as Gape, was observed to be performed at various intensities as indicated by the degree of opercular extension and mouth Gape. In the most intense Gape and Opercular Flare, the mouth would be open to its maximum and the opercula extended so that the branchiostigals could be seen.
Dorsal Fin Erection	A display MAP in which the dorsal fin rays are at an angle of approximately 90° to the longitudinal axis of the body, causing the dorsal fin spot to assume a circular shape.
Dorsal Fin Flap	A display MAP in which the dorsal fin lies flat on either the right or left side of the fish.
Dorsal Fin Wave	A display MAP in which the position of the dorsal fin is similar to that in the Dorsal Fin Flap except that the fin is moved from the leading edge posteriorly using wave propagation.
Pectoral Fin Fan	A display MAP which involves a rapid lateral dorsal to ventral quivering motion of the pectoral fin.
Shake	A display MAP in which the posterior end of the displaying fish's body is curved sharply to either the left or right and straightened quickly. This causes a jerking motion which may or may not result in forward movement.
Turn away	A MAP which occurs when two fish are orienting towards one another and one fish moves its head to the right or left.

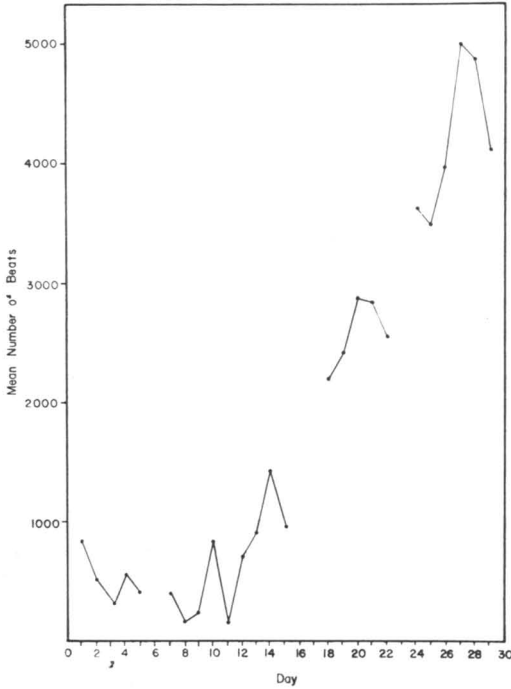


Figure 3. Mean number of beats per day over time.

pattern as follows. The male selects a spawning site, usually within a territory that it defends before and after spawning. Once a site has been selected the male attracts a female by courtship displays. In the numerous courtship displays described, the males advertise their presence and territory by stereotyped movements which appear to direct the female towards the spawning site. Batches of eggs are then deposited and the male cares for them until they hatch.

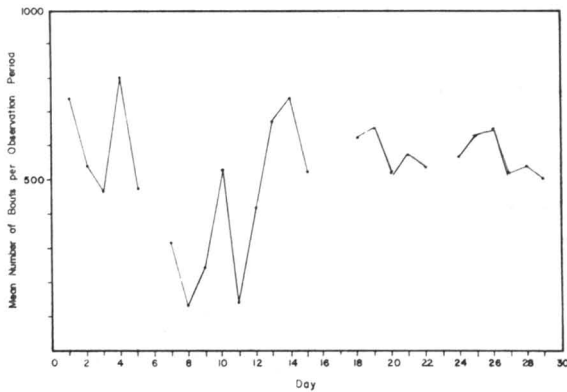


Figure 4. Mean number of bouts per observation period over time.

Results from the present laboratory study showed that dominant male *U. subbifurcata* established and defended an area in laboratory aquaria where spawnings occurred. After spawning the male chased the female from the area and provided care to the egg mass. However, unlike the majority of intertidal fishes described to date, no obvious courtship behaviour was recorded. The reason may relate to the nocturnal habits of *Ulvaria* (LeDrew & Green, 1975) which would reduce the efficiency of visual displays. In this situation olfactory cues may be important. Recent studies have demonstrated that the use of pheromones in courtship displays of blennioid fish is common (Gibson, 1982). Olfaction has been demonstrated to be used in homing by *U. subbifurcata* (Green & Fisher, 1977; Goff & Green, 1978), thus it may be of importance in the attraction of females to the male and the spawning site. However, the lack of obvious courtship has been observed in a freshwater benthic fish, the johnny darter (*Etheostoma nigrum*) (Grant & Colgan, 1983, 1984). In this species males set up territories which include crevices under rocks where spawnings take place. It appears that male territorial aggression is used by the female in mate choice, a function typically attributed to courtship.

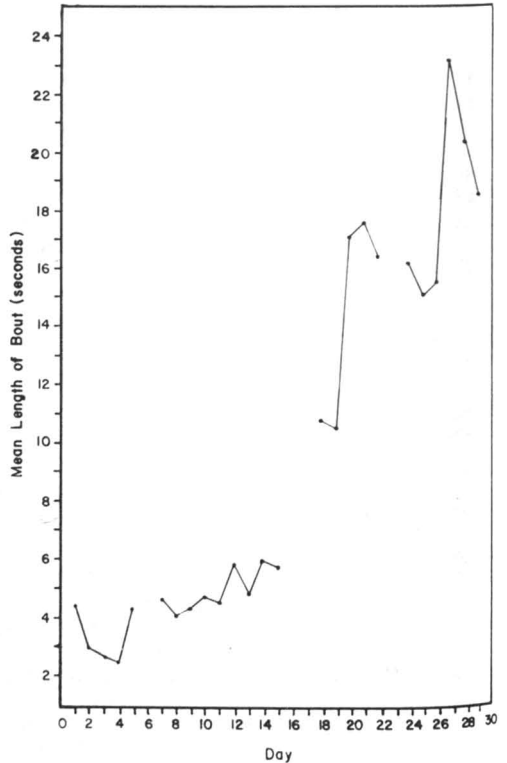


Figure 5. Mean length of bouts over time.

Male *U. subbifurcata* in the present study was initially aggressive towards the female and would drive her from the area. Eventually, however, this aggression stopped and the male allowed the female to remain in the area.

Colour differences were the only sexually dimorphic feature observed during reproduction. The importance of these differences in the reproduction of this species is difficult to determine. Spawning in the laboratory occurred during the dim period suggesting that in nature spawning occurs at night or during dusk and dawn. It would seem colour may not be an efficient cue due to the lack of, or low level of light during spawning. The difference in colour intensity may relate more to aggression than reproduction and will be discussed later.

Spawning behaviour has not been reported in other stichaeids but it has been described in a freshwater blenniid, *Blennius fluviatilis* (Wickler, 1957). In that species, once the female enters the hole, the male swims around the female in a restless way. Fertilization occurs when the female extrudes the eggs and the male quivers close to them. Observations of spawnings in the present study indicated that some similarities exist between the two species. Male *U. subbifurcata* swims under and around the female and nudge the female's abdomen with his snout. The nudging causes the female to tilt and while the two are positioned abdomen to abdomen, eggs are extruded and fertilized.

After spawning the male chased the female out of the area and provided care to the eggs. Male parental care is common in many of the blenniid species studied to date (see Gibson, 1982 for review) but in some stichaeid genera (e.g. *Anoplarchus*) female care is provided (Gibson, 1982). The rule seems to be male care as Marliave

& DeMartini (1977) reported in the Pacific coast stichaeid genus *Xiphister*. However, in two *Xiphister* species, no direct observations were made on the parental-care activities of the fish. In his review, Gibson (1982) stated that the care provided by male blennids appeared to have three basic functions: to protect eggs from predators, keep eggs clean, and provide an adequate supply of oxygen to the eggs. Observations from the present study provide support for these functions.

Male *Ulvaria* care consisted of fanning, nudging, and encircling the eggs, as well as chasing potential brood predators away. The latter was necessary as two unguarded egg masses were eaten by conspecifics. Fanning intensity increased over time which in other studies has been attributed to the increasing demand of the eggs for oxygen. In a quantitative study of fanning in male *Padogobius martensi*, Torricelli *et al.* (1985) found that fanning peaked just prior to hatching. Decreasing the oxygen in the water increased the amount of fanning performed by the male in that study. After hatching there was always a rapid drop in fanning. These observations are consistent with those of the present study. The position of the male's body during fanning is also similar to other benthic fish and appears to be adapted for fish who occupy crevices or burrows. All *Ulvaria* nests in the wild have been found under rocks and in crevices. Thus, the posterior fanning of the male ensures that the head is oriented out from the crevice to monitor the environment for intruders. Nudging probably exposes different surface areas of the egg mass to the fanning activities. Encircling the eggs has been noted in other intertidal species (see Gibson, 1982) and one of the reasons for this activity may be to prevent the eggs from being washed away. However, it has also been suggested that this activity, which involves the male abdomen touching the

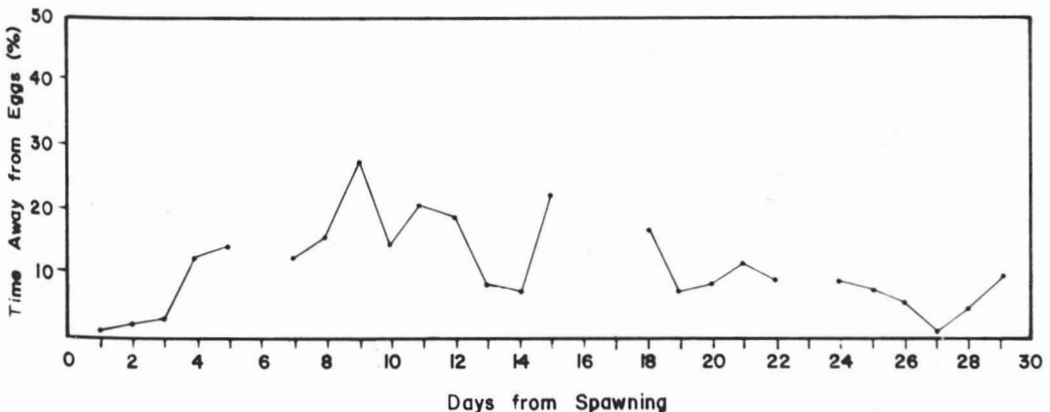


Figure 6. Percent time the male spent away from eggs over time.

mass, may be used to prevent fungal infections of the eggs (Qasim, 1956).

As time from spawning increased, the male spent less time away from the eggs. This is probably related to the observation that the male spent more time fanning over time. Coincident with this was the observation that the area the male defended decreased such that by hatching the male was defending about half the area he had prior to spawning.

The number of MAPs involved in agonistic encounters was large. The only other detailed study on agonistic behaviour in stichaeids was done on the arctic shanny (*Stichaeus punctatus*), a species sympatric with *Ulvaria* over parts of their range (Farwell & Green, 1973). The description of the agonistic MAPs in that study was not as detailed as the present one but similarities are obvious. The non threat MAPs, Approach, Lunge, Bite, Back-up, Flee, and Chase, described in the present study, have also been described for *S. punctatus*. Most of the threat MAPs, likewise, were common to both species. However, Farwell & Green (1973) did not observe the MAPs of Dorsal Fin Flap, Fin Wave, or Pectoral Fin Fan. In a study on agonistic behaviour of juvenile *Blennius pholis*, Gibson (1968) described a number of agonistic MAPs which were similar to those of the present study. Again the three MAPs mentioned above were not observed by Gibson in his study. These three MAPs may represent interspecific differences or may just represent different experimental protocols. The significance of these differences is not clear.

The colour changes associated with aggression and dominance and subordination (dark for dominant, light for subordiant) have been described for blennids and stichaeids before (Gibson, 1968; Farwell & Green, 1973) and patterns in the present study were similar. As is the case for most of the benthic intertidal fish studied to date, the role of aggression as a mechanism for the observed spatial patterning of these species has yet to be fully worked out.

Acknowledgments

The authors thank Robert Pottle for his assistance. P. Jill Hambrook and Bill Montevocchi commented on

an earlier version of the manuscript. G. W. Barlow and P. W. Coglean provided helpful comments on a later version. Funding was provided by an NSERC grant awarded to J. M. G.

References

- BARLOW, G. W., 1968. Ethological units of behavior. — Pages 217-231 in D. Ingle (ed.). The central nervous system and fish behavior. University of Chicago Press, Chicago.
- BROWN, J. A. & J. M. GREEN, 1976. Territoriality, habitat selection, and prior residency in underyearling *Stichaeus punctatus* (Pisces: Stichaeidae). — Can. J. Zool., 54: 1904-1907.
- FARWELL, M. K. & J. M. GREEN, 1973. Agonistic behavior of juvenile *Stichaeus punctatus* (Pisces: Stichaeidae). — Can. J. Zool., 51: 449-456.
- GIBSON, R. N., 1968. The agonistic behaviour of juvenile *Blennius pholis* L. (Teleostei). — Behaviour, 30: 192-217.
- GIBSON, R. N., 1982. Recent studies of the biology of intertidal fishes. — Oceanography mar. Biol. ann. Rev., 20: 363-414.
- GOFF, G. P. & J. M. GREEN, 1978. Field studies of the sensory basis of homing and orientation to the home site in *Ulvaria subbifurcata* (Pisces: Stichaeidae). — Can. J. Zool., 56: 2220-2224.
- GRANT, J. W. & P. W. COLGAN, 1983. Reproductive success and mate choice in the johnny darter, *Etheostoma nigrum*. — Can. J. Zool., 61: 437-466.
- GRANT, J. W. & P. W. COLGAN, 1984. Territorial behaviour of the male johnny darter, *Etheostoma nigrum*. — Envir. Biol. Fish., 10: 261-269.
- GREEN, J. M. & R. FISHER, 1977. A field study of homing and orientation to the home site in *Ulvaria subbifurcata* (Pisces: Stichaeidae). — Can. J. Zool., 55: 1551-1556.
- LEDREW, B. R. & J. M. GREEN, 1975. Biology of the radiated shanny *Ulvaria subbifurcata* Storer in Newfoundland (Pisces: Stichaeidae). — J. Fish. Biol., 7: 485-495.
- MARLIAVE, J. B. & E. D. DeMARTINI, 1977. Parental behavior of intertidal fishes of the stichaeid genus *Xiphister*. — Can. J. Zool., 55: 60-63.
- QASIM, S. Z., 1956. The spawning habits and embryonic development of the shanny (*Blennius pholis* L.). — Proc. zool. Soc. Lond., 127: 79-93.
- TORRICELLI, P., M. LUNGLI & G. GANDOLFI, 1985. A quantitative analysis of the fanning activity in the male *Padogobius martensi* (Pisces: Gobiidae). — Behaviour, 92: 288-301.

CONSOMMATION DE CREVETTES NORDIQUES (*PANDALUS BOREALIS* KRØYER) PAR LA MORUE (*GADUS MORHUA* L.) DANS LE NORD-OUEST DU GOLFE DU SAINT-LAURENT

M. GILBERT¹ et D. GASCON²

Direction des sciences biologiques
Institut Maurice Lamontagne, Ministère des Pêches et Océans
850 Route de la Mer, Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

Résumé

L'importance de la consommation de crevettes (*Pandalus borealis*) et de la sélection de leurs tailles par la morue (*Gadus morhua*) ont été mesurées à deux étages (classes de profondeur de 146-183 m et de 183-220 m) dans le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent. La crevette est un constituant majeur du régime alimentaire de la morue et son importance dans les contenus stomacaux augmente avec la taille du prédateur. Cependant, la distribution des tailles des crevettes ingérées ne diffère pas selon la longueur des morues. La prédation, plus importante à l'étage profond, semble reliée à l'abondance des crevettes dans le milieu plutôt qu'à la sélection des grosses crevettes par les morues.

Abstract

The intensity of predation and size selectivity by cod (*Gadus morhua*) on northern shrimp (*Pandalus borealis*) were examined in relation to depth (depth zones of 146-183 m and 183-220 m) in the northwestern Gulf of St. Lawrence. Shrimp is a major component of the cod diet, and its abundance in the stomach contents increases with the size of the predator. However, the size distribution of ingested shrimp did not differ with cod length. Predation is more intense in the deep zone and appears to be more related to prey abundance than to selection of large shrimps by cod.

Introduction

En période estivale, la morue (*Gadus morhua*) se concentre sur les aires de distribution de la crevette nordique (*Pandalus borealis*) dans le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent (Templeman, 1979). Cependant, la distribution de la crevette est beaucoup plus restreinte que celle de la morue (Savard & Fréchette, 1984) et par conséquent, seulement une petite proportion des populations de morues y a accès.

Plusieurs études ont démontré que la morue peut exercer une prédation importante sur la crevette (Klemetsen, 1982; Lilly, 1984; Albers & Anderson, 1985), mais généralement les études sur l'alimentation de la morue se font à une grande échelle géographique (Powles, 1958; Daan, 1973; Minet & Pérodou, 1978) et ne sont pas appropriées pour déterminer l'impact de la prédation sur une espèce qui a une distribution restreinte.

Dans le but de déterminer l'impact de la prédation de la morue sur l'abondance et la structure démographique du stock de crevettes de la région de Sept-Îles, nous avons examiné des morues présentes dans les aires de distribution de la crevette du golfe du Saint-Laurent à l'ouest de l'île d'Anticosti. Deux aspects importants ont été vérifiés, soit la quantité et la structure de tailles des crevettes ingérées.

Matériel et méthodes

Des échantillons de crevettes et d'estomacs de morue ont été recueillis au cours d'une mission à bord d'un crevettier (le Saïda) dans la zone de concentration de crevettes du stock de Sept-Îles (fig. 1). Le navire était équipé d'un chalut commercial à grande ouverture doté de mailles de 38 mm au niveau du cul, et de tailles de maille diverses sur les autres parties. La mission eut lieu du 31 juillet au 8 août 1985 alors que la morue était présente en grande abondance dans cette zone. La région a été divisée en deux étages de profondeur (146-183 m et 183-220 m) à l'intérieur

¹ Adresse actuelle: GIROQ, Département de biologie, Université Laval, Québec G1K 7P4.

² Auteur à qui la correspondance doit être adressée.

desquels 24 stations furent choisies au hasard (12 dans chaque étage) (fig. 1). Deux traits de chalut d'une durée de trente minutes (pour minimiser l'alimentation dans le chalut) ont été faits à chaque station.

Les estomacs de morue recueillis furent injectés de quelques millilitres de formol immédiatement après leur prélèvement de façon à arrêter la digestion. Les échantillons d'estomacs et un échantillon de crevettes par station ont été conservés dans une solution neutralisée de formaldéhyde à 4 % jusqu'à leur examen au laboratoire.

Une mesure du volume total (au dixième de millilitre près) des contenus et des crevettes a été effectuée pour chaque estomac examiné. De plus, l'importance des organismes dans l'alimentation fut évaluée par la méthode des points selon Hynes (1950). Des quantités de 1, 2, 4, 8 et 16 points étaient associées aux différents organismes selon leur importance dans les contenus stomacaux jusqu'à concurrence de 20 points pour les estomacs pleins. La fréquence des crevettes (en pourcentage des estomacs contenant des crevettes) a aussi été notée.

La longueur du céphalothorax des crevettes prélevées dans le chalut et dans les estomacs a été mesurée au dixième de millimètre près. Dans le but d'inclure les crevettes en partie digérées pour lesquelles il était impossible d'obtenir une

mesure directe du céphalothorax, une série de mesures morphométriques a été obtenue sur la dimension dorsale de diverses structures exosquelettiques abdominales (tableau I) d'un échantillon stratifié de 102 crevettes (10,0 à 31,0 mm, groupées en classes de 3,0 mm). Des régressions linéaires ont été calculées de façon à pouvoir estimer la longueur du céphalothorax à partir des restes de crevettes dans les estomacs.

Résultats

IMPORTANCE DES CREVETTES DANS LE RÉGIME ALIMENTAIRE DES MORUES

À l'intérieur de la zone étudiée, le régime alimentaire de la morue est constitué des mêmes organismes indépendamment de la profondeur. Cependant, l'importance relative des différents proies dans les contenus stomacaux n'est pas la même pour les deux étages. Les crevettes constituent la proie la plus importante avec des proportions de points dans les contenus stomacaux de 32,3 % et 40,5% respectivement pour les étages I et II (tableau II). Dans l'étage I, les amphipodes, le capelan (*Mallotus villosus*) et les euphausiides constituent respectivement les proies de deuxième, troisième et quatrième importance. Par contre, à l'étage II, le capelan a une contribution plus élevée au régime alimentaire (27,1%

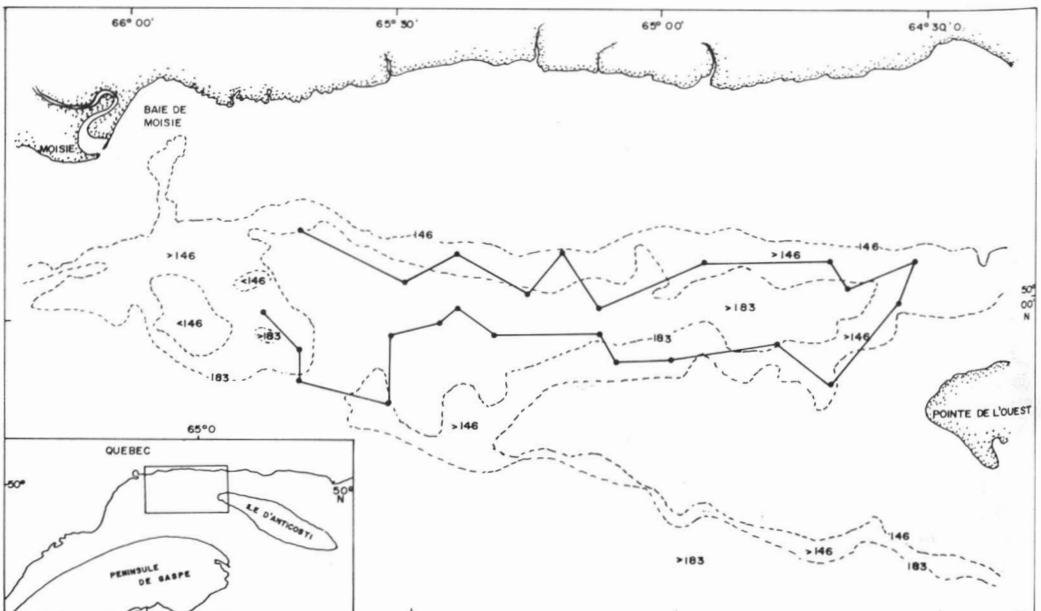


Figure 1. Nord-ouest du golfe du Saint-Laurent et stations échantillonnées du 31 juillet au 8 août 1985. Les profondeurs sont données en mètres.

TABLEAU I

Régressions linéaires de la longueur du céphalothorax sur différentes mesures morphométriques abdominales chez la crevette nordique (*Pandalus borealis*)

Parties abdominales ¹	Nombre d'observations ²	Pente	Ordonnée à l'origine (mm)	Coefficient de corrélation (r)
Segment I	101	3,916	7,047	0,83
Segment II	101	2,708	0,927	0,95
Segment III	102	1,835	-2,433	0,96
Segment IV	101	2,203	-1,579	0,98
Segment V	101	2,553	-0,132	0,91
Segment VI	102	1,863	-4,349	0,97
Telson	100	1,344	-0,883	0,97
Uropode I	101	1,319	-0,665	0,98
Uropode II	90	1,479	-0,575	0,98

¹ Les différentes parties ont été mesurées au dixième de millimètre près.

² Les différences dans les nombres d'observations sont liées à ce que certaines structures n'ont pu être mesurées sur tous les spécimens.

par rapport à 14,3% dans l'étage I) tout comme les anthozoaires et les crevettes.

L'importance des crevettes dans les estomacs varie selon la taille du prédateur pour toutes les profondeurs (tableau III). En effet, le pourcentage moyen du volume occupé par les crevettes est significativement différent (test de Kruskal-Wallis, étage I: H = 643,1, $P < 0,05$; étage II: H = 105,0, $P > 0,05$) selon la taille de la morue et ce, pour chaque étage.

Cependant, une analyse *a posteriori* (test de Mann-Whitney-Wilcoxon) a permis d'identifier des groupes de classes de longueur de morues à

l'intérieur desquels il n'existait pas de différence significative ($P > 0,05$) dans le volume de crevettes ingérées. Ainsi, à l'étage I, deux groupes ont été identifiés: morues de tailles comprises entre 20 et 39 cm, et morues de plus de 40 cm, dont les estomacs contenaient respectivement 10,2 % et 37,3 % de crevettes. De même, à l'étage II, on a identifié trois groupes de morues (20-39 cm, 40-49 cm, 50 cm et plus) dont les estomacs contenaient respectivement 10,5 %, 27,4 % et 59,4 % de crevettes.

En comparant les différents groupes des deux étages, on note que les deux groupes de l'étage I

TABLEAU II

Contenus stomacaux sommaires de la morue (*Gadus morhua*) en fonction de la profondeur dans le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent¹

Organismes	Étage I (146-183 m)	Étage II (183-220 m)	Combiné
<i>Mallotus villosus</i>	14,3	27,1	20,7
Autres poissons	5,0	4,7	4,9
Anthozoaires	0,1	0,4	0,2
Céphalopodes	1,0	0,5	0,8
Annélides	2,0	0,5	1,3
<i>Pandalus borealis</i>	32,3	40,5	36,4
<i>Chionoecetes opilio</i>	3,2	2,1	2,6
Amphipodes	20,1	13,7	16,9
Euphausiides	13,9	7,4	10,6
Autres crustacés	0,8	0,6	0,7
Échinodermes	1,3	0,9	1,1
Autres organismes	6,0	1,7	3,9

¹ Les pourcentages sont exprimés en fonction des points obtenus (Hynes, 1950).

TABLEAU III

Importance de la crevette nordique (*Pandalus borealis*) dans le régime alimentaire des morues en relation avec la taille du prédateur et de la profondeur dans le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent

Taille des morues (cm)	Profondeur (m)	Nombre d'estomacs	Volume		Points (%)	Fréquence (%)	Nombre d'individus		
			(mL)	(%)			Total	Moyenne	Écart type
20-29	146-183	7	0,2	2,4	2,9	14,3	1	0,1	0,4
	183-220	7	0,6	8,6	10,0	28,6	2	0,3	0,5
30-39	146-183	40	1,5	11,6	12,4	17,5	13	0,3	0,9
	183-220	40	0,8	10,8	10,8	15,0	7	0,2	0,4
40-49	146-183	46	9,9	42,3	42,3	50,0	92	2,0	3,1
	183-220	46	6,3	28,0	28,0	34,8	47	1,0	2,2
50-59	146-183	48	16,8	45,0	45,0	58,3	150	3,1	4,9
	183-220	45	25,4	58,8	58,4	75,6	201	4,5	5,4
60-69	146-183	43	25,7	30,5	31,3	51,2	208	4,8	9,1
	183-220	41	44,3	60,2	59,0	80,5	311	7,6	8,5
>70	146-183	20	13,1	27,4	30,8	60,0	57	2,9	4,1
	183-220	25	67,1	59,2	56,6	92,0	279	11,2	12,0
Total	146-183	204	13,2	31,0	32,3	45,6	520	2,6	5,4
	183-220	204	24,3	40,9	40,5	55,9	848	4,2	7,3

(morues < 39 cm et morues > 40 cm) ne sont pas significativement différents ($P > 0,05$) des deux premiers groupes de l'étage II (morues de 20-39 cm et de 40-49 cm respectivement). Cependant, le troisième groupe de l'étage II (morues > 50 cm) montre un volume de crevettes significativement plus élevé ($P < 0,05$) que les autres groupes. L'importance des crevettes dans les estomacs, telle qu'estimée par les points et les nombres, révèle des groupes similaires de tailles de morues.

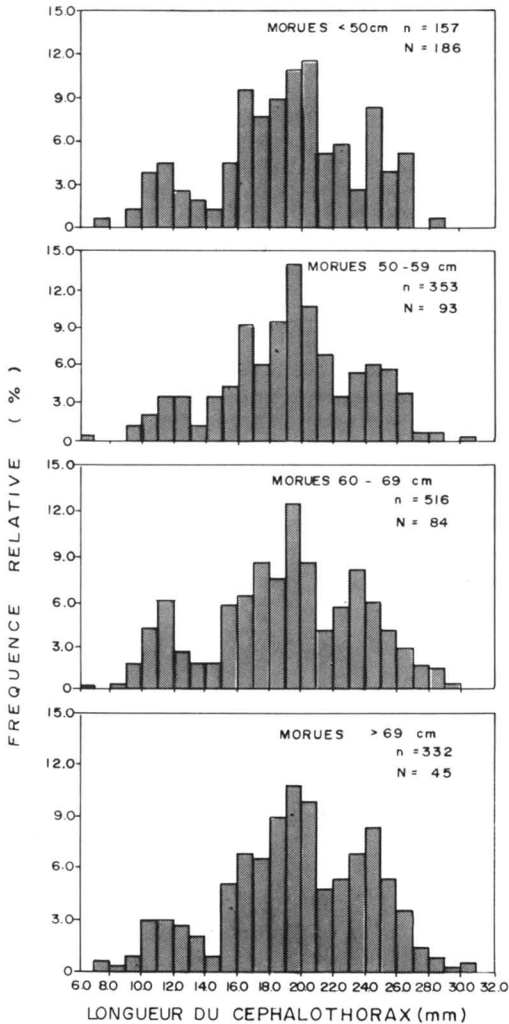


Figure 2. Distribution de tailles des crevettes ingérées en relation avec la longueur des morues (n = nombre de crevettes consommées et N = nombre d'estomacs examinés). Les deux étages ont été regroupés.

SÉLECTION DE SES PROIES PAR LA MORUE

La distribution des tailles des crevettes ingérées est indépendante de la longueur des morues (tableau de contingence: $\chi^2 = 54,9$, d.l. = 60, $P > 0,05$). L'amplitude des tailles des crevettes ingérées et l'importance des différents modes restent relativement constantes indépendamment de la taille du prédateur (fig. 2). Étant donné la similarité de trois des quatre distributions de tailles des crevettes entre les deux étages ($P > 0,05$) et la faible quantité d'observations dans la quatrième distribution (morues de plus de 69 cm dans l'étage I), les distributions de tailles des deux classes de profondeur ont été regroupées.

Comme aucun effet de taille de la morue n'a pu être identifié, les données de longueur des crevettes consommées ont été regroupées pour toutes les tailles de morues. Pour les deux étages, la distribution des tailles des crevettes ingérées est différente (test de Kolmogorov-Smirnov, $P < 0,05$) de celle des crevettes chalutées (fig. 3). Les crevettes de faibles tailles sont relativement plus abondantes dans les estomacs que dans le milieu. Cependant, elles ont une importance relative plus élevée dans l'étage I. De plus, il y a une différence notable dans l'abondance des crevettes de fortes tailles (22,0 à 26,0 mm), leur fréquence relative à l'étage I étant plus faible dans les estomacs que dans le milieu.

Discussion

La crevette représente environ le tiers des organismes présents dans les contenus stomacaux, ce qui en fait la proie principale de la morue dans la zone de Sept-Îles. Cependant, la quantité dans les estomacs augmente en fonction de la profondeur et de la taille du prédateur. Chez les morues de taille élevée (> 50 cm), la consommation de crevettes est plus importante en eaux profondes. Par contre, chez les morues de taille plus faible, la profondeur ne semble pas jouer un rôle important dans la prédation de la morue sur la crevette. Dans le golfe du Saint-Laurent, la crevette est généralement plus abondante en eaux profondes (> 200 m) (Squires, 1961; Savard & Fréchette, 1984). Ainsi, il est permis de croire qu'en eaux moins profondes, la faible abondance des crevettes oriente les morues vers d'autres types de proies.

Par contre, la distribution des tailles des crevettes ingérées ne semble pas être influencée par la taille des morues. La sélection des tailles des crevettes semble indépendante de celles des morues pour l'amplitude des tailles examinées. Par contre, Daan (1973) a démontré que dans la mer du Nord, la grosseur des proies ingérées augmentait avec la taille de la morue.

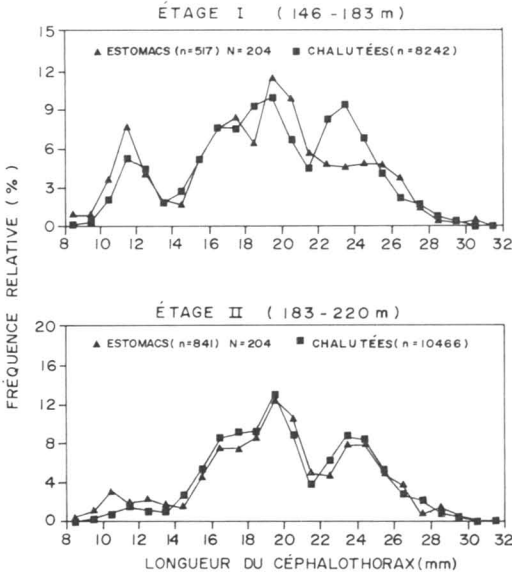


Figure 3. Distribution de tailles des crevettes ingérées et chalutées aux deux étages (n = nombre de crevettes et N = nombre d'estomacs examinés).

Cependant, les crevettes n'atteignent pas des tailles aussi importantes que des poissons normalement ingérés par la morue tels le hareng (*Clupea harengus*) (Powles, 1958; Daan, 1973) et le capelan (*Mallotus villosus*) (Minet & Pérodou, 1978). Les plus grosses crevettes semblent donc être disponibles pour les morues dont les tailles ont été examinées. Les morues plus petites que 40 cm pourraient exercer une certaine sélection mais le faible nombre de morues examinées dans ces classes de tailles ne nous permet pas de conclure définitivement.

Les distributions de tailles des crevettes ne sont par contre pas les mêmes dans les estomacs et la population à cause de la fréquence plus élevée de petites crevettes (longueur du céphalothorax < 14,0 mm) dans les estomacs. Le chalut a un facteur de sélectivité inférieur à 20 % pour les crevettes de moins de 14,0 mm (Labonté & Fréchette, 1978). L'utilisation de cet engin de pêche très sélectif entraîne une sous-estimation de la fréquence relative des crevettes de faible taille dans la population. En utilisant le même test (Kolmogorov-Smirnov) mais en excluant les crevettes dont la taille est inférieure à 14,0 mm, les distributions deviennent identiques dans l'étage II ($P > 0,05$) mais restent différentes dans l'étage I ($P < 0,05$) en raison de la différence dans l'abondance relative des crevettes de fortes tailles entre les estomacs et la population.

Les morues ingèrent davantage de petites crevettes à l'étage supérieur qu'à l'étage profond, conséquence de la plus grande abondance de jeunes crevettes à faibles profondeurs dans le golfe du Saint-Laurent (Fréchette & Parsons, 1983; Shumway *et al.*, 1985). Cependant, les petites crevettes sont nettement moins abondantes dans les estomacs que les crevettes de plus grandes tailles, et la faible sélectivité positive pour cet intervalle de tailles est probablement fortuite. Des fréquences de longueur de crevettes obtenues à partir d'échantillons recueillis dans le golfe du Saint-Laurent par des chaluts expérimentaux, nettement moins sélectifs que le chalut commercial utilisé dans la présente étude, démontrent un mode important (entre 16 et 18 mm) absent de nos échantillons (Fréchette & Parsons, 1983). Par contre, la sélection négative envers les crevettes de grandes tailles (longueur du céphalothorax > 22,0 mm) à l'étage supérieur va à l'encontre de nos attentes. Fréchette *et al.* (1981) ont démontré que la distribution verticale des crevettes variait en fonction de leur taille, les plus grosses étant à un niveau supérieur dans la colonne d'eau durant le jour. Il est possible que cette partie du stock ne soit pas exploitée par la morue.

On doit donc conclure qu'à l'exception des petites crevettes, la morue ne sélectionne pas ou guère les *Pandalus borealis* selon leur taille. Il y aurait par conséquent peu d'impacts sur la structure démographique des populations de crevettes. Tout au plus, la prédation par la morue affecterait l'abondance de ces dernières dans le milieu. La mortalité générée par cette prédation devrait faire l'objet de nouvelles études.

Remerciements

Nous tenons à remercier Julian Dodson, Louise Savard et Diane Archambault pour la pertinence de leurs commentaires et la révision du manuscrit ainsi qu'Yves Lavergne pour ses conseils sur la crevette. Des remerciements s'imposent aussi à Christian Lévesque et à l'équipage du Saïda pour la récolte des échantillons et à Lionel Corriveau pour la préparation des figures.

Références

- ALBERS, W. D. & P. J. ANDERSON, 1985. Diet of Pacific cod, *Gadus macrocephalus*, and predation on the northern pink shrimp, *Pandalus borealis*, in the Pavlof Bay, Alaska. — Fish. Bull., 83: 601-610.
- DAAN, N., 1973. A quantitative analysis of the food intake of North Sea cod, *Gadus morhua*. — Neth. J. Sea Res., 6: 479-517.
- FRÉCHETTE, J. & D. G. PARSONS, 1983. Report of shrimp ageing workshop held at Ste. Foy, Québec

- in May and at Dartmouth, Nova Scotia, in November 1981. — NAFO Sci. Coun. Studies, 6: 70-100.
- FRÉCHETTE, J., S. PILOTE & G. CHABOT, 1981. Données préliminaires sur la distribution verticale de la crevette (*Pandalus borealis*) et ses implications sur les estimations de stocks. — Publ. spéc. Sci. halieut. aquat., 58: 218-226.
- HYNES, H. B. N., 1950. The food of freshwater sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*) with a review of methods used in studies of the food of fishes. — J. Anim. Ecol., 19: 36-58.
- KLEMETSEN, A., 1982. Food and feeding habits of cod from the Balsfjord, northern Norway during a one-year period. — J. Cons. int. Expl. Mer, 40: 101-111.
- LABONTÉ, S. & J. FRÉCHETTE, 1978. Étude de la sélectivité du chalut commercial à crevettes « Yankee 41 » pour la population de *Pandalus borealis* du nord-ouest du Golfe St-Laurent. — Trav. Pêch. Québec, n° 46, p. 1-19.
- LILLY, G. R., 1984. Predation by Atlantic cod on shrimps and crabs of northeastern Newfoundland in autumn of 1977-82. — Cons. int. Expl. Mer, C.M. 1984/G:53.
- MINET, J. P. & J. B. PÉRODOU, 1978. Predation of cod, *Gadus morhua*, on capelin, *Mallotus villosus*, of eastern Newfoundland and in the Gulf of St. Lawrence. — ICNAF Res. Bull., 13: 11-20.
- POWLES, P. M., 1958. Studies of reproduction and feeding of Atlantic cod (*Gadus callarias*) in the southwestern Gulf of St-Lawrence. — J. Fish. Res. Bd Can., 15: 1383-1402.
- SAVARD, L. & J. FRÉCHETTE, 1984. Patrons d'exploitation et structures démographiques des crevettes (*Pandalus borealis*) du Nord du Golfe St-Laurent. — Comité scientifique consultatif des pêches canadiennes de l'Atlantique, Doc. rech. 84/34.
- SHUMWAY, S. E., H. C. PERKINS, D. F. SCHICK & A. P. STICKNEY, 1985. Synopsis of biological data on the pink shrimp, *Pandalus borealis* Krøyer, 1838. — NOAA tech. Rep., NMFS 30, p. 1-57.
- SQUIRES, H. J., 1961. Shrimp survey in the Newfoundland fishing area, 1957 and 1958. — Bull. Fish. Res. Bd Can., no. 129, 29 p.
- TEMPLEMAN, W., 1979. Migration and intermingling of stocks of Atlantic cod, *Gadus morhua*, of the Newfoundland and adjacent areas from tagging in 1962-66. — ICNAF Res. Bull., 14: 5-50.

COMMUNICATIONS BRÈVES

PRÉDATION DE TACONS DE SAUMON DE L'ATLANTIQUE (*SALMO SALAR*) PAR LE TOULADI (*SALVELINUS NAMAYCUSH*)

F. CARON

Direction de la faune aquatique
Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche
150, boul. Saint-Cyrille est, 5^e étage, Québec G1R 4Y1

Résumé

Dans les rivières aux eaux froides du nord du Québec, le touladi (*Salvelinus namaycush*) peut vivre à l'année longue en rivière et partager en partie son habitat d'eau vive avec les tacons de saumon atlantique (*Salmo salar*). Les estomacs des touladis que nous avons examinés contenaient des poissons (65 %), des insectes (35 %), des matières diverses (11 %) ou bien étaient vides (16 %); 13 des 15 poissons identifiés étaient des tacons de saumon.

Abstract

In Québec's northern cold water rivers, lake trout (*Salvelinus namaycush*) may live year round in fast flowing water and share, in part, this habitat with atlantic salmon parr (*Salmo salar*). Stomachs of lake trout examined contained fish (65 %), insects (35 %), other materials (11 %) or were empty (16 %); 13 of the 15 prey items which could be identified were salmon parr.

Introduction

Le touladi (*Salvelinus namaycush*) est une espèce prédatrice qui se nourrit d'une grande variété d'organismes (Scott & Crossman, 1974). Il est fréquemment piscivore et ses proies varient selon leur disponibilité dans le milieu (Martin & Olver, 1980). Dans la région de l'Ungava (Québec), l'eau des rivières demeure suffisamment froide tout au long de l'année pour permettre au touladi d'y vivre de façon permanente (McPhail & Lindsey, 1970). Cet habitat est aussi utilisé par le saumon atlantique (*Salmo salar*) (Belzile *et al.*, 1984; Power, 1969).

La prédation des tacons de saumon par le touladi est un phénomène peu documenté. Power (1969) signale que des tacons marqués furent mangés par des touladis, mais il ajoute qu'en des conditions normales, il y a probablement peu de tacons dans la diète du touladi. Belzile *et al.* (1982) note également la présence d'un tacon de 10 cm dans l'estomac d'un touladi. Au cours d'une étude portant sur le saumon de la rivière George, nous

avons examiné les contenus stomacaux d'un certain nombre de spécimens de touladis dans le but de documenter davantage ce sujet.

Matériel et méthodes

Les touladis furent capturés entre le 14 et le 26 juillet 1981 et entre le 3 et le 21 juillet 1983 sur quelque 15 km de rivière, de part et d'autre de la pourvoirie Tuktu située dans la partie supérieure de la rivière George, à 55°34' N. de latitude et à 64°38' O. de longitude (fig. 1). Cette rivière, longue de plus de 550 km, coule du sud vers le nord, traversant la taïga puis la toundra du nord du Québec avant de se jeter sur la rive est de la baie d'Ungava.

Les spécimens proviennent des prises des pêcheurs sportifs qui recherchaient principalement le saumon adulte. La capture de touladi est cependant fréquente et plus abondante que celle de toutes autres espèces, y compris celle du saumon. En 1981, comme notre travail portait prio-

ritairement sur le saumon, nous n'avons pas examiné de façon systématique tous les touladis capturés, d'autant plus que la majorité des spécimens étaient déjà nettoyés par les guides de pêche ou par les pêcheurs eux-mêmes avant leur retour au camp. En 1983, quelques estomacs de touladis et des mesures morphométriques furent recueillis par les guides de pêche: les estomacs furent placés dans le formol puis examinés en laboratoire.

L'identification des poissons présents dans les estomacs de touladis a été faite en utilisant certaines caractéristiques externes (pigmentation de la peau, forme de la tête et du corps, nombre et position des nageoires). Un examen plus détaillé des restes de squelettes aurait sans doute pu permettre une identification de certains spécimens que nous avons classifiés comme «non identifiés». Lorsque la digestion des proies n'était pas trop avancée, nous avons mesuré la taille (longueur totale) de celles-ci.

Résultats et discussion

Des 37 estomacs de touladis examinés, 31 contenaient de la nourriture; 24 avaient des restes de poissons, 13 avaient des restes d'insectes et 4 des matières diverses (tableau I).

Un total de 44 poissons ou restes de poissons étaient présents dans les estomacs. Treize de ces poissons furent identifiés avec certitude comme étant des tacons de saumon: quatre comme étant des salmonidés et deux comme étant des chabots tachetés (*Cottus bairdi*). Les autres spécimens (25) n'ont pu être identifiés à cause de l'état avancé de la digestion; il pourrait donc s'agir de tacons comme de tout autre poisson. La longueur totale des tacons identifiés variait de 11 à 14 cm.

À cette époque de l'année, le touladi de cette section de la rivière George semble à la fois piscivore et insectivore. Il nous a toutefois semblé qu'en poids, les poissons sont probablement

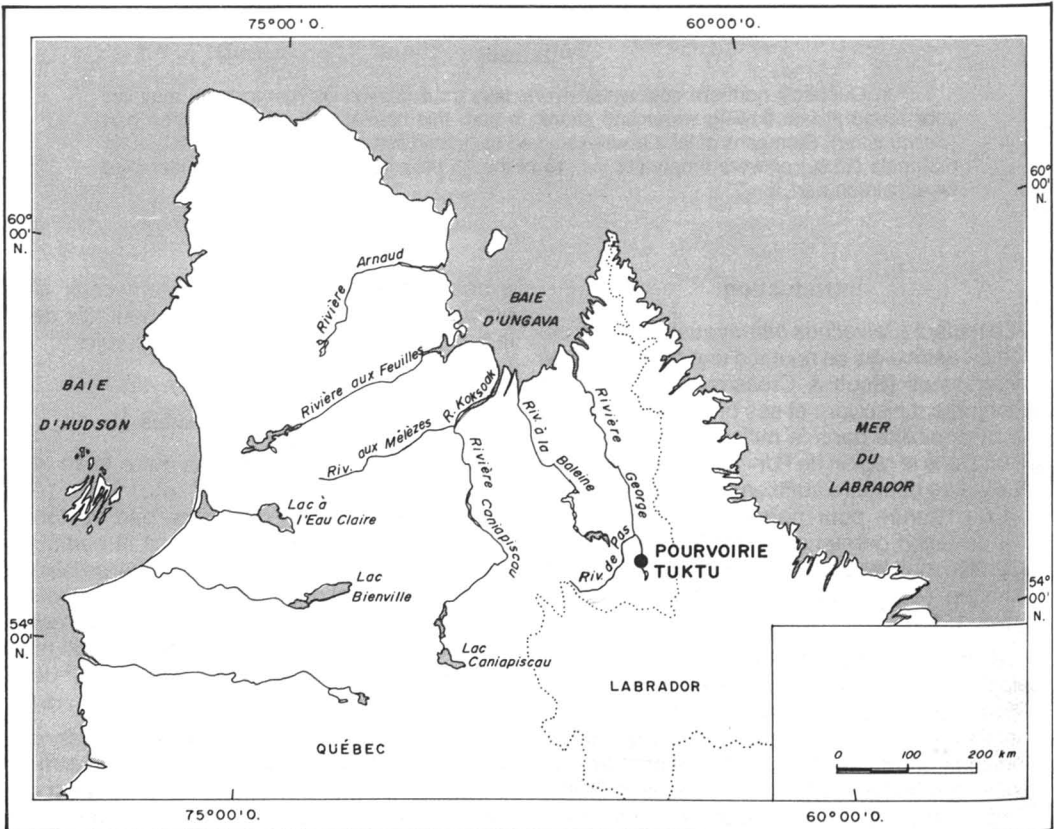


Figure 1. Localisation de la région à l'étude.

TABLEAU I
Contenu stomacal des touladis

N°	Date	Touladi longueur (cm)	Contenu stomacal																	
			Poisson	Insecte	Divers	Vide	Identification des poissons*													
							Tacon de saumon		Salmonidé		Autres poissons									
							n	(taille en cm)	n	(taille en cm)	n	(taille en cm)								
1	83-07-03	68,6	—	—	—	×	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
2	83-07-05	61,0	×	—	—	—	—	1	—	1	(17,8)	—	—	—	—	—	—	—	—	—
3	83-07-05	66,0	×	—	—	—	—	1	(12,5)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
4	83-07-06	83,8	×	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	2	N. id. (20,0; (11,4)		—	—	—	—
5	83-07-06	68,6	—	—	—	×	—	—	—	—	—	—	—	3	N. id.		—	—	—	—
6	83-07-06	61,0	×	—	—	—	—	2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
7	83-07-06	63,5	—	—	Roches	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
8	83-07-06	55,9	×	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	N. id.		—	—	—	—
9	83-07-07	74,9	×	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	N. id. (30,0)		—	—	—	—
10	83-07-08	58,4	×	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	N. id.		—	—	—	—
11	83-07-08	66,0	—	—	—	—	×	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
12	83-07-08	58,4	—	—	—	—	×	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
13	83-07-09	50,8	—	×	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
14	83-07-16	34,3	×	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	Chabot		—	—	—	—
15	83-07-16	51,4	×	×	—	—	—	—	—	1	(20,3)	—	—	1	Chabot		—	—	—	—
														1	N. id. (15,2)		—	—	—	—
														1	N. id.		—	—	—	—

TABLEAU I (suite)
Contenu stomacal des touladis

N°	Date	Touladi longueur (cm)	Contenu stomacal										
			Poisson	Insecte	Divers	Vide	Identification des poissons*						
							Tacon de saumon		Salmonidé		Autres poissons		
							n	(taille en cm)	n	(taille en cm)	n	(taille en cm)	
16	83-07-17	78,7	—	—	Végétaux	—	—	—	—	—	—	—	—
17	83-07-17	43,2	—	×	—	—	—	—	—	—	—	—	—
18	83-07-18	62,2	—	—	—	×	—	—	—	—	—	—	—
19	83-07-19	66,0	×	—	—	—	—	—	—	—	—	2	N. id.
20	83-07-20	53,3	×	×	—	—	—	—	—	—	—	1	N. id.
21	83-07-20	53,3	×	—	Roches	—	—	—	—	—	—	1	N. id. (15,0)
22	83-07-20	55,9	×	×	—	—	—	—	1	—	—	1	N. id.
23	83-07-21	78,7	×	×	—	—	—	—	—	—	—	1	N. id. (20,0)
24	83-07-21	101,6	×	—	—	—	—	—	1	(20,0)	—	—	—
25	83-07-21	54,6	—	×	Mammifère	—	—	—	—	—	—	—	—
26	81-07-14	56,0	×	×	—	—	—	1	(11,0)	—	—	—	—
27	81-07-17	75,0	×	—	—	—	—	3	(14,0; 11,0; 12,0)	—	—	—	—
28	81-07-17	82,0	×	—	—	—	—	1	(11,5)	—	—	2	N. id.
29	81-07-17	60,0	—	×	—	—	—	—	—	—	—	—	—
30	81-07-17	53,0	—	×	—	—	—	—	—	—	—	—	—
31	81-07-19	65,0	×	×	—	—	—	—	—	—	—	1	N. id.
32	81-07-19	72,0	×	×	—	—	—	—	—	—	—	2	N. id.
33	81-07-23	92,0	×	—	—	—	—	2	(13,0; 12,0)	—	—	1	N. id.
34	81-07-23	78,0	×	—	—	—	—	1	(13,0)	—	—	—	—
35	81-07-24	70,0	×	×	—	—	—	—	—	—	—	2	N. id.
36	81-07-24	68,0	—	—	—	×	—	—	—	—	—	—	—
37	81-07-26	69,0	×	—	—	—	—	1	(12,0)	—	—	1	N. id.
Total			24	13	4	6	13	Tacons	4	Salmonidés	2	25	Chabots N. id.

* Taille entre parenthèse approximative par suite de l'érosion partielle de la nageoire caudale; N. id. : poisson non identifié.

beaucoup plus importants que les insectes dans le régime alimentaire. Bien que le taux de non-identification des proies soit élevé (plus de 60 %), il est assez remarquable que 13 des 15 poissons identifiés aient été des tacons de saumons. Il semble donc que par endroit et à une certaine époque de l'année, les tacons contribuent pour beaucoup à la diète du touladi, contrairement à ce que l'on croyait antérieurement.

Comme ces touladis furent capturés aux endroits où les pêcheurs recherchaient d'abord le saumon adulte, il se pourrait qu'ils ne proviennent pas d'un échantillonnage aléatoire de la population de touladi, mais plutôt d'un groupe sélectif vivant dans des eaux rapides, endroits de prédilection pour les tacons de saumon. Il est donc possible que leur régime alimentaire ne soit pas représentatif de celui de l'ensemble de la population. De plus, il est vraisemblable que les tacons de saumon et les chabots ne soient pas les seuls poissons que consomment les touladis; un membre de notre équipe technique a en effet observé dans les estomacs de touladis, à ce même endroit, juste un peu avant la période durant laquelle nous avons recueilli nos données, des restes d'ombles de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et de grands brochets (*Esox lucius*), en plus de tacons de saumon.

Malgré le petit nombre d'individus examinés et la sélectivité de la méthode de capture, il semble que le touladi pourrait être un prédateur important de tacons de saumons dans les rivières qui se jettent dans la baie d'Ungava.

Remerciements

Nous remercions le personnel de la pourvoirie Tuktu, en particulier M. Gerry Poitras, ainsi que tous les pé-

cheurs qui nous ont aimablement offert leur collaboration pour mener à bien nos travaux. La firme de consultants Dryade a analysé le contenu des estomacs recueillis en 1983. Merci également à MM. Yvon Côté et Grégoire Ouellet, qui ont révisé ce texte, Christiane Hudon et deux examinateurs anonymes qui ont apporté des commentaires utiles et au personnel de la Direction de la faune aquatique du ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec qui ont collaboré à la réalisation de cette étude.

Références

- BELZILE, L., G. HAYEUR, J.-A. ROBITAILLE & G. SHOONER, 1982. Description de l'habitat des jeunes saumons de la rivière Delay, en Ungava, et estimation des densités. — Rapport conjoint SAGE Ltée-Gilles Shooner Inc. présenté à la Direction Environnement d'Hydro-Québec, 56 p.
- BELZILE, L., R. LEJEUNE, F. LEVESQUE, A. BOUDREAU & G. SHOONER, 1984. Évaluation quantitative du potentiel salmonicole des principaux affluents inaccessibles du bassin Caniapiscou-Koksoak. — Étude réalisée par la firme Gilles Shooner Inc. et commanditée par le Groupe d'étude conjoint Caniapiscou-Koksoak (SEBJ), 40 p.
- MARTIN, N. V. & C. H. OLVER, 1980. The lake charr, *Salvelinus namaycush*. — Page 205-277 in E. K. Balon (ed.). Charrs: salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. Dr. W. Junk Publ., The Hague, 928 p.
- McPHAIL, J. D. & C. C. LINDSEY, 1970. Freshwater fishes of northwestern Canada and Alaska. — Bull. Fish. Res. Bd Can., 173: 1-381.
- POWER, G., 1969. The salmon of Ungava Bay. — Tech. Pap. Arct. Inst. N. Am., no. 22, 72 p.
- SCOTT, W. B. & E. J. CROSSMAN, 1974. Poissons d'eau douce du Canada. — Bull. Off. Rech. Pêch. Can., n° 184, 1026 p.

LA RÉPARTITION DE *DANTHONIA INTERMEDIA* DANS L'EST DU CANADA

J. CAYOUILLE et S. J. DARBYSHIRE

Centre de recherches biosystématiques, Agriculture Canada
Ferme expérimentale centrale, Édifice Wm Saunders
Ottawa (Ontario) K1A 0C6

Résumé

Les auteurs précisent la répartition de *Danthonia intermedia* dans l'est du Canada, notamment au Québec, au Labrador et à Terre-Neuve, au moyen de récoltes récentes et de révisions de spécimens d'herbier. Même si cette graminée est encore peu récoltée, sa répartition est presque continue en milieu boréal et atteint la limite des arbres au Nouveau-Québec, soit le 58° de latitude nord.

Abstract

The distribution of *Danthonia intermedia* is mapped for eastern Canada, namely Québec, Labrador, and Newfoundland, from new records and revisions of previous collections. Although still poorly collected in Northern Québec, its distribution is almost continuous in the boreal zone, up to the tree-line at 58°N latitude.

Introduction

Dans la description originale de *Danthonia intermedia* Vasey (Poaceae), Vasey mentionne qu'il se retrouve à partir de l'ouest du continent jusqu'au mont Albert, en Gaspésie (Vasey, 1883). Les premières cartes de répartition de cette espèce, publiées par Fernald (1924, 1925) indiquent, pour l'est du continent, les sites des monts Albert et Tabletop, de l'île d'Anticosti et des secteurs montagneux de l'ouest de Terre-Neuve.

Les cartes de répartition qui ont été publiées par la suite (Porsild, 1966; Hultén, 1968; Baum & Findlay, 1973; Porsild & Cody, 1980) montrent une extension de son aire connue dans l'est. Elles indiquent des stations au lac Supérieur et au nord-ouest de l'Ontario, sur la côte est de la baie d'Hudson, au Labrador tant sur la côte qu'à l'intérieur, et au nord de Terre-Neuve.

Les connaissances sur la répartition de *D. intermedia* (*D. californica* Bolander *sensu* Findlay & Baum, 1974) dans l'est du continent, c'est-à-dire du Manitoba vers l'est, doivent cependant être mises à jour parce que de nouvelles stations ont été découvertes récemment au Québec nordique. De plus, les cartes récentes (Porsild, 1966; Hultén, 1968; Baum & Findlay, 1973; Porsild & Cody, 1980) sont divergentes et

incomplètes. Scoggan (1978) mentionne *D. intermedia* pour l'Ontario tandis que Dore & McNeill (1980) et Boivin (1981) ne le listent pas pour cette province.

En raison de ces divergences, il est apparu évident qu'une mise au point sur la répartition actuelle de *D. intermedia* devait se faire à partir de spécimens d'herbier. Nous avons entrepris de répertorier les récoltes récentes faites dans l'est du Canada et d'examiner dans les principaux herbiers (CAN, DAO, MT, MTMG, QFA, QFBE) le matériel identifié *D. intermedia* (appendice).

Résultats

Les résultats ont permis non seulement d'ajouter plusieurs nouvelles localités à cette espèce (fig. 1), mais également d'en soustraire certaines qui étaient basées sur des erreurs d'identification. Les nouvelles récoltes confirment sa présence sur les côtes québécoises de la baie James et de la baie d'Hudson (de la région de la rivière Roggan et jusqu'au golfe de Richmond), et ajoutent des localités dans les régions de Shefferville et de Labrador City, des bassins du fleuve Hamilton et de la rivière Swampy Bay. De plus, l'aire connue de cette espèce s'est étendue plus au sud, au Québec, par des récoltes faites aux

monts Otish, au Petit lac Manicouagan et dans le bassin de la rivière Saint-Jean. Une récolte récente de Kangiqsualukjuak (58°41'42"N. -66°02'36"O., R. Gauthier 84-217A) marque une importante extension vers le nord de l'aire connue de cette espèce qui atteint maintenant la limite des arbres au Nouveau-Québec. Une autre récolte provenant de la région du lac Bienville (55°15'N. -72°12'O., Morisset *et al.* 84-56), soit en plein centre du Nouveau-Québec, permet de combler ce qui apparaissait auparavant comme une certaine disjonction entre les populations de la baie d'Hudson et celles du Labrador (fig. 1).

Les récoltes provenant de l'Ontario et d'Anticosti qui avaient été identifiées à *D. intermedia* (Porsild & Cody, 1980) ont été révisées à *D. spicata* (L.) Beauv. *D. intermedia* n'est peut-être pas absent de ces régions; nos observations indiquent seulement que les récoltes justificatrices avaient été mal identifiées. La mention pour le nord de Terre-Neuve signalée sur la carte de Porsild (1966) et reprise par Porsild & Cody (1980), n'a pu être authentifiée par des spécimens-témoins même après consultation des documents inédits d'Ernest Rouleau sur la flore de Terre-Neuve (S. Hay, comm. pers.).

Discussion

La répartition restreinte de *D. intermedia* dans l'est du Canada (montagnes de la Gaspésie, Anticosti et Terre-Neuve) telle qu'on la connaissait à l'époque de Fernald (1924, 1925) et son absence de secteurs importants au centre du pays, faisaient paraître fort disjointes les populations de l'est et

de l'ouest du continent. Fernald (1924, 1925) avait utilisé ces données pour illustrer le phénomène des espèces cordillériennes disjointes qui, selon lui, auraient survécu dans l'est sur des nunataks lors de la dernière glaciation. De plus, puisque la plupart des stations connues dans l'est se retrouvaient sur la serpentine (Fernald, 1907, 1933; Scoggan, 1950), cette particularité a été mise de l'avant comme un facteur non négligeable dans la persistance de ces populations disjointes (Fernald, 1925; Rune, 1953, 1954). Avec la découverte subséquente de stations au Labrador et au Nouveau-Québec, le nombre de ces espèces dites cordillériennes disjointes mentionnées par Fernald (1925) a considérablement diminué (Drury, 1969). Il est passé de 406 espèces (plus 136 variétés) dans la liste de Fernald (1925) à seulement 45 espèces (incluant les variétés) dans celle de Drury (1969). On s'étonne que *D. intermedia* soit encore dans la liste de Drury puisque plusieurs stations du Nouveau-Québec et du Labrador étaient déjà connues à ce moment.

Dans l'est de l'Amérique du Nord, *D. intermedia* est confiné à la zone boréale; il se retrouve dans les milieux ouverts jusqu'à la limite des arbres au Nouveau-Québec et dans des habitats alpins plus au sud (monts Otish, Gaspésie, Terre-Neuve). La présente disjonction qui s'étend de l'Ontario jusqu'au sud-ouest du Manitoba n'est peut-être que le résultat d'un manque d'herborisations dans certains secteurs. Au Québec, cette graminée est considérée comme une plante rare (Bouchard *et al.*, 1983); il en est de même pour le Parc national Gros Morne, à Terre-Neuve (Bouchard *et al.*, 1986). Cependant, sa rareté au Québec pourrait être liée au fait qu'elle passe inaperçue et qu'elle se retrouve dans certains habitats moins propices à la visite des botanistes. En effet, des explorateurs comme Dutilly et Lepage avaient coutume de parcourir de vastes territoires du Nouveau-Québec et de l'Ontario par la voie des rivières et des lacs, mais s'aventuraient moins souvent hors de ces milieux, comme dans les marais par exemple (Dutilly & Lepage, 1963) ou les habitats subalpins. *D. intermedia* a été trouvé à l'occasion le long des rivières et des ruisseaux ou sur des plateaux lacustres (Dutilly *et al.*, 1958; Dutilly & Lepage, 1962, 1964) mais c'est surtout dans les fens assez riches, subalpins ou non, où les valeurs de pH varient entre 5,5 et 6,5, qu'il a été découvert récemment suite à des explorations intensives (Forest, 1976; Lavoie, 1984).

Remerciements

Les auteurs remercient les conservateurs des herbiers précités pour le prêt des spécimens, Robert Gauthier et Pierre Morisset pour nous avoir permis de

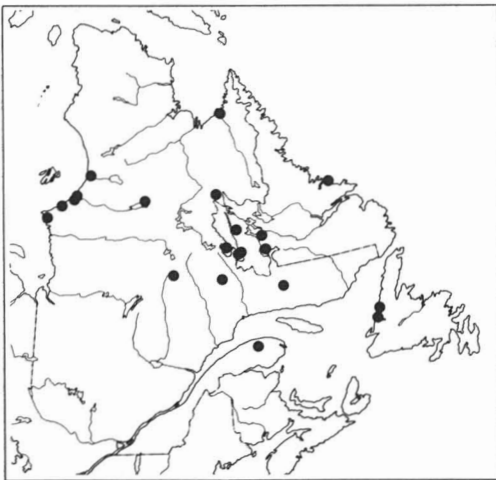


Figure 1. Carte de répartition de *Danthonia intermedia* dans l'est du Canada.

citer leurs récoltes inédites, et Stuart Hay pour avoir mis à notre disposition des documents non publiés d'Ernest Rouleau sur la flore de Terre-Neuve. Nos remerciements s'adressent également à Nicole Chartrand de la Direction générale des Terres, Environnement Canada (Hull) pour nous avoir fourni des données sur des récoltes de la baie d'Hudson et à Jean-Louis Lethiecq, Centre de foresterie des Laurentides (Sainte-Foy) pour nous avoir signalé deux récoltes de son herbier (QFBE). Merci également à Guy Baillargeon, William J. Cody et Gildo Lavoie pour leurs commentaires sur le manuscrit.

Références

- BAUM, B. R. & J. L. FINDLAY, 1973. Preliminary studies in the taxonomy of *Danthonia* in Canada. — *Can. J. Bot.*, 51: 437-450.
- BOIVIN, B., 1981. Flora of the Prairie provinces. V. Gramineae. — *Provancheria* (Mémoires de l'Herbier Louis-Marie, Univ. Laval, Québec), n° 12, 108 p.
- BOUCHARD, A., D. BARABÉ, M. DUMAIS & S. HAY, 1983. Les plantes vasculaires rares du Québec. — *Syllogeus*, n° 48, 79 p.
- BOUCHARD, A., S. HAY, C. GAUVIN & Y. BERGERON, 1986. Rare vascular plants of Gros Morne National Park, Newfoundland, Canada. — *Rhodora*, 88: 481-502.
- DORE, W. G. & J. McNEILL, 1980. Grasses of Ontario. — *Monogr. Agriculture Canada, Research Branch*, no. 26, 566 p.
- DRURY, W. H. Jr., 1969. Plant persistence in the Gulf of St. Lawrence. — Pages 105-148 in K. N. H. Greenidge (ed.). *Essays in plant geography and ecology*. The Nova Scotia Museum, Halifax, 184 p.
- DUTILLY, A. & E. LEPAGE, 1962. Exploration botanique des rivières Swampy Bay et Caniapiscou, dans le bassin de la baie d'Ungava. — *Naturaliste can.*, 89: 293-329.
- DUTILLY, A. & E. LEPAGE, 1963. Contribution à la flore du versant sud de la baie James, Québec-Ontario. — *Contr. Arct. Inst. cath. Univ. Am.*, no. 12F, 199 p.
- DUTILLY, A. & E. LEPAGE, 1964. Randonnée botanique à travers la péninsule Québec-Labrador. — *Naturaliste can.*, 91: 197-240.
- DUTILLY, A., E. LEPAGE & M. DUMAN, 1958. Contribution à la flore des îles (T.N.-O.) et du versant oriental (Qué.) de la Baie James. — *Contr. Arct. Inst. cath. Univ. Am.*, no. 9F, 199 p.
- FERNALD, M. L., 1907. The soil preferences of certain alpine and subalpine plants. — *Rhodora*, 9: 149-193.
- FERNALD, M. L., 1924. Isolation and endemism in northeastern America and their relation to the age-and-area hypothesis. — *Am. J. Bot.*, 11: 558-572.
- FERNALD, M. L., 1925. Persistence of plants in unglaciated areas of boreal America. — *Mem. Am. Acad. Arts Sci.*, 15: 237-342.
- FERNALD, M. L., 1933. Recent discoveries in the Newfoundland flora. — *Rhodora*, 35: 1-16.
- FINDLAY, J. N. & B. R. BAUM, 1974. The nomenclatural implications of the taxonomy of *Danthonia* in Canada. — *Can. J. Bot.*, 52: 1573-1582.
- FOREST, P., 1976. La végétation de Poste-de-la-Baleine, Nouveau-Québec (circa 55°17'N, 77°46'O). — *Thèse Doctorat, Univ. Sherbrooke*, 247 p.
- HULTÉN, E., 1968. Flora of Alaska and neighboring territories. — *Stanford Univ. Press, Stanford, California*, 1008 p.
- LAVOIE, G., 1984. Contribution à la connaissance de la flore vasculaire et invasculaire de la Moyenne-et-Basse-Côte-Nord, Québec/Labrador. — *Provancheria* (Mémoires de l'Herbier Louis-Marie, Univ. Laval, Québec), n° 17, 149 p.
- PORSILD, A. E., 1966. Contribution to the flora of southwestern Yukon Territory. — *Bull. natn. Mus. Canada*, no. 216, Contributions to Botany IV, p. 1-86.
- PORSILD, A. E. & W. J. CODY, 1980. Vascular plants of continental Northwest Territories, Canada. — *Natn. Mus. nat. Sci. Canada*, 667 p.
- RUNE, O., 1953. Plant life on serpentines and related rocks in the north of Sweden. — *Acta phytogeogr. suec.*, 31: 1-139.
- RUNE, O., 1954. Notes on the flora of the Gaspé peninsula. — *Svensk. bot. Tidskr.*, 48: 117-136.
- SCOGGAN, H. J., 1950. The flora of Bic and the Gaspé peninsula. — *Bull. natn. Mus. Canada*, no. 115, 399 p.
- SCOGGAN, H. J., 1978. The flora of Canada. Part 2, Pteridophyta, Gymnospermae, Monocotyledoneae. — *Publ. Bot. natn. Mus. nat. Sci. Canada*, no. 7, p. 93-545.
- VASEY, G., 1883. New species of grasses. — *Bull. Torrey bot. Club*, 10: 52.

Appendice

LISTE DES SPÉCIMENS DE *DANTHONIA INTERMEDIA* RÉPERTORIÉS POUR L'EST DU CANADA

TERRE-NEUVE: Bay of Islands, northeastern bases and slopes of Blomidon mountains, serpentine and magnesian limestone barrens, 24.VII.1910, *M. L. Fernald & K. M. Wiegand* 2595 (CAN); Bonne Bay, West Arm, The Tableland, serpentine gravel, slopes (above 300 m) and summit (alt. 710 m), 17.VIII.1929,

M. L. Fernald, B. Long & J. M. Fogg, Jr. 1303 (MT); Gros Morne National Park, Trout River Road, Tableland, 49°29'N-58°02'W, gabbro talus, 25.VII.1984, *A. Bouchard, S. Hay, C. Gauvin & Y. Bergeron* 84134 (CAN, MT); St. Barbe South District, Winter House Brook, 49°28'N-57°58'W, talus slope of serpentine tableland, 5.VIII.1973, *A. Bouchard & S. Hay* 73-404 (MT).

TERRE-NEUVE. LABRADOR: bassin de la rivière Hamilton, rivière Atikonak, 52°56'N.-64°38'O., rive humide, 1.VIII.1963, A. Dutilly & E. Lepage 41168 (QFA); Carol Lake, NW side, 53°04'N-66°58'W, outer portion of festoon marsh, common, 10.IX.1953, F. Harper 3984 (CAN); Esker Area, 5 miles NE of Tamarack River Bridge, 53°51'N-66°12'W, thinly humus-covered boulders by a rapid, 20.VII.1967, Y. Makinen 67-868 (CAN); Mokkaivik, 55°10'N-59°15'W, open swamp, 15.VIII.1928, H. Bishop 70 (CAN); Ross Bay junction, Lake Ashuanipi, approx. 52°55'N-66°11'W, 8.VIII.1963, I. Hustich & P. Kallio 882 (CAN); Twin Falls area at Unknown River, Hamilton River, approx. 53°35'N-64°20'W, 30.VI.1963, I. Hustich & P. Kallio 107 (CAN).

QUÉBEC: Comté de Duplessis, 4 km O du lac Opocopa, 52°46'N.-66°39'O., fen de bas de pente, 13.VIII.1980, V. Gérardin R#395-8 (CAN, QFA); bassin de la rivière Saint-Jean, portage entre les lacs des Caps et Charpeney: 51°08'N.-63°47'O., sous les embruns d'une chute, 22.VIII.1963, A. Dutilly & E. Lepage 41386 (DAO, QFA); 51°07'N.-63°47'O., rive humide, 23.VIII.1963, A. Dutilly & E. Lepage 41397 (QFA); Comté de Gaspé-Ouest, Mt. Albert: 26.VII.1881, J. A. Allen s.n. (DAO) (Isolectotype, photo); in thickets, 27.VIII.1883, J. Macoun 29935 (CAN); damp rocks and mossy barrens, alt. 900-1050 m, 12.VIII.1905, J. F. Collins & M. L. Fernald 67177 (CAN, MT); coulée d'approche, sur le plateau de serpentine, 12.VIII.1923, F. Marie-Victorin, F. Rolland-Germain, J. B. Brunel & Z. Rousseau 17766 (MT, QFA); lac du Ruisseau du Plaqué-Malade, 9.VIII.1923, F. M-V., F. R-G., J. B. B. & Z. R. 17763 (CAN, MT); R. du Diable, gravel outwash plain at trail bridge, alt. 1800 ft., 10.VII.1940, H. J. Scoggan 873 (CAN); ravin, 7.VIII.1941, E. Lepage 3184 (QFA); exposed wet meadow, treeless plateau, exposed peaty plateau at 3500 feet, 26.VIII.1947, W. G. Dore 47-803, 47-825 (DAO); prairie tourbeuse vaste interrompue par des affleurements rocheux, 17.VIII.1948, P. Dansereau, M. Raymond & J. Kucyniak 59 (MT); tundra alpine, 30.IX.1953, Y. Desmarais 1699 (QFA); Mts Tabletop,

Mt. au Clair, subalpine meadows on southern slope (alt. about 1200 m), 10.VIII.1923, M. L. Fernald & L. B. Smith 25477 (CAN); Comté de Saguenay, à l'ouest du Petit lac Manicouagan, 51°46'N.-67°48'O., fen herbacé dominé par *Scirpus cespitosus* et *Sphagnum russowii*, 28.VII.1980, F. Boudreau 80-275-0-6 (QFA); Nouveau-Québec: baie d'Ungava, estuaire de la rivière George, environ 5,5 km à l'ouest de Kangisualukjuak, 58°41'42"N.-66°02'36"O., paroi rocheuse au bord de la rivière, sur une petite corniche à flanc de rocher, 29.VII.1984; R. Gauthier 84-217A (DAO, QFA); golfe de Richmond, Péninsule de Low, milieu ouvert, xérique, oligotrophe, 1971-1973, S. Payette et al. GR-42 (QFA); Great Whale River: east of first falls up river, 10 miles inland, 14-18.VIII.1947, W. K. W. Baldwin, I. Hustich, J. Kucyniak & R. Tuomikoski 135 (CAN); 1 3/4 miles north northeast of Post, 55°17'N-77°47'W, moss over granite, partial shade, solitary clump seen, 15.VIII.1949, D. B. O. Saville 681 (DAO); 1 1/2 mille au sud du poste, bord du ruisseau de la Flèche, circa 55°17'N.-77°46'O., rocher (granite), 8.VIII.1969, S. Brisson & P. Forest 21184 (MT); lac Bienville, partie nord-est, environs du lac Wasatimis, 55°15'N.-72°12'O., communauté à *Carex oligosperma*, *Myrica gale* et *Carex echinata*, dans fen, 26.VII.1984, P. Morisset, J. Deshayes, R. Pelletier & J. Murdock 84-56 (QFA); monts Otish, 52°15'N.-70°48'O., fen de ruisseau à *Erigeron hyssopifolius* et *Castilleja septentrionalis*, 22.VIII.1974, G. Lemieux 18965 (QFA); région de Petite Baleine, 55°26'N.-77°23'O., sable imparfaitement drainé avec «seepage», 23.VIII.1975, L. D. Brown R#751-5 (QFBE); région de Poste-de-la-Baleine, 55°00'N.-78°28'O., lande tourbeuse eutrophe (fen) à mousses et herbacées graminoides, 21.VIII.1975, J.-P. Ducruc & V. Gérardin R#739-16 (QFBE); rivière Natuakami, affluent de la riv. Roggan, 54°15'N., berge granitique, 25.VIII.1950, E. Lepage 12804 (QFA); rivière Swampy Bay, extrémité nord du lac Le Fer, 55°21'N.-67°23'O., platière engazonnée, 6.VIII.1961, A. Dutilly & E. Lepage 39090 (DAO, QFA).

CYPERUS ENGELMANNII (CYPERACEAE), A RARE UMBRELLA-SEDGE IN QUÉBEC

S. G. HAY

Herbier Marie-Victorin

Institut botanique de l'Université de Montréal

4101 est, rue Sherbrooke, Montréal (Québec) H1X 2B2

Résumé

La présence de *Cyperus engelmannii* Steud. au Québec est signalée pour la première fois. Cette espèce de souchet est rare et a passé inaperçue jusqu'à maintenant. Elle est présentement connue dans cinq localités le long des rives de l'Outaouais et du Saint-Laurent près de l'île de Montréal.

Abstract

Cyperus engelmannii Steud. is reported here for the first time in Québec. This rare and overlooked *Cyperus* has been identified from five localities along the shores of the Ottawa River and the St. Lawrence River close to Montréal Island.

Cyperus engelmannii Steud. [section *Feraces* Kükenth.; subg. *Torulinium* (Desv.) Kükenth.; *C. ferax* L. *C. Richard* subsp. *engelmannii* (Steud.) Kükenth.] is a widely distributed wetland species of tropical and warm temperate regions of the New World (Marcks, 1974; O'Neill, 1940; Tucker, 1984) whose distribution in northeastern North America lies mainly in the glaciated area surrounding the southern part of the Great Lakes region. Its range in Canada has been thought to be confined to the Lake Erie-Lake Ontario basins of southern Ontario. The known range is here extended into southern Québec on the basis of herbarium collections (cited below) from as early as 1931. Errors in identification and the rarity of this *Cyperus* account for the fact that it has not been previously reported in the province.

Cyperus section *Feraces* is characterized by having spikelets with disarticulating, arcuate rachillae. In our area, the only other member of the section is *C. odoratus* L. (*C. ferruginescens* Boeckl.), that in Canada is known only from southern Ontario. There is disagreement about the taxonomic limits of the segregates within this group. Whereas some authors currently recognize two entities (Gleason & Cronquist, 1963; Marcks, 1974; Voss, 1972), others (Fernald, 1950; Scoggan, 1978) differentiate between three. Furthermore, Tucker (1984) goes a step further based on his study of neotropical *C. engelmannii* and has proposed that it too is conspecific with the pantropical and warm temperate *C. odoratus*. The

apparent distinctiveness of *C. engelmannii*, at least in the Great Lakes part of its range, may only represent an extreme or abnormal form of the highly variable *C. odoratus* (Tucker, 1984; Voss, 1972). In contrast to all other native species of *Cyperus*, *C. engelmannii* is at once distinguished by a unique linear or zigzag arrangement of the spikelet in which the remote, distichous scales do not overlap the bases of those above on the same side of the rachilla.

In temperate northeastern North America, the northern limit of *C. engelmannii* extends from Minnesota through Wisconsin, southern Michigan and southern Ontario (McGregor & Barkley, 1977; Marcks, 1974; Voss, 1972; Ball & White, unpubl. data). Southward, its range lies almost entirely north of the terminal Wisconsinian glacial margin with the exception of isolated stations in Nebraska (McGregor & Barkley, 1977) and southern Illinois (Mohlenbrock & Ladd, 1978). To the east of the Great Lakes, a few rare isolated occurrences have been recorded in North Carolina (Radford *et al.*, 1968), Virginia (Harvill *et al.*, 1977), Delaware (Tucker *et al.*, 1979), southeastern Pennsylvania (Wherry *et al.*, 1979), eastern New York (Mitchell *et al.*, 1980), and Massachusetts and Vermont in New England (Crow *et al.*, 1981).

Although once thought to be rare in Canada and confined to southern Ontario (Argus & White, 1977), further investigation has shown that *C. engelmannii* is widely distributed there, and it

has been withdrawn from that province's list of rare plants (Ball & White, 1981). In Ontario, it is known from about 30 localities (Ball & White, unpubl. data at CAN), mostly along the shorelines of Lake Erie and Lake Ontario. In the easternmost part of the province, close to Québec, *C. engelmannii* has been found in Grenville, Ottawa-Carleton and Renfrew counties, along the Rideau and Ottawa river systems.

Cyperus engelmannii has not been reported for Québec in major floristic works (Boivin, 1967; Fernald, 1950; Marie-Victorin, 1964; Scoggan, 1978), nor in any of the intensive floristic investigations of shoreline habitats for the Hochelaga Archipelago region around Montréal (Bernard, 1970; Deschamps, 1968; Joyal, 1964, 1970; Mauffette, 1979; Morency, 1966; Pilon *et al.*, 1980; Ranger, 1979; Rouleau, 1945; Vincent, 1983, 1984) as well as further upriver (De Repentigny & Fragnier, 1986). A recent study of *Cyperus* herbarium specimens has revealed five localities for Engelmann's *Cyperus* along the shores of the Ottawa River and the St. Lawrence River close to Montréal Island. Full specimen citations substantiating these records are listed below:

QUÉBEC. Beauharnois Co.: îles de la Paix, île à Thomas, 4 septembre 1965, *M. Morency 1700* (MT); îles de la Paix, île à Tambault, 4 septembre 1965, *M. Morency 1974* (MT); îles de la Paix, île du Large, 23 août 1965, *M. Morency 1512* (MT); îles de la Paix, île no. 1., 7 septembre 1965, *M. Morency 1790* (MT); îles de la Paix, île no. 2, 7 septembre 1965, *M. Morency 1884* (MT). — Chambly Co.: Boucherville, île du large, 30 août 1931, *Marie-Victorin, Roland-Germain s.n.* (CAN, DAO, SFS). — Papineau Co.: Thurso, 24 August 1962, *W. Dore 20119* (DAO); 30 September 1967, *G. Rossbach 7675* (CAN); Montebello, 2 septembre 1966, *J. Charlebois 3*(MT). — Verdun Co.: îles des Rapides de Lachine, île au Diable, 31 août 1977, *J. Ranger 953* (MT).

Field work has not yet been carried out to confirm the continued persistence of *C. engelmannii* at these locations. The earliest collection from Québec that we have seen was made by Marie-Victorin and Roland-Germain in 1931. The plants were misidentified as *C. strigosus*, a more common species that *C. engelmannii* is frequently confused with. These two species do resemble one another remotely and often have the same wet sandy and muddy shoreline habitat. Since *C. engelmannii* is now known from extreme southern Québec at only a few scattered localities at the northeastern limit of its range, it should be added to the province's list of rare vascular plants (Bouchard *et al.*, 1983). The region encompassing the Ottawa River Valley, the Hochelaga Archipelago and the Richelieu River is the most important sector for rare species in the province (Bouchard *et al.*, 1983, 1985). Other rare *Cyperus*

species restricted to similar riverine habitats include *C. dentatus* Torr., *C. Houghtonii* Torr., *C. lupulinus* (Spreng.) Marcks subsp. *lupulinus* and *C. lupulinus* subsp. *macilentus* (Fern.) Marcks. Such habitats are crucial for much of the rare flora that barely penetrates the southern part of the province. The protection of these habitats is of real concern as they are increasingly threatened by recreation and development pressures.

Acknowledgments

I am grateful to the curators of the herbaria (CAN, DAO, MT and SFS) who made specimens available. P. W. Ball and D. J. White permitted me to consult their distribution map for *C. engelmannii* in Ontario. B. Boivin[†] confirmed prior misidentifications from two localities in Québec. E. Lemaire and D. Lacasse kindly typed the manuscript.

References

- ARGUS, G. W. & D. J. WHITE, 1977. The rare vascular plants of Ontario. — *Sylogus*, no. 14, 63 p.
- BALL, P. W. & D. J. WHITE, 1981. *Cyperaceae*. — In G. W. Argus & D. J. White (ed.). *Atlas of the rare vascular plants of Ontario*. Part I. Natn. Mus. Canada, 35 p.
- BERNARD, G., 1970. La flore de l'île Perrot (comté de Vaudreuil, Québec). — *Mémoire M. Sc.*, Univ. Montréal, 474 p.
- BOIVIN, B., 1967. Énumération des plantes du Canada. — *Naturaliste can.*, 94: 131-157.
- BOUCHARD, A., D. BARABÉ, M. DUMAIS & S. HAY, 1983. The rare vascular plants of Québec. — *Sylogus*, no. 48, 79 p.
- BOUCHARD, A., D. BARABÉ, Y. BERGERON, M. DUMAIS & S. HAY, 1985. La phytogéographie des plantes vasculaires rares du Québec. — *Naturaliste can.*, 112: 283-300.
- CROW, G. E., W. D. COUNTRYMAN, G. L. CHURCH, L. M. EASTMAN, C. B. HELLQUIST, L. J. MEHRHOFF & I. M. STORKS, 1981. Rare and endangered vascular plants in New England. — *Rhodora*, 83: 259-299.
- DE REPENTIGNY, L.-G. & P. FRAGNIER, 1986. La flore vasculaire de la Réserve nationale de faune du lac St-François et sa région immédiate, comté d'Huntingdon, Québec. — *Environnement Canada*, Québec, mimeogr., 351 p.
- DESCHAMPS, L., 1968. Étude floristique de l'île Ste-Thérèse et des îles avoisinantes. — *Mémoire M.Sc.*, Univ. Montréal, 253 p.
- FERNALD, M. L., 1950. *Gray's manual of botany*. 8th ed. — American Book Co., New York, 1632 p.
- GLEASON, H. A. & A. CRONQUIST, 1963. *Manual of vascular plants of northeastern United States and adjacent Canada*. — Van Nostrand Co., New York, 810 p.
- HARVILL, A. M., Jr., C. E. STEVENS & D. M. E. WARE, 1977. *Atlas of the Virginia Flora*. Part 1: Pteridophytes

- through monocotyledons. — Virginia Botanical Associates, Farmville, Virginia, 59 p.
- JOYAL, R., 1964. Étude de la flore vasculaire de l'île des Sœurs. — Mémoire M.Sc., Univ. Montréal, 161 p.
- JOYAL, R., 1970. La flore vasculaire de l'île des Sœurs. — *Naturaliste can.*, 97: 559-583.
- MARCKS, B. G., 1974. Preliminary reports on the flora of Wisconsin no. 66. Cyperaceae II — Sedge Family II. The genus *Cyperus*. — *The Umbrella sedges*, 62: 261-284.
- MARIE-VICTORIN, Fr., 1964. Flore laurentienne (2^e éd. par E. Rouleau). — Presses Univ. Montréal, 925 p.
- MAUFFETTE, Y., 1979. La flore de l'île Lynch. — Mémoire, Macdonald College, McGill University, 51 p.
- MCGREGOR, R. L. & T. M. BARKLEY (ed.), 1977. Atlas of the flora of the Great Plains. — Iowa State Univ. Press, Ames, 600 p.
- MITCHELL, R. S., C. J. SHEVIK & J. K. DEAN, 1980. Rare and endangered vascular plant species in New York State. — U.S. Fish Wildl. Serv., Newton Corner, MA, 38 p.
- MOHLENBROCK, R. H. & D. M. LADD, 1978. Distribution of Illinois vascular plants. — Southern Illinois Univ. Press, Carbondale, 282 p.
- MORENCY, M., 1966. Étude floristique des îles de la Paix. — Mémoire M.Sc., Univ. Montréal, 225 p.
- O'NEILL, H. T., 1940. The sedges of the Yucatan Peninsula. — *Carneg. Inst. Wash. Misc. Papers*, 19: 249-322.
- PILON, C., J.-M. BOISVERT, D. CARRIÈRE, J. CHAMPAGNE, P. CHEVALIER, D. LE QUERE, V. SICARD & G. SYLVAIN, 1980. Les îles du Saint-Laurent, de Boucherville à Contrecoeur; environnement biophysique. — Centre de recherches écologiques de Montréal, Québec, 292 p.
- RADFORD, A. E., H. E. AHLES, & C. R. BELL, 1968. Manual of the vascular flora of the Carolinas. — Univ. North Carolina Press, Chapel Hill, North Carolina, 1183 p.
- RANGER, J., 1979. Étude floristique des îles des Rapides de Lachine. — Mémoire M.Sc., Univ. Montréal, 476 p.
- ROULEAU, E., 1945. La florule de l'île Ste-Hélène. — *Naturaliste can.*, 72: 5-24, 68-83, 157-176.
- SCOGGAN, H. J., 1978. The Flora of Canada. — *Publ. Bot. natn. Mus. nat. Sci. Canada*, no. 7, p. 93-545.
- TUCKER, G. C., 1984. Taxonomic notes on two common neotropical species of *Cyperus* (Cyperaceae). — *Sida*, 10: 298-307.
- TUCKER, A., N. DILL, C. BROOME, C. PHILLIPS & M. MACIARELLO, 1979. Rare and endangered vascular plant species in Delaware. — U.S. Fish Wildl. Serv., Newton Corner, MA, 89 p.
- VINCENT, G., 1983. Étude floristique de la portion de la réserve amérindienne de Caughnawaga située au nord de la voie maritime du Saint-Laurent. — Mémoire M.Sc., Univ. Montréal, 205 p.
- VINCENT, G., 1984. Analyse de la flore vasculaire d'un secteur de la réserve amérindienne de Caughnawaga (Québec). — *Naturaliste can.*, 111: 139-155.
- VOSS, E. G., 1972. Michigan Flora. Part 1. Gymnosperms and monocots. — *Cranbrook Institute of Science Bulletin* 55 and *University of Michigan Herbarium*, 488 p.
- WHERRY, E. T., J. M. FOGG, Jr. & H. A. WAHL, 1979. Atlas of the flora of Pennsylvania. — The Morris Arboretum of the University of Pennsylvania, Philadelphia, 390 p.

DICRANODONTIUM DENUDATUM (BRYOPSIDA: DICRANACEAE) AU QUÉBEC

L. FORTIN

209 Merton,
Saint-Lambert (Québec) J4P 2W4

et

R. R. IRELAND

Musée national des sciences naturelles
Musées nationaux du Canada, Ottawa (Ontario) K1A 0M8

Résumé

Dicranodontium denudatum (Brid.) Britt. ex Williams a récemment été récolté au sud-est du Québec dans le comté de Charlevoix. Les mentions antérieures de cette espèce pour le Québec étaient basées sur des spécimens mal identifiés. Les caractères permettant de distinguer *D. denudatum* des espèces avec lesquelles il peut être confondu sont brièvement commentés. La carte de répartition de *D. denudatum* en Amérique du Nord est présentée.

Abstract

Dicranodontium denudatum (Brid.) Britt. ex Williams has recently been collected at a single locality in southeastern Québec (Charlevoix County). All previous reports of the species from Québec are based on misidentified specimens. The characters used to distinguish *D. denudatum* from similar species are briefly discussed. The distribution of *D. denudatum* in North America is mapped.

La présence de *Dicranodontium denudatum* (Brid.) Britt. ex Williams (syn.: *D. longirostre* Bruch & Schimp.) au Québec a déjà été signalée par Ireland *et al.* (1980) sur la foi de la liste de Lepage (1945-1946). Ce dernier s'appuyait sur des spécimens récoltés par Dupret à Montréal (mont Royal) et par Marie-Anselme dans la région de La Tuque. L'identification erronée de ces spécimens et une récolte récente de *D. denudatum* au Québec ont entraîné la vérification de tous les spécimens du genre *Dicranodontium* dans les herbiers Marie-Victorin (MT), Louis-Marie (QFA), du Québec (QUE), de l'Université de Toronto (TRTC), de l'Université Memorial (NFLD), de l'Université d'Alberta (ALTA), de l'Université de Colombie-Britannique (UBC) ainsi que du Musée national des sciences naturelles à Ottawa (CANM).

La récolte récente de *D. denudatum* au Québec a été faite le 18 août 1983 dans le comté de Charlevoix, près de Saint-Fidèle-de-Mont-Murray (47°45'N., 70°01'O.), sur le sol des bords escarpés d'un ruisseau tributaire de la rivière Port-au-Saumon, en région montagneuse, avec *Pohlia nutans* (Hedw.) Lindb., *Tetraphis pellucida* Hedw., *Dicranum flagellare* Hedw., *Bazzania denudata* (Torrey ex Gott. *et al.*) Trev. et *Lepidozia reptans*

(L.) Dum. Des parts de cette récolte (Fortin 83-56) ont été déposées à l'Herbier Marie-Victorin (MT) et au Musée national à Ottawa (CANM). Une autre récolte (Fortin 83-57) effectuée au même endroit, sur souche pourrie, est conservée dans l'herbier personnel de L. Fortin. Les deux mentions antérieures de *D. denudatum* au Québec ont été révisées d'une part à *Ditrichum flexicaule* (Schwaegr.) Hampe (mont Royal, 25 oct. 1928, Dupret s.n., MT) et, d'autre part, à *Paraleucobryum longifolium* (Hedw.) Loeske (La Tuque, 19 avril 1936, Marie-Anselme 531, QFA).

Dicranella heteromalla (Hedw.) Schimp., *Paraleucobryum longifolium*, *Ditrichum crispatisimum* (C. Müll.) Par., *Ditrichum flexicaule* et *Ditrichum pallidum* (Hedw.) Hampe sont les espèces les plus susceptibles d'être confondues avec *Dicranodontium denudatum*; on pourrait aussi confondre ce dernier avec *Dicranum fulvum* Hook. à cause de sa nervure très large et, plus rarement, avec des espèces du genre *Campylopus*. *D. denudatum* est la seule de ces espèces à posséder les quatre caractéristiques suivantes: (1) la nervure occupe au moins le tiers de la largeur de la feuille à la base; (2) les cellules basales près de la nervure sont rectangulaires et elles sont plus pâles, plus larges et plus courtes que

les cellules situées plus haut; ces cellules s'étendent vers le haut le long de la nervure et se rétrécissent graduellement vers les marges de la feuille; (3) en coupe transversale, la nervure présente une bande de stéréides de chaque côté de la rangée de cellules médianes; (4) les cellules alaires sont différenciées en cellules gonflées, lesquelles peuvent être hyalines ou colorées. Crum & Anderson (1981) présentent une description complète de *D. denudatum*, avec d'excellentes illustrations.

Chez *Dicranella heteromalla*, *Ditrichum flexicaule*, *D. pallidum* et *D. crispatissimum*, les cellules alaires ne sont pas différenciées en cellules gonflées hyalines ou colorées.

La coupe transversale d'une feuille au niveau du tiers inférieur permet de distinguer *D. denudatum* de *Paraleucobryum longifolium*; ce dernier possède une rangée médiane de cellules chlorophylliennes, entourée ventralement par des cellules hyalines et dorsalement par un mélange de cellules hyalines et chlorophylliennes. Sur le terrain, *D. denudatum* et *P. longifolium* peuvent avoir le même aspect, surtout chez les individus de ces derniers qui ont des tiges plutôt flexueuses et des feuilles moins recourbées unilatéralement.

Chez *Campylopus*, la coupe transversale de la feuille présente seulement une bande de stéréides au niveau de la nervure et les cellules basales ne sont pas différenciées le long de la nervure.

Dicranum fulvum présente une coupe transversale de la feuille semblable à celle de *D. denudatum* ainsi que des cellules alaires gonflées, mais il s'en distingue par un limbe à deux assises de cellules dans la moitié supérieure de la feuille; il n'a pas non plus de cellules différenciées le long de la nervure. Les deux espèces ont également un aspect différent. *D. denudatum* forme des touffes soyeuses, jaune-brun à vert foncé, à tiges droites; les feuilles sont généralement droites, mais elles sont légèrement courbées unilatéralement au sommet de la tige. D'autre part, *Dicranum fulvum* forme des touffes ternes, habituellement de couleur brun-jaune, à tiges légèrement et feuilles nettement courbées unilatéralement.

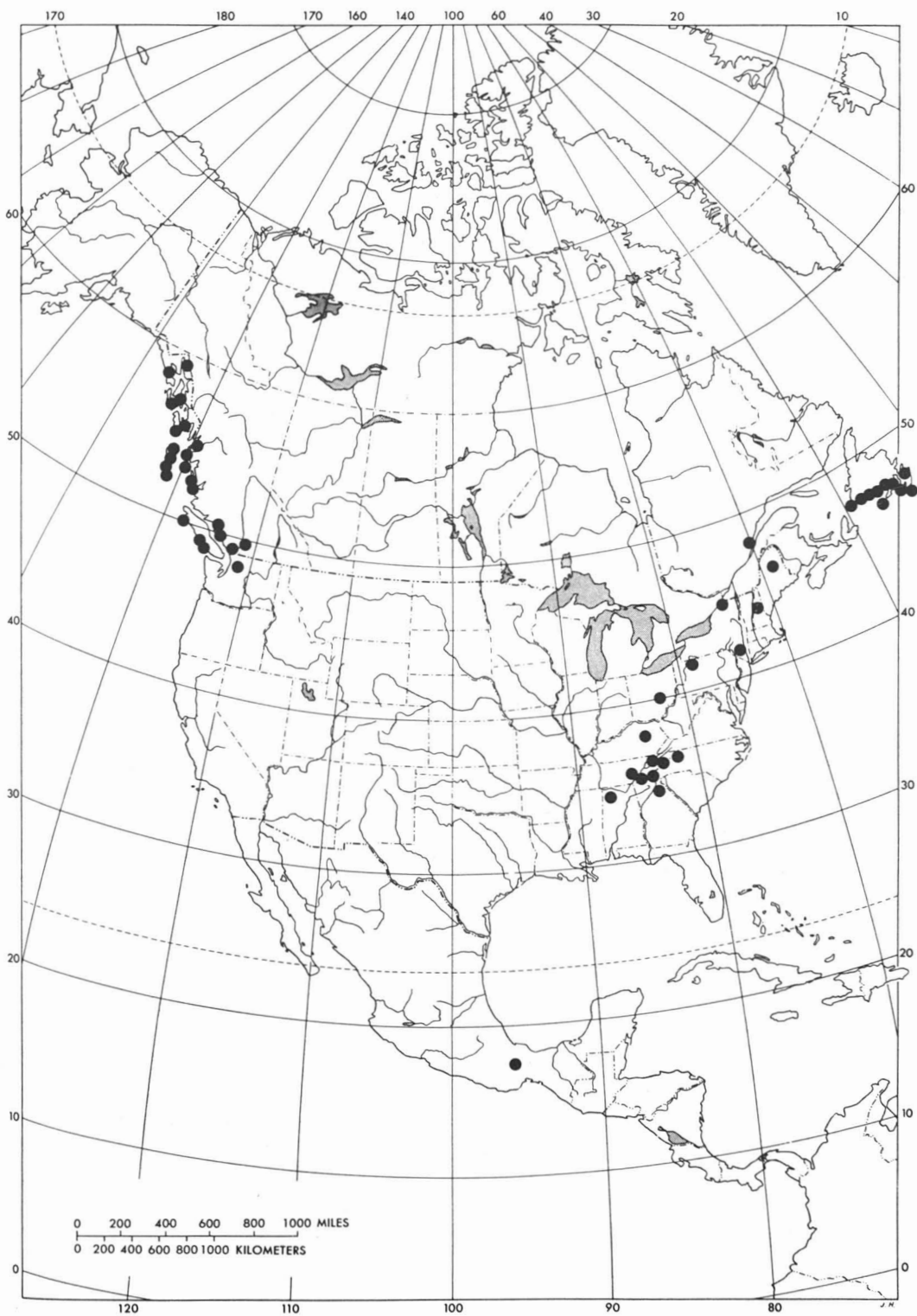
Dicranodontium denudatum peut se rencontrer sur des escarpements ombragés et humides et des affleurements rocheux en forêt; sur l'humus, les troncs pourris et les talus tourbeux le long de

ruisseaux; sur le sol à travers les racines de troncs déracinés dans les forêts humides; et sur des troncs d'arbres et dans des dépressions humides dans les tourbières. Selon Crum & Anderson (1981), il croît sur les roches acides de parois humides et ombragées; Smith (1978) ajoute que, dans les régions montagneuses, on le trouve aussi sur bois ou sol tourbeux. Un degré élevé d'humidité atmosphérique semble être l'élément constant des différents habitats où croît cette espèce, comme Störmer (1969, p. 97-100) l'a d'ailleurs observé en Norvège.

En dehors du continent américain, on trouve *Dicranodontium denudatum* au nord et au centre de l'Europe, en Sibérie, au Japon et à Hawaï (Crum & Anderson, 1981). En Amérique du Nord, la répartition de *D. denudatum* semble présenter une disjonction est-ouest. Dans l'est des États-Unis, on le trouve du Maine à l'État de New York et à l'Ohio, ainsi que dans les Appalaches, jusqu'en Georgie et au nord de l'Alabama (Crum & Anderson, 1981). Dans l'est du Canada, on le rencontre dans le sud de Terre-Neuve (Brassard, 1983) et à Saint-Pierre-et-Miquelon (Etcheberry *et al.*, 1987); de plus, selon Ireland *et al.* (1980), on l'aurait signalé au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et en Ontario. À l'ouest, selon Crum & Anderson (1981), sa répartition va du sud de l'Alaska jusqu'à l'Orégon; cependant, nous n'avons pu confirmer sa présence en Orégon. Williams (1913) et Smith (1978) le mentionnent également pour le Mexique. La carte de répartition de *D. denudatum* en Amérique du Nord est présentée à la figure 1. Quant aux spécimens sur lesquels s'appuyaient les mentions pour le Nouveau-Brunswick et la Nouvelle-Écosse (Macoun & Kindberg, 1892; Macoun, 1902), ils se sont avérés appartenir plutôt à *Paraleucobryum longifolium*. Au Canada, *D. denudatum* est donc connu avec certitude de la Colombie-Britannique, du sud de Terre-Neuve et d'une seule localité au Québec (fig. 1).

Brassard (1984) range *Dicranodontium denudatum* parmi les espèces qui auraient survécu à la dernière glaciation dans des refuges côtiers situés dans le sud de Terre-Neuve. Si cette hypothèse est correcte, la présence de *D. denudatum* au Québec, dans le comté de Charlevoix, pourrait s'expliquer par une dissémination isolée, sur une longue distance. Cependant, dans l'ensemble de son aire de répartition, *D. denudatum* fructifie très rarement: par exemple, nous n'avons

Figure 1. Répartition de *Dicranodontium denudatum* en Amérique du Nord à partir de spécimens d'herbier. Les points aux États-Unis et au Mexique sont basés seulement sur les récoltes conservées dans les herbiers du Musée national du Canada (CANM), de l'Université de Montréal (MT) et de l'Université de Colombie-Britannique (UBC).



vu qu'une seule récolte (de l'Alaska) ayant des sporophytes et Störmer (1969, p. 97) signale qu'on n'a trouvé que deux spécimens norvégiens fertiles sur 213 récoltes. Cette absence de sporophytes rend très peu probable la dissémination sur de longues distances. Il est donc possible que cette espèce ait eu une répartition beaucoup plus vaste dans l'est du Canada au Tardiglaciaire et, comme le signale Brassard (1984), qu'elle se soit ensuite éteinte partout sauf à Terre-Neuve (et dans Charlevoix). Une recherche plus intense de *Dicranodontium denudatum* permettrait peut-être d'élargir son aire de répartition dans l'est du Canada.

Mentionnons finalement qu'une autre espèce de *Dicranodontium* examinée au cours de cette étude, *D. asperulum* (Mitt.) Broth., doit être exclue de la flore du Québec. Lepage (1945-1946) mentionne une récolte de Marie-Anselme provenant du mont Saint-Grégoire (20 juin 1935, no. 26, MT); cette récolte a été ré-identifiée à *Dicranum fulvum*. D'autres récoltes de la même espèce, effectuées par Marie-Anselme au même endroit (mont Johnson), étaient aussi erronément identifiées à *D. asperulum* dans d'autres herbiers (mont Johnson, 30 oct. 1934, *Marie-Anselme s.n.*, TRTC; juin 1935, QFA).

Remerciements

Nous sommes particulièrement reconnaissants au Dr W. B. Schofield (Université de Colombie-Britannique) pour ses judicieux commentaires sur le manuscrit, ainsi qu'au Dr D. H. Vitt (Université d'Alberta) pour la carte muette. Nous remercions aussi les conservateurs des herbiers qui nous ont prêté des spécimens de *Dicranodontium*. L'Institut botanique de l'Université de Montréal a généreusement offert un espace de travail et de l'assistance technique à L. F.

Références

- BRASSARD, G. R., 1983. Bryogeography, with special reference to mosses. — Pages 361-384 in G.R. South (ed.). Biogeography and ecology of the Island of Newfoundland. W. Junk Publ., The Hague, 723 p.
- BRASSARD, G. R., 1984. The bryogeographical isolation of the Island of Newfoundland, Canada. — *Bryologist*, 87: 56-65.
- CRUM, H. & L. E. ANDERSON, 1981. Mosses of Eastern North America. Vol. 1. — Columbia Univ. Press, New York, 663 p.
- ETCHEBERRY, R., D. ABRAHAM, G. R. BRASSARD & M. FAVREAU, 1987. Les mousses des îles St-Pierre-et-Miquelon. — *Can. J. Bot.*, 65: 879-887.
- IRELAND, R. R., C. D. BIRD, G. R. BRASSARD, W. B. SCHOFIELD & D. H. VITT, 1980. Checklist of the mosses of Canada. — *Publ. Bot. natn. Mus. nat. Sci. Canada*, no. 8, 75 p.
- LEPAGE, E., 1945-1946. Les lichens, les mousses et les hépatiques du Québec et leur rôle dans la formation du sol arable dans la région du bas de Québec, de Lévis à Gaspé. Quatrième partie: Inventaire des espèces du Québec. Deuxième section: Les mousses. — *Naturaliste can.*, 72: 241-265, 315-338; 73: 33-56, 101-134, 207-232, 395-411.
- MACOUN, J., 1902. Catalogue of Canadian plants. Addendum to Part 6 in Part 7, Lichenes and Hepaticae. — *Geol. Surv. Can.*, p. 181-318.
- MACOUN, J. & N. C. KINDBERG, 1892. Catalogue of Canadian plants, Part 6, Musci. — *Geol. Surv. Can.*, 295 p.
- SMITH, A. J. E., 1978. The moss flora of Britain and Ireland. — Cambridge Univ. Press, Cambridge, 706 p.
- STÖRMER, P., 1969. Mosses with a western and southern distribution in Norway. — *Universitetsforlaget, Oslo-Bergen-Tromsø*, 288 p.
- WILLIAMS, R. S., 1913. Dicranaceae. — *N. Am. Flora*, 15: 77-158.

NOUVELLE RÉPARTITION DE *SALIX UVA-URSI* PURSH DANS CHARLEVOIX

J.-F. BERGERON

Department of Botany
University of Toronto, Erindale Campus
Mississauga (Ontario) L5L 1C6

Résumé

Une nouvelle limite méridionale au Québec est établie pour *Salix uva-ursi*. Quelques individus ont été observés en milieu alpin sur le mont Élie et la montagne des Érables (comté de Charlevoix-Est). Les sites les plus exposés ainsi que des sols lithiques mésiques-xériques caractérisent l'habitat de *Salix uva-ursi*. Une carte de la répartition de cette espèce au Québec méridional est présentée.

Abstract

A new southern limit is established for *Salix uva-ursi*. A few individuals were observed in two alpine areas: Mont Élie and Montagne des Érables (Charlevoix-Est County). Exposed sites and mesic-xeric soils characterize the habitat of this species. A southern Québec distribution map for this species is provided.

Introduction

C'est au cours de la reconnaissance de 19 hauts sommets des comtés de Montmorency, Charlevoix-Ouest et Charlevoix-Est que nous avons fait la découverte de *Salix uva-ursi* dans le secteur de la rivière Malbaie (fig. 1). Les sommets visités renferment un étage alpin (voir Dion & Fillion, 1984 en rapport avec les sommets de Saint-Urbain) dont la composition floristique ressemble à celle des milieux subarctiques du Nord québécois.

La flore vasculaire arctique-alpine des sommets alpins de Charlevoix n'est connue que pour les sommets de Saint-Urbain, pour lesquels Rousseau (1931), Kucyniak (1947) et Grandtner (1978) mentionnaient les espèces suivantes: *Arenaria groenlandica* (boréal-alpin), *Carex bigelowii*, *Diapensia lapponica* var. *lapponica*, *Hierochloa alpina* et *Vaccinium uliginosum* var. *alpinum*. Toutes les espèces énumérées ont été observées lors de nos visites au mont Élie et à la montagne des Érables, en septembre 1983. Nos récoltes de *Salix uva-ursi* ont été déposées à l'Herbier Marie-Victorin de l'Université de Montréal (MT). Nous présentons une carte de la répartition de *Salix uva-ursi* au Québec méridional (fig. 2), laquelle a été élaborée à partir de la carte de Rousseau (1971), des stations inventoriées par Lavoie (1985) en Moyenne-Côte-Nord et en Basse-Côte-Nord, et de nos observations dans les herbiers suivants: CAN, DAO, MT, MTMG,

QEF, QFA, QUE (pour les acronymes voir Holmgren et al., 1981).

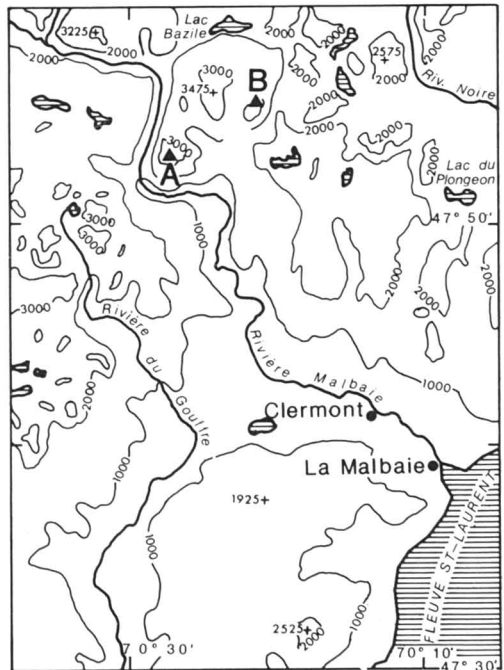


Figure 1. Localisation de la montagne des Érables (A) et du mont Élie (B).

Résultats et discussion

Les deux récoltes suivantes de *Salix uva-ursi* ont été effectuées par l'auteur dans le comté de Charlevoix-Est: mont Élie, 47°55'30"N.-70°21'40"O., altitude 945 m, anfractuosité dans un affleurement, exposition N, à proximité d'un groupement à *Vaccinium uliginosum* var. *alpinum*, 25.09.83, 270-2 (MT); montagne des Érables, 47°54'20"N.-70°27'25"O., altitude 1020 m, pente 15 %, exposition N-E, drainage 3, lithosol, à l'intérieur d'un groupement à *Vaccinium uliginosum* var. *alpinum* et *Cetraria islandica*, strate arbustive basse, abondance-dominance (Braun-Blanquet) 2.3, 25.09.83, 268-4 (MT). La présence de ce taxon arctique-alpin endémique du nord-est de l'Amérique (Rousseau, 1974) constitue une addition à la flore de Charlevoix. Une vérification dans les herbiers ci-haut mentionnés a permis de constater qu'il s'agissait d'une extension d'aire de 300 km au sud-ouest de la station la plus proche: mont Blanc, comté de Matane (1938, B. Boivin 625, MT). La figure 2 indique une répartition sporadique de *Salix uva-ursi*, laquelle est liée à la rareté des habitats alpins. On retrouve ce taxon dans les zones alpines de la Gaspésie (récoltes de B. Boivin, MT; L. Cinq-Mars, QFA; C. LeGallo, QUE; E. Lepage, QFA) et sur plusieurs sommets alpins de la Moyenne-Côte-Nord et de la Basse-Côte-Nord (Lavoie, 1985).

Dans Charlevoix, *Salix uva-ursi* fut également observé en milieu alpin. Des arbustaies à lichens,

dominées par *Vaccinium uliginosum* var. *alpinum*, *Ledum groenlandicum*, *Alnus crispa* et *Betula glandulosa* représentent quelques unes des principales communautés de la partie supérieure du mont Élie et de la montagne des Érables. *S. uva-ursi* croît sur des sols lithiques à l'intérieur de groupements à *Vaccinium uliginosum* var. *alpinum*. Ce saule a été observé dans des conditions mésiques (3) à mésiques-xériques (2) à l'intérieur de micro-dépressions. Tous les individus observés présentaient une forme de croissance nettement déprimée (hauteur < 25 cm). Deux individus ont été observés au mont Élie, et moins de dix ont été observés à la montagne des Érables. À ce moment les saules étaient au début de leur fructification.

Sachant que plusieurs sommets du secteur de Saint-Urbain et de la rivière Malbaie présentent des conditions écologiques similaires à celles décrites précédemment, il est étonnant de constater que la répartition de l'espèce semble limitée à deux localités. Il est possible qu'un examen détaillé de la flore des hauts sommets de Charlevoix indique d'autres stations pour ce taxon, ainsi que de nouvelles espèces arctiques-alpines.

Remerciements

Mes remerciements les plus sincères s'adressent à M. Léopold Gaudreau, Direction du patrimoine écologique du ministère de l'Environnement du Québec,

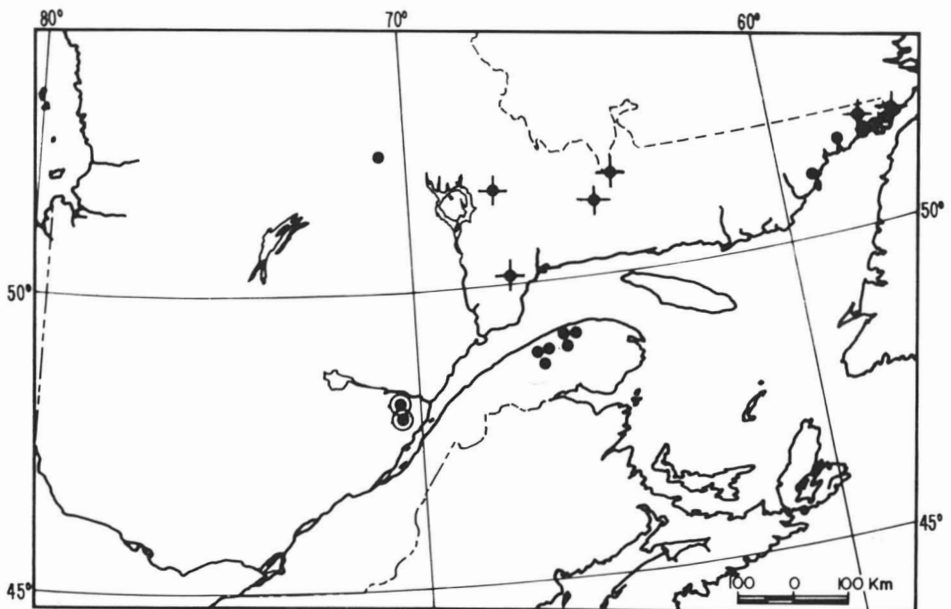


Figure 2. Répartition de *Salix uva-ursi* au Québec méridional. Source: Rousseau (1974) ●, Lavoie (1985) ◆, spécimen présenté dans la publication ⊙.

pour son appui financier. Je remercie également M. Luc Sirois qui a contribué à la cueillette des données sur le terrain.

Références

- DION, L. & L. FILION, 1984. La végétation du mont du Lac des Cygnes (Charlevoix). — Recueil des résumés de communication, Annales du 52^e congrès de l'ACFAS, Univ. Laval, Québec, p. 38.
- GRANDTNER, M. M., 1978. *Diapensia lapponica* L. var. *lapponica* dans le massif de Saint-Urbain, Charlevoix-Ouest, Québec. — Naturaliste can., 105: 115-116.
- HOLMGREN, P. K., W. KEUKEN & E. K. SCHOFIELD, 1981. Index Herbarium. Part 1: the herbaria of the world, seventh edition. — Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht, 452 p.
- KUCYNIK, J., 1947. A bryophyte flora of interest on Lac-des-Cygnes Mountain, Québec. — Bryologist, 50: 327-350.
- LAVOIE, G., 1985. Contribution à la connaissance de la flore vasculaire et invasculaire de la Moyenne-et-Basse-Côte-Nord, Québec, Labrador. — Provancheria (Mémoires de l'Herbier Louis-Marie, Univ. Laval, Québec), n° 17, p. 94.
- ROUSSEAU, C., 1974. Géographie floristique du Québec-Labrador. — Travaux et documents du Centre d'études nordiques, n° 7, Presses Univ. Laval, Québec, 799 p.
- ROUSSEAU, J., 1931. Notes sur la flore de Saint-Urbain, comté de Charlevoix — Bull. Mus. natn. Canada, n° 66, p. 26-32.

REVUE DES LIVRES

SCHALLER, G. B., H. JINCHU, P. WENSHI & Z. JING, 1985. **The giant pandas of Wolong**. — The University of Chicago Press, Chicago, 298 p., 180 × 250 mm. Couverture rigide, 25 \$.

L'étude de l'écologie et du comportement d'un grand mammifère en nature présente toujours des difficultés considérables. G. B. Schaller semble avoir un talent exceptionnel et une détermination invincible à surmonter ces difficultés. On attend toujours avec impatience les comptes rendus de ses travaux de terrain et l'on n'est jamais déçu. Que ce soit sur le gorille, le tigre, le lion ou les bovidés de l'Himalaya, Schaller a le don de choisir des espèces à la fois bien connues du public, très mal connues des scientifiques et particulièrement difficiles à étudier. C'est encore le cas avec le sujet de sa dernière étude, le panda géant. Sauf pour quelques études publiées en chinois par les co-signataires du livre dont il est question ici, avant la publication de ce dernier, on ne connaissait à peu près rien de la biologie de cet animal en nature. Ce livre est donc important en soi, et encore davantage parce que l'animal dont il s'agit est particulièrement menacé d'extinction, et constitue le symbole de la conservation de la nature. Bien qu'en termes absolus, la disparition du panda géant ne serait pas plus catastrophique que celle d'une espèce d'odonate quelconque, en termes subjectifs et émotifs, la perte du panda géant serait probablement perçue par la plupart des intéressés comme une raison supplémentaire et particulièrement profonde et tenace d'être pessimiste face à la conservation de la nature en général.

Il y a donc un caractère d'urgence que l'on perçoit clairement à la lecture de ce livre. Fait exceptionnel dans le domaine de la publication scientifique, ce livre est d'ailleurs explicitement présenté comme un rapport d'étape d'un projet commencé 5 ans auparavant et qui est destiné à se continuer pour longtemps.

Pour un rapport d'étape, il a une cohérence, une profondeur et une étendue que l'on trouve rarement même dans les ouvrages qui aspirent à être le traitement complet et définitif d'un sujet. C'est un livre fondamentalement écologique où l'on insiste davantage sur les interrelations entre les éléments pertinents du système que sur chacun de ces éléments eux-mêmes. Il m'apparaît clairement que tout le livre, donc toute la recherche qu'il rapporte, s'articule autour d'un seul thème: comment le panda géant arrive-t-il à transformer le bambou (dont il tire 99 % de son énergie) en panda.

Le livre décrit donc d'une part le milieu où vivent ces pandas, la réserve de Wolong dans la province chinoise du Sichuan, les stratégies d'utilisation de la nourriture selon les saisons et l'impact que cette activité exerce sur le bambou puis, les patrons de déplacements saisonniers et d'activité journalière en relation avec l'alimentation. D'autre part, les auteurs examinent les comportements, la reproduction et la dynamique des populations de pandas, en relation avec leur régime alimentaire très particulier et l'impact des activités hu-

maines sur l'habitat, donc la nourriture, de l'animal. Ces cinq chapitres qui forment le noyau du livre sont encadrés par une introduction qui présente le sujet dans un contexte zoologique et historique, puis par un chapitre qui essaie de clarifier la position systématique du panda géant par rapport aux ours, au raton-laveur et au petit panda. Enfin le livre se termine par un court chapitre sur la conservation de l'espèce. Cette douzaine de pages où sont intimement tissés les impacts de l'activité humaine, la nature très particulière des cycles de floraison (donc de mortalité massive) du bambou, l'appauvrissement génétique graduel de l'espèce, et ses chances de survie, constitue un plaidoyer extraordinairement objectif, lucide, cohérent, profond et convaincant pour la conservation d'une espèce et de la nature en général.

C'est un livre extraordinaire par deux autres aspects également. D'abord il est à la fois très technique, avec ses abondants résultats d'analyse de déplacements des animaux, du contenu de leur fèces ou de la digestibilité de leur nourriture, mais il est aussi très beau, avec ses nombreuses photos de panda prises sur le terrain, et cinq peintures chinoises inédites, qui à elles seules valent le prix du livre. Ensuite, et enfin, ce livre rapporte des travaux qui découlent d'une exceptionnelle et véritable collaboration internationale. Cette collaboration, inspirée et animée pendant plus de cinq ans par Georges Schaller (aujourd'hui remplacé par Don Reid de l'université de Calgary), place clairement, et à juste titre, la responsabilité première du maintien de l'effort de conservation que nécessite cette espèce, entre les mains des principaux intéressés, les responsables et les chercheurs chinois eux-mêmes. Le succès remporté jusqu'ici, non sans difficultés, par cette collaboration devrait pouvoir soutenir l'optimisme nécessaire aux efforts indispensables à la conservation de nombreuses autres espèces et milieux naturels dont le panda géant, bien qu'il en soit le symbole, n'en constitue qu'un exemple.

Cyrille BARRETTE

*Département de biologie
Université Laval*

REISE, K., 1985. **Tidal flat ecology. An experimental approach to species interactions**. — Springer-Verlag, Berlin, 191 p., 170 × 248 mm. Couverture rigide, 34 \$.

Mon intérêt dans les assemblages d'organismes benthiques des substrats meubles se porte surtout sur les facteurs et sur les mécanismes qui façonnent ces assemblages. On ne se surprendra pas, donc, que mon analyse puisse être quelque peu biaisée. Ce petit livre fait le point sur les succès et les difficultés majeures rencontrés dans l'étude des interactions interspécifiques dans les assemblages de substrats meubles au moyen

d'expériences contrôlées en milieu naturel. L'auteur fait grandement appel à ses propres expériences sur les plages de l'île de Sylt (RFA), en bordure de la mer du Nord. Le livre est divisé en deux parties principales, la première consacrée à l'écotone intertidal et la seconde, à l'expérimentation sur les plages.

Dans la première partie, qui comporte quatre chapitres, l'auteur traite des conditions physiques (marées et sédiments), et chimiques, et de leur influence sur la répartition, le comportement des organismes, la structure et le fonctionnement de la communauté. Cette première partie du livre ressemble beaucoup plus à un traité d'enseignement qu'à un examen critique des connaissances récentes. Elle permettra sans doute au néophyte de s'initier à l'étude écologique des communautés intertidales des substrats meubles, mais elle apprendra peu au chercheur averti, sauf sur les conditions prévalant sur les plages de Sylt, d'où les exemples sont tirés.

La deuxième partie comprend sept chapitres portant sur l'utilisation d'enceintes grillagées et leur influence sur différents types d'organismes (poissons, oiseaux, crabes, crevettes et autres groupes de prédateurs épibenthiques et endobenthiques). On y trouve aussi un chapitre sur les interactions entre la macrofaune et la méiofaune, un autre sur les interactions entre les autres organismes de l'assemblage biotique et enfin un chapitre sur la structure des communautés. Cette deuxième partie, sans contredit d'une facture plus moderne, fait état des difficultés, des embûches, des avantages et des inconvénients associés à diverses expériences utilisant des enceintes grillagées et des transplantations d'organismes. En plus d'informer le lecteur sur les différents aspects du travail expérimental sur les substrats meubles, cette partie est abondamment illustrée et étoffée de résultats inédits provenant des travaux de l'auteur sur les plages de Sylt. Toutefois, ces exemples, restreints sur le plan géographique, semblent aussi limiter les généralisations. Par ailleurs, les discussions comprennent des commentaires personnels, peut-être trop abondants et longs, de l'auteur. Je prends pour exemple cette phrase au sujet de l'approche expérimentale (p. 59): «*Witty philosophers of science recommend that you should always try to falsify your ideas... I believe it is better not to thrust aside your favorite idea, but to try to find evidence wherever possible, to try to extend its generality until you fail*», de quoi provoquer Karl Popper même dans l'au-delà! En somme, bien que chaque chapitre comporte une ou quelques pages de discussion, comme celle-ci s'appuie sur quelques exemples tirés d'une même région géographique, ces discussions sont souvent ternes et très prévisibles.

Edwin BOURGET

Département de biologie
Université Laval

JOLIVET, P., 1986. **Les fourmis et les plantes. Un exemple de coévolution.** — Éditions Boubée, Paris, 254 p., 44 figures et 33 photographies couleurs, 165 × 245 mm. 238 FF.

Le monde actuel des fourmis s'avère étonnamment riche dans la diversité de ses manifestations et constitue

encore une source vive de nouveautés pour la recherche. En particulier, un effort renouvelé d'analyse s'est développé, depuis une vingtaine d'années, pour mieux comprendre les relations variées de ces insectes sociaux avec les plantes. Ce sujet peu banal n'a pas été traité sous la forme d'une synthèse mondiale depuis plus de cinquante ans.

Même s'il n'est pas un spécialiste des fourmis, l'entomologiste Pierre Jolivet nous propose une revue exhaustive et très bien documentée de leurs diverses interactions et coactions avec le règne végétal et celui des champignons. Une bibliographie complète soutient cette présentation, pratique qui n'est malheureusement pas encore la règle générale dans l'édition scientifique française. Après une entrée historique (chapitre 1), il offre au lecteur un bilan des différents types répertoriés de relations directes ou indirectes (chapitres 2-5, 11) dont certaines concernent le mutualisme. On peut les rassembler sommairement sous les thèmes suivants: les plantes en tant qu'abris ou comme source de nourriture, la myrmécochorie, la pollinisation. Il dresse ensuite un inventaire des plantes myrmécophiles d'Amérique, d'Afrique, d'Asie tropicale et d'Océanie (chapitres 6-8).

L'auteur aborde trop brièvement les questions intrigantes de l'origine et de l'évolution des relations plantes-fourmis (chapitres 9-10) en exposant les diverses théories formulées à ce jour. Ses remarques personnelles révèlent qu'il n'est pas un spécialiste du domaine. Des problèmes encore non résolus et une insuffisance de données persistent toujours de telle sorte que les oppositions entre finalistes et les partisans du hasard absolu risquent de durer un bon moment. La réalité se partage, à notre avis, entre les deux dans le temps: la co-évolution peut résulter d'opportunités ou de hasards initiaux. Le douzième et dernier chapitre traite de l'importance des fourmis par rapport aux activités humaines et des moyens de lutte pour les éliminer lorsque nécessaire. On note un index des noms latins d'organismes mentionnés dans le texte.

La structure générale de la matière révisée apparaît globalement adéquate, malgré quelques redondances occasionnelles. J'aurais préféré une hiérarchie différente dans la présentation des phénomènes, mais il s'agit là d'une question d'opinion seulement qui n'affecte pas la valeur de l'information dont les sources sont toujours bien indiquées. Il est certain que cette information qui reste plutôt limitée pour un sujet aussi peu courant saura intéresser un vaste public. D'autant plus que l'ouvrage est agréablement illustré avec des figures, ainsi que des photographies en couleur, ce qui en hausse le prix évidemment.

Par ailleurs, il s'avère non seulement dommage, mais tout à fait inacceptable que la typographie soit complètement entachée de fautes d'accentuation et quelques autres erreurs. Ce genre d'accident se prévient normalement par une double révision des épreuves. Je n'ose croire que l'auteur, qui voyage beaucoup, ait raté une scorie aussi évidente. Un tel avatar ne peut pas contribuer à la bonne réputation de la maison Boubée.

André FRANCŒUR

Département des sciences fondamentales
Université du Québec à Chicoutimi

RUDWICK, M. J. S., 1985. **The great Devonian controversy.** — The University of Chicago Press, Chicago, 494 p., 185 × 265 mm. Couverture rigide.

Ce livre raconte la controverse concernant l'établissement de l'époque dévonienne, controverse qui a duré 10 ans, de 1830 à 1840, et qui a mis en cause les géants de l'époque en géologie et en paléontologie, notamment les spécialistes de l'Angleterre, encore que ceux de l'Europe continentale y aient été impliqués, mais cette controverse s'est faite sur un ton civilisé entre «*gentlemen*», malgré quelques échanges acerbes.

Les grands acteurs sont des notables. Ils publieront tous des bouquins en géologie. De La Bêche publiera un «*Geological manual*», Phillips un «*Guide to Geology*», Lyell ses «*Principes de géologie*» en 3 volumes et ses «*Éléments de géologie*» tandis que Murchison publiera une bible de plus de 1000 pages, illustrée de centaines de fossiles sur le «*Système Silurien*». Sedgwick, accompagnera son ami Murchison dès 1829 dans les Alpes pour y établir le Jurassique. Sedgwick a initié Darwin à la géologie. On était donc en compagnie de grands messieurs.

L'époque où le système Carbonifère était bien connu pour l'abondance de ses plantes fossiles et de son charbon, De La Bêche trouva des plantes d'âge carbonifère dans une formation rocheuse de Greywacke en plein territoire dévonien déjà décrit. Murchison contesta la chose et avec son ami Sedgwick alla vérifier le tout sur le terrain. De La Bêche s'étonnait que des hommes de science nient les faits mêmes, savoir que les plantes des Greywacke étaient d'âge carbonifère. En fait, Murchison ne niait pas que les plantes fussent d'âge carbonifère, il niait que les Greywacke fussent d'âge dévonien. Si les Greywacke contiennent des plantes d'âge carbonifère, alors ils ne sont pas d'âge dévonien. On ne peut établir l'époque d'une formation rocheuse par sa minéralogie disait Lyell. Des Greywacke, il peut y en avoir à toutes les époques. Il fallut que Lyell, Sedgwick et Murchison sortent toute les panoplies de la stratigraphie (principes de succession, de superposition) et de la structurale (pendage, direction, anticlinaux, synclinaux, discordance, concordance, plis, renversements, failles), pour démontrer que les Greywackes de De La Bêche étaient d'âge carbonifère mais qu'ils avaient été charriés dans le Dévonien. Il était temps que cette controverse finisse, car elle avait gagné aussi les géologues de l'Europe, notamment ceux de France, de Belgique et d'Allemagne.

L'histoire de cette controverse est intéressante et Rudwick la développe dans le plus grand détail, un peu trop. Il a fouillé tous les documents. Il sera impossible à quiconque de faire mieux. Rudwick s'attarde sur les milieux familial et social des acteurs pour essayer de comprendre comment des hommes de science, voués à l'objectivité et à la rationalité, ont pu ainsi s'attaquer

les uns les autres même avec un certain air de civilité, surtout en cette grande ère victorienne.

Voilà en tout cas une belle matière donnée en pâture aux philosophes et sociologues des sciences. Ils auront de quoi se scandaliser.

Pourtant les controverses en science n'ont pas manqué et elles ont parfois atteint un ton encore plus acrimonieux que celle-ci. Par exemple, une controverse s'est élevée entre Murchison et Sedgwick qui a mis fin à une longue amitié. Elle concernait les limites du Cambrien et du Silurien. Murchison avait établi le Silurien dans un ouvrage monumental au nord du pays de Galles, tandis que Sedgwick avait décrit au sud le Cambrien. Malheureusement, le Cambrien supérieur de Sedgwick semblait se confondre avec le Silurien inférieur, la chasse gardée de Murchison! Les deux hommes mourront dans les années 1870 sans se réconcilier. C'est Lapworth qui apporta la solution en introduisant l'Ordovicien pour déterminer cette section. Cette pénible controverse n'eut pas cependant le même retentissement en Europe que celle du Dévonien.

Par contre, une controverse qui suscita autant d'impact que celle du Dévonien, est la controverse qui opposa les autrichiens Bittner et Mojsisovics concernant l'époque du Trias. Mojsisovics était vice-directeur de la Commission géologique de Vienne et Bittner, un collègue. Les relations étaient si tendues entre les deux hommes que pendant que Bittner publiait ses articles dans les Rapports de la Commission, Mojsisovics, lui, devait lui répondre dans les Annales de l'Académie impériale des sciences. Bittner obtint que Mojsisovics démissionne de son poste. Le combat ne prit vraiment fin qu'à la mort de Bittner.

La science se bâtit par essais et erreurs, par tâtonnements et retouches successives. La controverse sur le Dévonien n'est pas unique. La controverse qu'a soulevée Darwin en 1859 avec *l'Origine des espèces*, les notions d'évolution et de sélection naturelle, est encore active de nos jours. Faut-il rappeler les controverses que Pasteur a déclenchées avec ses microbes. Cette fois, la médecine n'acceptait pas qu'un biochimiste leur fit la leçon.

À cause de sa longueur, Rudwick n'atteindra pas tous les lecteurs visés, sauf quelques géologues de l'histoire de la terre et des philosophes et sociologues des sciences. Ces derniers auront en main une histoire de plus pour critiquer la supposée objectivité des hommes de science, pour faire du réductivisme en ramenant la science à une sorte d'idéologie subjective.

Yvon PAGEAU

*Département des sciences de la terre
Université du Québec à Montréal*

LIVRES REÇUS*

AUBERT, M. & J. AUBERT, 1987. **Actes du 8^e Colloque international d'océanographie médicale.** — Centre d'études et de recherches de biologie et d'océanographie médicale (CERBOM), Nice, 244 p., 155 × 210 mm. Broché.

Le 8^e colloque international d'océanographie médicale qui fut tenue en octobre 1985 gravitait autour de quatre thèmes: pollution et écotoxicologie marine, techniques d'assainissement et impact des rejets en milieu marin, adaptation de l'homme au milieu sous-marin et impacts économiques des progrès réalisés dans la connaissance de la mer. Les quelque 50 communications présentées touchent plusieurs disciplines et champs d'études dans leurs applications au milieu marin: microbiologie, biologie cellulaire, chimie, écologie, toxicologie, nutrition, hygiène publique, aquaculture, etc. Les textes, en français ou en anglais ne comportent pas de résumé, mais ils sont tous très concis. — G.L.

BERGER, J., 1986. **Wild horses of the Great Basin. Social competition and population size.** — The University of Chicago Press, Chicago, 326 p., 160 × 235 mm. Relié, 24,95 \$.

Des chevaux, l'auteur dit qu'on les étudie parce qu'on les aime, mais suggère qu'on peut aussi les étudier parce qu'avec d'autres Equidae ils constituent un groupe exceptionnel au sein des ongulés. C'est sans doute inspiré par de fortes motivations que l'auteur a passé cinq années dans le désert de «Great Basin» au Nevada, arpentant à pied cette région inhabitée (par les humains) pour observer les quelques centaines de chevaux sauvages et en décrire de façon détaillée les populations. Le produit est un livre dense renfermant des données nombreuses sur l'histoire des équidés, une description de l'écosystème de Great Basin Desert, une analyse des habitats qu'il offre aux chevaux et de l'utilisation qu'ils en font, une étude des diverses caractéristiques de la population (densité, croissance, fécondité, mortalité), une étude du comportement reproducteur, de l'organisation sociale et de la régulation de la population et, enfin, au onzième chapitre, des considérations et des réflexions sur la conservation. — G.L.

BERGMAN, H. L., R. A. KIMERLE & A. W. MAKI, 1986. **Environmental hazard assessment of effluents.** — Pergamon Press, New York, 366 p., 150 × 235 mm. Relié, 40\$ U.S.

Cet ouvrage se situe dans la perspective de l'écotoxicologie, assemblage de connaissances scientifiques et de génie convergeant vers la prédiction du sort et des effets des substances chimiques introduites dans les systèmes naturels. C'est le deuxième titre d'une collection nouvelle publiée intitulée «SETAC Special

Publications», créée par la «Society of Environmental Toxicology» aux fins de diffuser des revues critiques touchant les impacts des produits chimiques et de diverses technologies sur l'environnement. Il s'agit dans le cas présent des comptes rendus d'un atelier tenu au Wyoming en 1982. Plus de cinquante spécialistes y ont apporté leur contribution. Divisé en 6 parties selon les thèmes abordés (l'utilisation des épreuves biologiques, l'évaluation des effets de l'exposition aux effluents complexes, l'évaluation et la prédiction des risques qu'encourt l'environnement, etc.), cet ensemble d'articles fait l'examen critique des principes et des modèles utilisés en écotoxicologie, s'interroge sur les limites des méthodes et procède à diverses études de cas en eau douce et en eau salée. — G.L.

BIRD, P. M. & D. J. RAPPORT, 1986. **Rapport sur l'état de l'environnement au Canada.** — Environnement Canada, Ottawa, 273 p., 215 × 275 mm. Cartonné, 25 \$.

Les auteurs de ce rapport sur l'état de l'environnement ont colligé une quantité considérable de données publiées de façon à faire le point sur l'état de diverses parties de l'environnement, les «écoszones». Les écoszones terrestres, dont 15 sont l'objet d'un examen, sont établies selon la géographie physique, la végétation, les sols ou les matériaux de surface et le climat. Pour délimiter les quatre écoszones des écosystèmes aquatiques, les critères de délimitation d'écoszones sont principalement le bassin hydrographique et le climat en ce qui a trait aux eaux continentales; les fonds, la température, les courants, la profondeur et la composition taxonomique, en ce qui a trait aux eaux marines. Le rapport comporte 12 chapitres qui concernent les écosystèmes agricoles, les écosystèmes forestiers, les écosystèmes aquatiques, la faune, l'évolution de l'utilisation des terres, les polluants, la législation. Essentiellement, le chapitre sur la faune ne touche que les mammifères et les oiseaux. Celui qui traite des écosystèmes aquatiques concerne surtout les Grands Lacs, l'Atlantique, le Pacifique et les eaux salées arctiques. Un chapitre est consacré aux perceptions des citoyens à l'égard des problèmes environnementaux. Le rapport comporte un nombre considérable de tableaux statistiques, de graphiques, de cartes géographiques et plusieurs diagrammes explicatifs. La plupart des chapitres se terminent par des références bibliographiques, en nombre généralement très limité. — G.L.

BROOKS, D. R. & E. O. WILEY, 1986. **Evolution as entropy. Toward a unified theory of biology.** — The University of Chicago Press, Chicago, 335 p., 155 × 231 mm. Relié, 25\$ U.S.

Essai qui tente de réconcilier deux importantes théories scientifiques, l'évolution biologique — selon laquelle les systèmes deviennent de plus en plus structurés — et la deuxième loi de la thermodynamique, qui

* Notices préparées par Chantal Briand (C.B.) et Guy Lacroix (G.L.).

prédit un accroissement du « désordre » au fur et à mesure que le temps s'écoule. Le premier chapitre discute de la véritable portée de la seconde loi de la thermodynamique. Le second cherche à montrer que son aboutissement pour les systèmes biologiques est l'auto-organisation. Les chapitres suivants ont pour objectif de vérifier ce postulat aux différents niveaux d'organisation biologique (ontogénèse, populations, phylogénie, communautés). — G.L.

BUCHSBAUM, R., M. BUCHSBAUM, J. PEARSE & V. PEARSE, 1987. **Animals without backbones. Third edition.** — The University of Chicago Press, Chicago, 572 p., 200 × 238 mm. Relié.

Il convient de souligner la troisième édition de ce classique publié pour la première fois en 1938, révisé en 1948 et largement diffusé depuis 1951 grâce à l'édition populaire de *Pelican Books*. La troisième édition contient plusieurs améliorations au plan du texte et des illustrations (250 photographies nouvelles). La bibliographie a été remise à jour. Conforme à ses intentions premières, cette initiation à la zoologie des invertébrés reste accessible aux non-biologistes, en raison notamment des efforts faits par les auteurs pour éviter tout jargon inutile et de l'efficacité de sa présentation. — G.L.

CHATTERJEE, A. K. & A. K. VIDAVAR, 1986. **Genetics of pathogenicity factors: application to phytopathogenic bacteria.** — Academic Press, London, 224 p., 155 × 230 mm. Relié, 73,95\$.

Ce volume, quatrième de la série «Advances in plant pathology», est entièrement consacré à l'application de la génétique aux bactéries phytopathogènes. Il a été rédigé dans le but, premièrement, d'analyser et de faire l'examen critique des travaux portant sur la génétique des bactéries phytopathogènes et deuxièmement, de faire part aux lecteurs des développements les plus récents dans ce domaine. Outre la liste des abréviations, des symboles et de l'introduction, on y retrouve quatre chapitres. Le premier, de nature descriptive, porte sur les principaux groupes de bactéries phytopathogènes tels que *Agrobacterium*, *Erwinia* et *Streptomyces*; le second, sur la génétique des bactéries phytopathogènes; le troisième, sur les propriétés des facteurs déterminant la pathogénie de ces bactéries. Finalement, le dernier chapitre est un très court résumé auquel succède quelque 40 pages de références et un index. — C.B.

COLE, M. M., 1986. **The savannas: biogeography and geobotany.** — Academic Press, London, 438 p., 158 × 235 mm. Relié, 115,50\$.

La savanne tropicale occupe de très vastes territoires entre les forêts sempervirentes de la zone équatoriale et les déserts. Elle est caractéristique des zones de climats à saison sèche accentuée. Les spécialistes s'entendent généralement pour la définir comme étant une formation herbacée parsemée d'arbres ou d'arbustes ayant des caractéristiques structurales et fonctionnelles semblables. Néanmoins, à cause de sa physiologie et de sa composition floristique très diversifiée, on re-

connait différentes catégories de savannes propres aux différents continents. L'importance relative des facteurs influençant leur répartition et leur origine demeure toujours un sujet de controverse. L'objet de ce livre est justement de nous fournir les informations nécessaires pour comprendre, d'une part, les relations existant entre la répartition des différentes catégories de savannes et les facteurs de l'environnement et, d'autre part, nous permettre d'examiner et d'évaluer les relations précises existant entre la végétation et chacune des variables de l'environnement. Cette façon d'aborder l'étude des savannes distingue l'ouvrage de Cole des travaux antérieurs qui privilégiaient la dynamique de l'écosystème et l'écologie humaine. L'auteur définit et classe les savannes, puis examine l'influence des facteurs abiotiques et biotiques sur leur répartition. Dans les sections subséquentes, elle nous présente, de façon détaillée, les savannes de l'Amérique du Sud, de l'Afrique, de l'Asie et de l'Australie. La dernière section, très brève, traite de la stabilité et de la dynamique des savannes. L'ouvrage se termine par un index taxonomique, une liste de références, et un index des sujets. — C.B.

CROSSMAN, E. J. & J. M. CASSELMAN, 1987. **An annotated bibliography of the pike, *Esox lucius* (Osteichthyes: Salmoniformes).** — Royal Ontario Museum, Toronto, 386 p., 169 × 251 mm. Couverture souple, 18\$

Bibliographie annotée portant sur le brochet, *Esox lucius*. En plus des références complètes et des notes qui en accompagnent un grand nombre, l'ouvrage comporte un index par sujet, selon 37 catégories conçues pour faciliter la recherche. Les références aux titres en français sont systématiquement reproduites sans les accents, ce qui est inacceptable; elles comportent de plus plusieurs fautes (v.g. Institut pour Institut, profonds pour profonds...) qui déparent un travail de cette importance et qui auraient pu être évitées par une révision compétente. — G.L.

EVENARI, M., I. NOY-MEIR & D. W. GOODALL, 1986. **Hot deserts and arid shrublands, B.** — Elsevier, Amsterdam, 451 p., 195 × 268 mm. Relié, 124\$ U.S.

La maison Elsevier présente ici le second volume consacré aux déserts, dans sa collection «*Ecosystems of the World*». Rappelons que le volume précédent (12A) contenait une introduction sur le milieu désertique comme écosystème et une première série de monographies particulières, touchant les régions désertiques d'Amérique et d'Australie. Le volume 12B concerne les déserts du Moyen-Orient, de l'Arabie, de l'Inde, du Soudan, de l'Égypte, de l'Afrique du Sud, de l'Afrique australe et du Madagascar. Le volume contient dix chapitres dans lesquels les auteurs invités donnent une vue synoptique de ces régions, selon une grille d'examen touchant les limites géographiques, les conditions climatiques, la géomorphologie, les sols, les microorganismes, les plantes, les animaux, etc. Chacun des chapitres comporte ses références bibliographiques, mais l'on trouve, à la fin du volume, un index détaillé des auteurs cités, un index taxonomique et un index général. — G.L.

FEDER, M. E. & G. V. LAUDER, 1986. **Predator-prey relationships. Perspectives and approaches from the study of lower vertebrates.** — The University of Chicago Press, Chicago, 198 p., 149 × 229 mm. Broché, 11,95\$ U.S.

Recueil d'une dizaine de contributions de chercheurs intéressés aux relations prédateurs-proies chez les poissons, les amphibiens et les reptiles, ce petit livre se veut interdisciplinaire, en ce que chacun de ses collaborateurs fut appelé à s'interroger sur sa façon d'aborder les relations prédateurs-proies, ses avantages et son potentiel d'interactions avec les chercheurs intéressés aux mêmes phénomènes mais dans d'autres perspectives ou en faisant appel à d'autres méthodologies (morphologie fonctionnelle, locomotion, aspects neurologiques ou comportementaux, etc.). — G.L.

FOSTER, M. & C. MARINO, 1986. **The polar shelf. The saga of Canada's Arctic scientists.** — NC Press Limited, Toronto, 127 p., 222 × 280 mm. Relié.

Cet album comprenant des textes courts et de nombreuses photographies s'inscrit dans le cadre de la commémoration du 25^e anniversaire de la première campagne du «Polar Continental Shelf Project», projet lancé par le gouvernement du Canada en 1958 à la fois pour des fins scientifiques et pour des fins politiques. Le «Projet polaire» avait comme objectifs de favoriser la recherche scientifique dans l'Arctique et, en même temps, de renforcer la souveraineté du Canada à l'égard du Grand Nord canadien, en y assurant une présence active et en y acquérant une bonne expertise scientifique. Après avoir présenté la situation géographique de la région concernée et après avoir exposé dans quel contexte fut lancé le projet, on en retrace les débuts et le cheminement difficiles, en soulignant les particularités de la logistique et des multiples moyens requis pour mener à bien des projets de recherche dans ces milieux que l'on avait jusqu'alors surtout explorés — et parfois combien héroïquement! — au plan géographique. Au cours des ans, le «Projet polaire» a réuni autour de buts communs un nombre considérable de scientifiques, appartenant à de multiples disciplines (hydrographes, océanographes, géologues, géophysiciens, archéologues, biologistes, etc.), et généré maintes innovations au plan de la technologie et de la science nordiques. Ce document en souligne les problèmes spécifiques, la portée scientifique et les aspects humains. — G.L.

GODFREY, W. E., 1986. **Les oiseaux du Canada.** — Musée national des sciences naturelles, Musées nationaux du Canada, 650 p., 230 × 304 mm. Relié.

Édition révisée de l'adaptation française de l'ouvrage intitulé «The Birds of Canada». Elle recense, comme le souligne l'auteur, toutes les espèces d'oiseaux qui fréquentent ou ont fréquenté, jusqu'en décembre 1984, le Canada et ses eaux territoriales jusqu'à 320 km au large des côtes, soit un total de 578 espèces dont au moins 426 nichent ou ont niché au Canada. L'ouvrage présente ces espèces par ordre et famille, en fournit les noms scientifiques, de même que les noms vernaculaires en français et en anglais, donne l'aire de dispersion de chacune d'elles au Canada, les men-

surations, les critères d'identification sur le terrain, des données sur l'habitat, la nidification, la distribution géographique et ajoute, le cas échéant, maintes observations particulières sur divers aspects de l'écologie ou du comportement. En plus de cartes situant l'aire de nidification des espèces, de nombreuses figures illustrant des aspects particuliers de la morphologie, on dénombre 74 planches en couleur représentant 498 espèces peintes par J. A. Crosby. Cet ouvrage colossal comporte un glossaire, une bibliographie et des index taxonomiques (en français et en latin). — G.L.

GOODRICH, E. S., 1986. **Studies on the structure and development of vertebrates.** — The University of Chicago Press, Chicago, 837 p., 136 × 215 mm. Cartonné.

Le traité monumental de Goodrich, considéré comme une bible par un grand nombre de zoologistes, a été publié pour la première fois en 1930. L'édition de 1986 est un fac-similé de l'édition originale. Selon le préfacier, Keith S. Thomson, la caractéristique principale de cet ouvrage, et sans doute ce qui fonde son importance, est la façon heureuse de marier les traditions zoologiques de l'Europe continentale axées sur la morphologie et l'embryologie, aux traditions anglo-saxonnes plus axées sur les processus évolutifs. Les quatorze chapitres passent en revue les diverses structures des vertébrés, de la colonne vertébrale au système nerveux. Le livre compte 754 figures et la bibliographie d'origine. — G.L.

GOENFLOT, R., 1986. **Biologie végétale. Plantes supérieures. 1. Appareil végétatif. 2^e édition révisée et augmentée.** — Masson, Paris, 256 p., 135 × 210 mm. Couverture souple, 110 FF.

La seconde édition de cet abrégé, d'abord publiée en 1980, comporte des remaniements de texte et d'illustrations de même qu'une vingtaine de nouvelles figures et une conclusion générale. Le but de l'auteur étant de mettre en valeur la très grande diversité des Cormophytes, les sept premiers chapitres ont trait aux variations morphologiques, anatomiques et histologiques des organes végétatifs adultes ou celles survenues lors de l'ontogénèse. Suivent ensuite des chapitres sur la phylogénèse et la multiplication végétative. Enfin, les derniers chapitres sont consacrés aux divers modes de vie des Cormophytes, leur importance dans la biosphère, leurs accommodations et adaptations face aux facteurs abiotiques. — C.B.

INGRAM, D. S. & P. H. WILLIAMS (édit.), 1986. **Advances in plant pathology. Volume 5.** — Academic Press, London, 270 p., 155 × 230 mm. Relié, 86,50\$.

Contrairement au volume précédent de la série «Advances in plant pathology», celui-ci ne propose aucun thème particulier; il regroupe six articles touchant divers aspects de la phytopathologie. On y présente des articles portant sur les relations entre *Plasmodiophora brassicae* et ses hôtes; sur la biologie des populations de *Ceratocystis ulmi*, grand responsable de la maladie hollandaise de l'orme; sur la structure des populations des champignons qui provoquent la pourriture des arbres vivants; la tolérance des plantes aux parasites et aux maladies; l'hypothèse de Flor concernant

la virulence spécifique des parasites; l'usage et l'abus de l'analyse de variance en phytopathologie. Chacun des articles comprend sa propre liste de références. — C.B.

KERFOOT, W. C. & A. SIH (édit.), 1987. **Predation. Direct and indirect impacts on aquatic communities.** — University Press of New England, 386 p., 180 × 258 mm. Relié, 60\$ U.S.

Issu d'un symposium tenu en 1984 sur le thème «Competition, predator avoidance, and the traits and distribution of aquatic organisms», ce livre regroupe 24 articles sous cinq rubriques: les interactions directes, les interactions indirectes, la dynamique des chaînes trophiques, les réponses morphologiques et comportementales, les extinctions locales et régionales. Les objectifs poursuivis par le symposium et par la publication de ce livre sont reliés au souci de clarifier les effets dits indirects et de déterminer l'importance des interactions indirectes sur la dynamique des communautés. Trente-deux chercheurs ont contribué à la rédaction des articles qui touchent une grande variété d'animaux aquatiques (plancton, benthos, reptiles, poissons). — G.L.

LEROY, Y., 1987. **L'univers odorant de l'animal.** — Société nouvelle des Éditions Boubée, Paris, 375 p., 160 × 240 mm. Couverture souple.

Étude transdisciplinaire sur les stimulations chimiques dans les communications et les comportements des animaux pluricellulaires (invertébrés aquatiques, arthropodes terrestres, poissons, mammifères, etc.), cet ouvrage traite de la chimioréception et des chimiorécepteurs, de la structure des substances chimiques de communication, de l'émission des signaux chimiques et des marquages, de la communication chimique dans les relations intraspécifiques et interspécifiques. La communication y est envisagée dans les diverses fonctions vitales (sexualité, soins aux jeunes, vie sociale, prédation, parasitisme, zoogamie, endozoochorie) et brièvement située dans le contexte des théories darwiniennes. Il y a à la fin du livre 38 pages de références bibliographiques, un index des sujets et un index des taxons de plantes et d'animaux cités. — G.L.

MARSCHNER, H., 1986. **Mineral nutrition of higher plants.** — Academic Press, London, 674 p., 150 × 229 mm. Couverture souple, 138,75\$.

La nutrition minérale est essentielle pour la croissance et le développement des plantes. Les rendements élevés de nos cultures nécessitent en effet un apport suffisant et équilibré de sels minéraux; l'emploi judicieux d'engrais exige que soient connus les mécanismes et les fonctions de la nutrition minérale dans le métabolisme des plantes. Le but de ce volumineux ouvrage est de nous présenter les grands principes de la nutrition minérale, qui prennent appui sur les connaissances actuelles dans ce domaine. Il comprend 16 chapitres regroupés en deux parties: la physiologie de la nutrition et les relations sol-plante. Les chapitres de la première partie portent notamment sur les mécanismes d'absorption des ions au niveau cellulaire et par les racines, la circulation de la sève dans le xylème et le phloème et sa régularisation, l'ab-

sorption minérale par les parties aériennes, le rôle des éléments majeurs et des oligoéléments, les relations existant entre la nutrition minérale et les maladies. La seconde partie traite de la disponibilité des éléments minéraux dans le sol, de l'effet des facteurs externes et internes sur la croissance et le développement des racines, de l'interface sol-racine (rhizosphère) et finalement de l'adaptation des plantes aux divers types de sols. Comme le mentionne l'auteur dans sa préface, ce livre s'adresse plus particulièrement aux étudiants des 2^e-3^e cycles et aux chercheurs en sciences agricoles, biologiques ou en sciences de l'environnement ayant une connaissance approfondie de la physiologie végétale, de la biochimie et de la pédologie. Une liste de références de 105 pages et un index complètent l'ouvrage. — C.B.

MULLIGAN, G. A., 1986. **Les plantes nuisibles communes du Canada.** — Les Éditions Marcel Broquet et le ministère de l'Agriculture du Canada, 142 p., 134 × 202 mm. Cartonné.

Traduction française de «Common weeds of Canada», ce petit livre présente, par famille, les mauvaises herbes du Canada, au moyen de 125 illustrations en couleurs accompagnées d'un court texte fournissant des indications sur la propagation, l'apparition des fleurs, les dimensions, la répartition, etc. Pour chacune d'elles, l'auteur fournit le nom vernaculaire français et le nom scientifique latin. On trouve également un index des noms de familles et d'espèces. — G.L.

NETTLESHIP, D.N. & T.R. BIRKHEAD, 1985. **The Atlantic Alcidae: the evolution, distribution and biology of the auks inhabiting the Atlantic Ocean and adjacent water areas.** — Academic Press, London, 574 p., 156 × 235 mm. Relié.

Cet ouvrage présente, en dix chapitres, un tour d'horizon complet de la biologie et de l'écologie des Alcidae de l'Atlantique (pingouins, mergules, marmettes, guillemots): évolution et caractéristiques (J. Bédard); répartition et statut (D. N. Nettleship & P. G. H. Evans); écologie de la reproduction (M. P. Harris & T. R. Birkhead); adaptations écologiques pour la reproduction (T. R. Birkhead & M. P. Harris); paramètres des populations (P. J. Hudson); écologie de l'alimentation (M. S. W. Bradstreet & R. G. B. Brown); développement des jeunes (A. J. Gaston); formation de colonies et comportement social (T. R. Birkhead); répartition et déplacements en mer (R. G. Brown); conservation et protection (P. G. H. Evans & D. N. Nettleship). Les références bibliographiques (50 pages) sont regroupées à la fin du livre et sont suivies d'un index géographique et d'un index des sujets. — G.L.

PROVINE, W. B., 1986. **Sewall Wright and evolutionary biology.** — The University of Chicago Press, Chicago, 545 p., 176 × 140 mm. Relié, 30\$ U.S.

Biographie de Sewall Wright, personnalité importante de la génétique des populations, dans ses perspectives évolutionniste et physiologique, et dans ses aspects quantitatifs, mais aussi histoire très détaillée du cheminement, aux États-Unis, des idées évolutionnistes, de la recherche dans le domaine de la génétique des

populations et de l'influence considérable qui exerça Sewall Wright. Cette biographie s'appuie sur des heures d'échanges entre l'auteur et son sujet et sur une analyse exhaustive de l'œuvre écrite de Wright. — G.L.

REED, A. (édit.), 1986. **Les eiders au Canada.** — Service canadien de la faune, Série de rapports, n° 47, 175 p., 215 × 278 mm. Cartonné, 19,50\$.

Sous cinq rubriques principales (distribution et abondance, sous-espèces de l'eider à duvet, distribution pendant l'hiver, écologie, utilisation faite par l'homme), ce document réunit 18 articles concernant l'eider dans le but de rendre compte, au moins indirectement, des succès obtenus en près de 70 ans de «protection spéciale» dans les Maritimes et au Québec (dans l'estuaire du Saint-Laurent), et aussi des problèmes que présentent les problèmes de surexploitation dans certaines régions nordiques. — G.L.

ROLAND, J.-C. & F. ROLAND, 1987. **Atlas de biologie végétale. Tome 2. Organisation des plantes à fleurs.** — Masson, Paris, 120 p., 205 × 260 mm. Couverture souple, 127 FF.

Ce manuel de biologie végétale, dont c'est la quatrième édition révisée et augmentée, s'adresse à tous ceux qui désirent s'initier à la structure et au fonctionnement des phanérogytes. L'appareil végétatif, constitué des racines, des tiges, des feuilles et à l'intérieur desquelles se trouvent les tissus primaires (parenchyme, collenchyme, sclérenchyme, épiderme, système vasculaire) et les tissus secondaires (cambium, périclype, phellogène) font l'objet des sept premières sections. À l'aide de multiples schémas explicatifs et de macrophotographies et microphotographies appropriées, les auteurs examinent en détail leur structure, leur différenciation cellulaire et leur croissance. Viennent ensuite sept sections consacrées à la reproduction sexuée. Ayant toujours recours aux schémas explicatifs et photographiques, on y présente les tendances évolutives de la reproduction sexuée, la «mise à fleur» ou entrée en phase reproductrice des plantes, la différenciation et la structure des diverses composantes de la fleur, la formation des graines et des fruits. Dans la dernière section, on souligne la diversité des phanérogytes en présentant les principaux caractères qui en différencient les sous-ensembles. Pour des fins de comparaisons avec les plantes sans fleurs (sujet du tome 1 de la même série), on présente en guise de conclusion le cycle de développement d'une angiosperme. Il convient de mentionner que ce manuel de 120 pages ne comporte pas moins de 249 schémas explicatifs et photographiques. — C.B.

SCHRIEVER, G., H. K. SCHMINKE & C.-T. SHIH (édit.), 1986. **Proceedings of the Second International Conference on Copepoda.** — Musées nationaux du Canada, Ottawa, 662 p., 215 × 280 mm. Cartonné.

Ce volume de la collection «Syllogeus» contient les comptes rendus de la Deuxième conférence internationale sur les copépodes, qui s'est tenue à Ottawa en août 1984, sous les auspices des Musées nationaux du Canada et de l'Université Dalhousie. La première

partie des comptes rendus présente les exposés faits à quatre symposiums ayant comme thèmes la morphologie et l'anatomie; la croissance, l'histoire naturelle et l'élevage des copépodes; la biogéographie et l'écologie du comportement. La deuxième partie rend compte des échanges entre les participants d'un atelier sur la phylogénie des copépodes. La troisième partie présente un certain nombre de communications présentées à la Conférence et la quatrième, les affiches. Ces deux dernières parties sont très variées quant aux sujets abordés: répartition géographique et verticale, cycles vitaux, développement, alimentation, morphologie, élevage, etc. — G.L.

SMUTS, B. B., D. L. CHENEY, R. M. SEYFARTH, R. W. WRANGHAM & T. T. STRUHSACKER (édit.), 1986. **Primate societies.** — The University of Chicago Press, Chicago, 578 p., 215 × 280 mm. Couverture souple.

En publiant «Primate Societies» ses éditeurs ont voulu faire le point sur les connaissances acquises actuellement sur toutes les espèces de primates étudiés en nature à l'intention des chercheurs en sciences sociales et en biologie du comportement. Ils ont réuni 40 articles sous cinq rubriques majeures: l'évolution et la diversité, la socioécologie, la vie en groupe, les communications et l'intelligence, un regard sur l'avenir de ce groupe animal et sa conservation et sur les pistes de recherche les plus nécessaires et prometteuses pour les prochaines années. La bibliographie est imposante (plus de 50 pages) et l'on trouve en annexe une liste des espèces et un guide de leur organisation sociale. — G.L.

SOULÉ, M. E. (édit.), 1986. **Conservation biology. The science of scarcity and diversity.** — Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, 584 p., 151 × 226 mm. Cartonné, 27\$ U.S.

Ouvrage collectif qui se veut une synthèse des connaissances acquises à ce jour dans le domaine de la conservation des populations animales et végétales. Il comprend six parties, structurées en 25 chapitres, autour d'un grand nombre de thèmes touchant autant les fondements écologiques et génétiques de la conservation que les phénomènes ayant sur elle des effets favorables ou défavorables: la viabilité des populations, leur diversité, l'endémisme, la fragmentation des habitats, la structure et la stabilité des communautés, les agents pathogènes et les parasites, la vulnérabilité de certains types d'habitats, leur aménagement et leur restauration. L'éditeur note que cet ouvrage fait plus que colliger; il présente des données, des hypothèses et des modèles inédits. Il compte une cinquantaine de pages de références bibliographiques. — G.L.

TASCHEREAU, P. M., 1985. **The status of ecological reserves in Canada.** — The Canadian Council on Ecological Areas and the Institute for Resource and Environmental Studies, Dalhousie University, 120 p., 150 × 227 mm. Broché, 8\$.

Aperçu des événements survenus et des progrès accomplis par rapport à l'établissement de réserves écologiques au Canada depuis la fin du Programme

biologique international en 1974. L'auteur décrit les interventions des organismes gouvernementaux et non gouvernementaux, fait état des législations concernant les réserves écologiques, relève leur nombre et leur emplacement et analyse de façon critique les gestes posés à différents niveaux, tout en s'interrogeant sur les ressources qui ont rendu les processus fort lents. — G.L.

THOMAS, M. L. H. (édit.), 1986. **Systèmes littoraux et océaniques de la région de Quoddy (Nouveau-Brunswick)**. — Ministère des Pêches et des Océans, Ottawa, 322 p., 190 × 254 mm. Cartonné, 17,95\$.

Cette monographie d'océanographie régionale est la version française de «Marine and coastal systems of the Quoddy Region, New Brunswick» (1983). Elle regroupe des synthèses sur les divers aspects de l'océanographie et de l'écologie de cette région qui inclut la baie de Passamaquoddy et une partie de la baie de Fundy: le cadre météorologique, l'océanographie physique, les communautés intertidales, le phytoplancton, le zooplancton, les poissons, les oiseaux, les mammifères, etc. On y dégage à grands traits, sur un mode didactique, les principales caractéristiques du milieu; on fournit des indications sur les méthodes de mesure et d'échantillonnage et sur les méthodes d'identification des organismes (clés dichotomiques, tableaux synoptiques, illustrations aux fins d'identification, etc.). L'ouvrage est abondamment illustré et fournit, à la fin de chacun des chapitres, les références bibliographiques les plus pertinentes. — G.L.

VASIL, I. K. (édit.), 1986. **Cell culture and somatic cell genetics of plants, Vol. 3**. — Academic Press, New York, 657 p., 155 × 235 mm. Relié, 129,95\$.

L'importance de plus en plus considérable des plantes en biotechnologie a suscité ce traité, dont *Perгамon Press* présente ici le troisième tome, consacré à la régénération des plantes et à la variabilité génétique. Les deux premiers volumes du traité portaient sur les techniques récentes de cultures des cellules végétales et sur les questions de croissance des cellules, de leur nutrition, de la cyto-différenciation et de la cryopréservation. Le traité concerne donc principalement les fondements scientifiques et les progrès des techniques de la culture des cellules végétales. La première partie du tome 3 comporte 16 chapitres abordant divers aspects de la régénération; la seconde, qui a comme thème central la variabilité génétique, en compte 17. Chacun des 33 chapitres constitue un tout, avec sa propre introduction et ses références bibliographiques. Soixante chercheurs ont contribué à sa rédaction. — G.L.

WAAGE, J. & D. GREATHEAD, 1986. **Insect parasitoids**. — Academic Press, London, 389 p., 152 × 233 mm. Relié, 85,95\$.

Les insectes «parasitoïdes» sont ceux dont le cycle vital est intermédiaire entre celui d'un prédateur et celui d'un véritable parasite. Les femelles adultes vivent librement et se nourrissent comme d'autres insectes jusqu'au moment où elles se trouvent un hôte; elles y déposent alors leurs œufs. Par la suite, les larves se nourrissent des tissus de l'hôte et provoquent ainsi sa

mort. C'est à ces insectes — surtout des hyménoptères — qu'est consacré ce livre qui constitue les comptes rendus du troisième symposium de la «Royal Entomological Society of London». On y explore, dans douze chapitres, leur systématique, les adaptations, les aspects évolutifs, la structure des communautés, les interactions physiologiques et les comportements. Il convient de signaler la présence de près de sept pages de références bibliographiques. — G.L.

WRIGHT, S., 1986. **Evolution. Selected papers**. — The University of Chicago Press, Chicago, 649 p., 178 × 253 mm. Cartonné, 25\$ U.S.

La publication originale des quarante-deux articles de Sewall Wright que William B. Provine a réunis dans ce volume s'échelonne entre 1922 et 1982, avec un très net accent sur les années antérieures à 1950 (37 articles sur 42), bien avant, par conséquent, la publication des quatre tomes de *Evolution and the genetics of populations* (1968-1978). Ces articles qui ne représentent qu'une petite fraction des 210 titres que comportait en 1984 la bibliographie de Wright, sont, comme l'écrit W. B. Provine, un compagnon quasi indispensable de *Evolution and the genetics of populations*, Wright référant à plusieurs d'entre eux sans d'abord en résumer le contenu. Les articles sélectionnés, qui s'appuient sur l'analyse quantitative appliquée à la génétique des populations, étaient apparemment mal compris par les biologistes évolutionnistes de l'époque, généralement peu équipés au plan mathématique et statistique; ils peuvent être appréciés davantage aujourd'hui, en raison d'une meilleure préparation générale aux techniques quantitatives d'analyse chez les généticiens et les évolutionnistes. — G.L.

XXX, 1987. **Hommage au Professeur Pierre-Paul Grassé. Évolution, histoire, philosophie**. — Masson, Paris, 284 p., 170 × 230 mm.

Le professeur Pierre-Paul Grassé est mort en 1985, à près de 90 ans. Le livre que publie Masson est l'hommage posthume d'une vingtaine de scientifiques, philosophes et humanistes à ce grand biologiste, surtout connu ici par le gigantesque *Traité de zoologie* (39 forts volumes). Cet hommage à Pierre-Paul Grassé comporte quatre parties. La première (4 articles pour un total de 36 pages) à connotation plus personnelle s'intitule «Évocations et souvenirs». La deuxième, constituée de neuf articles, est en quelque sorte un regard critique sur certains courants ou concepts de la biologie (la pensée biologique de Buffon, de Lamarck et de Darwin, l'unité et la diversité du monde vivant, la finalité, la sociobiologie, etc.). La troisième partie (5 articles) est de nature plus spécifique (endocrinologie des vertébrés, comportement prédateur chez les guêpes solitaires, apprentissages chez les simiens, etc.) et la dernière (4 articles) est nettement philosophique. — G.L.

Journal of shoreline management. An international journal. Volume 1, 1985. — Elsevier Applied Science Publishers, Essex, England, 164 × 239 mm.

Nouveau périodique qui vise à publier des travaux de nature scientifique et technologique ayant trait au développement, à l'exploitation et à la gestion des eaux

côtières. Il veut être un forum pluridisciplinaire largement ouvert à tous ceux qui s'intéressent aux milieux physiques et biologiques constitués par les rivages marins et les eaux qui les baignent, de même qu'aux ressources qu'ils renferment, et sans négliger les événements ou phénomènes se produisant dans les eaux du large (v.g. création d'îles artificielles, exploitation de ressources hauturières) ou sur le continent (v.g. construction de barrages hydro-électriques, déforestation) mais qui peuvent influencer sur la zone définie par la ligne de côte. Le numéro 1 du volume 1 a 80 pages. Le premier volume doit comprendre deux livraisons. — G.L.

Scandinavian journal of forest research. Volume 1, 1986. — Almqvist & Wicksell, Stockholm, Suède, 172 × 245 mm.

Publié sous le patronage de la «Royal Swedish Academy of Agriculture and Forestry» (KSLA), ce périodique définit son champ d'intérêt principal, en référant à la recherche fondamentale et appliquée sur les forêts en conditions nordiques, sous tous ses angles : sciences forestières fondamentales, sylviculture, opérations forestières, exploitation, gestion, marketing, etc. La première livraison, qui a 140 pages, renferme dix articles de recherche de chercheurs scandinaves et une revue critique signée par un chercheur américain. L'on prévoit publier quatre numéros par an. — G.L.

DIRECTIVES AUX AUTEURS

ORIENTATION DE LA REVUE

Le *Naturaliste canadien* (*Revue d'écologie et de systématique*) publie des articles inédits, rédigés en français ou en anglais, *découlant de travaux de recherche* en écologie fondamentale et appliquée, en systématique et dans certains domaines apparentés. Tout manuscrit soumis est l'objet d'une évaluation externe par des pairs.

PRÉSENTATION GÉNÉRALE

Les manuscrits, dactylographiés à *double interligne* sur le recto de feuilles de 21,5 × 28 cm, seront expédiés en *quatre* exemplaires à l'adresse suivante: LE NATURALISTE CANADIEN, Département de biologie, Université Laval, Sainte-Foy, Québec G1K 7P4 (Canada).

Les éléments du manuscrit sont les suivants: (1) le titre, le nom de l'auteur, le nom et l'adresse de l'institution à laquelle appartient l'auteur; (2) un titre courant d'un maximum de 60 lettres et espaces; (3) un résumé français et un résumé anglais; (4) le texte; (5) sur des feuilles séparées, les tableaux (numérotés en chiffres romains) et les légendes des figures (numérotées en chiffres arabes).

TEXTE

La Direction de la revue recommande le plan suivant: résumé, *abstract*, introduction, matériel et méthodes, résultats, discussion, conclusion, remerciements et références bibliographiques.

On tiendra compte des remarques suivantes: (1) les caractères soulignés d'un trait simple sont composés en italique; (2) les notes inframarginales doivent être réduites à un strict minimum et numérotées consécutivement; (3) pour les unités de mesure, on doit utiliser le SI (système international d'unités).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Elles sont indiquées dans le texte par le nom de l'auteur et l'année de publication. Dans la liste, à la fin du manuscrit, elles sont citées par ordre alphabétique des noms d'auteurs, en s'inspirant de la présentation suivante:

BOUCHARD, A. & P. F. MAYCOCK, 1978. Les forêts décidues et mixtes de la région appalachienne du sud québécois. — *Naturaliste can.*, 105: 383-415.

LEGENDRE, L. & P. LEGENDRE, 1979. Écologie numérique. 1. Le traitement multiple des don-

nées écologiques. — Masson, Paris & Les Presses de l'Université du Québec, Montréal, 197 p.

LEVINS, R., 1975. Evolution in communities near equilibrium. — Pages 16-50 in M. L. Cody & J. M. Diamond (eds.). *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge, Mass., 545 p.

Les titres des périodiques doivent être abrégés selon «World List of Scientific Periodicals».

ILLUSTRATIONS

Les *photographies* doivent être tirées sur papier glacé et fortement contrastées. On regroupe, autant que possible, les photographies sur une même planche, en les collant sur un carton rigide, sans oublier de les numérotéer proprement et lisiblement au coin droit. Quatre séries sont requises.

Les *dessins* doivent être faits à l'encre de Chine sur papier à dessin blanc. Le lettrage doit être fait à l'aide d'un appareil à dessin ou l'équivalent (mais non à la machine à écrire ou par l'imprimante d'un ordinateur). Il doit être suffisamment grand pour avoir, après la réduction finale, au moins 2 mm de hauteur. En plus de l'original, on est prié de fournir trois copies de chacun des graphiques.

Dans le cas des dessins et des photographies, bien tenir compte de leur réduction à un format ne dépassant pas 12,5 × 20 cm, légende comprise.

On présentera la liste des légendes sur une page séparée. On indiquera cependant à l'endos des photographies et des dessins le nom de l'auteur et le numéro de figure.

FRAIS

La revue n'impose aucune charge aux auteurs, mais elle invite ceux qui le peuvent à contribuer aux frais de publication.

Par ailleurs, la Direction de la revue limite ses frais de clichage à trois clichés par article et ses frais de composition de tableaux à trois tableaux par article. Les clichés additionnels, les hors-textes, les tableaux démesurés ou trop denses, de même que les corrections d'auteur, sont entièrement à la charge des auteurs.

TIRÉS À PART

La revue offre gracieusement vingt-cinq tirés à part de chaque article.

INFORMATION FOR CONTRIBUTORS

EDITORIAL POLICY

Are considered for publication in "*Le Naturaliste canadien*" (Revue d'écologie et de systématique) manuscripts in French or in English, based on *original research* in basic and applied ecology, systematics, and related sciences. Every manuscript will be subjected to normal reviewing process by external referees.

GENERAL PRACTICES

Manuscripts should be typewritten in *double* spacing throughout, on one side of bond paper 21.5 × 28 cm, and submitted in *four copies* to: LE NATURALISTE CANADIEN, Département de biologie, Université Laval, Sainte-Foy, Québec G1K 7P4 (Canada).

The sequence of material should be: (1) title, author's name, author's affiliation and address; (2) a running head of no more than 60 letters and spaces; (3) a French and an English abstract; (4) the manuscript proper; (5) on separate pages, Tables (numbered consecutively in Roman numerals) and Figure captions (numbered consecutively in Arabic numerals).

MANUSCRIPT DETAILS

The arrangement of the contents should generally be as follows: *Résumé*, Abstract, Introduction, Materials and methods, Results, Discussion, Conclusion, Acknowledgments, and References.

In preparing copy please take the following remarks into account: (1) underscore only where italics are intended; (2) footnotes are to be avoided as far as possible, but if they must be used they should be numbered consecutively; (3) SI units should be used.

REFERENCES

Literature references in the text should be by author, followed by year of publication. All papers referred to in the manuscript should be listed alphabetically by first author, according to the following examples:

BOUCHARD, A. & P. F. MAYCOCK, 1978. Les forêts décidues et mixtes de la région appalachienne du sud québécois. — *Naturaliste can.*, 105: 383-415.

LEGENDRE, L. & P. LEGENDRE, 1979. *Écologie numérique. 1. Le traitement multiple des données écologiques.* — Masson, Paris & Les Presses de l'Université du Québec, Montréal, 197 p.

LEVINS, R., 1975. Evolution in communities near equilibrium. — Pages 16-50 in M. L. Cody & J.M. Diamond (eds.). *Ecology and evolution of communities.* Harvard University Press, Cambridge, Mass., 545 p.

Abbreviations for titles of periodicals should follow the "World List of Scientific Periodicals".

ILLUSTRATIONS

Prints of *photographs* should be made on glossy paper with a wide range in tone. They should be cropped, mounted with rubber cement on white cardboard, and clearly numbered at the right corner of each photograph. Four complete sets of photographs must be submitted.

Drawings should be made with black india ink on white drawing paper. All lettering should be made with a lettering system (but no part of it type-written nor computer-printed). All lettering must be sufficiently large to be at least 2 mm on final reproduction. One original and three clean copies of each drawing should be submitted.

Drawings and photographs must be made to a scale allowing reduction to an area not exceeding 12.5 × 20 cm inclusive of captions.

Captions should be typed in paragraph form on a separate page. Each illustration should be clearly labelled on the back, giving the name of the author and the figure number.

CHARGES

There is no systematic page charges, but any contribution toward cost of publication is welcomed.

The first three figures and the first three Tables of each paper are free of charge. However, additional Figures, Tables or Figures requiring a fold-out leaf, broad or unusually dense Tables, as well as alterations in proof are fully charged to the author.

REPRINTS

Twenty-five reprints are offered free of charge.

REVUE DES LIVRES

BARRETTE, C. The giant pandas of Wolong (G.B. Schaller, H. Jinchu, P. Wenshi & Z. Jing)	233
BOURGET, E. Tidal flat ecology. An experimental approach to species interactions (K. Reise)	233-234
FRANCOEUR, A. Les fourmis et les plantes. Un exemple de coévolution (P. Jolivet)	234
PAGEAU, Y. The great Devonian controversy (M.J.S. Rudwick)	235
LIVRES REÇUS	236-242

Études biologiques du comportement. –

Naturaliste canadien (*Revue d'écologie et de systématique*)
vol. 113, n° 3, 1986, 69 pages, 15 \$

Expédier votre chèque ou mandat à:

Le Naturaliste canadien
Revue d'écologie et de systématique
Département de biologie, Pavillon Alexandre-Vachon
Université Laval, Sainte-Foy (Québec) G1K 7P4

Biological studies of behavior. –

Naturaliste canadien (*Revue d'écologie et de systématique*),
vol. 113, n° 3, 1986, 69 pages, 15 \$

Send your cheque or money order to:

Le Naturaliste canadien
Revue d'écologie et de systématique
Département de biologie, Pavillon Alexandre-Vachon
Université Laval, Sainte-Foy (Québec) G1K 7P4



LE NATURALISTE CANADIEN

REVUE D'ÉCOLOGIE ET DE SYSTÉMATIQUE

VOLUME 114

NUMÉRO 2

1987

PRÉVOST, M. & A.P. PLAMONDON Interception de la pluie par les débris et la couverture végétale établie après la coupe à blanc	127-132
GAJEWSKI, K. Environmental history of Caribou Bog, Penobscot Co., Maine	133-140
CAMARA, I., M.P. CESCAS, A. KARAM & L.E. PARENT Chimie du phosphore dans quelques sols de rizière de l'Afrique de l'Ouest	141-149
VÉZINA, L., C.-J. BOUCHARD & H.-P. THERRIEN Régénération de la petite oseille (<i>Rumex acetosella</i> L.) après la coupe ou le travail du sol	151-157
BROUILLET, L. & J. LABRECQUE <i>Aster gaspensis</i> Victorin: nombre chromosomique et hybridation naturelle avec l' <i>A. novi-belgii</i> L.	159-165
PIP, E. Distribution and species richness of aquatic macrophytes in a group of Manitoba ponds	167-175
BROUSSEAU, P. & G. CHAPDELAINE Les oiseaux marins de l'archipel des Sept Îles (golfe du Saint-Laurent, Québec)	177-186
REDDIN, D.G. Contribution of North American Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i> L.) to the Faroese fishery	187-193
GREEN, J.M., A.-L. MATHISEN & J.A. BROWN Laboratory observations on the reproductive and agonistic behaviour of <i>Ulvaria subbifurcata</i> (Pisces: Stichaeidae)	195-202
GILBERT, M. & D. GASCON Consommation de crevettes nordiques (<i>Pandalus borealis</i> Krøyer) par la morue (<i>Gadus morhua</i> L.) dans le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent	203-209

COMMUNICATIONS BRÈVES

CARON, F. Prédation de tacons de saumon de l'Atlantique (<i>Salmo salar</i>) par le touladi (<i>Salvelinus namaycush</i>)	211-215
CAYOUILLE, J. & S.J. DARBYSHIRE La répartition de <i>Danthonia intermedia</i> dans l'est du Canada	217-220
HAY, S.G. <i>Cyperus engelmannii</i> (Cyperaceae), a rare umbrella-sedge in Québec ...	221-223
FORTIN, L. & R.R. IRELAND <i>Dicranodontium denudatum</i> (Bryopsida: Dicranaceae) au Québec	225-228
BERGERON, J.-F. Nouvelle répartition de <i>Salix uva-ursi</i> Pursh dans Charlevoix	229-231

(Suite au verso)

(Continued on inside back cover)

LE NATURALISTE CANADIEN

REVUE D'ÉCOLOGIE ET DE SYSTÉMATIQUE

VOLUME 114
NUMÉRO 3
1987

Limnologie fondamentale et effets anthropogéniques
(précipitations acides, réservoirs)
Basic limnology and anthropogenic effects (acid rain, reservoirs)

UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

LE NATURALISTE CANADIEN

Revue d'écologie et de systématique

CN ISSN 0028-0798

RÉDACTEUR PAR INTÉRIM

PIERRE MORISSET

RÉDACTEUR-ADJOINT

GUY LACROIX

ADMINISTRATEUR

ANDRÉ CARDINAL

COMITÉ DE RÉDACTION

DENIS BARABÉ, *Jardin botanique de la ville de Montréal*

CYRILLE BARRETTE, *Département de biologie, Université Laval*

PIERRE BELLEFLEUR, *Département des sciences forestières, Université Laval*

BERNARD BERNIER, *Département des sciences forestières, Université Laval*

CARL M. BOYD, *Département d'océanographie, Université Dalhousie, Halifax*

EDWIN BOURGET, *Département de biologie, Université Laval*

PIERRE COUILLARD, *Département des sciences biologiques, Université de Montréal*

JEAN-MARC DESCHÊNES, *Centre de recherches phytotechniques, Agriculture Canada, Ottawa*

ROBERT GAUTHIER, *Herbier Louis-Marie, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval*

PIERRE LEGENDRE, *Département de sciences biologiques, Université de Montréal*

WILLIAM C. LEGGETT, *Département de biologie, Université McGill*

JEREMY MCNEIL, *Département de biologie, Université Laval*

BERNARD J.R. PHILOGÈNE, *Département de biologie, Université d'Ottawa*

Publication trimestrielle de l'Université Laval, LE NATURALISTE CANADIEN (Revue d'écologie et de systématique) publie des articles *inédits*, rédigés en français ou en anglais, découlant de travaux de recherche en écologie, en systématique et dans certains domaines apparentés. La revue s'intéresse également aux aspects appliqués, notamment dans la perspective des ressources agricoles, forestières et halieutiques du Québec et du Canada oriental et nordique.

LE NATURALISTE CANADIEN (Revue d'écologie et de systématique) est placé sous la responsabilité des doyens de trois facultés de l'Université Laval: Faculté des sciences et de génie, Faculté de foresterie et de géodésie et Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation. Il est publié grâce à des subventions du Fonds F.C.A.R. du Québec pour l'aide et le soutien à la recherche et du Conseil de la recherche en sciences naturelles et en génie du Canada.

Toute demande concernant les droits de reproduction doit être soumise à: L'Administrateur, LE NATURALISTE CANADIEN, Département de biologie, Université Laval, Sainte-Foy, Québec G1K 7P4.

Toute correspondance touchant les abonnements doit être adressée aux Presses de l'Université Laval, Case postale 2447, Québec G1K 7R4. L'abonnement annuel est de \$19 (personnel), \$21 (personnel, étranger) et \$38 (collectif, multi-user). Le numéro régulier se vend \$6.

Répertorié dans Biological Abstracts, Asher's
Guide, Botanical Periodicals, RADAR et Périodex

Courrier de la deuxième classe — Enregistrement n° 1768

Dépôt légal — Quatrième trimestre 1987, Bibliothèque nationale du Québec — Bibliothèque nationale d'Ottawa

**PREMIÈRE CONFÉRENCE INTERNATIONALE
DES LIMNOLOGISTES D'EXPRESSION FRANÇAISE**

*First international symposium
of French-speaking limnologists*

**Sélection des travaux présentés/Selected papers
(Québec, 20-23 juillet 1986)**

Rédacteurs/Editors

G. MOREAU, D. PLANAS & R. LEMIEUX

**Université Laval
Québec
1987**

NOTE LIMINAIRE

L'intérêt du Naturaliste canadien pour la limnologie ne s'est jamais démenti au cours des ans. C'est très fréquemment qu'il a consacré ses pages aux articles des chercheurs de ces domaines scientifiques, dont l'importance n'a cessé de croître au regard des défis de plus en plus nombreux que pose une utilisation judicieuse de l'eau douce et de ses ressources. Participer à la diffusion d'un certain nombre de travaux de la Première conférence internationale des limnologues de langue française se situe donc d'emblée dans une continuité historique solidement ancrée. Un objectif du Naturaliste canadien est aussi concurremment bien servi par cette occasion, celui d'assurer le rayonnement de la recherche scientifique de bonne qualité dont les résultats sont véhiculés dans des articles rédigés en français.

De la recherche en limnologie, la société attend des éclairages objectifs sur les problèmes majeurs auxquels la confronte de façon brutale le phénomène des précipitations acides. Puisse ce numéro thématique constituer une contribution appréciée à l'égard de ces préoccupations et donner aux limnologues d'expression française la meilleure audience possible auprès de la communauté scientifique internationale!

Guy LACROIX

AVANT-PROPOS

G. MOREAU

Département de biologie
Université Laval, Québec G1K 7P4

L'idée d'une réunion des limnologues d'expression française fut évoquée pour la première fois par Bernard Dussart, à l'occasion du Congrès international de limnologie de Winnipeg en 1974. Par la suite, la possibilité d'une telle réalisation fut envisagée lors des différents congrès de la Société internationale de limnologie, où les limnologues francophones présents manifestaient le désir de pouvoir se rencontrer plus facilement qu'au sein d'une assemblée de mille ou mille cinq cents personnes. Finalement ce fut au congrès de Lyon, en 1983, que l'on passa de l'idée au concret, des souhaits à la réalité et qu'il fut décidé de tenir une première réunion en 1986 à Québec. Ainsi naquit la Conférence internationale des limnologues d'expression française, ou CILEF.

La première conférence, tenue du 20 au 23 juillet 1986 à l'Université Laval à Québec, a réuni 120 chercheurs et gestionnaires du milieu aquatique provenant de six pays différents. Les participants ont présenté 42 communications orales, 12 communications sous forme d'affiche et 7 conférences d'introduction aux trois ateliers de travail. Ces activités furent organisées autour de quatre thèmes: l'impact des précipitations acides sur l'environnement aquatique; les écosystèmes d'eaux courantes; la limnologie des réservoirs et la comparaison des milieux aquatiques nordiques et alpins. Ces quatre thèmes reflétant bien les aspects fondamentaux et appliqués de la limnologie ont permis à des chercheurs d'origine diverse de se côtoyer, ce qui fut, peut-être, l'un des aspects les plus enrichissants de cette réunion. La diversité des organismes ayant apporté leur soutien financier à l'organisation de cette réunion confirme également l'intérêt de confronter les deux aspects de la limnologie.

Les comptes rendus que contient ce numéro thématique du *Naturaliste canadien* ne reflètent qu'imparfaitement l'activité de la Première conférence puisqu'ils ne présentent qu'une partie des communications. De par leur nature même, ils ne peuvent faire état des échanges et discussions informelles, de la prise de conscience sur le terrain de la diversité des milieux et des amorces de collaboration, sans doute le côté le plus utile

de ce genre de réunion et motif premier de sa convocation. Pour incomplets qu'ils soient, nous espérons cependant que ces comptes rendus donneront une bonne idée de ce que fut CILEF 1986 et de la qualité de ses travaux. Nous tenons à remercier les nombreux experts anonymes, qui par leur travail d'évaluation des manuscrits soumis, ont permis au comité de rédaction de prononcer de meilleurs verdicts d'acceptation ou de refus, ou permis de recommander aux auteurs des améliorations de leur manuscrit; leur collaboration fut précieuse pour tous et pour le succès de cette première CILEF.

La naissance de CILEF fut le produit d'une très longue (trop longue?) gestation, mais il semble qu'elle soit née pleine de vivacité puisque la seconde réunion est déjà prévue pour mai 1988 en France et la troisième pour 1990 en Suisse, sur les bords du Léman, au lieu même de la naissance du premier traité de limnologie de l'illustre Forel.

Remerciements

Un nombre important d'organismes gouvernementaux, publics et privés ont apporté leur appui financier pour la tenue de la Première conférence internationale des limnologues d'expression française et la réalisation de ce numéro thématique du *Naturaliste canadien*; qu'ils trouvent ici l'expression de nos plus vifs remerciements.

Ceux-ci s'adressent spécifiquement aux organismes suivants:

— du côté québécois, le Conseil national de recherche en sciences naturelles et génie du Canada (C.R.S.N.G.), le ministère de l'Environnement du Canada, le ministère des Relations internationales du Québec, le ministère de l'Environnement du Québec, le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Hydro-Québec;

— du côté français, le ministère des Relations extérieures, le Centre national de la recherche scientifique (C.N.R.S.), l'Association française de limnologie.

Nous tenons aussi à exprimer notre gratitude à l'en-droit de l'Université Laval pour avoir mis à notre disposition les locaux nécessaires à la tenue de la conférence et pour l'aide apportée par son Service des relations publiques.

La tenue de la Conférence n'aurait pas été possible sans l'effort soutenu des membres du comité d'organisation : Bernadette Pinel-Alloul (Université de Montréal), Dolorès Planas (Université du Québec à Montréal), E. Magnin (Université de Montréal), J. Stein (Université Laval), J. Kalff (Université McGill), P.G.C. Campbell (I.N.R.S.-Eau), H.G. Jones (I.N.R.S.-Eau), M. Cantin (I.N.R.S.-Eau), H. Saint-Martin (Environnement Québec), R. Lemieux (Environnement Canada), G. Guertin (Hydro-Québec), C. Bernard (ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche

du Québec), H.J. Dumont (Belgique), R. Ginet (France), E. Pattée (France), J. Rebecq (France), M. Meybeck (France), J.B. Lachavanne (Suisse).

Enfin, la publication de ce numéro thématique, qui constitue les Comptes rendus de la Conférence, a été réalisée grâce au travail du comité de rédaction, au professionnalisme et au dévouement de Guy Lacroix et de toute l'équipe de rédaction du *Naturaliste canadien*, et à une subvention spéciale d'Environnement Canada.

ÉVOLUTION TEMPORELLE DE LA QUALITÉ DES EAUX DES LACS DU RÉSEAU TADPA-QUÉBEC

J. HAEMMERLI

*Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures
1141, route de l'Église, 8^e étage
C.P. 10 100, Sainte-Foy (Québec) G1V 4H5*

Résumé

Environnement Canada opère depuis 1983 un réseau d'échantillonnage destiné à détecter des tendances dans l'acidification des écosystèmes aquatiques situés dans la partie québécoise du Bouclier canadien. La raison d'être du réseau est l'obtention de séries de paramètres physico-chimiques de sorte qu'on puisse détecter des changements après 7 à 10 ans d'opération, advenant une réduction des émissions de polluants. L'échantillonnage comprend 35 stations réparties sur une bande de 150 km de large au nord du fleuve Saint-Laurent. Après 3 ans (18 valeurs), on note une augmentation des concentrations de sulfates pour les lacs situés sur le versant ouest du massif des Laurentides au nord de Québec, alors qu'elles demeurent stables pour le reste du territoire couvert. Le pH diminue de manière générale pour l'ensemble des stations étudiées, d'environ 0,5 à 0,7 unité. Les valeurs d'alcalinité sont trop erratiques pour permettre de tirer des conclusions quant à leur évolution. Une comparaison avec les données du lac Laflamme, un bassin calibré échantillonné de façon hebdomadaire depuis 5 ans, confirme le comportement des sulfates mais les valeurs de pH au lac Laflamme ne démontrent aucune tendance à la baisse. Il n'est pas possible de relier l'évolution de la qualité des eaux de surface telle que mise en évidence par le réseau à une quelconque augmentation des charges atmosphériques puisque les concentrations sont fortement influencées par les conditions hydrométéorologiques.

Abstract

Environment Canada began in 1983 a sampling network designed to determine trends of acidification in aquatic ecosystems located on the Canadian Shield in Québec. The aim of the network is to collect physicochemical data sets so as to be able to detect changes in water quality after emission reductions, if they occur, within a period of 7 to 10 years of operation. The monitoring network is comprised of 35 stations located within a 150-km wide strip on the north shore of the St. Lawrence River. After 3 years (18 values), an increase in sulfate concentrations in lakes located on the western slope of the Laurentian highlands north of Québec City is observed although concentrations remain unchanged in other regions. pH values decrease for the whole set of stations, by 0.5 to 0.7 unit. Alkalinity determinations are too erratic to draw any conclusion about their evolution. When comparing data with those of Lac Laflamme, a calibrated watershed sampled weekly for the last five years, sulfate series show the same increase, but pH values remain unchanged. It is not possible to relate the surface water quality changes as evidenced by the network to an increase in atmospheric loadings, since the concentrations are highly influenced by hydrometeorological conditions.

Introduction

CONTEXTE QUÉBÉCOIS

Dans le cadre du transport à distance de polluants aéroportés (TADPA), des négociations sont en cours entre le Canada et les États-Unis, qui visent à réduire les émissions de polluants à la source. Environnement Canada, par l'entremise de la Direction générale des eaux intérieures

(DGEI), a mis sur pied un réseau d'échantillonnage de la qualité des eaux de surface.

Les données disponibles sur la provenance et la qualité des précipitations atteignant le Québec démontrent l'importance de l'axe du Saint-Laurent dans le cas du TADPA (Désautels, 1981; Harvey *et al.*, 1981; Barrie & Sirois, 1982; Barrie *et al.*, 1982). C'est également autour de ce «cor-

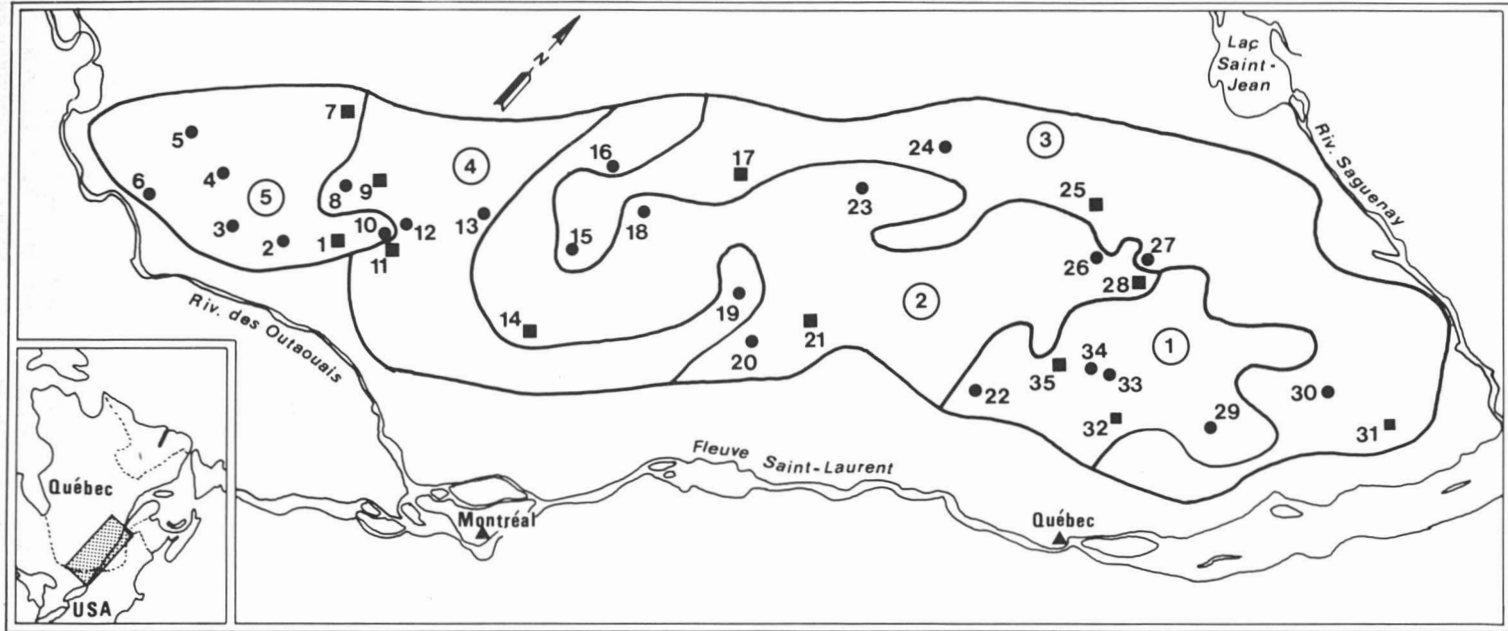


Figure 1. Localisation des stations du réseau TADPA-Québec: ■ stations temporelles: 1 = Blais, 7 = David, 9 = Kidney, 11 = Chevreuil, 14 = Truite Rouge, 17 = Nolette, 21 = Éclair, 25 = Chômeur, 28 = Lemaine, 31 = Thomas, 32 = Bonneville, 35 = Lagou; ● stations spatiales; ○ numéro de zone.

ridor préférentiel» que s'articule la lithologie du sud du Québec. L'ensemble du Bouclier canadien au nord du Saint-Laurent est considéré comme très sensible à l'acidification par des charges atmosphériques (Altshuller & McBean, 1979; Harvey *et al.*, 1981; Kramer, 1981; Shilts, 1981). La rive sud du fleuve Saint-Laurent est considérée comme mieux tamponnée, bien que certaines régions puissent présenter une sensibilité moyenne à élevée (Harvey *et al.*, 1981; Shilts, 1981). Les répercussions de l'acidification ont fait l'objet de plusieurs études qui visaient principalement à inventorier des régions selon différents niveaux de sensibilité et d'acidité pour l'ensemble du sud du Québec (Grimard, 1981; Legendre *et al.*, 1980; Bobée *et al.*, 1982). Ces travaux ont permis de cerner une région cible, représentative des variations à la fois des charges acidifiantes et des conditions de minéralisation du Bouclier. Elle se situe au nord du Saint-Laurent entre la rivière des Outaouais et la rivière Saguenay, au sud du 49^e parallèle (fig. 1). La Direction générale des eaux intérieures, région du Québec (DGEI-Q), y a procédé, durant l'hiver 1982, à un échantillonnage de 185 lacs (projet *Inventaire*) destiné à caractériser la qualité du milieu aquatique des hautes terres laurentiennes et à mettre en évidence, le cas échéant, certains facteurs de contrôle de l'acidification. Cette banque de données a été constituée au moment même où apparaissait la nécessité d'un réseau national de détection de tendances à long terme. Elle a donc servi de support à l'élaboration de la partie québécoise du réseau.

CONCEPTION DU RÉSEAU

Les différentes étapes de la planification de l'acquisition de données de qualité de l'eau et de leur traitement suivent la même démarche objective, quel que soit le type de problème à résoudre. Les étapes de cette démarche sont exposées en détail dans Bobée *et al.* (1983). Le cadre de cette présentation ne permet pas d'élaborer plus avant les aspects théoriques.

Le réseau a pour objectif de détecter des tendances dans l'évolution de l'acidification des eaux de surface du Québec, dans le temps et dans l'espace, pour différentes conditions de charges acidifiantes d'origine atmosphérique et de sensibilité du territoire. Par tendances, on comprend à la fois l'évolution dans le temps (amélioration ou dégradation de la qualité de l'eau) et dans l'espace (extension ou récession des régions affectées), mais on impose de privilégier la connaissance de la variabilité temporelle. Le réseau doit être simple, de routine, et concerne principalement des paramètres physiques et chimiques de la qualité de l'eau. Les lacs retenus comme

sites d'échantillonnage pour le réseau devront être exempts de perturbations majeures résultant d'activités humaines (barrages contrôlés, industries, mines, routes, chalets, lignes de haute tension, etc.) et leur bassin libre de tourbières. Les plans d'eau retenus ne sont pas représentatifs de l'ensemble des eaux lacustres du Québec, mais seulement d'une région et d'une catégorie de lacs, ceux situés à la tête des bassins versants (lacs de tête, dans la suite du texte). Effectivement, les sites pour lesquels l'effet des charges acidifiantes est le plus directement perceptible et le plus susceptible d'être isolé sont les lacs de tête. Ce sont des systèmes hydrologiques simples, pour lesquels la modélisation des relations entre les variables physiographiques et les variables de qualité est la moins ardue (Zimmerman, 1982; Jones *et al.*, 1982). Dans le cas des eaux lacustres non influencées par les interventions humaines, la capacité de neutralisation dépend en grande partie des caractéristiques géologiques, géomorphologiques et pédologiques qui ont un caractère régional prononcé. Il est possible de subdiviser la région en sous-régions homogènes de faible variabilité pour les variables reliées aux objectifs du réseau. Les variables de qualité utilisées pour la délimitation de zones homogènes sont au nombre de quatre: (1) L'alcalinité, qui détermine en grande partie la capacité de neutralisation du milieu. (2) Le pH, qui caractérise le niveau d'acidité du lac. (3) La somme des concentrations des ions calcium et magnésium (CaMg) considérée comme représentative de la somme des cations (Bobée *et al.*, 1983) et indicatrice de la minéralisation, donc de la sensibilité des eaux de surface. (4) Faute de disposer de données adéquates, les sulfates dans les eaux de surface sont susceptibles de représenter les apports atmosphériques de substances acidifiantes. Traditionnellement considéré comme élément conservatif qui ne fait que transiter par le bassin, l'ion sulfate était lié directement aux apports atmosphériques et à leur évolution.

L'application combinée de l'analyse factorielle des correspondances et de la classification ascendante hiérarchique à ces variables a permis d'identifier des groupes de lacs homogènes parmi les 185 lacs constituant la banque de données. Compte tenu de la physiographie et des groupes obtenus, on délimite alors cinq régions homogènes, mais différentes entre elles (fig. 1, tableau I). On admet que les différences régionales mises ainsi en évidence sont stables et représentatives. On observe une diminution importante de la minéralisation des eaux, de l'ouest (région 5) vers l'est du territoire (région 1). L'alcalinité y passe de 500 à 20 $\mu\text{eq/L}$ et les sulfates de 180 à 80 $\mu\text{eq/L}$, en moyenne. Le pH

TABLEAU I

Moyennes régionales et intervalles de confiance à 90% sur ces moyennes (données du projet *Inventaire*, janvier à mars 1982)

<i>Région</i>	<i>Lacs</i> (n_i)	<i>Alc</i> ($\mu\text{éq/L}$)	<i>Ca + Mg</i> ($\mu\text{éq/L}$)	<i>pH</i> (unités)	<i>SO₄</i> ($\mu\text{éq/L}$)
1	20	22,6 \pm 3,4	90,5 \pm 3,0	5,40 \pm 0,08	77,9 \pm 3,7
2	44	37,2 \pm 3,7	127,3 \pm 3,8	5,59 \pm 0,06	105,5 \pm 3,1
3	41	166,0 \pm 13,4	221,6 \pm 10,1	6,23 \pm 0,05	83,2 \pm 3,7
4	29	170,6 \pm 19,3	283,3 \pm 19,9	6,42 \pm 0,05	134,6 \pm 4,5
5	17	493,9 \pm 66,4	627,8 \pm 67,2	6,84 \pm 0,11	183,0 \pm 13,1

est également l'objet d'un gradient important d'ouest en est, passant de 6,8 à 5,4.

Des études en rivière démontrent que, dans le cas spécifique de la détection de tendances, la fréquence a beaucoup plus d'importance pour la conception d'un réseau (réduction de la variance d'estimation d'un paramètre statistique) que la répartition spatiale et la densité des stations, quelle que soit la variable de qualité considérée et l'amplitude de la tendance (Lettenmaier & Burges, 1977; Sherwani & Moreau, 1975). Le principal problème à résoudre découle de la nécessité de connaître simultanément la variabilité spatiale et la variabilité temporelle d'un ensemble de variables. En effet, la détection de tendances temporelles implique une fréquence élevée en un petit nombre de sites; cependant une résolution spatiale minimale est indispensable à la surveillance de l'évolution de la structure de variabilité spatiale et au contrôle de la représentativité régionale des sites temporels. Chaque zone s'est vue attribuer des densités relatives de stations dites temporelles (faible densité, grande fréquence) et de stations dites spatiales (plus grande densité, faible fréquence). Un compromis original a permis alors l'élaboration d'un réseau unique limité à un nombre fixé d'échantillons par année (Bobée *et al.*, 1983; Haemmerli *et al.*, 1984; Bobée *et al.*, 1986). Puisqu'on a choisi des strates homogènes, n'importe quelle sélection aléatoire de sites doit théoriquement conduire à une estimation des paramètres statistiques de la population. Cependant, pour des raisons de représentativité, les stations temporelles ont été sélectionnées de façon à ce qu'elles soient le plus près possible des conditions moyennes régionales. Les stations spatiales ont été choisies de façon aléatoire. Dans les deux cas, il a été décidé de limiter la couleur à 50 unités de platine. De manière générale, les sites devaient couvrir de façon représentative la gamme des variables morphométriques et physiographiques susceptibles d'influencer le phénomène de l'acidification (altitude, superficies des lacs et des bassins, rapport de ces superficies, profondeur, épaisseur des dépôts meubles).

Matériel et méthodes

OPÉRATION DU RÉSEAU

Le réseau comprenait à l'origine 30 stations réparties en 10 stations temporelles et 20 stations spatiales. Ce nombre a depuis été porté à 35 (12 stations temporelles et 23 stations spatiales, Haemmerli, 1986) et le lac Laflamme, un bassin calibré suivi par Environnement Canada (Papineau, 1984a, b, 1985), sert de station de référence

et fait implicitement partie du réseau. L'échantillonnage des stations du réseau TADPA-Québec a débuté en mai 1983, juste après la fonte printanière. L'année d'échantillonnage débute avec cette tournée pour se terminer juste avant la fonte suivante, fin mars-début avril. La fréquence est de six tournées par année, à intervalles constants de deux mois pour les stations temporelles; de deux tournées par année pour les stations spatiales, au printemps et en hiver jusqu'en 1984, au printemps et en automne par la suite, conjointement avec une tournée temporelle. Les variables de qualité qui sont considérées pour l'opération du réseau comprennent les ions majeurs [alcalinité (Gran et totale), sulfates (par chromatographie ionique et colorimétrie (MTB)), chlorures, nitrites et nitrates (NO_x), pH, calcium, magnésium, sodium, potassium, ammonium], les carbones organique et inorganique dissous, des métaux (aluminium, manganèse, fer), la silice, la couleur et la conductivité. Elles sont déterminées, après filtration, à partir d'un échantillon intégré de 0 à 5 m en surface (ou jusqu'à 2 m du fond si la profondeur est inférieure à 7 m) et conformément au manuel des méthodes analytiques (Environnement Canada, 1981). On trouve un sommaire de ces méthodes dans Haemmerli (1986). Des mesures de terrain (pH, température, conductivité et oxygène dissous) sont également prises lors de l'échantillonnage, à 0,5 m et 5 m de la surface et à 1 m du fond, au moyen d'une sonde de marque Hydrolab. Après neuf tournées (en décembre 1984), les analyses ont été transférées du laboratoire national de Burlington au laboratoire régional de Longueuil. Les analyses ont été exécutées conjointement à Burlington et Longueuil pour les tournées 10 et 11, pour les 12 stations temporelles seulement. Pour chaque variable de qualité, il existe donc 24 paires de valeurs qui permettent d'évaluer la concordance entre les deux laboratoires. Elle est généralement bonne, sauf pour l'alcalinité, la couleur, le carbone organique dissous et l'ion ammonium.

TRAITEMENT DES DONNÉES

Au 3 avril 1986, trois années complètes de données (18 tournées) sont disponibles pour neuf des douze stations temporelles. L'analyse fait abstraction des sites introduits après un an d'opération (deux nouvelles stations et une substitution), même si certains résultats figurent à titre indicatif dans les tableaux. Les données ont été validées par la vérification de l'écart de bilan ionique, de l'écart de conductivité, en reconstituant parfois l'alcalinité (à l'aide du pH et du carbone inorganique dissous) et en vérifiant l'appartenance de valeurs douteuses à une série au moyen d'un critère statistique (± 3 E.T.). Le présent travail examine l'évolution des quatre variables de

qualité qui ont servi à l'élaboration de la structure du réseau : la somme des concentrations de calcium et magnésium, l'alcalinité, et particulièrement les sulfates et le pH, dont on devrait obtenir une réponse similaire et cohérente. Étant donné que les séries ne sont pas suffisamment longues pour permettre une modélisation adéquate des cycles, saisonniers ou autres, qui les affectent, l'évaluation des changements fait simplement usage de la régression linéaire et du coefficient de corrélation avec le temps. Comme il serait fastidieux de présenter les séries de données de chaque station, trois lacs qui représentent l'éventail de conditions physiques et chimiques des lacs du réseau ont été sélectionnés. Le lac Chevreuil (fig. 1), station temporelle de la région 4, est un lac profond, ayant un temps de résidence élevé, dont les concentrations sont relativement élevées, mais pas suffisamment pour le mettre à l'abri d'une éventuelle acidification (voir tableau I, les valeurs de la région 4). Situé à l'ouest du territoire, il fait partie de la région du sud du Québec pour laquelle les retombées sont les plus importantes (Barrie & Sirois, 1982; Barrie *et al.*, 1982). Le lac Chômeur, station temporelle de la région 3 (fig. 1), situé plus à l'est, et éloigné de l'axe du fleuve, reçoit beaucoup moins de sulfates que le précédent pour une minéralisation légèrement inférieure. Quant au lac Bonneville, représentatif de la région 1, et au sud-est du précédent (fig. 1), sa capacité de neutralisation est nettement inférieure à celle des deux autres (tableau I). D'autres caractéristiques seront présentées lors de la discussion des résultats. Les références à l'écoulement annuel, aux apports d'origine atmosphérique, au couvert de neige et aux autres données météorologiques et hydrologiques proviennent des travaux de Papineau (1984a, 1985) au lac Laflamme. Les temps de renouvellement des eaux présentés plus loin ont été calculés par Berryman (1984), utilisant la formule du prisme pour déterminer le volume du lac et les débits spécifiques régionaux pour estimer le volume transité par le lac. Ce sont donc des valeurs indicatives. Les données relatives à la minéralogie et à la chimie des sols sont actuellement en préparation et ne peuvent être utilisées pour l'interprétation.

Résultats

CALCIUM ET MAGNÉSIUM

Les cycles annuels sont très évidents, de la dilution due à la fonte, jusqu'à la forte minéralisation due à la contribution de l'écoulement souterrain l'hiver (fig. 2, 3 et 4). L'amplitude du cycle annuel et la concentration moyenne semblent augmenter de 1983 à 1985, le maximum étant

à la fin de l'hiver 1985-1986 dans l'ouest (lac Chevreuil) et l'ouest de la région 3 (lac Chômeur). Le maximum est plutôt à la fin de l'hiver précédent pour les lacs situés dans la partie est du territoire (lac Bonneville). Même si la silice est utilisée par les diatomées au cours de l'été, on peut considérer que les valeurs hivernales reflètent les apports de l'écoulement souterrain. Les séries de silice évoluent de façon similaire et parallèle à Ca et Mg et, conjointement avec les données hydrologiques (Ministère de l'Environnement du Québec, 1986; Ministère de l'Environnement du Québec, 1983-1987), confirment l'augmentation de la contribution de l'écoulement souterrain aux concentrations de calcium et de magnésium. L'amplitude des variations annuelles reflète et dépend de l'épaisseur et de la composition des dépôts meubles. Les lacs Chômeur et Bonneville ont la même assise géologique, mais leurs dépôts meubles semblent issus de roches différentes. Les dépôts du bassin du lac Chômeur contiennent une quantité non négligeable de carbonates qui déterminent la capacité de neutralisation du bassin (fig. 3). Les dépôts du lac

LAC CHEVREUIL, STATION TEMPORELLE, RÉGION 4

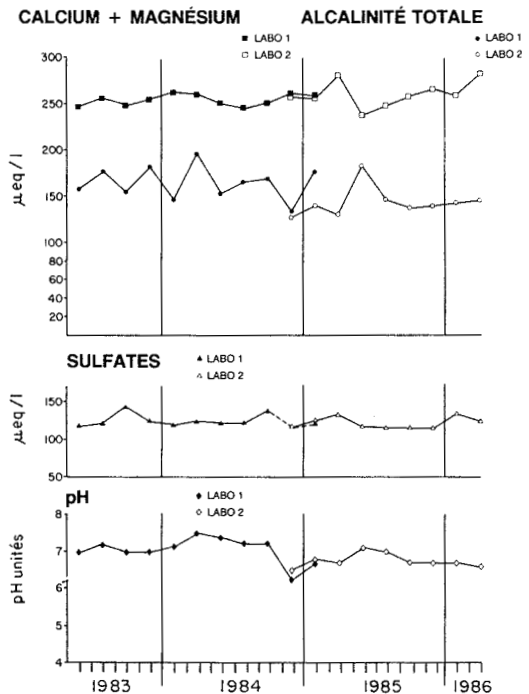


Figure 2. Évolution temporelle des données au lac Chevreuil.

LAC CHÔMEUR, STATION TEMPORELLE, RÉGION 3

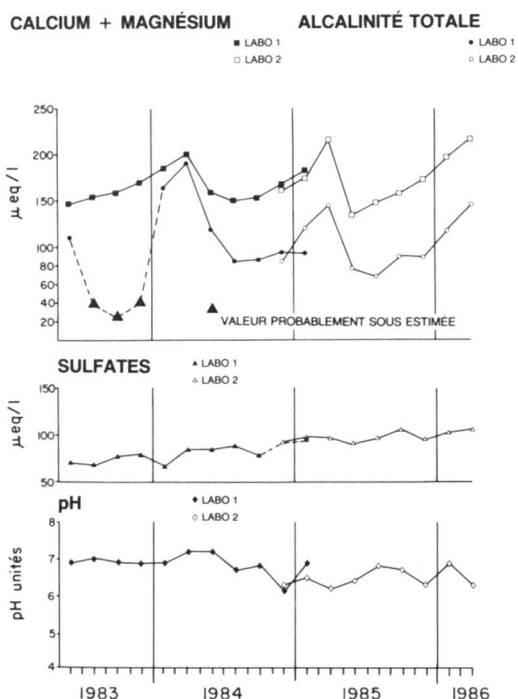


Figure 3. Évolution temporelle des données au lac Chômeur.

Bonneville mettent plutôt en jeu le système des silicates. L'occurrence des différents systèmes tampons, selon les conditions du bassin, est discutée dans SNSF (1980) et n'entre pas dans le cadre de ce travail.

Le maximum de contribution (en concentration) de l'écoulement souterrain de fin mars 1985 correspond à la fin d'une année très sèche, et également au plus important déficit en oxygène des trois hivers pour les lacs Bonneville et Chômeur.

La concordance des valeurs analysées par les deux laboratoires est très bonne:

$$\text{CaMg (Longueuil)} = -1,167 \mu\text{eq/L} + 0,979 \text{ CaMg (Burlington)}$$

$$R^2 = 0,998, N = 24$$

ALCALINITÉ

Les données d'alcalinité totale sont discutées ci-dessous, l'alcalinité Gran n'ayant pas été fournie par le premier laboratoire. Les séries sont très erratiques pour les lacs moyennement et peu

minéralisés, la variabilité diminuant dans les résultats du second laboratoire. La concordance entre laboratoires est mauvaise. Dans la plupart des cas, les écarts de bilan ionique élevés sont dus à des valeurs erronées d'alcalinité. Le lac Chevreuil ne présente pas de cycle apparent, l'alcalinité semble diminuer légèrement de 1983 à 1985. La valeur élevée de la tournée 13 (printemps 1985) n'est pas explicable pour l'instant et est probablement erronée, puisque la différence entre la somme des anions et des cations, habituellement inférieure à $25 \mu\text{eq/L}$, est près de $60 \mu\text{eq/L}$ pour cette tournée. Pour le lac Chômeur, les valeurs suivent le cycle annuel de CaMg, ce qui implique une même source: les carbonates des dépôts meubles. Ce bassin est caractérisé par une importante contribution de l'écoulement souterrain. Le lac Bonneville ne présente pas de cycle apparent, les valeurs sont très faibles, habituellement $\leq 30 \mu\text{eq/L}$. L'alcalinité est nulle le 3 avril 1986, avant le pic de fonte printanière.

Pour l'ensemble des stations temporelles, un examen visuel montre une diminution d'alcalinité. Cependant, aucune évaluation mathématique n'a

LAC BONNEVILLE, STATION TEMPORELLE, RÉGION 1

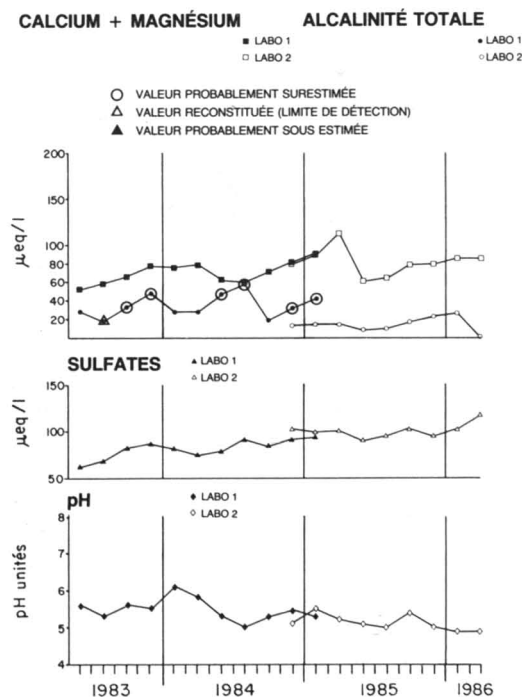


Figure 4. Évolution temporelle des données au lac Bonneville.

été tentée, étant donné la piètre correspondance des séries des deux laboratoires (différences d'intervalle et d'amplitude de variation).

pH

Le pH intègre une somme de processus telle que la fréquence d'échantillonnage n'est pas appropriée pour l'interprétation des cycles observés. Ce travail pourrait être envisagé avec le support des données de bassins calibrés (v.g. lac Laflamme).

Les pH diminuent de façon significative pour l'ensemble du territoire couvert par le réseau (tableau II), d'environ une demi-unité de pH à l'ouest, allant quasiment jusqu'à l'unité de pH dans l'est. La demi-unité de pH représente une augmentation de 0,05 à 0,200 $\mu\text{eq/L}$ $[\text{H}^+]$ dans l'ouest, à un pH moyen de 7, mais une augmentation de 1,6 à 6,3 $\mu\text{eq/L}$ $[\text{H}^+]$ à un pH moyen de 5,5, dans l'est.

Pour les 3 lacs, présentés aux figures 2, 3 et 4, le pH diminue et présente 2 paliers, séparés à la fin de 1984. Le changement de laboratoire ne devrait pas être responsable de cet effet, puisqu'on observe une bonne concordance pour les deux tournées communes à Burlington et Longueuil :

$$\text{pH (Longueuil)} = 0,042 + 1,013 \text{ pH (Burlington)}$$

$$R^2 = 0,809, N = 24$$

SULFATES

Seuls les sulfates analysés par colorimétrie (MTB) sont discutés ci-dessous, étant donné que le laboratoire de Burlington ne fournissait que les résultats de cette méthode d'analyse. Leur traitement nécessite la connaissance des apports atmosphériques (non disponibles pour une partie de 1985 et 1986).

L'évolution des concentrations reflète l'influence du temps de renouvellement des eaux (donc le volume du lac disponible pour neutraliser un apport), et est certainement affectée par des processus dans le bassin versant. Les phénomènes d'absorption et désorption dans les horizons organiques et les horizons B des podzols (qui sont les sols des bassins du réseau) influencent le sort des sulfates dans le bassin (Cronan, 1980; Foster, 1985; SNSF, 1980).

Pour le lac Chevreuil, les pics obtenus pour la couche superficielle du lac ne sont plus perceptibles à la tournée suivante (temps de renouvellement estimé de 150 mois). Aucune évolution particulière n'est perceptible. Les oscillations au lac Chômeur ont une période de 4 tournées (8 mois) pour un temps de renouvellement estimé de 11 mois. Dans le cas du lac Bonneville, il n'y

a pas de patron clair (2 oscillations superposées de période de 3 et 6 tournées) pour un temps de renouvellement estimé à 6,5 mois.

Pour les deux derniers lacs, toute la colonne d'eau est échantillonnée (ou presque) et est sujette à une anoxie relativement prononcée sous couvert de glace au moins deux hivers sur trois, sans qu'il n'y ait diminution marquée des concentrations de sulfates (ni d'ailleurs d'augmentation du pH).

Si, indépendamment des variations saisonnières, on évalue l'évolution des sulfates pour l'ensemble des stations temporelles (tableau III), on ne note aucun changement significatif des concentrations de sulfates pour les lacs très minéralisés de l'ouest (David, Blais, Chevreuil) et pour deux lacs situés plus à l'est (Éclair, Lagou, tableau III). Ces lacs ont un temps de renouvellement des eaux supérieur à 18 mois. Les lacs pour lesquels on note un changement important des concentrations de sulfates ont un temps de renouvellement inférieur à 15 mois et présentent une teneur en matière organique plus élevée. Ils sont situés sur le versant ouest du massif des Laurentides au nord de Québec (sauf le lac Thomas) et le relief régional est toujours orienté ouest-sud-ouest. L'altitude de ces bassins est élevée et les précipitations importantes (de 900 à 1 300 mm contre 600 à 900 mm dans l'ouest). Les deux lacs qui ne sont pas affectés sont situés sur des versants orientés est-nord-est.

Discussion

Ce qui ressort principalement de l'évolution des quatre variables présentées ci-dessus est qu'on n'obtient pas la même réponse de la part des sulfates et du pH. Malgré une diminution générale du pH, les sulfates, qui devraient représenter les dépôts acides, n'augmentent de façon significative que pour quatre lacs, dont le temps de résidence moyen des eaux est inférieur à 15 mois. À priori, nous ne pouvons relier l'augmentation généralisée de l'acidité à un accroissement des dépôts atmosphériques, puisque l'information n'est pas disponible pour une partie de 1985 et 1986. Et même si elle l'était, le réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec (REPQ) opère trois stations seulement sur le territoire du réseau (Grimard, 1985) et le réseau fédéral CAPMON n'en a que deux (Vet *et al.*, 1986) dont une située au même endroit qu'une station provinciale. La densité est trop faible pour permettre une estimation précise des dépôts atmosphériques sur chaque bassin.

Habituellement, lorsque H_2SO_4 percole à travers un podzol acide, SO_4^{2-} abandonne H^+ ,

TABLEAU II
Corrélations pH/temps pour les cinq régions du réseau¹

Région	Stations temporelles	Durée (ans)	N	pH moyen	Écart type	Constante	Pente	R	R ²	α	Évolution
5	David	3	20	7,23	0,31	7,545	-0,033	-0,540	0,291	0,010	-0,6
	Blais	3	20	7,12	0,31	7,387	-0,028	-0,459	0,211	0,025	-0,5
4	Chevreuil	3	20	6,92	0,32	7,240	-0,033	-0,527	0,278	0,010	-0,6
	Kidney	(2)	15	6,78	0,46	7,546	-0,065	-0,521	0,271	0,025	(-0,8)
3	Chômeur	3	20	6,70	0,33	7,042	-0,035	-0,545	0,297	0,010	-0,6
	Thomas	3	20	6,74	0,42	7,267	-0,055	-0,671	0,450	0,001	-0,9
	Nolette	(2)	15	6,46	0,40	6,853	-0,033	-0,305	0,093	Non signif.	
2	Éclair	3	20	6,40	0,33	6,793	-0,041	-0,621	0,385	0,005	-0,7
	Lemaine	3	20	6,00	0,32	6,280	-0,029	-0,454	0,206	0,025	-0,5
	De la Truite Rouge	(2)	15	6,05	0,20	6,287	-0,020	-0,356	0,126	0,100	(-0,2)
1	Lagou	3	20	5,84	0,29	6,184	-0,036	-0,638	0,407	0,005	-0,6
	Bonneville	3	20	5,32	0,31	5,719	-0,042	-0,677	0,459	0,001	-0,7

¹ Durée: durée de l'échantillonnage

Constante, pente: la régression linéaire est une équation du type: $pH = A + BT$ où A = constante (pH au temps zéro); B = pente;

T = tournée d'échantillonnage (temps)

R, R²: coefficients de corrélation et de détermination

α: niveau de signification du coefficient de corrélation; test unilatéral pour 6 valeurs de α (H₀: R = 0)

Évolution: évolution du pH pour la période échantillonnée (pente * (nombre de tournées - 1)), si R est significatif

TABLEAU III
Corrélations sulfates/temps pour les cinq régions du réseau¹

Région	Stations temporelles	Durée (ans)	N	SO ₄ moy. (µég/L)	Écart type	Constante	Pente	R	R ²	α	Évolution	DOC	Couleur	Tr
5	David Blais	3	20	162,0	8,0	163,29	-0,134	-0,085	0,007	Non signif.		3-4	5-20	48
		3	20	171,4	8,9	174,91	0,367	0,208	0,043	Non signif.		2-3	5-15	176
4	Chevreuil Kidney	3	19	125	8,7	126,83	-0,189	-0,113	0,013	Non signif.		2-3	5-20	150
		(2)	15	166,5	8,5	177,78	-0,959	-0,410	0,168	0,100	(-11,0)	4-5	10-30	9
3	Chômeur Thomas Nolette	3	19	88,8	12,5	67,88	2,186	0,911	0,829	0,0005	+ 37	3-4	10-30	11
		3	20	70,7	7,5	61,55	0,948	0,643	0,413	0,005	+ 16	3-4	5-20	14
		(2)	15	105,2	27,8	118,46	1,121	0,147	0,022	Non signif.		5-6	25-40	13
2	Éclair Lemaine De la Truite Rouge	3	20	86,9	8,8	85,66	0,134	0,077	0,006	Non signif.		1-3	5-10	95
		3	20	108,5	12,4	89,18	1,989	0,827	0,685	0,0005	+ 34	5-6	25-45	8,4
		(2)	15	123,9	11,6	107,65	1,462	0,596	0,355	0,005	(+ 17)	3-4	10-30	7,4
1	Lagou Bonneville	3	20	85,6	19,3	81,17	0,666	0,174	0,030	Non signif.		1-2	0-10	18
		3	20	87,0	22,8	58,28	2,996	0,665	0,442	0,001	+ 51	3-4	20-35	6,5

¹ Durée: durée de l'échantillonnage

Constante, pente: la régression linéaire est une équation du type: $SO_4 = A + BT$ où $A =$ constante (sulfates au temps zéro, en µég/L); $B =$ pente;

$T =$ tournée d'échantillonnage (temps)

R, R^2 : coefficients de corrélation et de détermination

α : niveau de signification du coefficient de corrélation; test unilatéral pour 6 valeurs de α ($H_0: R = 0$)

Évolution: évolution des sulfates pour la période échantillonnée (pente * (nombre de tournées - 1)), si R est significatif

DOC: classes des valeurs de carbone organique dissous les plus fréquentes en mg/L C (mode)

Couleur: intervalles de variation des valeurs de couleur les plus fréquentes

Tr: temps de renouvellement des eaux (estimé) en mois

s'associe à une base et continue son cheminement; cependant les sulfates peuvent s'accumuler dans les horizons inférieurs moins acides (Seip, 1980; SNSF, 1980; Cronan, 1980; Foster, 1985). Se pourrait-il que ces horizons soient saturés pour certains lacs et qu'une augmentation des dépôts atmosphériques se reflète directement sur les concentrations du lac, alors que pour les autres bassins l'accumulation dans les dépôts meubles pourrait expliquer la stabilité des concentrations. De plus, il est probablement normal qu'on ne détecte pas de changement des concentrations de SO_4^{-2} pour les lacs dont le temps de résidence moyen des eaux est supérieur à la période d'observation. Cependant, on observe un changement de pH pour tous les lacs, y compris ceux ayant un temps de résidence élevé. En mai-juin 1983, après la fonte, les valeurs de pH étaient sensiblement plus élevées que lors du projet *Inventaire* (janvier à mars 1982), ce qui pourrait être expliqué par la succession des éléments suivants: en 1981, on note une très forte charge de sulfates (Papineau, 1985) suivie, en 1982, d'une année hydrologique sèche, puis en 1983, d'une année très humide mais dont la charge demeure moyenne. Ensuite, les écoulements des années subséquentes restent près, mais au-dessous de la normale pour une charge moyenne et plus ou moins constante. Mais cette augmentation des concentrations, liée à une diminution de la contribution de l'écoulement superficiel, affecte le pH et les cations surtout, et particulièrement les lacs pour lesquels les sulfates ne changent pas. Cette explication n'est donc pas satisfaisante, du moins pour les sulfates. Parallèlement à celle-ci, l'augmentation de la vitesse d'altération avec l'augmentation des dépôts acides (si elle a effectivement eu lieu) peut également être considérée. L'augmentation de la charge de cations liée à la diminution du pH pourrait être le résultat de l'occurrence conjointe de ces deux processus. Encore une fois, cette explication ne permet pas d'élucider le comportement des sulfates. Une autre voie possible est de considérer la quantité d'ions disponibles dans chaque lac, c'est-à-dire le produit des concentrations par le volume du lac. Les $\mu\text{éq/L}$ sont ainsi transformés en équivalents (éq), et l'ordre de grandeur du rapport $\text{SO}_4^{-2}/\text{H}^+$ va d'environ 20 à 3000. On comprend alors qu'un apport de H_2SO_4 , même négligeable en regard des sulfates, puisse affecter de façon importante le pH. Les données ne sont qu'au stade d'ébauche et feront l'objet d'un traitement plus approfondi dans le futur. Elles permettent cependant de constater que les lacs pour lesquels les concentrations de sulfates augmentent sont ceux qui en contiennent le moins, en masse. Elles n'expliquent toujours pas la divergence d'évolu-

tion entre les sulfates et les cations. Le comportement particulier des sulfates n'est probablement pas attribuable à un effet de couleur ou de matière organique, puisque les sulfates déterminés par chromatographie démontrent la même tendance à l'augmentation. Mais il se pourrait que la matière organique joue un rôle non négligeable dans le recyclage interne des sulfates dans les bassins. Les sulfates sont principalement d'origine atmosphérique, ils ne suivent donc pas le même cycle que la plupart des ions majeurs qui proviennent du bassin (sauf les chlorures), bien qu'ils puissent être recyclés dans le bassin. L'interprétation du sort de chacun d'eux serait grandement facilitée par le calcul des charges transitées dans le bassin, par année hydrologique. Ainsi pourraient être vérifiées les hypothèses ayant trait à l'influence du volume écoulé sur les concentrations de cations, par exemple, et calculées les quantités de sulfates exportés, qui pourraient alors être comparées aux dépôts, permettant d'évaluer s'il y a rétention dans le bassin durant les années sèches et relargage durant les années humides. On a vu plus tôt que la densité de stations d'échantillonnage des précipitations est trop faible pour qu'on obtienne une estimation précise des dépôts à chaque lac. Cette approche relève plutôt des bassins calibrés, qui permettent une résolution plus fine et une meilleure compréhension des mécanismes qui affectent les concentrations. Ceux-ci peuvent ensuite être utilisés pour l'interprétation des données du réseau. Les données du lac Laflamme, un bassin calibré échantillonné de façon hebdomadaire par Environnement Canada, confirment l'augmentation des concentrations de sulfates, mais démontrent une grande stabilité pour les valeurs de pH (Papineau, 1985; M. Papineau, non publié) et les causes ne sont pas encore expliquées. Il n'y a donc pas concordance des réponses entre les concentrations de sulfates et le pH. L'utilisation des concentrations de sulfates dans l'eau comme substitut des apports d'origine atmosphérique ne permet pas de juger adéquatement de leur évolution et complique ainsi l'interprétation.

Conclusion

La connaissance quantitative et qualitative des composantes du cycle hydrologique de chaque bassin est une condition nécessaire à l'interprétation de l'évolution de la qualité des eaux de surface dans le cadre des processus d'acidification. La connaissance de l'évolution de l'ensemble des ions majeurs, ainsi que de la silice et de la couleur devrait permettre de mieux cerner les caractéristiques du cycle hydrologique de chacun des bassins, en l'absence de système de jaugeage.

L'évolution des variables de minéralisation dépend du cycle hydrologique annuel, de l'importance et de la composition des dépôts meubles. Les concentrations augmentent de 1983 à 1985, traduisant, au moins en partie, l'augmentation relative de la contribution souterraine et peut-être une augmentation de lessivage des cations, mais la part relative de ces deux processus ne peut être estimée.

L'augmentation des concentrations de sulfates et la diminution du pH traduisent bien un effet vers l'acidification des eaux de surface. Mais sulfates et pH ne donnent pas le même type de réponse. Les sulfates sont modulés par le volume et le renouvellement des eaux du lac, et sûrement par des interactions dans le bassin versant.

L'utilisation des concentrations de sulfates comme substitut des apports d'origine atmosphérique n'est pas appropriée. Un réseau d'échantillonnage de la qualité des précipitations, de densité appropriée, est nécessaire à l'interprétation de l'évolution de l'acidification des eaux de surface (recherche de la cause du changement).

L'addition d'autres variables de qualité (Na, K, Cl, NO_x , NH_4 , Fe) permettra certainement une analyse un peu plus raffinée de l'évolution de la qualité des eaux aux 12 stations temporelles du réseau TADPA-Québec. L'introduction des données des stations spatiales servira aux mêmes fins, en plus d'autoriser une extension régionale des résultats.

Références

- ALTSHULLER, A. P. & G. A. McBEAN, 1979. Le transport des polluants atmosphériques sur de grandes distances en Amérique du Nord: un examen préliminaire. — Préparé par le groupe consultatif de recherche États-Unis - Canada sur le transport des polluants atmosphériques sur de grandes distances, Environnement Canada.
- BARRIE, L. A. & H. SIROIS, 1982. An analysis and assessment of precipitation chemistry measurements made by CANSAP (The Canadian Network for Sampling Precipitation), 1977-1980. — Rep. no. AQRB-882-003-T, AES, Environment Canada, Downsview (Ontario).
- BARRIE, L. A., H. A. WIEBE, K. ANLAUF & P. FELLIN, 1982. Results of the air and precipitation monitoring network APN: July 1980 to December 1981. — Rep. no. AQRB-82-009-T, AES, Environment Canada, Downsview (Ontario).
- BERRYMAN, D., 1984. Caractéristiques statistiques des séries temporelles du lac Laflamme et incidences sur l'opération du réseau TADPA de détection des tendances dans l'acidification des eaux de surface. — Direction générale des eaux intérieures, région du Québec, Environnement Canada, 48 p.
- BOBÉE, B., J. HAEMMERLI & M. LACHANCE, 1986. Méthodologie d'élaboration d'un réseau d'échantillonnage: application à la conception d'un réseau de détection de tendances dans l'acidification des eaux de surface du Québec. — Proceedings of the Budapest Symposium, July 1986, IAHS Publ., no. 158, 1986, p. 187-200.
- BOBÉE, B., Y. GRIMARD, M. LACHANCE & A. TESSIER, 1982. Nature et étendue de l'acidification des lacs du Québec. — Rapport scientifique, INRS-Eau, no. 140, 243 p.
- BOBÉE, B., M. LACHANCE, J. HAEMMERLI, A. TESSIER, J.-Y. CHARETTE & J. KRAMER, 1983. Évaluation de la sensibilité à l'acidification des lacs du sud du Québec et incidences sur le réseau d'acquisition de données. — DGEI-Q, Environnement Canada, 198 p., 4 annexes, 1 appendice.
- CRONAN, C. S., 1980. Solution chemistry of a New Hampshire subalpine ecosystem: a bio-geochemical analysis. — *Oikos*, 34: 272-281.
- DÉSAUTELS, G., 1981. Trajectoires des parcelles d'air qui ont atteint le Québec en 1978. — SEA-Q, Environnement Canada, 28 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1981. Analytical method manual. — Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Ottawa (Ontario), 480 p.
- FOSTER, N. W., 1985. Acid precipitation and soil solution chemistry within a maple-birch forest in Canada. — *For. Ecol. Mgmt.*, 12: 215-231.
- GRIMARD, Y., 1981. Contribution à l'étude de la vulnérabilité des eaux lacustres québécoises face à l'acidification des précipitations. — Rapport 81-6, Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement du Québec, 38 p.
- GRIMARD, Y., 1985. Réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec: sommaire des données de la qualité des eaux de précipitations 1984. — Rapport PA-19, ENVIRODOQ 850726, ministère de l'Environnement du Québec, 99 p.
- HAEMMERLI, J., 1986. Évaluation de la conception du réseau TADPA-Québec. — Direction générale des eaux intérieures, région du Québec, Environnement Canada, 190 p.
- HAEMMERLI, J., B. BOBÉE & M. LACHANCE, 1984. Élaboration d'un réseau de détection de tendances dans l'acidification des eaux de surface du Québec. — Comptes rendus du Symposium canadien d'hydrologie, n° 15-1984, Vol. II, p. 935-954.
- HARVEY, H. H., P. T. DILLON, J. R. KRAMER, R. C. PIERCE & R. C. WHELPDALE, 1981. Acidification dans l'environnement aquatique au Canada: critères scientifiques pour évaluer les effets du dépôt acide sur les écosystèmes aquatiques. — CNRC n° 18476, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherche du Canada, 377 p.
- JONES, M., D. MARMOREK & M. STALEY, 1982. Acid precipitation in eastern Canada: an application of adaptive management to the problem of assessing and predicting impacts on an extensive basis. — Environmental and Social Systems Analysts Ltd, Vancouver, 144 p.

- KRAMER, J. R., 1981. Calcite saturation index, alkalinity, and alkalinity corrections to previous data. — Environmental Geochemistry Report no. 1981/1, McMaster Univ., Hamilton (Ontario), 8 p.
- LEGENBRE, P., A. CHODOROWSKI, W. CHODOROWSKA, P. PICHET & P. POTVIN, 1980. Qualité des eaux: interprétation des données lacustres (1971-1977). — QE-45, Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement du Québec, 443 p.
- LETTENMAIER, D. P. & S. J. BURGESS, 1977. Design of trend monitoring networks. — Journal of the Environmental Engineering Division, EES, oct. 77, p. 785-802.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 1986. Répertoire hydrologique 1985. — H.P.-60, Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement, 148 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 1983-1987. Aperçu des conditions d'écoulement. — Direction du milieu hydrique, ministère de l'Environnement, 48 publications mensuelles, 6 p.
- PAPINEAU, M., 1984a. Composition chimique et bilan ionique du lac Laflamme (Forêt Montmorency, Québec). — Direction générale des eaux intérieures, région du Québec, Environnement Canada, 90 p.
- PAPINEAU, M., 1984b. Le bassin du lac Laflamme: caractérisation physico-chimique du lac et établissement du bilan ionique en relation avec le transport à grande distance des polluants atmosphériques. — Comptes rendus du Symposium canadien d'hydrologie, n° 15-1984, vol. 1, p. 185-200.
- PAPINEAU, M., 1985. Rapport sur le bilan ionique du lac Laflamme (Forêt Montmorency) en 1984. — Direction générale des eaux intérieures, région du Québec, Environnement Canada, 50 p.
- SEIP, H. M., 1980. Acidification of fresh waters — sources and mechanisms. — Pages 358-366 in D. Drablos & A. Tollan (ed.). Ecological impact of acid precipitation, Proc. int. Conf., Sandefjord, Norway, March 11-14, 1980, 383 p.
- SHERWANI, J. K. & D. H. MOREAU, 1975. Strategies for water quality monitoring. — Report no. 107, Water Resources Research Institute of the University of North Carolina.
- SHILTS, W. W., 1981. Sensibilité de la roche en place aux précipitations acides et modifications dues aux phénomènes glaciaires. — Étude 81-14, Commission géologique du Canada, 7 p., 3 cartes.
- SNSF, 1980. Acid precipitation — effects on forest and fish. — in L. M. Overrein, H. M. Seip & A. Tollan (ed.). Final report of the SNSF-Project 1971-1980, (Norway), 175 p.
- VET, R. J., W. B. SUKLOFF, M. E. STILL & R. GILBERT, 1986. Canadian air and precipitation monitoring network (CAPMON). Precipitation chemistry data summary, 1983-84. — Rapport AQRB-86-001-M, Service de l'environnement atmosphérique, Environnement Canada, p. 3.
- ZIMMERMAN, A. P., 1982. Final report on: sensitivity to acidification of waters of Ontario and neighboring states II. An analysis of data set variance and prediction of acid sensitive lake area. — For Hydro Ontario, Dep. Zoology, Univ. Toronto (Ontario), 109 p., 4 annexes.

SITUATION DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE DU MASSIF VOSGIEN (NORD-EST DE LA FRANCE) FACE AU PROBLÈME DES PRÉCIPITATIONS ACIDES

J.-C. PIHAN

*Laboratoire d'écologie, Faculté des sciences de Metz
1, rue des Récollets, 57000 Metz, France*

Résumé

La nature géologique (granitique), le climat de montagne (neige + pluie = 1500 à 2500 mm/a), et la pédologie (série podzolique) du Massif Vosgien expliquent les caractéristiques physico-chimiques et biologiques habituelles de ses eaux superficielles: eaux quelque peu acides (pH de 6,5), peu minéralisées, froides et peu productives. Certains ruisseaux issus de tourbières acides ne possèdent pas naturellement de population piscicole. Les premières manifestations piscicoles d'une acidification anormale sont apparues en 1984 près des sources avec dévalement des truites (pH de 4,5 à 5). Un dépérissement forestier est également constaté depuis 1983 sur les conifères. Des études hydrobiologiques réalisées sur les versants alsacien et lorrain prouvent la réalité, à un degré différent et selon des modalités variées, de l'acidification croissante des eaux depuis 1980 si on considère le pH, et depuis 1970 si on considère certains ions traceurs (SO_4^{--}). Les chaulages se révèlent d'une efficacité limitée compte tenu des débits de crue. Le lac glaciaire de Gérardmer et le lac de barrage de Pierre-percée doivent être désormais surveillés pour suivre l'évolution de leur physico-chimie. De plus dans les sources, ruisseaux et lacs, des signes précurseurs méritent attention, entre autres les variations des anions d'acides forts (Cl^- , SO_4^{--} , NO_3^-), la présence de certains cations (Al, Mn, Fe, Cu, Zn, Cd), et les perturbations des biocénoses macrobenthiques.

Abstract

The geological nature (granitic), the mountainous climate (snow + rain = 1500 to 2500 mm/y) and the pedological state (podzolic series) of the Vosges Massif explain physicochemical and biological properties of usual surface waters: acidity (pH of 6,5), poor mineral charge, cold and weak productivity. Some streams, taking their rise in acid bogs, do not present fishes. The first effects on fishes of anormal acidification appeared in 1984 near the rises with trout escape (pH of 4.5 to 5). A forest withering is also observed since 1983 inside pine forest. Hydrobiological studies carried on the both watersheds (Alsace and Lorraine) prove the reality of an increasing water acidification since 1980 according to pH values and since 1970 according to some significative tracers (SO_4^{--}). This acidification occurs by different degrees and ways. The liming is not very efficacious because of the important swellings. The lake Gérardmer and the Pierre-percée reservoir have to be studied relatively to their physicochemical evolution. In rises, brooks, streams and lakes of the Vosges Massif, it is also necessary to study the precursor effects of increasing acidification, for example: the evolution of tracers acid anions as Cl^- , SO_4^{--} and NO_3^- ; the presence of some cations as Al, Mn, Fe, Cu, Zn and Cd; and the perturbations of macrobentic biocenosis.

Introduction

Si les premières atteintes forestières des tombées acides ont été observées dans le Massif Vosgien depuis 1983 (Bouvairel, 1984) et touchent 10 000 ha en 1985, il semble que l'alerte piscicole au niveau des eaux superficielles n'ait été donnée qu'en 1984 dans les secteurs proches des sources. Les dégâts forestiers sont déjà visibles dans l'ensemble du Massif (Donon, Champ du Feu, Climont, Hohwald, Hohneck, Grand Ballon, Ballon d'Alsace) alors que les atteintes hydrobiologiques citées sont encore limitées. La cor-

rélation entre parcelles forestières atteintes et réseau superficiel perturbé n'est pas établie. Dans l'état actuel des recherches, il est possible de souligner les caractéristiques fragilisantes du Massif Vosgien, la spécificité de son écosystème, les phénomènes physico-chimiques et biologiques observés avant et depuis 1980. Le programme proposé de recherches *in situ* et en laboratoire qu'il conviendrait d'effectuer tient compte et bénéficie de l'expérience de nombreux pays touchés plus précocement que la France (Canada, États-Unis, Suède, Norvège, Pologne, Autriche, Suisse, R.F.A.). Il y a urgence en France à se préoccuper

du réseau hydrographique vosgien car le premier programme en cours (DEFORPA) concerne principalement le dépérissement forestier. La surveillance de la composition chimique des précipitations est assurée par le réseau EMEP/M.E.C.V. (depuis 1973) et par le réseau BAPMON de la météorologie nationale (depuis 1977). Localement, l'agence pour la qualité de l'air contre les pluies acides a décidé en avril 1985 de participer à la réalisation d'une tour de mesure de la pollution acide dans le Massif du Donon.

La vulnérabilité du Massif Vosgien est due tout d'abord à sa nature géologique essentiellement siliceuse (fig. 1). Il s'agit d'un affleurement de la chaîne primaire hercynienne avec les Hautes-Vosges cristallines (granites et gneiss) au sud et au centre et les Basses-Vosges gréseuses à l'ouest et au nord-nord-est. Il faut y ajouter des accumulations quaternaires à faciès fluvioglaciaire et des alluvions récentes. Cette nature géologique ne provoque qu'une très légère différence dans la composition physico-chimique des eaux de

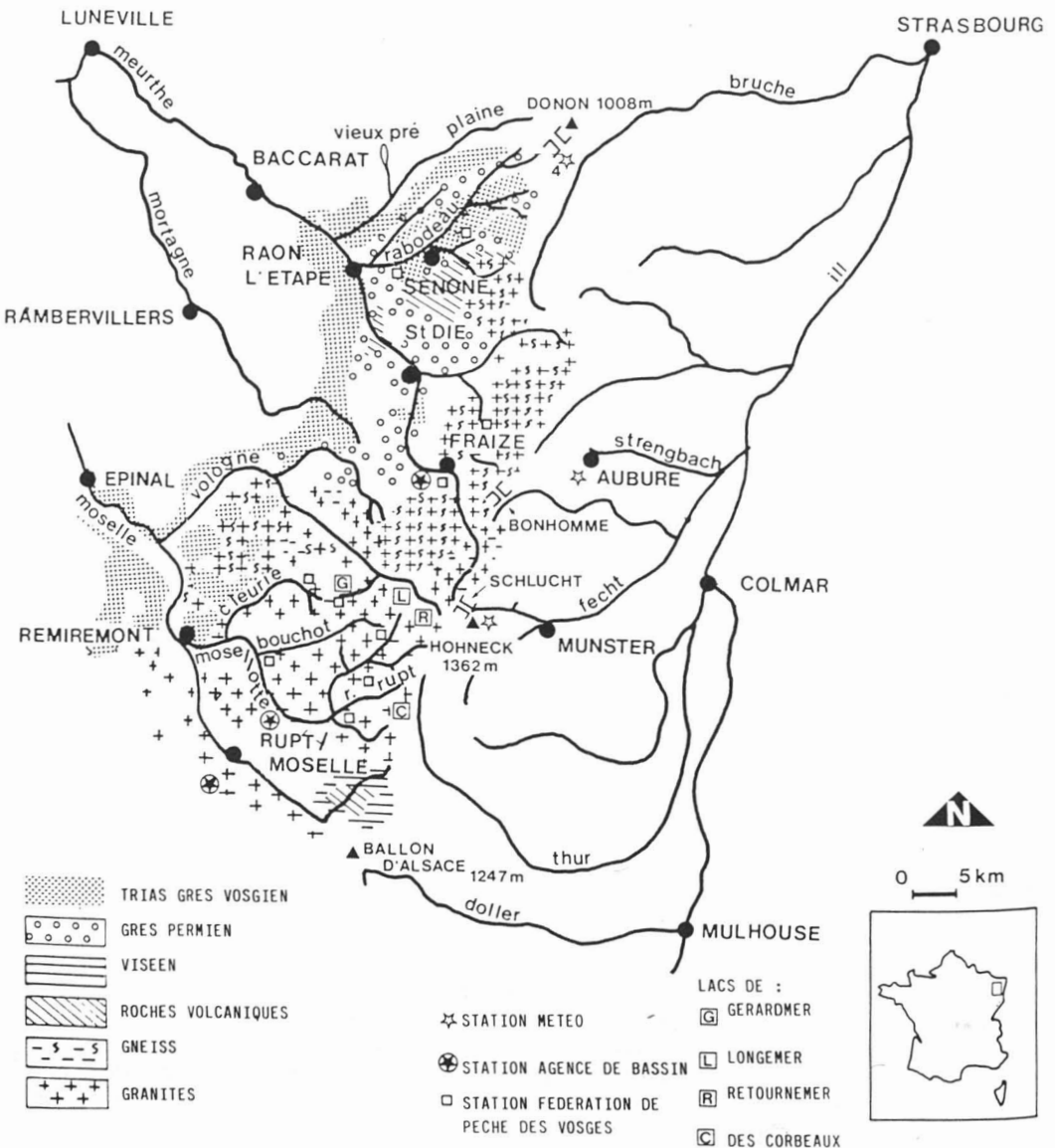


Figure 1. Réseau hydrographique et géologie du Massif Vosgien.

ruissellement des bassins cristallins et gréseux (Nisbet, 1958; Carbiener, 1963; Pierre, 1968; Frécaut, 1971). Cependant, Pierre (1970) a montré que la présence d'un ciment calcaire ou calcomagnésien dans les grès argileux du permien supérieur sur lequel coulent les eaux après affouillement des grès vosgiens a une importance dans l'évolution des caractéristiques physico-chimiques.

Les sols sont podzoliques acides, ocre podzoliques à moder, bruns acides à mull et avec ranker de montagne (Carbiener, 1963). Le pH du sol varie en surface de 3,5 à 4,8 selon la nature de la roche-mère.

Le climat se caractérise par une précipitation d'environ 1500 mm dans les Vosges centrales avec 2500 mm sur la ligne des crêtes. La nivosité annuelle moyenne est de 25 à 30 % près de la ligne de faite avec 80 % en février-mars. La neige est présente de novembre à mars-avril avec un maximum en janvier et février-mars. L'enneigement maximal relevé a été de 1 m entre 600 et 900 m et de 2 m au-dessus de 1000 m. La fonte est généralement lente, les crues du réseau de la Moselle étant dues à des précipitations pluvieuses. Le régime des rivières est de type pluvionival océanique (Frécaut, 1971).

La forêt couvre 40 à 50 % du terrain sur roches cristallines et gréseuses. C'est une hêtraie sapinière avec exploitation récente de l'épicéa. Vers 1300 m d'altitude, c'est le domaine des pelouses d'altitude (Carbiener, 1963). Des tourbières à sphaignes dominantes se développent dans des cuvettes lacustres à sol acide (lispach), ainsi qu'en zone d'ensellement sur la haute crête granitique (gazon martin) (Frécaut, 1971). Certaines études ont montré l'action quelque peu acidifiante des forêts de résineux, action qui doit être distinguée de celle de la pollution atmosphérique acide.

Pour exemple, nous retiendrons la qualité des eaux de ruissellement du flanc ouest du Massif du Hohneck qui donnent naissance à trois affluents importants de la Moselle : la Moselotte, la Vologne, la Meurthe. Avec ses 28 156 km², le bassin de la Moselle est le plus important des affluents du Rhin. Le sous-bassin de la Vologne (365 km²) est particulièrement intéressant (S.R.A.E.L., 1973; A.F.B.R.M., 1979) car il contient trois lacs glaciaires : Retourner (5,5 ha), Longemer (76,2 ha) et Gérardmer (115,5 ha) dont l'évolution défavorable du fait du tourisme (Balland *et al.*, 1977) a déjà fait l'objet d'un aménagement, lequel risque d'être compromis par une pollution acide.

Situation normale des ruisseaux et torrents

La composition physico-chimique des eaux entre 550 et 1185 m se caractérisait selon les

recherches antérieures aux premières manifestations d'acidification anormale par : (1) Un pH faiblement acide mais non anormal (6,5), compte tenu de la nature des roches. Cette faible acidité avait surpris Pierre (1968, 1970) lors de son étude hydrobiologique du ruisseau de Ravines rejoignant le Rabodeau dans sa partie aval; antérieurement, Nisbet (1958) avait étudié l'ensemble du Rabodeau issu de tourbières à sphaignes sur grès vosgiens et avait noté une plus grande acidité près des sources avec un pH extrême de 4,6 dans le ruisseau Basse des Loges et l'absence de poissons. De plus, l'auteur avait explicité une évolution très différente du pH dans des ruisseaux voisins en liaison probable avec la présence de deux roches différentes. (2) Une faible minéralisation (dureté totale : 2 mg/L) traduisant un faible pouvoir tampon. (3) Une faible conductivité : 17 à 25 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ avec peu de Cl : 1 à 1,5 mg/L. (4) Peu de nutriments (P, N) mais de la silice à l'état dissous (3 mg/L selon Frécaut, 1971 et 6,5 à 8,5 mg/L selon Pierre, 1968). (5) Des transports solides faibles (10 mg/L sur les granites; 18 mg/L sur les grès). (6) Une très bonne oxygénation (supérieure à 10 mg/L). Globalement, cette qualité correspond bien à celle attendue en fonction de la nature géologique du massif et de l'altitude: il s'agit d'une eau peu productive (Nisbet & Verneaux, 1970).

L'étude diatomique de la Haute-Meurthe (Pierre, 1968) confirme que les eaux sont courantes et pures avec les espèces caractéristiques de l'association à *Diatoma hyemale* et *Meridion circulare*. Ces espèces sont classées alcalophiles par l'auteur mais se trouvent en association avec de nombreuses espèces d'*Eunotia* à caractère acidophile. Cependant, sur l'ensemble du relevé, l'auteur souligne encore une fois le nombre restreint d'acidophiles par rapport aux alcalophiles caractérisées. Lors de l'étude du ruisseau de Ravines, Pierre (1970) recense 119 espèces de diatomées dont 18 représentent l'essentiel, lesquelles préfèrent les eaux hypo-minéralisées neutres ou faiblement acides, bien oxygénées et pauvres en matière organique. Globalement, les eaux se révèlent dystrophes à faiblement oligotrophes.

La qualité piscicole correspond à celle de torrents de première catégorie avec population salmonicole et frayères recensées par la Fédération de pêche des Vosges. Certains ruisseaux issus de tourbières acides ne possèdent pas de population piscicole ou à la limite présentent une population de truites de petite taille (Nisbet, 1958).

Depuis ces résultats obtenus dans le secteur du Donon, une recherche pluridisciplinaire s'est développée sur un affluent de la Meurthe très

proche du Rabodeau: La Plaine. Cet affluent a d'ailleurs pris un intérêt nouveau depuis qu'il alimente par pompage le barrage de Pierre-percée ($55 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) construit pour soutenir les débits d'étiage de la Moselle. Ces débits seront en effet diminués par l'exploitation du complexe nucléaire de Cattenom (4 x 1300 MW) situé en aval de Thionville. Caron & Morand (1976), puis Klein & Bost (1978) ainsi que Vein (1982) ont mis en évidence l'impact de facteurs multiples sur le peuplement ichtyologique: rejets domestiques et industriels de certains villages, mauvais entretien du cours d'eau, plantation d'épicéa ne respectant pas le marche-pied de 3,25 m (effet d'ombre, action sur la nappe, apports acidifiants), alevinage et effort de pêche. L'étude physico-chimique entreprise pendant l'étiage sévère de 1976 montre une minéralisation plus importante et un pH neutre, ce qui laisse suggérer qu'en 1976 le sol présentait une réserve alcaline moins diluée. L'estimation de la biomasse en poissons: 59 à 91 kg/ha dans le secteur amont et 22,5 kg/ha dans le secteur aval de La Plaine montre une productivité piscicole faible par rapport à d'autres secteurs de la Haute-Moselle (369 et 462 kg/ha).

Effets des précipitations acides

Les premières manifestations d'une acidification anormale sont apparues en 1984 et ont alerté les sociétés de pêche puis les élus. Sur les 79 sociétés de la Fédération de pêche des Vosges, 56 ont signalé un dévalement des truites lors de la migration de remontée et l'échec des alevinages. L'abondante pluviosité de l'automne 1984 semble avoir joué défavorablement, provoquant une poussée acide. Les pH relevés variaient entre 4,5 et 5,5, la neige fondue ayant un pH de 4. Une intervention rapide avec immersion de 50 tonnes de calcaire (Nautex) a permis le retour des truites. Au cours de l'année 1985, l'automne a été sec et les truites ont frayed dans de bonnes conditions. Cependant, le risque demeurant pour la période de fonte des neiges en mars-avril 1986, un stockage de Nautex a été réalisé afin d'intervenir très rapidement selon les données de mesures de pH effectuées par les gardes-pêche avec un matériel mieux adapté. Dès 1956, Nisbet (1958) avait réalisé une expérimentation de déversement de gravillons de calcaire dans le ruisseau le plus acide des sources du Rabodeau et avait noté une influence favorable sur le pH des stations aval du fait de l'entraînement par le courant. L'immersion dans des sacs permet désormais de maintenir le calcaire en place et il est envisageable d'obtenir une amélioration jusqu'aux sources.

Les divers organismes possédant en archives des données sur la physico-chimie des eaux vos-

giennes ont essayé de localiser dans le temps et l'espace les premiers signes de l'acidification. L'Agence de l'eau Rhin-Meuse possède environ 100 stations; le pH est mesuré tous les mois depuis 1964 ou 1971 selon les stations. L'examen des moyennes annuelles sur les stations des hauts bassins (A.F.B.R.M., 1985) semble indiquer que jusqu'en 1980 les valeurs étaient le plus souvent supérieures à 7, puis que de 1980 à 1983 elles avaient tendance à être inférieures. Les valeurs minimales sur les 12 mois de la période 1980-1983 soulignent cette tendance avec un pH de 5,7 pour la Meurthe; de 5,9 pour la Vologne; de 6 pour la Moselotte et de 6,2 pour la Moselle à Saulx. Par ailleurs, les sulfates choisis comme traceurs de pollution acide montrent une augmentation relativement importante depuis 1970. L'accroissement sur une quinzaine d'années est d'environ 11 mg/L, passant de 7 mg/L à 18 mg/L. Un simple calcul montre que si cette augmentation est imputable en totalité à des retombées atmosphériques acides, le pH de l'eau de pluie serait de 3,9. Cette approche statistique situe en 1970 l'apparition significative du phénomène et en 1980 les premières eaux acides. Une étude est en cours pour les eaux souterraines des grès vosgiens, pour fins de comparaison avec la nappe phréatique d'Alsace qui montre un accroissement de 20 % des teneurs en sulfates en 13 années.

En fonction de ces données qui montrent une acidification progressive depuis 1970 puis nette et brutale au cours de l'année 1984, il convient de développer une recherche hydrobiologique et écotoxicologique *in situ* et en laboratoire. L'Agence financière de bassin Rhin-Meuse, sollicitée par la Fédération de pêche des Vosges, a proposé un protocole sur l'ensemble du Massif Vosgien et sa participation financière. Ce programme n'a pu être mis en œuvre car il nécessite la concertation sur trois départements (Vosges, Haut-Rhin, Bas-Rhin) et la recherche de financements supplémentaires car les frais de terrain sont augmentés par les difficultés d'accès en hiver. Il faut par ailleurs former des gardes-pêche pour un programme de recherche spécifique.

Au cours de l'année 1986, la Fédération de pêche des Vosges, aidée par l'Agence financière de bassin Rhin-Meuse, effectue des mesures de pH sur dix nouvelles stations de montagne et trois points permanents. Leur choix prend en considération l'enrésinement des vallées, l'abandon des prairies de fauches, la localisation des tourbières naturelles, le ruissellement sous pression, les interventions de chaulage et le régime hydrologique en effectuant quatre passages dans l'année. Une station est équipée d'un enregistrement en continu du pH et à chaque station un échantillon d'eau est filtré sur place, acidifié puis

donne lieu à une analyse de l'aluminium en laboratoire. L'examen des données actuellement recueillies montre une tendance d'abaissement du pH d'environ une unité par rapport aux données antérieures.

Les premières données ponctuelles (Massabuau, 1985) concernent une campagne réalisée le 29 novembre 1985 sur le haut bassin de la Moselotte (torrent du Rouge-Rupt, dépeuplé depuis une quinzaine d'années et les ruisseaux de Longfoigneux et Roncy). Les mesures sont faites en période pluvieuse succédant à une période sèche. Les pH sont acides (5,04 à 5,68) avec une chute de 1,5 unité par rapport au pH de période sèche. L'alcalinité est pratiquement nulle; les concentrations des ions Cl^- , NO_3^- et SO_4^{2-} traduisent l'apport de pluies acides. Le chaulage réalisé dans les ruisseaux amène une légère augmentation de Ca^{++} mais Massabuau (1985) estime que le chaulage a ses limites dans ce type de biotope à débit de crue important. Il s'agit d'une action à court terme destinée à sauver des biotopes de valeur dans l'attente de s'attaquer aux causes.

Pour le versant alsacien des Vosges, une synthèse récente faite par Massabuau (1985) apporte des données complémentaires. L'auteur précise que les premières analyses de pluies acides (pH \approx 4) datent de 1973 (Bourrié, 1978). L'étude pluridisciplinaire concerne un petit ruisseau de la haute vallée de Munster, le Ringelbach. Le bassin versant est de 36 ha non forestier. L'étude réalisée en 1981 et 1982 (Fritz *et al.*, 1984) montre qu'en période enneigée (novembre à mai) ainsi qu'à la fonte des neiges, le pH ne varie que de quelques dixièmes en demeurant neutre malgré une neige à pH 4,2. Il en est de même lors d'une pluie d'orage en mai 1982 (7 mm en 1 heure et pH de 3,8) avec un léger abaissement du pH de l'eau du ruisseau de 7,2 à 6,9. Dans ce secteur, l'acidité se trouve donc complètement neutralisée au niveau du sol et des solutions, contrairement à ce qui a été observé du côté lorrain sur le Rouge-Rupt. Les conclusions de l'auteur sont: (1) qu'il existe bien un problème d'eaux piscicoles acides dans les Vosges (constat du Rouge-Rupt); (2) qu'il existe une grande diversité des effets; (3) que dans certains cas, la situation paraît réversible avec une amélioration en période sèche.

L'étude se poursuit côté alsacien dans le bassin du Strengbach (1 km²) situé près d'Aubure. Ce bassin a été retenu comme idéal pour l'établissement d'un bilan hydrogéochimique représentatif des Vosges granitiques (Ambroise, 1986). Le bassin de la Fecht fait également l'objet d'une étude pluridisciplinaire.

Dans le bassin du Strengbach atteint par le dépérissement forestier, l'eau de pluie est acide

(pH de 4,53) et le pH des eaux de source varie de 5,4 à 6,2; ce dernier correspond à une très légère alcalinité des eaux en prenant comme référence un pH de 5,6 pour la neutralité en présence du CO_2 atmosphérique, mais les ions SO_4^{2-} et NO_3^- sont prédominants par rapport à HCO_3^- normalement dominant dans les eaux de source sur granite. Les eaux du Strengbach sont proches de la neutralité (pH de 6) mais l'alcalinité participe peu à la charge anionique (28 % à moins de 5 % en période de pluie). Ces résultats, encore partiels, confirment l'acidité des eaux de pluie et l'intérêt de certaines analyses chimiques des eaux de source et de ruisseau, comme l'alcalinité et les anions d'acides forts dont les variations indiquent une tendance à l'acidification alors que le pH n'est pas encore influencé.

Situation des lacs

Dans le cadre de l'opération pilote *Haute Moselle*, commencée en 1974, des études ont été réalisées pendant la période 1976-1978 sur les lacs de Gérardmer et Longemer. Les résultats (C.T.G.R.E.F., 1978; S.R.A.E.L., 1980) ont montré le risque d'eutrophisation du lac de Gérardmer du fait d'apports eutrophisants (azote et principalement phosphore à partir des campings). Le lac de Longemer était en situation mésotrophe. Un schéma général d'assainissement a été élaboré et réalisé. Les eaux usées rejoignent des collecteurs de ceinture et des collecteurs secondaires, puis elles sont traitées dans une station d'épuration intercommunale d'une capacité de 25 000 équivalents habitants. Une réglementation particulière de la pêche a amélioré la situation et un repeuplement en omble chevalier et en corégone a été effectué à Gérardmer. La navigation à moteur a été limitée afin de respecter l'alimentation en eau potable de la ville de Gérardmer. La qualité des eaux de la Vologne et de la Jamagne a été protégée. Sur le plan physico-chimique, ces lacs se classent dans les lacs faiblement acides (pH entre 6 et 7), peu minéralisés et froids. Les bassins versants sont établis sur des granites et le couvert végétal est essentiellement forestier à conifères dominants. En liaison avec l'eutrophisation, les auteurs ont noté une augmentation du déficit en oxygène de l'hypolimnion avec apparition de conditions réductrices (présence de NH_4) et concentration excessive en manganèse (1 mg/L) en période estivale. La première observation d'acidification d'un lac vosgien date de 1981 (Schoen *et al.*, 1983). Dans le lac des Corbeaux et après une période pluvieuse d'automne anormalement longue, les auteurs relèvent un pH de 4,9 et une alcalinité presque nulle. En conséquence du fait de la nature géologique de son

bassin versant, de ses caractéristiques propres et de la réalité d'une pollution acide dans le même secteur géographique, le lac de Gérardmer, retenu comme type de lac glaciaire et le réservoir de Pierre-percée, doivent faire l'objet d'un suivi attentif.

Parmi les autres régions françaises susceptibles d'être touchées par l'acidification, on peut retenir les Ardennes. Par contre, le Jura, de par sa nature géologique calcaire, possède une grande capacité tampon.

Perspectives

Il importe tout d'abord que l'hydrogéochimie des bassins versants soit connue. Pour exemple, signalons à ce propos les récents résultats de Dupraz *et al.* (1986) sur des bassins versants granitiques du mont Lozère concernant trois formations végétales : hêtraie, pessière artificielle et pelouse pâturée. Les auteurs montrent que la pessière provoque un excédent moyen des pertes d'environ $6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ pour Ca, de 2 kg pour Mg et de 0,7 kg pour K. De telles recherches sont importantes pour la compréhension du rôle respectif des précipitations acides et des peuplements végétaux.

L'étude de Van Coillie *et al.* (1984) montre par ailleurs qu'il faut entreprendre des analyses physico-chimiques spécialisées car les paramètres physico-chimiques varient avant les premières manifestations visuelles de mortalité piscicole. Compte tenu de ceci, il faut étudier en plus du pH, le pouvoir tampon (alcalinité), la dureté (Ca^{++} , Mg^{++}), l'apport en anions d'acides forts (SO_4^- , NO_3^- , Cl^-) et celui des métaux traces Al, Mn, Fe, Cu, Zn et Cd. Il y a également lieu d'étudier les mousses aquatiques comme bioindicateurs et intégratrices de la présence de Al, Mn et Zn, conformément aux études de Caines *et al.* (1985) en milieu acidifié et à la méthodologie mise au point par Mouvet (1986) pour la détection des pollutions métalliques. Par ailleurs, l'impact de l'acidification sur les producteurs primaires et la macrofaune benthique peut donner lieu à une étude spécifique en multipliant les échantillonnages sur le terrain et en développant des tests écotoxicologiques en laboratoire. En ce qui concerne les salmonidés, les données bibliographiques sont déjà abondantes, mais il semble que des recherches doivent se développer en fonction des souches locales et de leur sensibilité propre aux variations physico-chimiques (Pihan & Landragin, 1985). L'ensemble de ces études est actuellement proposé dans le cadre du quatrième programme des communautés européennes (1986-1990).

Compte tenu de la brutalité d'apparition des symptômes dans le réseau hydrographique, il est urgent de mettre en place un réseau de surveillance et dans la limite du possible de préparer les interventions pouvant permettre momentanément de pallier à l'acidification car bien entendu, il faut prioritairement s'attaquer aux causes de l'acidification liées à la pollution atmosphérique. En ce qui concerne la région des Vosges, le problème est immédiat avec un impact sur le tourisme (25 000 pêcheurs) et l'utilisation des eaux pour la consommation humaine.

Remerciements

L'auteur remercie les personnalités et organismes lui ayant fourni des documents ou ayant accepté un entretien, plus particulièrement : Mr le Député Valroff (Vosges), le ministère français de l'Environnement (Mr Muller), l'Agence financière de bassin Rhin-Meuse (Mr Langenfeld et Mr Salleron), la Fédération de pêche des Vosges (Mr Salveque et Mr Biselx), le C.N.R.F. de Nancy (Mr Bonneau, coordonnateur du Programme de défense de la forêt contre les précipitations acides [DEFORPA]), le C.E.R.E.G. de Strasbourg (Mr Ambroise, programme PIREN EAU/Alsace), l'E.N.S.A.I.A. de Nancy (Mr Vein). La participation au CILEF 1986 a été financée par l'Association française de limnologie, le ministère français des Affaires étrangères, le Comité national des sciences biologiques et l'Université de Metz.

Références

- A.F.B.R.M. (Agence financière de bassin Rhin-Meuse), 1979. Opération pilote Haute-Moselle. — Rapp. tech., 219 p.
- A.F.B.R.M. (Agence financière de bassin Rhin-Meuse), 1985. Pluies acides. Premières observations faites sur la qualité des eaux. — Rapp. tech., 16 p.
- AMBROISE, B., 1986. Le bassin versant du Strengbach à Aubure (Haut-Rhin). Premières observations géochimiques. — Colloque DEFORPA, Nancy 22/24 janvier.
- BALLAND, P., G. VARET, J. MOUILLE & A. PALISSON, 1977. Étude des lacs vosgiens de Gérardmer et de Longemer. — L'eau et l'industrie, n° 17, p. 78-82.
- BOURRIÉ, G., 1978. Acquisition de la composition chimique des eaux en climat tempéré. Application aux granites des Vosges et de la Margeride. — Sci. géol., n° 52, 214 p.
- BOUVAREL, P., 1984. Le dépérissement des forêts françaises attribué aux dépôts acides. — Poll. atmosphérique, juillet-septembre, p. 156-169.
- C.T.G.R.E.F. (Centre technique du génie rural des eaux et forêts), 1978. Qualité des eaux des lacs vosgiens de Gérardmer et de Longemer. — Rapp. tech., étude n° 134, 101 p.
- CAINES, L. A., A. W. WATT & D. E. WELLS, 1985. The uptake and release of some trace metals by aquatic

- bryophytes in acidified waters in Scotland. — *Envir. Pollut. Sci. B*, 10: 1-18.
- CARBIENER, R., 1963. Les sols du Massif du Hohneck, leurs rapports avec le tapis végétal. — Pages 103-154 in Le Hohneck (ed.). Association philomathique d'Alsace et de Lorraine, Strasbourg, 448 p.
- CARON, J. M. & D. C. MORAND, 1976. Étude hydrobiologique de la Plaine. — Rapport de contrat DDA/ENSAIA, Nancy, 53 p.
- DUPRAZ, C., F. LELONG & M. BONNEAU, 1986. Effets des boisements résineux purs sur l'évolution de la fertilité du sol: premiers résultats obtenus sur bassins versants expérimentaux du mont Lozère (Lozère, France). — *Annls Sci. for.*, 43: 147-164.
- FRÉCAUT, R., 1971. La Moselle et son bassin. Contribution à l'hydrologie et à la dynamique fluviale en milieu tempéré océanique. — Thèse d'État, Brest, 839 p.
- FRITZ, B., J. C. MASSABUAU & B. AMBROISE, 1984. Physicochemical characteristics of surface waters and hydrological behaviour of a small granitic basin (Vosges Massif, France): annual and daily variations. — Pages 249-261 in E. Eriksson (ed.). Hydrochemical balances of freshwater systems. IAHS Publication, no. 150, 000 p.
- KLEIN, J. P. & J. BOST, 1978. Dossier d'impact de la retenue de Vieux-Pré: étude hydrobiologique. — Rapport de contrat, École nationale supérieure d'agronomie et industrie alimentaire (ENSAIA), Nancy, 45 p.
- LABORATOIRE D'ÉCOLOGIE DE METZ, 1986. Répartition et passage de polluants métalliques dans divers compartiments inertes et vivants d'un cours d'eau. — Rapport de contrat, Convention n° 81370 avec le ministère de l'Environnement (France), 511 p.
- MASSABUAU, J. C., 1985. Pluies acides et physiologie des animaux aquatiques. — *Bull. Soc. Écophysiol.*, n° 10, p. 59-74.
- MOUVET, C., 1986. Métaux lourds et mousses aquatiques. Synthèse méthodologique. — Rapp. tech., Laboratoire d'écologie, Université de Metz, 87 p.
- NISBET, M., 1958. Aperçu chimique de quelques ruisseaux des Vosges: le Rabodeau et ses affluents. — *Annls Stn hydrobiol. appl.*, 7: 270-284.
- NISBET, M. & J. VERNEAUX, 1979. Composantes chimiques des eaux courantes. — *Annls Limnol.*, 6: 161-190.
- PIERRE, J. F., 1968. Étude hydrobiologique de la Meurthe. Contribution à l'écologie des populations algales. — Thèse d'État, Nancy, 150 p.
- PIERRE, J. F., 1970. Étude hydrobiologique du ruisseau de Ravines (Vosges). — *Bull. Soc. bot. Fr.*, 117: 1-8.
- PIHAN, J. C. & G. LANDRAGIN, 1985. Modèle de prévision de la toxicité aiguë des eaux de rivière pour le poisson. — *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 22: 2457-2462.
- S.R.A.E.L. (Service régional de l'aménagement des eaux. Lorraine), 1980. Étude hydrologique des lacs de Longemer et de Gérardmer. — Rapp. tech. SRAEL/AFBRM, n° 132, 33 p.
- SCHOEN, R., R. F. WRIGHT & M. KRIETER, 1983. Regional survey of freshwater acidification in West Germany (FRG). — NIVA-Report no. 5, 15 p.
- VAN COILLIE, R., D. BROUARD, M. LACHANGE & Y. VIGNEAULT, 1984. Possibilités écotoxicologiques des précipitations acides pour le saumon dans 4 rivières à la côte nord du fleuve Saint-Laurent. — *Annls Limnol.*, 20: 215-227.
- VEIN, D., 1982. Étude hydrobiologique de la rivière Plaine. La part de l'enrésinement dans la faible productivité piscicole. — Convention Recherche, ministère de l'Environnement (France), n° 79611, 35 p.

ACIDIFICATION MINÉRALE ET ORGANIQUE DES RIVIÈRES DE LA CÔTE-NORD (GOLFE DU SAINT-LAURENT)

G. WALSH, G. VERREAULT et Y. VIGNEAULT

Direction des sciences biologiques
Ministère des Pêches et des Océans
Institut Maurice-Lamontagne
850, Route de la Mer, C.P. 1 000
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

Résumé

Des données physico-chimiques de 21 rivières de la Côte-Nord (golfe du Saint-Laurent), recueillies bimestriellement, ont été analysées. Les bassins de drainage des rivières échantillonnées se sont révélés très sensibles aux retombées acides en raison de la nature peu altérable de la roche en place, des matériaux de surface non calcaires ainsi que des faibles niveaux d'alcalinité (moyenne \pm E.T.: 55 ± 44 $\mu\text{eq HCO}_3^-/\text{L}$) et de conductivité (17 ± 6 $\mu\text{S/cm}$) des eaux de surface. Durant la fonte printanière, on a observé une baisse significative du pH et de l'alcalinité; cette dernière est devenue pratiquement nulle dans plusieurs rivières. Les teneurs en SO_4^{-2} non marins ont suivi un gradient décroissant de l'ouest vers l'est. Les concentrations de fond de SO_4^{-2} ont été de l'ordre de 20-30 $\mu\text{eq/L}$. Les anions organiques se sont avérés importants (46 ± 12 $\mu\text{eq RCOO}^-/\text{L}$; extrêmes 8-88 $\mu\text{eq/L}$), représentant 36 % (± 14 %) des anions. L'emploi du modèle de Kramer & Tessier a montré une acidification printanière prononcée pour la plupart des rivières. L'intégration des RCOO^- dans le modèle a révélé que, dans le cas de plusieurs rivières, cette acidification était au moins partiellement causée par les acides organiques, qui jouent un rôle important dans l'équilibre des eaux fluviales de la Côte-Nord, particulièrement dans l'est du territoire couvert.

Abstract

Physicochemical data from 21 rivers of the North Shore (Gulf of the St. Lawrence), sampled bi-monthly, were analysed. The river watersheds are very sensitive to acid fallouts in view of the weak weatherability of the bedrock and the noncalcareous surface deposits as well as the low levels of alkalinity (mean \pm SD: 55 ± 44 $\mu\text{eq HCO}_3^-/\text{L}$) and conductivity (17 ± 6 $\mu\text{S/cm}$) of the surface waters. During spring snowmelt, the pH levels and alkalinity were significantly lower; in several cases, near zero alkalinity values were recorded. Non-marine sulfates concentrations followed a decreasing gradient from west to east. Background SO_4^{-2} concentrations were around 20-30 $\mu\text{eq/L}$. Organic anions concentrations were high (46 ± 12 $\mu\text{eq RCOO}^-/\text{L}$; range 8-88 $\mu\text{eq/L}$), representing 36 % (± 14 %) of the anions. The use of the model of Kramer & Tessier showed a marked spring acidification for most rivers. For several rivers, the integration of RCOO^- in the model revealed the acidification was due in part to organic acids, which are important in the ionic equilibrium of fluvial waters of the North Shore, especially in the eastern portion of the study area.

Introduction

Bien que les retombées de polluants atmosphériques soient plus importantes dans le sud-ouest du Québec, la Côte-Nord (golfe du Saint-Laurent) est soumise à des retombées de l'ordre de 17-22 kg $\text{SO}_4^{-2}/\text{ha/a}$ (Grimard, 1984; Brouard & Lachance, 1986). Ces dépôts sont du même ordre que la valeur seuil de 20 kg

$\text{SO}_4^{-2}/\text{ha/a}$ au-delà de laquelle les milieux aquatiques modérément sensibles sont menacés (États-Unis - Canada, 1983). Or les bassins de drainage des rivières de la Côte-Nord sont extrêmement sensibles à l'acidification (Brouard *et al.*, 1982; Brouard *et al.*, 1983). Cette sensibilité provient essentiellement de la nature peu altérable de l'assise rocheuse de ce territoire et de la pauvreté en calcaire des matériaux de surface qui

la recouvrent (Shilts *et al.*, 1981). Ces caractéristiques confèrent aux bassins de drainage une capacité très limitée de résistance aux dépôts acides.

La présente étude rapporte les résultats de l'emploi du modèle de Kramer & Tessier (1982) évaluant le degré d'acidification de rivières de la Côte-Nord. On a également examiné le rôle des anions organiques (acides humiques et fulviques) puisque la matière organique peut modifier considérablement l'équilibre ionique des eaux (voir la revue de Jones *et al.*, 1986) et ce, même dans des eaux relativement peu colorées (v.g. Johnson, 1985). Une modification a été apportée au modèle afin de tenir compte de ce facteur.

Aire d'étude

Les rivières échantillonnées coulent à travers le Bouclier précambrien avant de se jeter dans le golfe du Saint-Laurent (fig. 1). Cette région appartient à la province géologique de Grenville (Sharma & Franconi, 1975) et est qualifiée de sensible aux dépôts acides en raison de sa constitution de granite et de gneiss granitiques (Shilts *et al.*, 1981). On y retrouve plus précisément une série de gneiss, comprenant des gneiss gris et granitiques, ainsi que des anorthosites, des roches charnockitiques et des gabbros. La roche-mère est essentiellement recouverte de matériaux non calcaires sauf le long de la côte bordant les

îles de la Minganie (région de Havre-Saint-Pierre) où on retrouve des dépôts carbonatés. Le caractère peu altérable de l'assise rocheuse confère aux eaux de ce territoire une oligotrophie prononcée (Duthie & Ostrofsky, 1975).

Les isothermes de température moyenne annuelle traversent le territoire parallèlement au fleuve, celui de 1,5°C joignant Baie-Trinité et celui de 0°C Blanc-Sablon (Ferland & Gagnon, 1974). Les précipitations totales annuelles varient de 102 à 132 cm, la fraction nivale oscillant aux alentours de 35-40 %.

Diverses espèces de poissons peuplent ces rivières. On y retrouve entre autres l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*), l'épinoche à neuf épines (*Pungitius pungitius*), l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*), le meunier rouge (*Catostomus catostomus*), l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), et le saumon atlantique (*Salmo salar*) (Power *et al.*, 1973).

Méthodes

PROVENANCE DES DONNÉES

Depuis 1981, des données physico-chimiques ont été recueillies pour 32 rivières de la Haute (Tadoussac à Sept-Îles), Moyenne (Sept-Îles à Natashquan) et Basse-Côte-Nord (Natashquan à Blanc-Sablon); une 33^e rivière, la rivière Sainte-Marguerite, appartient au bassin hydro-

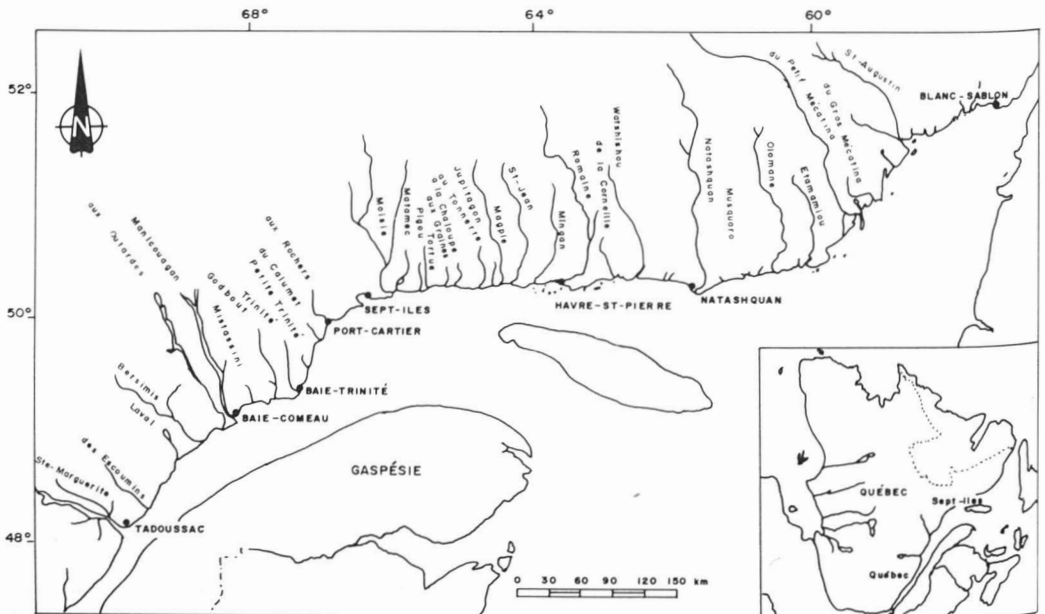


Figure 1. Localisation des rivières échantillonnées.

graphique du Saguenay — Lac-Saint-Jean (fig. 1). Cet échantillonnage s'inscrit dans le cadre d'un programme de recherche sur les répercussions des dépôts acides sur le poisson et son habitat. Les données colligées ici ont été récoltées en 1982 et en 1983 sur 21 des rivières échantillonnées. Les stations étaient situées près de l'embouchure des cours d'eau, en amont de la zone d'influence tidale. Cette campagne d'échantillonnage a totalisé six visites aux dates suivantes : 8-9 septembre 1982, 5-6 octobre 1982, 15-17 mars 1983, 10-12 mai 1983, 14-16 juin 1983, et 16-17 août 1983.

MÉTHODES ANALYTIQUES

Les méthodes analytiques employées ainsi que leur limite de détection sont présentées au tableau I. Les valeurs non détectées ont été indiquées à la moitié de leur limite de détection.

Dans le cas de la détermination des niveaux de sulfates par la méthode colorimétrique, Kerekes & Pollock (1984) ont montré qu'il pouvait y avoir une surestimation des teneurs en sulfates dans les eaux colorées. Pour les eaux de la Côte-Nord, il semble qu'il n'y ait pas eu d'interférence de la couleur. En effet, aucune relation significative n'a été notée entre les teneurs en sulfates non marins et la couleur et les niveaux de carbone organique dissous (analyse de régression, $P > 0,05$). Par ailleurs, il n'y a eu aucune différence significative entre les concentrations de sulfates observées en 1982-1983 et celles obtenues en 1984-1986, où les teneurs ont été évaluées

par chromatographie ionique (test de t , $P > 0,05$). Cronan (1979) a de plus montré que le seuil d'interférence se situait entre 100 et 200 unités de couleur. Or une seule des 124 observations a atteint la valeur de 100 unités. Toutes ces constatations nous amènent à conclure que la méthode colorimétrique n'a sans doute pas surévalué les teneurs en sulfates.

CORRECTION POUR LES SELS MARINS

La contribution des embruns marins à la composition ionique a été évaluée en supposant que les ions chlorure étaient d'origine exclusivement marine et que la composition physico-chimique des aérosols étaient la même que celle de l'eau de mer (Watt *et al.*, 1979). À partir de l'importance relative de chaque ion par rapport aux chlorures dans la mer (Bobée *et al.*, 1982), on a estimé la contribution marine pour chacun des ions. La contribution des apports marins a été substantielle pour les ions Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+} et SO_4^{-2} ; en moyenne, elle s'est élevée respectivement à 2 %, 22 %, 68 % et 10 %. Les concentrations de ces ions ont été corrigées en soustrayant la contribution des embruns marins aux valeurs mesurées.

ESTIMATION DES ACIDES ET DES ANIONS ORGANIQUES

Les concentrations des acides et des anions organiques ont été estimées à partir des concentrations de carbone organique dissous (COD), en employant la méthode développée par Oliver *et al.* (1983):

TABLEAU I
Méthodes analytiques et limites de détection
(d'après Brouard, 1984)

Paramètre	Méthodes	Limite de détection
pH	pH-mètre	0,1*
Conductivité	Conductivimètre	5 $\mu\text{S}/\text{cm}^*$
Alcalinité	Titration de Gran ¹	2 $\mu\text{éq HCO}_3^-/\text{L}^*$
Calcium	Absorption atomique ²	0,5 $\mu\text{éq}/\text{L}$
Magnésium	Absorption atomique	0,8 $\mu\text{éq}/\text{L}$
Sodium	Absorption atomique	0,4 $\mu\text{éq}/\text{L}$
Potassium	Absorption atomique	0,3 $\mu\text{éq}/\text{L}$
Sulfates	Colorimétrie ³	2,1 $\mu\text{éq}/\text{L}$
Chlorures	Titration nitrate de mercure	3 $\mu\text{éq}/\text{L}$
Oxydes d'azote	Électrode sélective	0,1 $\mu\text{éq}/\text{L}$
Carbone organique	Spectrophotométrie	0,1 mg/L
Couleur	Spectrophotométrie	5 unités Hazen

¹ Kramer (1980)

² Analytical methods for furnace atomic absorption spectroscopy, Perkin-Elmer Corporation, Norwalk, Connecticut

³ Environnement Canada (1979)

* Précision

$$[\text{RCOO}^-] = \frac{K \times [\text{Ct}]}{K + [\text{H}^+]}$$

où $[\text{RCOO}^-]$ = concentration des anions organiques (groupes carboxyliques ionisés) ($\mu\text{éq/L}$)

$[\text{Ct}]$ = concentration des acides organiques (groupes carboxyliques totaux) ($\mu\text{éq/L}$); elle est obtenue en multipliant la teneur en carbone organique dissous (mg/L) par $10 \mu\text{éq/mg COD}$. Les groupes phénoliques sont considérés marginaux

$$[\text{H}^+] = 10^{-\text{pH}}$$

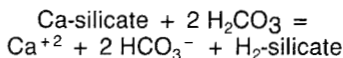
K = coefficient de dissociation des acides fulviques et humiques

On a estimé K à partir de la relation empirique suivante, observée pour divers milieux aquatiques des États-Unis et du Canada (Oliver *et al.*, 1983):

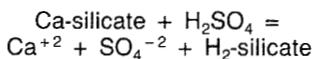
$$\text{p}K = 0,96 + 0,90 \text{pH} - 0,039 (\text{pH})^2$$

MODÈLE D'ACIDIFICATION

La relation qui existe entre le pH et la somme des concentrations des cations permet de calculer un pH théorique auquel on devrait s'attendre pour des eaux bicarbonatées calciques non affectées par les dépôts acides. On peut considérer ce pH théorique comme une estimation du pH existant avant le début de l'acidification. Ce modèle repose sur la condition d'électro-neutralité et sur l'altération géochimique des cations majeurs par l'acide carbonique. Par exemple, l'altération des minéraux peut s'exprimer comme suit:



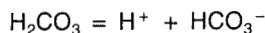
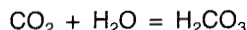
Il y a libération de bicarbonates qui sont disponibles pour neutraliser les apports d'ions H^+ . Dans le cas des retombées atmosphériques de H_2SO_4 , la réaction correspondante devient:



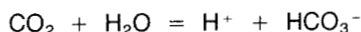
L'ajout d'acides par les polluants atmosphériques tels que H_2SO_4 conduit donc au lessivage des cations sans qu'il n'y ait production de bicarbonates qui sont alors remplacés par les sulfates. Il est à noter que d'autres polluants acidifiants

tels que HNO_3 ont les mêmes conséquences bien que les réactions chimiques soient quelque peu différentes.

Le système de l'acide carbonique/bicarbonates se définit par les réactions suivantes:



qui se résument par:



pour laquelle la constante d'équilibre est:

$$K = [\text{H}^+] \times [\text{HCO}_3^-] / P_{\text{CO}_2}$$

où P_{CO_2} représente la pression partielle du CO_2 .

Cet équilibre permet d'évaluer le pH théorique à partir de HCO_3^- (en utilisant «p» pour indiquer, comme pour le pH, l'inverse du logarithme en base 10):

$$\text{pH}_t = \text{p}K + \text{p}P_{\text{CO}_2\text{fixé}} - \text{p}[\text{HCO}_3^-]$$

où pH_t = pH théorique

K = constante d'équilibre de la dissolution du CO_2 et de la dissociation en HCO_3^- ; cette constante varie peu avec la température ($\text{p}K = 7,8$ à 25°C et $7,7$ à 0°C)

$P_{\text{CO}_2\text{fixé}}$ = pression partielle du CO_2 dans l'eau

La pression partielle du CO_2 dans l'eau est généralement 10 fois plus élevée que dans l'air ($10^{-3,5}$ atmosphère). C'est en effet la pression moyenne observée par Thompson (1982) pour des rivières de Terre-Neuve et de Nouvelle-Écosse ainsi que par Johnson (1985) pour des rivières de l'Ontario. La pression partielle du CO_2 a par conséquent été fixée à $10^{-2,5}$ atmosphère.

En l'absence d'un apport supplémentaire d'ions H^+ (c'est-à-dire autrement que par l'acide carbonique), seulement le lessivage des cations par l'acide carbonique serait effectif et la somme des concentrations des cations est alors égale à la concentration des bicarbonates (Kramer & Tessier, 1982). La réaction devient donc:

$$\text{pH}_t = \text{p}K + \text{p}P_{\text{CO}_2\text{fixé}} - \text{p}\Sigma [\text{cations}]$$

où $\Sigma [\text{cations}] = [\text{Ca}^{+2}] + [\text{Mg}^{+2}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+]$

Il est préférable d'utiliser la somme des concentrations des cations dans le modèle plutôt que la concentration des bicarbonates parce que la teneur en bicarbonates est affectée par les dépôts acides: les apports atmosphériques d'acides poursuivent le lessivage des cations mais ne produisent pas d'ions HCO_3^- , contrairement à l'acide carbonique. La somme des cations est donc une meilleure estimation de l'alcalinité, sous l'hypothèse qu'il n'y a pas d'effet des dépôts acides. Elle équivaut également à une estimation de l'alcalinité pré-acidification. Cette assertion implique toutefois que les retombées de substances acides et/ou acidifiantes ne modifient pas le taux de lessivage des cations. Cette hypothèse fait actuellement l'objet de controverses (Kramer & Tessier, 1982). Certains auteurs ont noté une réduction des taux de lessivage des cations, d'autres une augmentation ou encore aucun changement (revu par Dillon in Harvey *et al.*, 1981). Pour expliquer ces divergences dans les résultats, Cosby *et al.* (1985) ont suggéré que le comportement du taux de lessivage pourrait être fonction du stade d'acidification.

En appliquant les constantes et en exprimant Σ [cations] en $\mu\text{éq/L}$, on obtient finalement:

$$\begin{aligned} \text{pH}_t &= 7,8 + 2,5 - \text{p}\Sigma [\text{cations}] - 6 \\ &= 4,3 + \log \Sigma [\text{cations}] \end{aligned}$$

Kramer & Tessier (1982) ont suggéré de corriger le pH mesuré pour la pression partielle du CO_2 avant de le comparer avec le pH théorique dont le calcul tient compte de ce paramètre:

$$\text{pH}_c = \text{pH}_m - \text{p}P_{\text{CO}_2} + \text{p}P_{\text{CO}_2\text{fixé}}$$

$$\text{pH}_c = \text{pH}_m - \text{p}P_{\text{CO}_2} + 2,5$$

où

$$\begin{aligned} \text{pH}_c &= \text{pH corrigé} \\ \text{pH}_m &= \text{pH mesuré} \\ P_{\text{CO}_2} &= [\text{H}^+] \times [\text{HCO}_3^-] / K \text{ (éq/L)} \end{aligned}$$

Les dépôts acides entraînant un excès de cations, par rapport aux bicarbonates, ainsi qu'une baisse du pH, le pH théorique sera supérieur au pH corrigé pour des eaux en processus d'acidification.

Un inconvénient de cette approche est que l'on ignore quel écart peut être considéré comme significatif. Une partie de l'écart peut d'emblée être attribuée à l'imprécision analytique, à l'erreur d'échantillonnage et, probablement, à des réactions à l'intérieur même du bassin (Kramer & Tessier, 1982). Nous avons adopté l'approche de Dupont (1984a, b) qui a réparti les écarts en trois catégories: 0,5 unité de pH et moins; entre 0,5

et 0,7; et plus de 0,7 unité. Cette façon de faire, bien que toujours arbitraire, permet de déterminer les observations dont le pH s'écarte le plus de l'hypothèse de l'altération géochimique par l'acide carbonique uniquement.

MODIFICATION DU MODÈLE

Bien qu'en général les rivières échantillonnées soient peu colorées, la possibilité que les substances humiques contribuent significativement à l'équilibre ionique et à l'acidité a été examinée (Beck *et al.*, 1974; Glover & Webb, 1979; Hemond, 1980; Oliver *et al.*, 1983; Lazerte & Dillon, 1984; Jones *et al.*, 1986). Une portion de cette acidité peut être présente sous forme d'ions H^+ ou encore elle peut être consommée par une réaction de neutralisation à l'intérieur du bassin, ce qui implique que l'altération géochimique produirait une certaine quantité de cations qui seraient électrochimiquement équilibrés par les anions organiques.

Dans ce contexte, il est facile de se rendre compte que les acides organiques peuvent biaiser sérieusement le modèle de Kramer & Tessier. Pour évaluer l'ampleur de ce biais, le modèle a été modifié en soustrayant la quantité d'anions organiques des cations:

$$\text{pH}_t = 4,3 + \log (\Sigma[\text{cations}] - [\text{RCOO}^-])$$

où $[\text{RCOO}^-]$ = concentration des anions organiques ($\mu\text{éq/L}$).

APPLICATION DES MODÈLES

Chaque rivière a d'abord été représentée par une moyenne des observations. Chacune de ces moyennes a été appliquée au modèle de Kramer & Tessier (1982) ainsi qu'au modèle modifié pour tenir compte des anions organiques.

De plus, les observations printanières (échantillons de mai ou de juin) pour lesquelles l'alcalinité était minimale ont également été soumises au traitement, puisque c'est durant cette période que la baisse de pH peut être la plus prononcée (Jeffries *et al.*, 1979; Johannessen *et al.*, 1980). L'alcalinité a servi de critère pour choisir les observations parce que c'est un paramètre plus stable que le pH (Bobée *et al.*, 1982). On peut sans doute considérer ces observations comme les échantillons qui corresponderaient le plus au moment où l'apport des eaux de la fonte printanière au bassin de drainage était maximal.

Résultats et discussion

CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES

Tel que suggéré par la nature de la roche en place et des dépôts meubles qui la recouvrent

TABLEAU II

Moyenne, écart type et étendue (entre parenthèses)
de l'alcalinité, de la conductivité et des concentrations des cations et des anions
pour les 21 rivières échantillonnées en 1982-1983

Rivière (n) ¹	pH	Alcalinité (µéq/L)	Conductivité (µS/cm)	Cations ² (µéq/L)	Anions ³ (µéq/L)
<i>Saguenay — Lac-Saint-Jean</i>					
Sainte-Marguerite (6)	6,9 ± 0,2 (6,6 - 7,1)	111 ± 65 (56 - 220)	22 ± 5 (15 - 30)	219 ± 106 (92 - 403)	219 ± 53 (171 - 315)
<i>Haute-Côte-Nord</i>					
des Escoumins (6)	6,7 ± 0,4 (6,0 - 7,2)	93 ± 54 (12 - 148)	22 ± 4 (15 - 25)	194 ± 51 (113 - 254)	198 ± 56 (104 - 263)
Bersimis (6)	6,3 ± 0,2 (6,0 - 6,6)	51 ± 30 (22 - 108)	16 ± 4 (10 - 20)	137 ± 16 (111 - 158)	155 ± 32 (135 - 220)
aux Outardes (6)	6,4 ± 0,2 (6,1 - 6,5)	57 ± 13 (43 - 78)	13 ± 3 (10 - 15)	128 ± 11 (110 - 143)	152 ± 19 (137 - 190)
Manicouagan (6)	6,3 ± 0,3 (5,7 - 6,5)	61 ± 11 (48 - 72)	14 ± 2 (10 - 15)	138 ± 16 (122 - 164)	151 ± 5 (145 - 157)
Godbout (6)	6,4 ± 0,4 (5,7 - 6,8)	55 ± 31 (10 - 84)	16 ± 4 (10 - 20)	133 ± 21 (105 - 155)	157 ± 28 (115 - 183)
Trinité (5)	6,3 ± 0,5 (5,5 - 6,8)	74 ± 56 (5 - 134)	21 ± 2 (20 - 25)	142 ± 67 (67 - 214)	170 ± 53 (105 - 230)
<i>Moyenne-Côte-Nord</i>					
Moisie (6)	6,7 ± 0,1 (6,5 - 6,9)	136 ± 52 (79 - 224)	21 ± 4 (15 - 25)	222 ± 70 (175 - 359)	244 ± 84 (159 - 394)
Matamec (6)	5,6 ± 0,4 (5,0 - 6,0)	17 ± 16 (2 - 44)	13 ± 3 (10 - 15)	97 ± 49 (62 - 193)	119 ± 41 (57 - 182)
au Tonnerre (6)	6,5 ± 0,2 (6,0 - 6,7)	76 ± 36 (30 - 115)	18 ± 4 (10 - 20)	128 ± 49 (79 - 200)	147 ± 38 (106 - 187)
Magpie (6)	6,7 ± 0,1 (6,5 - 6,8)	63 ± 13 (42 - 80)	15 ± 5 (10 - 20)	120 ± 7 (112 - 128)	138 ± 12 (124 - 158)
Romaine (6)	6,5 ± 0,1 (6,3 - 6,6)	64 ± 27 (40 - 108)	16 ± 5 (10 - 20)	122 ± 32 (87 - 177)	137 ± 29 (105 - 179)
de la Corneille (6)	5,6 ± 0,2 (5,3 - 5,9)	20 ± 35 (2 - 90)	13 ± 5 (10 - 20)	55 ± 12 (43 - 78)	96 ± 35 (70 - 166)
Watshishou (6)	6,4 ± 0,2 (6,2 - 6,6)	50 ± 9 (36 - 60)	18 ± 3 (15 - 20)	129 ± 16 (107 - 155)	142 ± 8 (132 - 153)
<i>Basse-Côte-Nord</i>					
Natashquan (6)	6,3 ± 0,2 (6,0 - 6,6)	57 ± 31 (22 - 108)	15 ± 4 (10 - 20)	116 ± 40 (87 - 194)	133 ± 32 (96 - 181)
Musquaro (6)	5,7 ± 0,1 (5,6 - 5,9)	9 ± 7 (2 - 21)	13 ± 5 (10 - 20)	55 ± 7 (46 - 66)	80 ± 9 (72 - 94)
Olomane (6)	6,1 ± 0,4 (5,4 - 6,4)	35 ± 26 (9 - 70)	14 ± 5 (10 - 20)	83 ± 24 (58 - 126)	112 ± 21 (80 - 137)
Étamamiou (5)	6,1 ± 0,2 (5,8 - 6,2)	18 ± 8 (4 - 26)	15 ± 4 (10 - 20)	72 ± 16 (52 - 91)	85 ± 16 (59 - 97)
du Petit Mécatina (6)	6,2 ± 0,3 (5,8 - 6,6)	56 ± 35 (21 - 114)	18 ± 10 (10 - 30)	111 ± 55 (69 - 215)	134 ± 35 (101 - 192)
du Gros Mécatina (6)	5,8 ± 0,2 (5,6 - 6,0)	9 ± 6 (2 - 16)	18 ± 9 (10 - 30)	51 ± 6 (43 - 59)	84 ± 8 (73 - 97)
Saint-Augustin (6)	6,2 ± 0,3 (5,9 - 6,6)	55 ± 45 (2 - 136)	22 ± 10 (10 - 35)	138 ± 74 (73 - 275)	145 ± 51 (80 - 231)

¹ (n) = nombre d'échantillons

Cations² = [Ca⁺²] + [Mg⁺²] + [Na⁺] + [K⁺] + [H⁺] (µéq/L)

Anions³ = [Alc] + [SO₄⁻²] + [NO₃⁻] + [RCOO⁻] (µéq/L)

(Shilts *et al.*, 1981), la composition physico-chimique des eaux de surface indique que les rivières de la Côte-Nord possèdent une sensibilité extrême aux retombées de substances acides et/ou acidifiantes (tableau II). En effet, des valeurs de conductivité de 20-30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sont indicatrices d'une aptitude très limitée à neutraliser les ions H^+ (Wright *et al.*, 1976; Bobée *et al.*, 1982). De même, des eaux dont les niveaux d'alcalinité sont inférieurs à 200 $\mu\text{éq}/\text{L}$ possèdent une capacité de neutralisation très réduite.

Durant la fonte printanière, des valeurs plus faibles de pH, d'alcalinité et de minéralisation ont été observées (fig. 2). Ce phénomène peut être attribué principalement à la fonte des neiges (Jeffries *et al.*, 1979; Johannessen *et al.*, 1980). Celle-ci se produit relativement rapidement et libère soudainement une quantité importante de protons accumulés dans la neige. Jeffries *et al.* (1979) ont ainsi observé que, dans trois bassins hydrographiques de l'Ontario, 36 à 77 % des exportations annuelles de H^+ avaient lieu durant

cette période. La baisse de pH peut être relativement courte selon divers facteurs tels que le régime de fonte (durée et amplitude), la quantité de polluants dans la neige, la capacité de drainage du bassin, etc. Dickson (1980) a par exemple décrit, pour une rivière tamponnée de la Suède, une chute du pH de 7 à 5 et un retour à 7 en 14 jours seulement. Il est probable que des valeurs encore plus basses auraient pu être observées pour certaines rivières, si elles avaient été échantillonnées au moment où l'apport des ions H^+ provenant des eaux de fonte était maximum.

Les teneurs en sulfates non marins des eaux de surface ont varié selon la longitude de l'embouchure des rivières indiquant un gradient décroissant de l'ouest vers l'est (fig. 3). Cette distribution suit celle des grands courants de polluants atmosphériques qui proviennent du sud-ouest du Québec (principalement de Rouyn-Noranda), du sud de l'Ontario (Sudbury), et du nord-est et du Midwest américains (Harvey *et al.*, 1981).

Il est opportun de signaler que la minéralisation suit le même gradient que celui des sulfates, c'est-à-dire qu'elle diminue de l'ouest vers l'est. Puisque la concentration naturelle de sulfates peut être corrélée à la minéralisation (Henriksen, 1980; Wright, 1983 *in* Johnson, 1985), il est possible que les valeurs de sulfates plus élevées dans le secteur ouest de la Côte-Nord soient en partie causées par un apport naturel plus important.

Les teneurs en sulfates non marins de l'ordre de 20-30 $\mu\text{éq}/\text{L}$, observées en Basse-Côte-Nord, représentent probablement des concentrations naturelles minimales. Cette évaluation est considérablement inférieure à celle réalisée pour des rivières du secteur ontarien du Bouclier précambrien (moyenne de 76 $\mu\text{éq}/\text{L}$; Johnson, 1985). Dans des lacs du Nouveau-Québec, loin des sources d'émission de soufre, une concentration moyenne de 33 $\mu\text{éq}/\text{L}$ a été observée (Bobée *et al.*, 1982). Des niveaux similaires (moyenne de 37 $\mu\text{éq}/\text{L}$) ont également été relevés pour des lacs situés près de Blanc-Sablon (Langlois *et al.*, 1985).

L'influence des sources nord-côtières d'anhydride sulfurique (tableau III) s'est fait sentir au niveau des teneurs en SO_4^{-2} dans les échantillons provenant des rivières Mistassini et aux Rochers, situées près de Baie-Comeau et de Port-Cartier, respectivement (voir fig. 1,3). La rivière Mistassini a montré des teneurs en sulfates significativement plus élevées (jusqu'à 128 $\mu\text{éq}/\text{L}$) que toutes les autres rivières (ANOVA et test de comparaison de moyennes de Duncan, $P < 0,001$). Dans le cas de la rivière aux Rochers, elle a affiché des valeurs

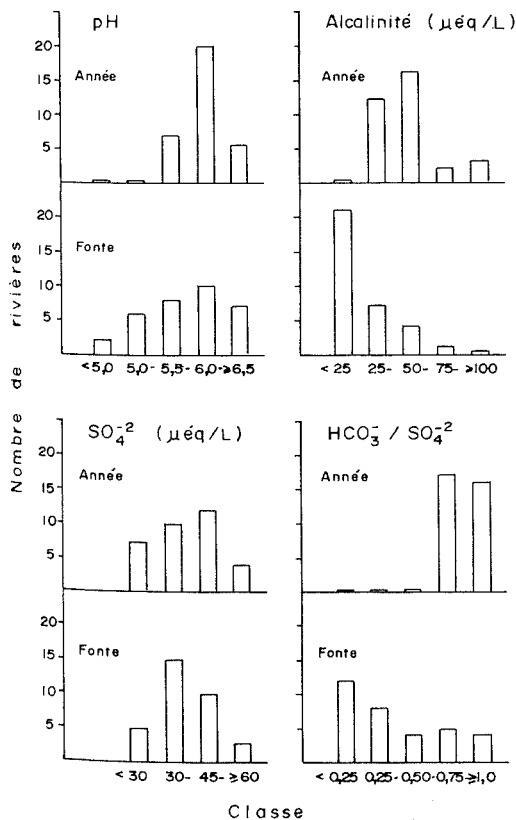


Figure 2. Répartition des rivières selon les moyennes annuelles et les observations printanières du pH, de l'alcalinité, des sulfates et du rapport alcalinité/sulfates.

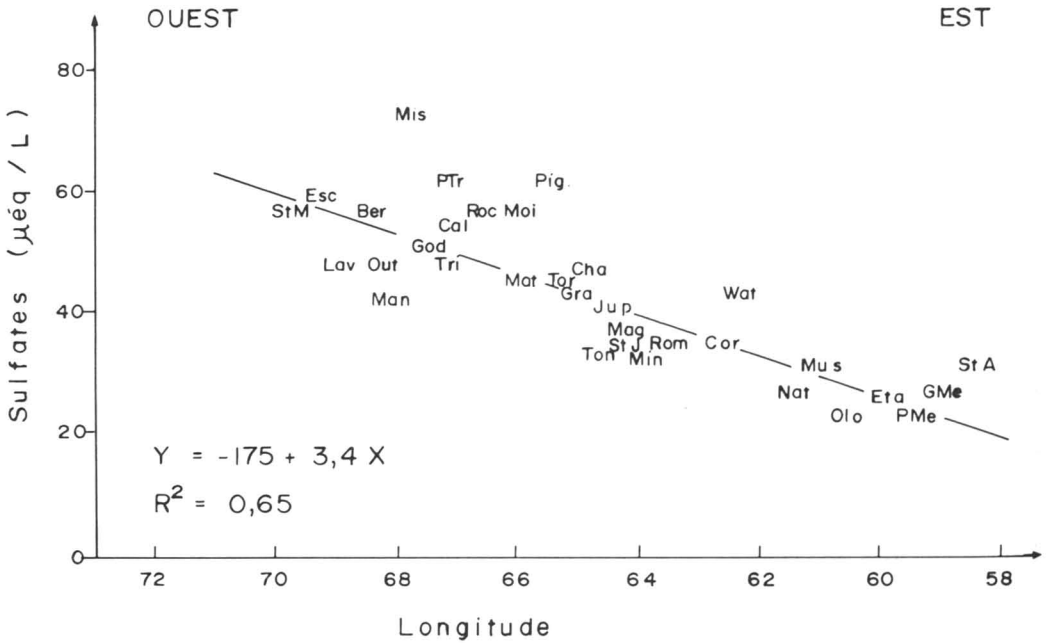


Figure 3. Variations des teneurs en sulfates, corrigées pour les sels marins, selon la longitude de l'embouchure des rivières. Données provenant de 33 rivières échantillonnées entre 1981 et 1986. Ber: Bersimis; Cal: du Calumet; Cha: à la Chaloupe; Cor: de la Corneille; Esc: des Escoumins; Eta: Étamamjou; GMe: du Gros Mécatina; God: Godbout; Gra: aux Graines; Jup: Jupitagon; Lav: Laval; Mag: Magpie; Man: Manicouagan; Mat: Matamec; Min: Mingan; Mis: Mistassini; Moi: Moisie; Mus: Musquaro; Nat: Natashquan; Olo: Olomane; Out: aux Outardes; Pig: Pigou; PME: du Petit Mécatina; PTr: de la Petite Trinité; Roc: aux Rochers; Rom: Romaine; StA: Saint-Augustin; StJ: Saint-Jean; StM: Sainte-Marguerite; Ton: au Tonnerre; Tor: Tortue; Tri: Trinité; Wat: Watshishou.

parmi les plus élevées (jusqu'à 132 µeq/L), bien qu'une variabilité annuelle importante ramène sa moyenne annuelle à un niveau similaire à celle des autres rivières de la région (fig. 3). Les échantillons étant recueillis près des embouchures, il reste cependant à évaluer s'il ne s'agit que d'un effet de

retombées locales non représentatives de l'ensemble du bassin versant.

ANIONS ORGANIQUES

Les anions organiques se sont avérés importants, représentant en moyenne 46 ± 12

TABLEAU III

Caractéristiques des sources nord-côtières d'anhydride sulfurique de plus de 5 000 tonnes de SO_4^{-2} /a (données de 1979*)

Source	Localisation	Activité	Émissions (tonnes)
Cie minière Iron Ore du Canada	Sept-Îles	Production de boulettes d'oxydes de fer	9 600
Mines Wabush	Pointe-Noire	Production de boulettes d'oxydes de fer	6 800
Sidbec Normines	Port-Cartier	Production de boulettes d'oxydes de fer	7 000
Québec North Shore	Baie-Comeau	Pâte au bisulfite	6 090

* Environnement Québec (1982)

$\mu\text{eq RCOO}^-/\text{L}$ (36 % des [anions] \pm 14 %; extrêmes 8-88 $\mu\text{eq/L}$) et ce, même lorsque les rivières étaient peu colorées (tableau IV). Johnson (1985), employant la même méthode pour évaluer les anions organiques, a aussi rapporté une valeur moyenne de 46 $\mu\text{eq/L}$ pour des rivières de l'Ontario.

Bien que leurs concentrations aient été peu variables, à quelques exceptions près, l'importance relative des anions organiques dans la charge anionique a été considérable. En effet, lorsqu'on ne tenait pas compte des anions organiques, le bilan ionique était biaisé vers les cations, tandis que dans le cas contraire, les anions étaient favorisés (tableau II). La prise en compte de ce paramètre modifie donc totalement l'image de la composition ionique des eaux. Il est possible que l'intégration de Al^{+3} , données actuellement non disponibles, diminuerait le biais vers les anions. La forme aqueuse de l'aluminium serait cependant marginale à des niveaux de pH supérieurs à 5,3, selon le modèle empirique de Wright (1983 *in* Johnson, 1985).

L'existence d'une telle quantité d'anions issus d'acides implique qu'il y a eu un apport supplémentaire d'ions H^+ dans le milieu. Ceux-ci sont disponibles pour l'altération géochimique des cations qui, dans ce cas comme dans celui du lessivage par H_2SO_4 ou HNO_3 , ne libère pas de bicarbonates. Les anions organiques contribuent par conséquent à l'acidité et au maintien de l'alcalinité à un niveau plus bas. L'application des modèles d'acidification nous permettra de mieux apprécier cette importance des anions organiques dans l'équilibre chimique des eaux fluviales de la Côte-Nord.

APPLICATION DES MODÈLES

Exclusion des anions organiques

Lorsque le modèle a été appliqué sans tenir compte des anions organiques, on a constaté que l'écart entre le pH observé et le pH théorique était d'autant plus grand que le pH observé était faible. Lorsque chaque rivière était représentée par une moyenne annuelle des observations (fig. 4a), seulement quatre rivières ont affiché un écart supérieur à 0,5 unité de pH.

Lors de la fonte, les points-rivières se sont éloignés davantage de la ligne d'équivalence (fig. 4b). Un plus grand nombre de rivières ont alors montré des écarts supérieurs à 0,5 unité de pH, indiquant une acidification plus importante durant la fonte printanière.

Inclusion des anions organiques

La prise en compte des anions organiques a donné des résultats passablement différents (fig. 4c, d). Presque toutes les rivières ont affi-

ché un écart inférieur à 0,5 unité de pH. De plus, quelques points se sont situés au-dessus de la ligne d'équivalence, alors que les résultats du modèle non modifié n'avait montré aucun point au-dessus de cette ligne (fig. 4a, b). La meilleure correspondance entre le pH corrigé et le pH théorique suggère que les anions organiques sont au moins en partie responsable des écarts observés lors de l'application du modèle de Kramer & Tessier.

Bref, le fait de tenir compte des anions organiques dans le modèle montre que plusieurs des rivières échantillonnées sont en partie acidifiées par les acides organiques. Cette assertion s'applique principalement pour les rivières de l'est de la Moyenne-Côte-Nord et de la Basse-Côte-Nord où la minéralisation est significativement plus faible (fig. 5a). Bien que les teneurs en carbone organique dissous et en anions organiques ne varient pas selon la longitude (fig. 5b), la contribution des anions organiques à l'acidité y est plus grande en raison de leur importance relative plus élevée dans l'est du territoire (fig. 5c). Des analyses de régression ont aussi montré que les concentrations des anions, les concentrations des cations, le carbone organique dissous ainsi que les concentrations des anions organiques ne variaient pas selon la superficie du bassin versant ($P > 0,05$). Par contre, les variations conjointes de ces paramètres font que la proportion des anions organiques dans la charge anionique varie significativement en fonction de la taille du bassin de drainage ($P < 0,001$).

Quoique l'influence des acides organiques n'ait pu être vérifiée pour les rivières acides de la Haute et de la Moyenne-Côte-Nord, on peut présumer qu'ils y jouent un rôle moins important dans l'acidification. Ces régions reçoivent effectivement des quantités plus appréciables de sulfates (fig. 3) et elles sont plus susceptibles de subir une acidification par des acides forts.

Conclusion

C'est généralement au printemps, mais aussi en automne, que les niveaux de pH, d'alcalinité et de minéralisation ont été les plus faibles dans les rivières échantillonnées. Près de la moitié des valeurs de pH, dont les moyennes annuelles sont, dans presque tous les cas, supérieures à 6,0, ont chuté sous ce seuil durant la fonte printanière. Le principal effet des dépôts acides et de leurs précurseurs s'est reflété dans le gradient des concentrations de sulfates décroissant de l'ouest vers l'est.

L'application du modèle de Kramer & Tessier et du même modèle modifié pour tenir compte

TABLEAU IV

Moyenne, écart type et étendue (entre parenthèses)
de la couleur, du carbone organique dissous (COD) et des estimations
des concentrations des anions organiques (RCOO⁻)

Rivière (n) ¹	Couleur (Hazen)	COD (mg/L)	RCOO ⁻ (µeq/L)
<i>Saguenay—Lac-Saint-Jean</i>			
Sainte-Marguerite (6)	15 ± 9 (8 - 30)	3,9 ± 1,6 (2,0 - 5,6)	38 ± 15 (19 - 54)
<i>Haute-Côte-Nord</i>			
des Escoumins (6)	18 ± 10 (5 - 30)	4,5 ± 1,5 (2,3 - 6,2)	43 ± 15 (21 - 59)
Bersimis (6)	28 ± 8 (15 - 40)	5,2 ± 1,3 (3,6 - 7,0)	49 ± 11 (34 - 64)
aux Outardes (6)	25 ± 5 (20 - 30)	4,8 ± 0,6 (4,0 - 5,4)	45 ± 5 (38 - 52)
Manicouagan (6)	23 ± 6 (15 - 30)	4,5 ± 0,6 (4,0 - 5,6)	42 ± 6 (35 - 52)
Godbout (6)	33 ± 8 (25 - 45)	5,6 ± 0,5 (4,9 - 6,3)	52 ± 5 (47 - 61)
Trinité (5)	32 ± 14 (15 - 45)	5,2 ± 1,0 (4,3 - 6,4)	48 ± 7 (40 - 57)
<i>Moyenne-Côte-Nord</i>			
Moisie (6)	26 ± 10 (10 - 40)	4,4 ± 1,3 (2,4 - 6,2)	43 ± 13 (23 - 60)
Matamec (6)	64 ± 21 (40 - 100)	8,4 ± 1,5 (6,3 - 10,1)	72 ± 13 (8 - 88)
au Tonnerre (6)	25 ± 6 (20 - 35)	4,3 ± 0,8 (3,3 - 5,6)	41 ± 7 (32 - 51)
Magpie (6)	23 ± 6 (15 - 30)	3,9 ± 0,6 (2,9 - 4,5)	37 ± 6 (28 - 43)
Romaine (6)	28 ± 9 (15 - 40)	4,6 ± 0,3 (4,1 - 5,0)	44 ± 3 (39 - 48)
de la Corneille (6)	29 ± 4 (25 - 35)	4,4 ± 0,9 (3,7 - 0,6)	38 ± 8 (31 - 51)
Watshishou (6)	27 ± 5 (20 - 30)	4,6 ± 0,6 (3,8 - 5,4)	44 ± 6 (36 - 52)
<i>Basse-Côte-Nord</i>			
Natashquan (6)	34 ± 7 (25 - 40)	5,1 ± 1,0 (3,4 - 6,3)	47 ± 9 (33 - 59)
Musquaro (6)	28 ± 5 (20 - 35)	4,2 ± 0,4 (3,7 - 4,7)	37 ± 3 (33 - 41)
Olomane (6)	40 ± 6 (30 - 50)	5,7 ± 1,5 (3,4 - 7,3)	52 ± 14 (32 - 69)
Étamamiou (5)	28 ± 5 (20 - 35)	4,3 ± 0,3 (3,7 - 4,6)	39 ± 3 (35 - 41)
du Petit Mécatina (6)	41 ± 13 (25 - 60)	5,9 ± 1,1 (3,7 - 7,1)	55 ± 10 (36 - 64)
du Gros Mécatina (6)	33 ± 5 (25 - 40)	5,3 ± 0,9 (4,3 - 7,0)	47 ± 8 (37 - 62)
Saint-Augustin (6)	44 ± 19 (30 - 80)	5,9 ± 2,4 (2,8 - 9,4)	55 ± 22 (27 - 85)

¹(n) = nombre d'échantillons

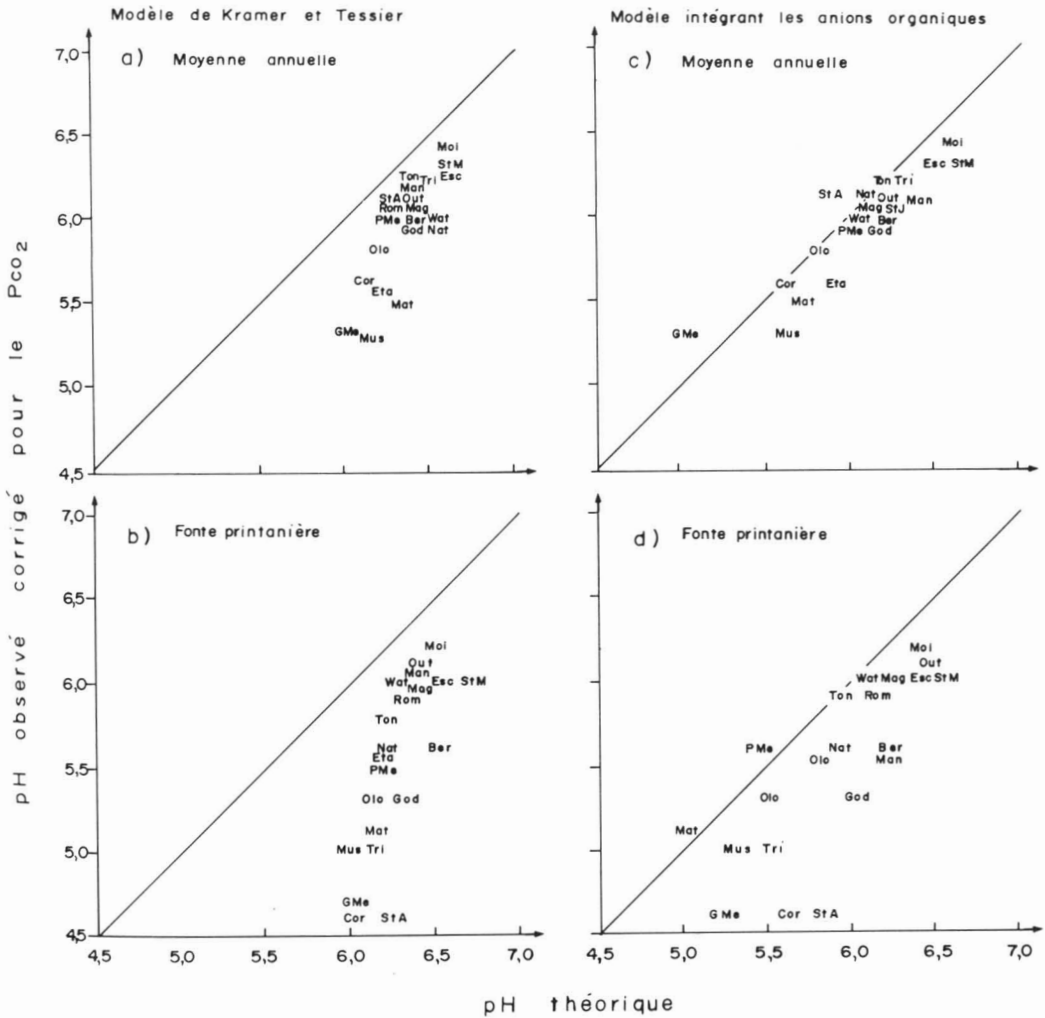


Figure 4. Relation entre le pH corrigé pour la pression partielle de CO_2 et le pH théorique selon le modèle de Kramer & Tessier (1982) (a et b) et le modèle modifié de façon à intégrer les anions organiques (c et d). Voir la figure 3 pour la signification des sigles identifiant les rivières.

des anions organiques a montré l'importance du rôle de la matière organique dans l'équilibre chimique des rivières de la Côte-Nord. Cette importance ne semble pas découler de son abondance comme telle mais plutôt de l'importance relative des anions organiques par rapport aux autres ions, ce qui leur permet de contribuer significativement à l'équilibre ionique et à l'acidité des eaux. L'applicabilité du modèle modifié deviendrait sans doute meilleure encore s'il tenait compte également de l'effet tampon de l'aluminium et de la matière organique de faibles niveaux de pH ($< 5,5$) et si des mesures de la pression partielle du CO_2 étaient disponibles.

Les résultats ont indiqué que l'acidification de plusieurs rivières de l'est de la Moyenne-Côte-Nord et de la Basse-Côte-Nord découlait au moins partiellement de l'apport d'acides organiques. Ils ont également conduit à expliquer les degrés d'acidité élevés observés dans cette région où les retombées de polluants sont plus faibles.

Il est important de noter que les conditions consécutives à l'acidification par les substances humiques, soit une augmentation de l'acidité et un maintien de l'alcalinité à un niveau plus bas, font que la sensibilité des eaux face aux précipitations acides est plus élevée, du moins en ce

qui concerne les petites rivières de l'est de la Côte-Nord. Une légère augmentation des teneurs en sulfates pourrait alors se traduire par une perte

rapide de la capacité des eaux à neutraliser les apports supplémentaires d'ions hydrogène.

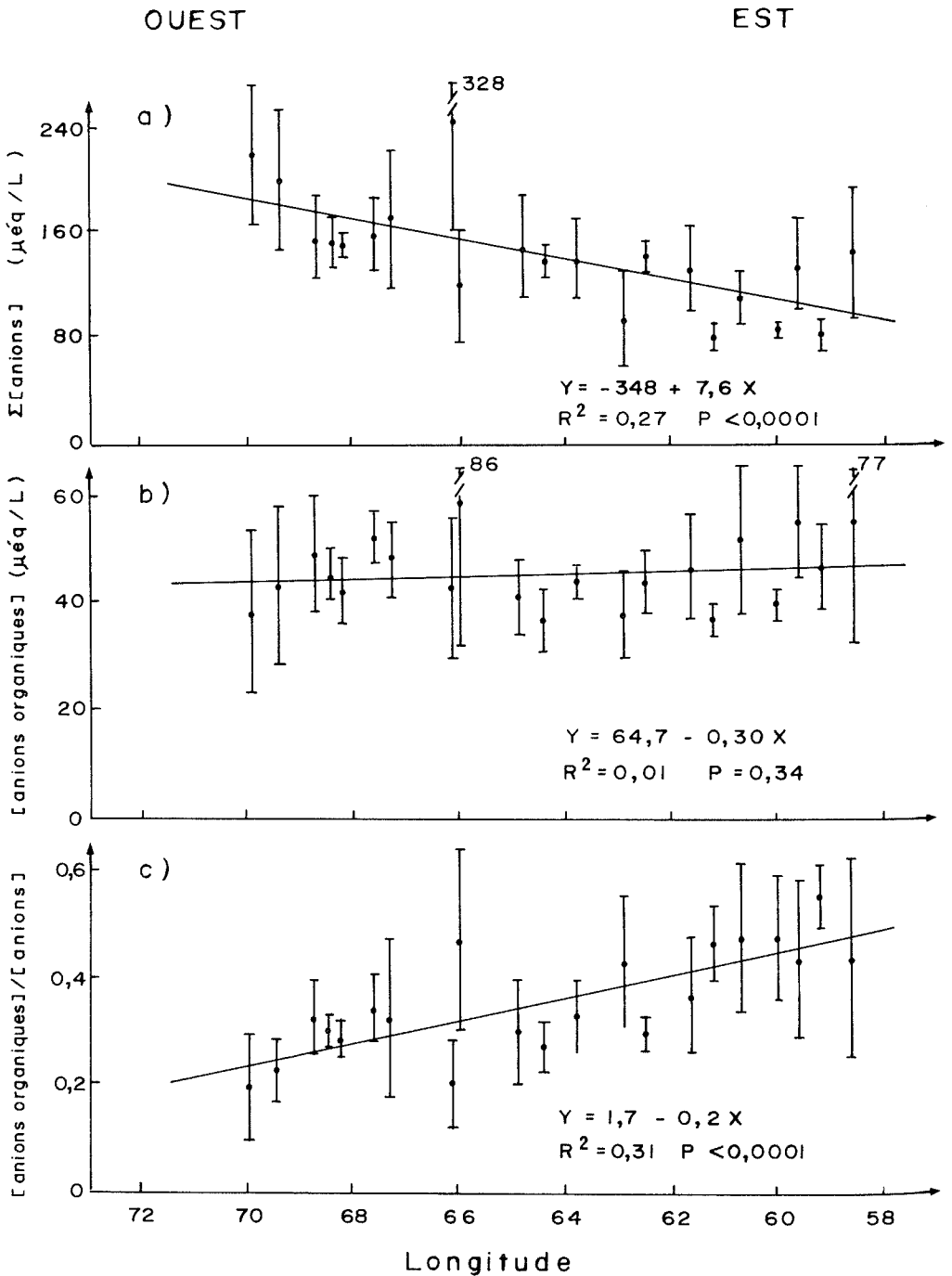


Figure 5. Variations selon la longitude de l'embouchure des rivières: a) des [anions]; b) des $[\text{RCOO}^-]$; et c) de la proportion des $[\text{RCOO}^-]$ dans la charge anionique.

Remerciements

Nous désirons remercier MM. J.-Y. Charrette et M. Lachance, pour la révision de ce manuscrit, ainsi que M. L. Corriveau pour la préparation des figures.

Références

- BECK, K. C., J. H. REUTER & E. M. PERDUE, 1974. Organic and inorganic geochemistry of some coastal plain rivers of the southeastern United States. — *Geochim. cosmochim. Acta*, 38: 341-364.
- BOBÉE, B., Y. GRIMARD, M. LACHANCE & A. TESSIER, 1982. Nature et étendue de l'acidification des lacs du Québec. — Rapport scientifique, IRNS-Eau, n° 140, 280 p.
- BROUARD, D., 1984. Échantillonnage périodique de rivières à saumon de la Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent (1982-1983). — Étude présentée par Gilles Shoener Inc. au ministère des Pêches et des Océans du Canada, 69 p.
- BROUARD, D. & M. LACHANCE, 1986. Effets des précipitations acides sur un sous-bassin versant de la rivière des Escoumins: réponse hydrochimique et biologique. — *Rapp. tech. can. Sci. halieut. aquat.*, n° 1452, 89 p.
- BROUARD, D., M. LACHANCE & C. LANGLOIS, 1983. Qualité physico-chimique printanière des eaux de surface et des précipitations dans le secteur amont de la rivière des Escoumins. — *Rapp. tech. can. Sci. halieut. aquat.*, n° 1228, 39 p.
- BROUARD, D., M. LACHANCE, G. SHOONER & R. VAN COILLIE, 1982. Sensibilité à l'acidification de quatre rivières à saumons de la Côte-Nord du Saint-Laurent (Québec). — *Can. tech. Rep. Fish. aquat. Sci.*, no. 1109 F, 56 p.
- COSBY, B. J., G. M. HORNBERGER, J. N. GALLOWAY & R. F. WRIGHT, 1985. Times scales of catchment acidification. — *Envir. Sci. Technol.*, 19: 1144-1149.
- CRONAN, C. S., 1979. Determination of sulphate in organically coloured water samples. — *Analyt. Chem.*, 51: 1333-1335.
- DICKSON, W., 1980. Properties of acidified waters. — Pages 75-83 in D. Drablos & A. Tollan (ed.). *Ecological impact of acid precipitation*. Proc. int. Conf., Sandefjord, Norway, March 11-14, 1980, 383 p.
- DUPONT, J., 1984a. Nature et étendue de l'acidification de 64 lacs de la région de Rouyn-Noranda. — Publ. PA-9, Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement du Québec, 160 p.
- DUPONT, J., 1984b. Nature et étendue de l'acidification de 97 lacs de la région de Portneuf. — Publ. PA-10, Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement du Québec, 156 p.
- DUTHIE, H. C. & M. L. OSTROFSKY, 1975. Plankton, chemistry and physics of lakes in Churchill Falls region of Labrador. — *J. Fish. Res. Bd Can.*, 31: 1105-1117.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1979. Analytical methods manual. — Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa (Ontario).
- ENVIRONNEMENT QUÉBEC, 1982. Rapport de l'atelier sur les précipitations acides tenu à l'Institut Desjardins de Lévis, le 12 novembre 1981. — Publ. PA-4, ministère de l'Environnement du Québec, 165 p.
- ÉTATS-UNIS-CANADA, GROUPE DE TRAVAIL I, 1983. Évaluation des répercussions. — Rapport final soumis conformément au memorandum déclaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontière.
- FERLAND, M. G. & R. M. GAGNON, 1974. Climat du Québec méridional. — Rapport M.P.-13, Service de la météorologie, ministère des Richesses naturelles du Québec, 92 p.
- GLOVER, G. M. & A. H. WEBB, 1979. Weak and strong acids in the surface waters of the Tovdal region in southern Norway. — *Wat. Res.*, 13: 781-783.
- GRIMARD, Y., 1984. Réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec: sommaire des données de la qualité des eaux de précipitations 1981-1982-1983. — Publ. PA-11, Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement du Québec, 163 p.
- HARVEY, H. H., P. J. DILLON, J. R. KRAMER, R. C. PIERCE & D. M. WHELPDALE, 1981. Acidification in the Canadian aquatic environment: scientific criteria for assessing the effects of acidic deposition on aquatic ecosystems. — Publ. NRCC no. 18475, NRCC Associate Committee on scientific criteria for environmental quality, National Research Council of Canada, 369 p.
- HEMOND, H. F., 1980. Biogeochemistry of Thoreau's Bog, Concord, Massachusetts. — *Ecol. Monogr.*, 50: 507-526.
- HENRIKSEN, A., 1980. Acidification of freshwaters — A large scale titration. — Pages 68-74 in D. Drablos & A. Tollan (ed.). *Ecological impact of acid precipitation*. Proc. int. Conf., Sandefjord, Norway, March 11-14, 1980, 383 p.
- JEFFRIES, D. S., C. M. COX & P. J. DILLON, 1979. Depression of pH in lakes and streams in central Ontario during snowmelt. — *J. Fish. Res. Bd Can.*, 29: 1131-1143.
- JOHANNESSEN, M., A. SKARTVERT & R. F. WRIGHT, 1980. Stream-water chemistry before, during and after snowmelt. — Pages 224-225 in D. Drablos & A. Tollan (ed.). *Ecological impact of acid precipitation*. Proc. int. Conf., Sandefjord, Norway, March 11-14, 1980, 383 p.
- JOHNSON, M. G., 1985. Acidification of Georgian Bay rivers estimated by modifications of the Wright-Henriksen model. — *J. Great Lakes Res.*, 11: 163-170.
- JONES, M. L., D. R. MARMOREK, B. S. REUBER, P. J. MCNAMEE & L. P. RATTIE, 1986. «Brown waters»: relative importance of external and internal sources of acidification on catchment biota. Review of existing knowledge. — Préparé pour Environnement Canada et Pêches et Océans par ESSA (Environmental and Social Systems Analysts Ltd), Toronto (Ontario), 85 p.
- KEREKES, J. & T. POLLOCK, 1984. Problems associated with sulphate determination in colored, humic waters in Kejimikujik national park, Nova Scotia. —

- Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol., 22: 1811-1817.
- KRAMER, J. R., 1980. Precise determination of low alkalinities using the modified Gran Analysis. — Environmental Geochemistry Report no. 1980/1, McMaster Univ., Hamilton (Ontario), 11 p.
- KRAMER, J. & A. TESSIER, 1982. Acidification of aquatic systems: a critique of chemical approaches. — *Envir. Sci. Technol.*, 16: 606A-614A.
- LANGLOIS, C., A. LEMAY, J. OUZILLEAU & Y. VIGNEAULT, 1985. Qualité physico-chimique de 251 lacs du Bouclier canadien (Québec). — *Rapp. manus. can. Sci. halieut. aquat.*, n° 1792, 63 p.
- LAZERTE, B. D. & P. J. DILLON, 1984. Relative importance of anthropogenic versus natural sources of acidity in lakes and streams in central Ontario. — *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, 41: 1664-1667.
- OLIVER, B. G., E. M. THURMAN & R. L. MALCOM, 1983. The contribution of humic substances to the acidity of coloured natural waters. — *Geochim. cosmochim. Acta*, 47: 2031-2035.
- POWER, G., G. F. POPE & B. W. COAD, 1973. Post-glacial colonization of the Matamek River, Québec, by fishes. — *J. Fish. Res. Bd Can.*, 30: 1586-1589.
- SHARMA, K. N. M. & A. FRANCONI, 1975. Région des rivières Magpie, Saint-Jean, Romaine. — Rapport géologique n° 163, ministère des Richesses naturelles du Québec, 73 p.
- SHILTS, W. W., K. D. CARD, W. H. POOLE & B. V. SANDFORD, 1981. Sensibilité de la roche en place aux précipitations acides: modifications dues aux phénomènes glaciaires. — Étude 81-14, Commission géologique du Canada, 7 p., 3 cartes.
- THOMPSON, M. E., 1982. The cation denudation rate as a quantitative index of sensitivity of eastern Canadian rivers to acidic atmospheric precipitation. — *Water Air Soil Pollut.*, 18: 215-226.
- WATT, W. D., D. SCOTT & S. RAY, 1979. Acidification and other chemical changes in Halifax County lakes after 21 years. — *Limnol. Oceanogr.*, 24: 1154-1161.
- WRIGHT, R. F., J. DALE, E. T. GJESSING, G. R. HENDREY, A. HENRIKSEN, M. JOHANNESSEN & I. P. MUNIZ, 1976. Impact of acid precipitation on freshwater ecosystems in Norway. — *Water Air Soil Pollut.*, 6: 483-499.

FLUX DES ANIONS D'ACIDES FORTS DANS LES EAUX DE SURFACE LORS DE LA FONTE PRINTANIÈRE EN MILIEU NORDIQUE

Y. BÉDARD et H. G. JONES

INRS-Eau, Université du Québec
C.P. 7500, Sainte-Foy (Québec) G1V 4C7

Résumé

Au bassin versant du lac Laflamme (Bouclier canadien), les précipitations, eaux de fonte, eaux souterraines et eaux de ruissellement ont été échantillonnées à la fin de l'hiver et au printemps de 1984. Une étude comparée de l'évolution temporelle des concentrations en chlorures, sulfates, nitrates et en ions hydrogène des compartiments hydrologiques mentionnés a été effectuée. Les flux de chlorures, sulfates et nitrates, dans l'ensemble des eaux de fonte, ont été respectivement estimés à $3,6 \pm 2,4$ méq/m², 25 ± 8 méq/m² et 10 ± 7 méq/m². Ces mêmes flux dans les eaux de ruissellement hypodermique ont été estimés, d'après la méthode du bilan net en chlorures nul, à $3,6 \pm 2,4$ méq Cl⁻/m² (par hypothèse), 55 ± 36 méq SO₄²⁻/m² et 14 ± 19 méq NO₃⁻/m² et, d'après la méthode du bilan hydrologique du bassin, à $1,9$ méq Cl⁻/m², 30 méq SO₄²⁻/m² et $7,6$ méq NO₃⁻/m². Ces charges ioniques transportées par le ruissellement hypodermique pourraient provenir de la fonte du couvert de neige, mais il n'est pas exclus qu'une partie des sulfates mesurés puisse provenir de quantités présentes dans le bassin avant la fonte. Le compartiment «sols souterrains» joue un rôle important comme réservoir pour les sulfates et pour les chlorures, alors que les horizons organiques du sol agissent comme sites de production et de consommation des nitrates. Le niveau de la nappe phréatique dans le sol est déterminant pour la qualité du ruissellement hypodermique.

Abstract

At the lake Laflamme watershed (Canadian shield), the chemistry of precipitation, meltwaters, groundwaters and surface runoff (intermittent stream) were studied during the winter and spring of 1984. The evolution of Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻ and H⁺ ions was characterized in each hydrological compartment during the spring melt. For the whole melt period, Cl⁻, SO₄²⁻ and NO₃⁻ fluxes in meltwaters were estimated respectively to 3.6 ± 2.4 meq/m², 25 ± 8 meq/m² and 10 ± 7 meq/m². As fluxes in the stream waters for the whole melt period, the null net Cl⁻ budget method led to estimates of 3.6 ± 2.4 meq Cl⁻/m² (by hypothesis), 55 ± 36 meq SO₄²⁻/m² and 14 ± 9 meq NO₃⁻/m² and the watershed hydrological budget method gave concomitant values of 1.9 meq Cl⁻/m², 30 meq SO₄²⁻/m² and 7.6 meq NO₃⁻/m². The total discharge of SO₄²⁻ by the stream waters could originate from snowcover melting but it could not be excluded that a part of SO₄²⁻ discharge have a pre-melt origin. The «soil-groundwater» compartment plays an important role as a Cl⁻ and SO₄²⁻ reservoir. Conversely the soil organic horizons act as production and consumption sites for NO₃⁻. The height of the groundwater in the catchment area is a determining factor for the quality of stream waters.

Introduction

Des études menées sur une base annuelle sur quelques bassins versants considérés comme sensibles aux précipitations acides ont mis en évidence des changements radicaux dans la qualité chimique des eaux de surface durant la période correspondant à la fonte printanière (Johannessen *et al.*, 1977; Seip *et al.*, 1980; Marmorek *et al.*, 1984). Le même phénomène a d'ailleurs été observé sur le bassin versant du lac

Laflamme (Charette *et al.*, 1983). Ces changements, qu'on a appelé «choc acide printanier», seraient dus au relâchement, par le couvert de neige, d'eau de fonte fortement concentrée en polluants acides durant les premiers jours de fonte (Johannessen & Henriksen, 1978). Cependant, l'écosystème terrestre, par l'intermédiaire du sol particulièrement, réagit à ces apports de contaminants acides en neutralisant une partie de l'acidité et en modifiant l'équilibre chimique

des eaux qui entrent en contact avec lui (Overrein *et al.*, 1980).

Au lac Laflamme, on a observé, lors de la fonte printanière de 1983, un certain apport d'eau provenant du ruissellement de surface sur les berges, dans l'épilimnion du lac, juste en dessous de la couverture de glace recouvrant le lac. Après la fonte de cette couche de glace, une arrivée massive d'eaux provenant des différents ruisseaux alimentés par la fonte du couvert de neige sur le bassin et se mélangeant à l'ensemble des eaux du lac, a été constatée (Jones *et al.*, 1984). L'étude de la composition chimique de ces eaux de ruissellement est donc déterminante pour mieux évaluer l'impact des précipitations acides sur le bassin versant du lac Laflamme lors de l'épisode du choc acide printanier.

Les ions sulfates et nitrates accompagnent principalement, comme contre-ions, les ions hydrogène dans les précipitations. Cependant, si les ions hydrogène sont neutralisés peu à peu dans l'environnement et les ions nitrates incorporés par la biomasse, les ions sulfates, eux, semblent beaucoup plus persistants dans le milieu. Ces sulfates sont, de plus, associés à un effet inquiétant des précipitations acides, à savoir le lessivage de cations comme le calcium et le magnésium divalents et le potassium et le sodium monovalents des sols (Wiklander, 1975, 1980; Overrein *et al.*, 1980; Cronan, 1980). La connaissance des flux de sulfates dans l'écosystème permettrait ainsi de mieux estimer les conséquences de l'acidification des précipitations. Cependant, à cause de la complexité du système hydrologique, il s'avère problématique de comparer les flux ioniques mesurés dans les eaux de fonte et qui sont rapportés en termes de quantités par unité de surface (méq/m²) pour une période donnée, et ces mêmes flux mesurés dans un ruisseau hypodermique en termes de quantités (méq) pour une période donnée, alors qu'il est très difficile d'estimer la surface variable participant au ruissellement. Il nous faut donc examiner le comportement des sulfates (SO₄²⁻) dans le système relativement à d'autres anions d'acides forts, tels les ions chlorures (Cl⁻) et nitrates (NO₃⁻), afin de mieux discerner ce qui est particulier aux sulfates de ce qui ne l'est pas. L'intercomparaison de ces flux permettra enfin de mieux cerner les mécanismes qui régissent le devenir des chlorures, sulfates et nitrates dans le milieu en identifiant d'autres réservoirs d'ions dans le système.

Méthodologie

DESCRIPTION DU SITE D'ÉTUDE

Le bassin du lac Laflamme (altitude: 777 m

à 884 m; 46°11'N., 74°57'O.) est situé dans la forêt Montmorency (Réserve des Laurentides, Québec) à 80 km au nord de la ville de Québec. La sapinière à bouleau blanc recouvre ce site dont la roche-mère est de gneiss charnockitique précambrien de la province de Grenville. Till et moraine recouvrent la presque totalité du bassin, l'exception étant les deux tourbières à chaque extrémité du lac. Le lac lui-même occupe une superficie de 0,061 km² sur un bassin de 0,684 km². La température moyenne annuelle y est de 0,2°C (température minimale moyenne, janvier: -15°C; température maximale moyenne, juillet: 15°C). Les précipitations annuelles moyennes enregistrées depuis 1966 s'élevaient à environ 1400 mm dont 34 % sous forme de neige (Plamondon, 1981). Le réseau de drainage du lac est peu développé. De nombreux petits ruisseaux intermittents sont observés lorsque le niveau de la nappe phréatique est élevé, mais seul le ruisseau principal coule durant toute l'année. La majeure portion de l'alimentation du lac est d'origine souterraine durant la plus grande partie de l'année bien que le ruissellement de surface prenne de l'importance durant la fonte printanière (Azzaria *et al.*, 1982).

ÉCHANTILLONNAGE

Les échantillons ont été recueillis durant l'hiver et le printemps 1984 sur un site situé sur le versant nord du lac. La collecte des précipitations a été effectuée par deux collecteurs automatiques (type Sangamo). Le couvert de neige a été échantillonné à trois stations et à l'emplacement de deux lignes de neige par la méthode de tranchée à la pelle (Jones *et al.*, 1984). L'équivalence en eau du couvert de neige a été calculée à partir de la mesure de la densité de la neige effectuée directement sur le terrain à l'aide d'un densitomètre suédois (AB Produktionmater Stockholm). La comparaison entre les volumes des échantillons de neige recueillis et ceux de l'eau provenant de ces échantillons fondus en laboratoire a permis de valider cet estimé de l'équivalence en eau. Les eaux de fonte ont été recueillies (avant contact avec le sol) par trois lysimètres de 1 m². Les lysimètres consistent en des bacs rigides en fibre de verre installés de façon à ce que leur fond repose sur le premier horizon du sol minéral. Les eaux de fonte s'écoulant des lysimètres ont été recueillies dans des récipients de plastique placés plus profondément dans le sol et fermés par un couvercle de façon à en protéger le contenu des contaminations éventuelles par des apports de l'atmosphère ou de la voûte forestière. Les eaux de ruissellement hypodermique, composées majoritairement, au printemps 1984, d'eaux souterraines restituées par la nappe phréatique affleurant la surface du sol, ont été

prélevées à la station de jaugeage du ruisseau intermittent d'Environnement Canada. Des échantillons d'eaux souterraines ont été obtenus à un piézomètre situé près du lac, au moyen d'une pompe péristaltique.

Des échantillons ont été prélevés à tous les jours du 24 avril jusque vers la fin de la période de fonte massive (16 mai). D'autres échantillons ont été recueillis, à des fréquences moins grandes un peu après et, surtout, avant cette période, à l'époque des fontes partielles.

ANALYSES DE LABORATOIRE

Les échantillons prélevés étaient apportés au laboratoire de l'INRS-Eau à Québec aussitôt après leur cueillette ou en moins de 24 heures au maximum. Tous les échantillons ont été filtrés avec un filtre en polycarbonate (47 mm de diamètre, 0,4 μm de porosité). Les analyses ont été faites d'après les méthodes reconnues (EPA, 1979) et à l'intérieur des délais de conservation recommandés. Les anions chlorures, sulfates et nitrates ont été dosés simultanément par chromatographie ionique (Dionex 12S). Le pH a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre (Radiometer PHM 26).

DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES ET HYDROLOGIQUES

Les données météorologiques utilisées proviennent de la station météorologique « Forêt

Montmorency » du Service de l'environnement atmosphérique d'Environnement Canada. Une très bonne corrélation existe entre les données recueillies à cette station et celles prises sur le bassin versant du lac Laflamme même (Plamondon, 1982). Ces données ont donc été utilisées, avec ajustements si nécessaire, pour obtenir les renseignements voulus sur les conditions météorologiques prévalant durant la période étudiée.

Certaines données hydrologiques, tels le niveau de la nappe phréatique et le débit du ruisseau hypodermique, ont été recueillies, compilées et traitées par une équipe de travail du Département d'hydrologie forestière de l'Université Laval (J. Stein & J. Roberge, comm. pers.).

TRAITEMENT DES DONNÉES

Les charges ioniques contenues dans les précipitations, le couvert de neige, les eaux de fonte des lysimètres et les eaux de ruissellement hypodermique ont été calculées ou estimées à partir des données hydrologiques et de qualité chimique.

Résultats et discussion

ÉVOLUTION TEMPORELLE DES CONCENTRATIONS

L'évolution temporelle des concentrations en ions chlorures, sulfates et nitrates des eaux de

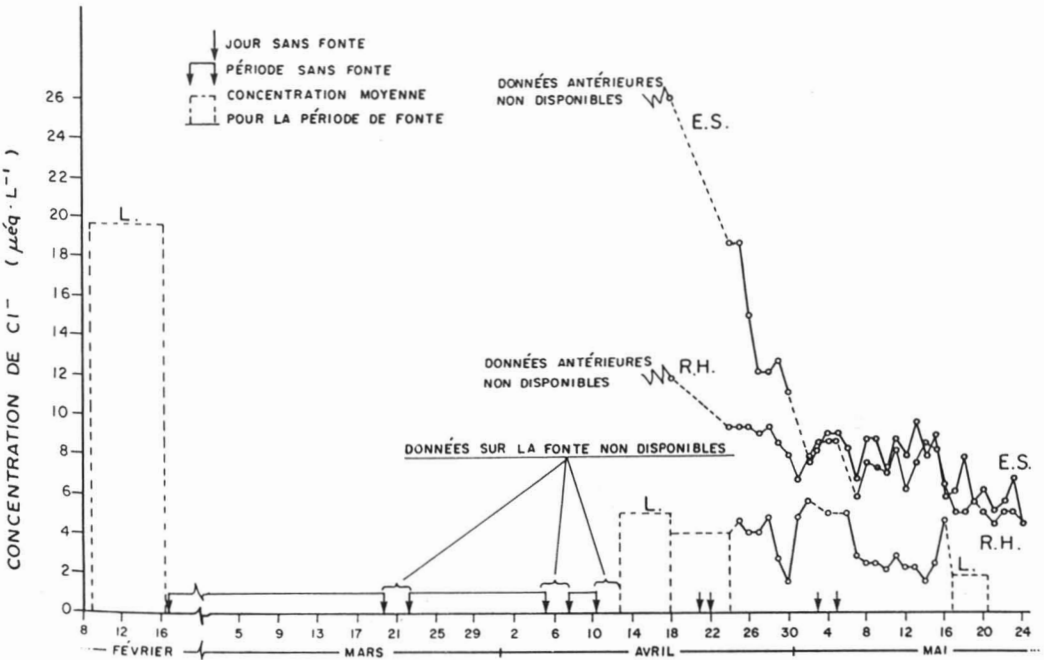


Figure 1. Évolution des concentrations de chlorures des eaux souterraines (E.S.), des eaux de ruissellement hypodermique (R.H.) et des eaux de fonte provenant des lysimètres L1, L2 et L3 (concentrations moyennes pondérées) (L.); bassin versant du lac Laflamme, printemps 1984.

fonte (moyenne pondérée des trois lysimètres), des eaux de ruissellement hypodermique et des eaux souterraines peut être observée aux figures 1, 2 et 3. Un épisode de fonte hivernale a été enregistré durant l'intervalle du 9 au 16 février (particulièrement à cause d'une pluie assez importante le 15 février). Deux courtes périodes de préfonte ont ensuite eu lieu du 20 au 22 mars et les 6 et 7 avril avant la fonte massive qui s'est déroulée, avec quelques interruptions dues à des jours de regel, du 11 avril jusque vers le 20 mai.

Les concentrations impliquées dans la fonte du 9 au 16 février sont plus élevées que celles qui ont été mesurées du 13 avril au 24 mai. Pour cette dernière période, il faut noter la similitude, pour les chlorures et les sulfates, entre les concentrations des eaux de ruissellement hypodermique et celles des eaux souterraines et l'importance de ces concentrations par rapport à celles des eaux de fonte au même moment. Les eaux de fonte et les eaux souterraines possèdent, par contre, des concentrations en nitrates similaires du 13 avril au 20 mai, alors que les eaux de ruissellement hypodermique en possèdent des concentrations nettement plus élevées. Il semblerait donc, comme l'ont affirmé Jones *et al.* (1985), que les nitrates des eaux de ruissellement hypodermique proviendraient en grande partie de la percolation de l'eau libérée par le couvert de neige à travers les horizons superficiels organiques du sol, alors que sulfates et chlorures auraient vraisemblablement comme origine, pour une bonne part, les eaux souterraines, donc des eaux ayant été plus influencées par le contact avec les horizons minéraux plus profonds du sol.

La production du ruissellement sur la portion de bassin versant étudiée ne serait pas due principalement à un ruissellement de l'eau de fonte sur un sol gelé. Comme il a été mentionné précédemment, les eaux souterraines formeraient une bonne partie du ruissellement hypodermique observé (Sklash & Farvolden, 1979). Une structure ouverte du sol gelé permettant l'infiltration de l'eau dans le sol et qui pourrait exister sur le site entourant le lac Laflamme, a été observée sur certains bassins (Price & Hendrie, 1983). Il semble que sur le bassin versant du lac Laflamme, une importante partie de l'eau de fonte puisse s'infiltrer dans le sol jusqu'à la nappe phréatique.

Le rehaussement du niveau de la nappe occasionné par cette recharge ferait en sorte qu'en certains endroits, comme dans les creux de terrain et les bas de pente, le sol deviendrait saturé par la nappe affleurant la surface, ce qui provoquerait un écoulement d'eaux souterraines en ces points (Sklash & Farvolden, 1979; Price & Hen-

drie, 1983). Ce phénomène (écoulement restitué) serait majoritairement responsable de la génération de l'écoulement observé dans le ruisseau hypodermique.

ÉVALUATION DES FLUX IONIQUES

Considérant qu'une partie des eaux de fonte recharge la nappe phréatique qui, elle-même, constitue la source d'une bonne partie du ruissellement hypodermique par écoulement restitué, et qu'une autre partie moins importante de la fonte passe plus directement dans le ruisseau par ruissellement de saturation — et peut-être, même, par écoulement insaturé et ruissellement de Horton —, une interrogation se pose alors. Est-ce que toute la charge ionique du ruisseau en chlorures, sulfates et nitrates peut provenir de la fonte du couvert de neige seul, par nappe phréatique interposée ou pas, ou y a-t-il d'autres sources pour ces ions?

Les charges en ions chlorures, sulfates et nitrates véhiculées par le ruisseau hypodermique entre les 18 avril et 20 mai 1984 ne peuvent provenir de la seule fonte du couvert de neige pendant cette même période étant donné que les concentrations mesurées dans les eaux de fonte sont constamment plus faibles que celles qui ont été mesurées dans le ruisseau. Cependant, les différences de charges pourraient peut-être avoir été suppléées par les épisodes de fonte précédant le 18 avril, les ions libérés par le couvert de neige à ce moment ayant été stockés temporairement quelque part à l'intérieur du système. Il faut donc évaluer les charges totales en chlorures, sulfates et nitrates libérées par le couvert de neige pour l'ensemble de la fonte printanière de 1984 et les comparer aux charges correspondantes évaluées pour les flux ioniques à travers le ruisseau hypodermique.

Flux ioniques dans les eaux de fonte

La qualité des eaux de fonte n'ayant pas été mesurée directement sur toute la période, les flux ont dû être estimés pour différentes sous-périodes d'après les données disponibles. C'est ainsi que, outre les périodes sans fonte du début de décembre 1983 au 9 février 1984 et du 16 février au 3 mars 1984, les périodes de fonte du 9 au 16 février 1984, du 3 mars au 28 avril 1984 et du 28 avril au 20 mai 1984 ont été considérées.

Entre les visites du site les 9 et 16 février, des eaux de fonte ont été recueillies dans les trois lysimètres. Connaissant donc l'équivalence en eau de la fonte ayant eu lieu entre ces deux dates et la concentration de ces eaux de fonte, les charges en chlorures, sulfates et nitrates impliquées lors de cette période de fonte hivernale partielle ont pu être calculées.

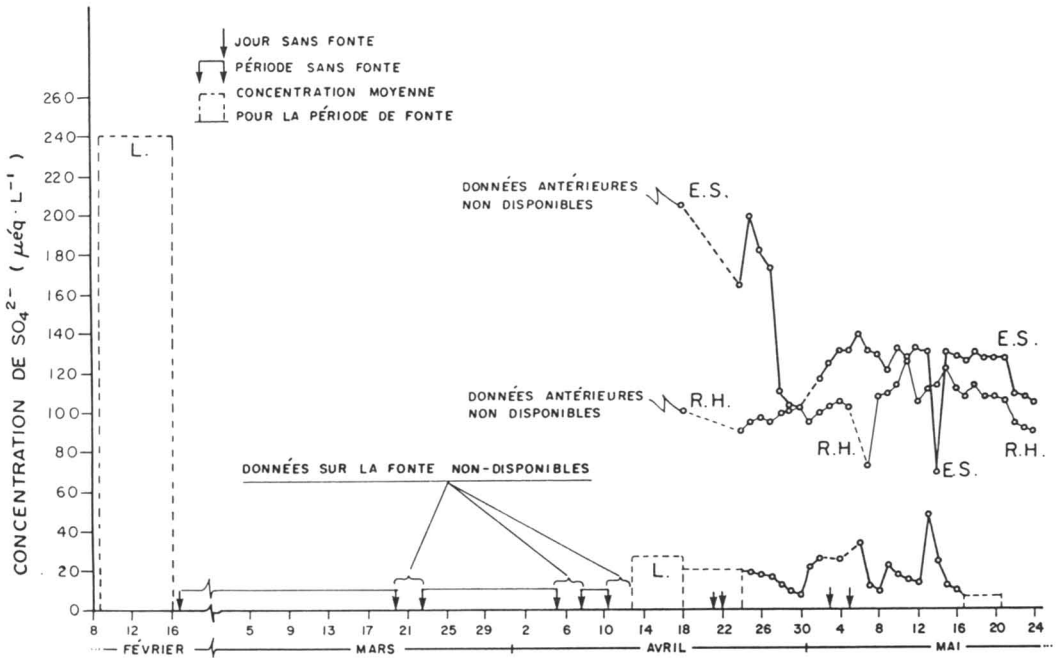


Figure 2. Évolution des concentrations de sulfates des eaux souterraines (E.S.), des eaux de ruissellement hypodermique (R.H.) et des eaux de fonte provenant des lysimètres L1, L2 et L3 (concentrations moyennes pondérées) (L.); bassin versant du lac Laflamme, printemps 1984.

L'intervalle de temps entre le 3 mars et le 28 avril 1984 a été marqué par des épisodes de fontes intermittentes et les débuts de la fonte massive. Cependant, aucun échantillon d'eau de fonte des lysimètres provenant de cette période n'a pu être recueilli à cause de difficultés techniques. Les charges ioniques impliquées dans la fonte durant cette période ont pu néanmoins être estimées par bilan de masses des stocks de neige au sol (exports par la fonte = charge initiale du couvert de neige + apports par les précipitations et les dépôts secs - charge finale du couvert de neige) en considérant les trois ions comme relativement conservatifs à l'intérieur du couvert de neige. Jones & Sochanska (1985) ont estimé les charges en chlorures, sulfates et nitrates apportées par les dépôts secs sur le bassin versant du lac Laflamme lors de la fonte printanière de 1983 grâce à une méthode de bilan des charges ioniques du couvert de neige. Leurs résultats permettent de conclure que les pourcentages (charges des dépôts secs / charges des précipitations humides) ont été de 61 % pour les chlorures, 50 % pour les sulfates et 57 % pour les nitrates lors de la fonte printanière de 1983. Nous pouvons supposer que ces rapports ont été similaires au printemps 1984 (tableau I).

Comme des échantillons d'eau de fonte ont été recueillis du 28 avril au 20 mai, les charges ioniques apportées par les eaux de fonte lors de cette période ont pu être calculées directement.

Le tableau II présente le bilan ionique de l'ensemble de la fonte, de décembre 1983 au 20 mai 1984.

Flux ioniques dans le ruisseau hypodermique

Comme il a été mentionné précédemment, les eaux de ruissellement hypodermique proviendraient en bonne partie de l'écoulement restitué de la nappe phréatique affleurant le sol et aussi d'eaux de fonte non infiltrées ou ayant percolé seulement à travers des couches superficielles du sol. Il s'avère donc particulièrement difficile d'établir la lame d'eau ayant produit le ruissellement hypodermique observé par nappe interposée (les eaux de cette dernière étant la composante majeure du ruissellement).

Estimation par la méthode du bilan net en chlorures nul

On observe que les concentrations moyennes pondérées en chlorures de l'ensemble de toutes les eaux de fonte et des eaux de ruissellement

TABLEAU I

Bilan de la fonte du 3 mars au 28 avril 1984 sur le bassin versant du lac Laflamme¹

Compartiment hydrologique	Période	H _{eau} (mm)	Concentration (µéq/L)			Charges (méq/m ²)		
			Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
Couvert de neige	3/03	383	5,6	12,5	11,3	2,1 ± 1,2	4,8 ± 2,5	4,3 ± 4,7
Précipitations humides	3/03 - 13/04	104	5,9	51	17	0,61 ± 0,05	5,3 ± 3,2	1,8 ± 0,6
Précipitations humides	13/04-18/04	23,6	5,0	11,6	3,1	0,12 ± 0,05	0,27 ± 0,05	0,07 ± 0,05
Précipitations humides	18/04-28/04	0,7	10,7	50,5	11,4	0,01	0,04 ± 0,01	0,01
Dépôts secs	3/03-28/04	0	—	—	—	0,45 ± 0,06	2,8 ± 1,6	1,1 ± 0,4
Couvert de neige	28/04	296	4,2	7,1	8,5	1,2 ± 0,6	2,1 ± 1,0	2,5 ± 1,2
Fonte estimée	3/03-28/04	215	—	—	—	2 ± 2	11 ± 8	5 ± 7

¹ H_{eau}: équivalence en eau

hypodermique sont très semblables (tableau III). Il semble donc que la circulation de l'eau dans le milieu n'influence pas de façon appréciable la quantité globale de chlorures et donc que ces derniers peuvent être considérés comme conservatifs dans le système (Gjessing *et al.*, 1976; Skartveit & Gjessing, 1979; Overrein *et al.*, 1980). En supposant, de plus, que toute la charge en chlorures du ruisseau hypodermique proviendrait de la fonte de l'ensemble du couvert de neige, il est possible de considérer que la concentration moyenne en chlorures des eaux du ruisseau provient de toute la charge en chlorures impliquée dans la fonte du couvert de neige apportées par une lame d'eau (H_{rh}) qui est déterminée selon l'équation (1):

$$H_{rh} = \frac{L(Cl^-)_{F \text{ tot}}}{[Cl^-]_{rh \text{ moy}}} \quad (1)$$

où L(Cl⁻)_{F tot}: charge en chlorures impliquée dans la totalité de la fonte du couvert de neige

[Cl⁻]_{rh moy}: concentration moyenne en chlorures des eaux du ruisseau

Donc

$$H_{rh} = \frac{3,6 \pm 2,4 \text{ méq/m}^2}{6,6 \text{ µéq/L}} = (5,5 \pm 3,6) \times 10^2 \text{ mm}$$

Ayant donc estimé la lame d'eau de fonte ayant contribué au ruissellement et connaissant les concentrations moyennes en sulfates et nitra-

tes dans le ruisseau (tableau III), il est alors possible d'évaluer les charges en ces deux ions dans les eaux de ruissellement hypodermique (tableau II).

Estimation par la méthode du bilan hydrologique du bassin

Considérons que la lame moyenne d'eau de fonte ayant produit le ruissellement hypodermique observé est similaire à la lame d'eau moyenne exportée par l'ensemble du bassin durant la période de fonte massive, soit du 6 avril au 24 mai 1984. On a alors:

$$H_{rh \text{ moy}} = H_{\text{exports bassin}} = \frac{Q_{\text{exports}}}{S_{\text{bassin}}} \quad (2)$$

où H_{rh moy}: lame moyenne d'eau de fonte produisant le ruissellement hypodermique mesuré

H_{exports bassin}: lame d'eau moyenne exportée par l'ensemble du bassin du 6 avril au 24 mai 1984

S_{bassin}: surface totale du bassin versant du lac Laflamme

Q_{exports}: volume des exports d'eau (de surface et souterraines) par le bassin entre le 6 avril et le 24 mai 1984

On a, de plus:

$$Q_{\text{exports}} = Q_{\text{ex tot}} + Q_{\text{ex sout}} \quad (3)$$

TABLEAU II

Bilan global des charges en chlorures, sulfates et nitrates impliquées durant la fonte printanière de 1984 sur le bassin versant du lac Laflamme

Apports-exports	Période	Charges (m ³ eq/m ²)			Charges (kg/ha)				
		Chlorures	Sulfates	Nitrates	Chlorures	Sulfates	Nitrates		
Apports par la fonte	1/12/83- 9/02/84	0	0	0	0	0	0		
	9/02/84-16/02/84	0,69 ± 0,06	8,52 ± 0,09	1,75 ± 0,04	0,24 ± 0,02	4,09 ± 0,04	0,245 ± 0,005		
	16/02/84- 3/03/84	0	0	0	0	0	0		
	3/03/84-28/04/84	2,05 ± 2	11 ± 8	5 ± 7	0,7 ± 0,7	5,3 ± 3,8	0,7 ± 1,0		
	28/04/84-20/05/84	0,9 ± 0,3	5,8 ± 0,3	2,8 ± 0,3	0,3 ± 0,1	2,8 ± 0,1	0,39 ± 0,04		
Somme des apports par la fonte	1/12/83-20/05/84	3,6 ± 2,4	25 ± 8	10 ± 7	1,3 ± 0,8	12 ± 4	1,4 ± 1,0		
Exports par le ruisseau	Début de l'écoulement-18/04/84.			Négligeables			Négligeables		
	18/04/84-24/05/84								
	estimé maximum			3,9	59	15	1,4	28	2,1
	estimé méthode 1			3,6*	55 ± 36	14 ± 9	1,3*	26 ± 17	2,0 ± 1,3
	estimé méthode 2			1,9	30	7,6	0,67	14	1,1

* Par définition

où $Q_{\text{ex tot}}$: volume total d'eau évacué par l'exutoire du 6 avril au 24 mai 1984

$Q_{\text{ex sout}}$: volume total d'eau évacué du bassin par voie souterraine du 6 avril au 24 mai 1984

Sur le bassin du lac Laflamme, il a été établi (Papineau, 1984), sur une base annuelle, que les exports d'eau par voie souterraine représentent 12 % des exports de surface pour chacune des deux périodes juin 81-mai 82 et juin 82-mai 83.

Si nous considérons cette observation comme un estimé aussi valable pour la sous-période de la fonte printanière de 1984, nous obtenons alors:

$$H_{\text{rh moy}} = \frac{1,12 \cdot Q_{\text{ex tot}}}{S_{\text{bassin}}} \quad (4)$$

ce qui donne:

$$H_{\text{rh moy}} = \frac{1,12 \cdot (1,80 \times 10^8 \text{ L})}{6,84 \times 10^5 \text{ m}^2} = 295 \text{ mm}$$

TABLEAU III

Concentrations moyennes en chlorures, sulfates et nitrates des eaux de fonte et des eaux de ruissellement (bassin versant du lac Laflamme, printemps 1984)

Compartiment du système hydrologique	Période	Concentrations (μ ³ eq/L)		
		Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
Eaux de fonte ¹	9/02-20/05	6,1	42	17
Eaux de ruissellement ²	18/04-24/05	6,6	100	26

¹ Concentration moyenne = $\frac{\text{charge totale } (\mu\text{eq/m}^2)}{\text{équivalence en eau totale (mm)}}$

² Concentration moyenne = $\frac{\text{charge totale } (\mu\text{eq})}{\text{débit total (L)}}$

Les charges ioniques correspondant à la lame d'eau de ruissellement estimée selon cette méthode sont présentées au tableau II.

Bilan global des flux estimés

Les flux de chlorures, sulfates et nitrates apportés par la fonte du couvert de neige ainsi que par le ruissellement hypodermique sont rapportés au tableau II. Bien qu'entachés d'une bonne imprécision, ces résultats sont bien dans le même ordre de grandeur lorsque comparés à d'autres mesures faites sur le bassin versant du lac Laflamme (Papineau, 1984). Les flux de sulfates et de nitrates mesurés (tableau II) laissent croire qu'il serait possible qu'une partie des sulfates et même des nitrates, provienne d'autres sources que la fonte du couvert de neige simplement. Cependant, ces sources seraient différentes pour ces deux anions (sol et nappe phréatique pour les sulfates; couche superficielle du sol pour les nitrates).

Les sulfates sont considérés comme ayant un caractère plutôt conservatif, dépendant des conditions du milieu (Johannessen *et al.*, 1980). Cependant, ces ions sont aussi reconnus pour être facilement adsorbés par certains sols (Johnson & Cole, 1977; Rajan, 1978; Singh *et al.*, 1980; Wiklander, 1980; Johnson & Todd, 1983; Fuller

et al., 1985) et, particulièrement, celui qu'on rencontre sur le bassin versant du lac Laflamme (podzol ferro-humique orthique) ferait partie de cette catégorie (Papineau, 1984; Hay *et al.*, 1985). Faisant contre-partie à cette bonne adsorptivité, au moins une partie des anions sulfates seraient d'autre part assez facilement désorbés de ces types de sols par de l'eau possédant des concentrations faibles en ces ions (Khanna & Beese, 1978; Johnson & Henderson, 1979; Wiklander, 1980; Fuller *et al.*, 1985). De plus, les concentrations en ces anions mesurées dans le ruisseau hypodermique entre le 18 avril et le 24 mai laissent supposer un rôle important du compartiment du système hydrologique sol-eaux souterraines comme réservoir de stockage des sulfates. En effet, les sulfates observés dans le ruissellement de surface lors de cette période (fig. 2) ne peuvent provenir directement du couvert de neige si l'on se fie aux concentrations mesurées dans l'eau de fonte, mais proviendraient plutôt du compartiment hydrologique précité sans, cependant, que l'on puisse distinguer les influences respectives du sol et des eaux souterraines. Il semble donc que, malgré l'imprécision de l'évaluation, il ne serait pas impossible qu'une partie non négligeable des sulfates du ruissellement hypodermique puisse provenir d'autres sources que la fonte (tableau II) comme, éventuellement, de précipi-

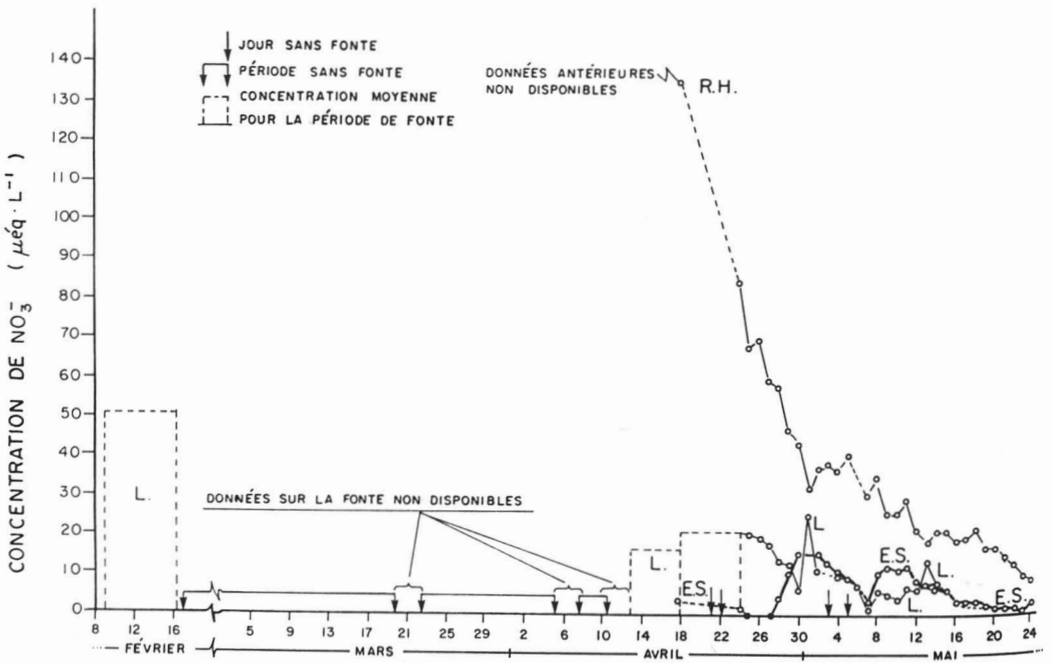


Figure 3. Évolution des concentrations de nitrates des eaux souterraines (E.S.), des eaux de ruissellement hypodermique (R.H.) et des eaux de fonte provenant des lysimètres L1, L2 et L3 (concentrations moyennes pondérées) (L.); bassin versant du lac Laflamme, printemps 1984.

tations avant décembre 1983, dont une part des charges en sulfates aurait été emmagasinée dans le sol ou la nappe phréatique jusqu'à la fonte de 1984, ou encore du sous-sol, bien que les précipitations soient considérées, au lac Laflamme entre autres, comme la source principale d'ions sulfates (Caron, 1985).

Les ions nitrates retrouvés dans les eaux de ruissellement hypodermique auraient plus plausiblement une origine différente de celle des sulfates. En effet, et les eaux souterraines, et les eaux de fonte contiennent des charges moins élevées en cet anion que les eaux de ruissellement hypodermique. Nous pouvons alors en déduire que c'est la circulation de ces eaux au travers des couches superficielles du sol à fortes teneurs en matière organique, qui provoque une mise en solution de nitrates libérés par cette matière organique (Cronan, 1980; Klein *et al.*, 1983; Hay *et al.*, 1985). Cette hypothèse est en accord avec l'évolution temporelle de la concentration en nitrates observée dans le ruissellement hypodermique (fig. 3). En effet, ce phénomène de prise en charge des nitrates dépend de la température du milieu et du temps de contact avec la litière forestière. Les nitrates sont des nutriments de première importance pour les organismes du milieu. Une hausse de la température entraîne alors une

recrudescence du métabolisme des êtres vivants et donc une prise en charge plus grande par ceux-ci de ces anions présents dans les eaux superficielles. Ce phénomène se manifeste ainsi globalement par une diminution graduelle des concentrations de nitrates dans le temps (fig. 3) due au réchauffement printanier progressif de l'air. Nous pouvons de même remarquer que la période plus froide du 2 au 6 mai 1984 correspond à une augmentation des concentrations de nitrates des eaux de ruissellement hypodermique qui pourrait, en plus, être attribuée au fait que, le débit du ruissellement diminuant à cause du ralentissement de la fonte, le temps de contact de l'eau avec la litière forestière augmente. De plus, les averses de pluie des 1, 9, 12 et 13 mai, occasionnent des hausses de débit du ruisseau, ce qui fait donc diminuer le temps de contact des eaux de ruissellement avec le sol. Ces jours d'averses correspondent ainsi à des baisses de ces mêmes concentrations.

L'examen de l'évolution temporelle des concentrations en chlorures (fig. 1), sulfates (fig. 2), nitrates (fig. 3) et même en ions hydrogène (fig. 4) des eaux de fonte, de ruissellement hypodermique et souterraines, laisse voir, durant la période du 26 au 30 avril, des changements notables de concentrations. À partir de cette époque et

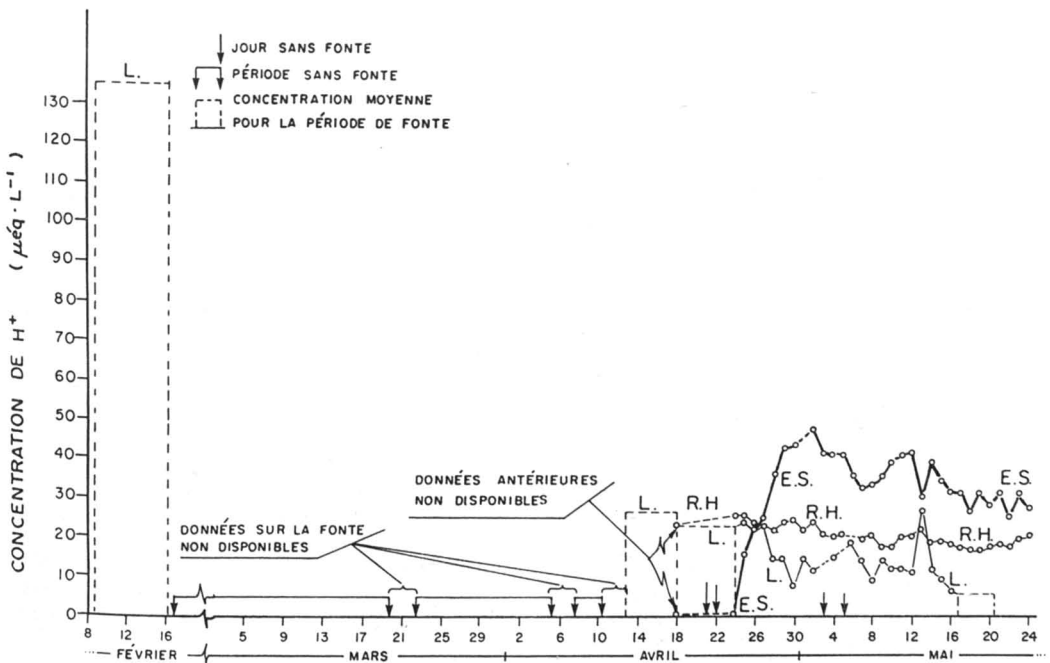


Figure 4. Évolution des concentrations d'ions hydrogène des eaux souterraines (E.S.), des eaux de ruissellement hypodermique (R.H.) et des eaux de fonte provenant des lysimètres L1, L2 et L3 (concentrations moyennes pondérées) (L.); bassin versant du lac Laflamme, printemps 1984.

jusqu'à la fin de la fonte, les concentrations, auparavant plus élevées dans les eaux souterraines que dans les eaux de ruissellement, deviennent presque égales dans ces deux compartiments hydrologiques pour ce qui est des chlorures et des sulfates. Les concentrations en chlorures et sulfates des eaux de fonte demeurent, pendant ce temps, bien inférieures à celles des eaux souterraines et de ruissellement. À partir du 26-30 avril, de même, les eaux souterraines et les eaux de fonte ont sensiblement les mêmes concentrations en nitrates, concentrations bien inférieures à celles des eaux de ruissellement par ailleurs, alors que les nitrates étaient quasi absents des eaux souterraines avant ces dates. Aux alentours du 26 avril, aussi, les eaux de ruissellement deviennent un peu plus acides que les eaux de fonte à la même époque, alors que les eaux souterraines deviennent rapidement acidifiées et plus chargées en ions hydrogène que les eaux de fonte et de ruissellement.

Ces changements importants surviennent au moment où la nappe phréatique, du moins dans le puits échantillonné, rechargée par les eaux de fonte, s'élève, aux alentours des 26-30 avril, jusqu'à un niveau tout près de la surface du sol (environ 15 cm sous la surface). Le niveau supérieur de la nappe se trouve à ce moment dans l'horizon Ae (Hay *et al.*, 1985) qui possède un pH un peu plus bas que celui de l'horizon inférieur Bhf1. Ceci expliquerait le fait que les eaux du puits deviennent alors plus acides et un peu plus chargées en nitrates étant donné qu'il a été observé (Hay *et al.*, 1985) qu'une hausse d'acidité favorise une mise en solution des substances azotées dans le type de sol podzolique présent à la forêt Montmorency. Le niveau d'environ 15 cm sous la surface qu'atteint la nappe au puits échantillonné, semble être le maximum qu'elle puisse atteindre, étant donné qu'un peu plus bas sur la pente, la nappe doit affleurer la surface pour provoquer le ruissellement hypodermique observé (par écoulement restitué). L'eau souterraine, pour ruisseler, doit alors circuler au travers de l'horizon superficiel LFH du sol à teneurs plus élevées en matière organique et en azote que les horizons minéraux inférieurs. Ceci expliquerait les concentrations constamment élevées en nitrates des eaux de ruissellement qui seraient dues au lessivage, de même que leurs concentrations stables en ions hydrogène, autant avant, qu'après le 28 avril, à cause de l'effet tampon plus élevé de l'horizon LFH du sol où ont lieu particulièrement la solubilisation d'acides organiques et l'échange de cations basiques, deux phénomènes qui abaissent le pH (Hay *et al.*, 1985).

L'affleurement de la nappe à la fin d'avril sur le site étudié est aussi visible par les concentra-

tions en chlorures très voisines des eaux souterraines et de ruissellement après cette date (fig. 1), étant donné que le passage des eaux souterraines au travers de l'horizon organique du sol n'a pas d'influence sur la quantité de chlorures. Ceci est d'ailleurs presque aussi vrai pour les sulfates (fig. 2). En effet, les concentrations en sulfates des eaux de ruissellement un peu plus faibles, relativement aux chlorures, que celles des eaux souterraines, trahissent probablement le fait que les sulfates ne sont pas aussi inertes que les chlorures et qu'une petite partie de ces sulfates peut être absorbée, en surface, par les végétaux et microorganismes.

L'élévation de la nappe est donc déterminante pour la qualité du ruissellement printanier sur le bassin du lac Laflamme. Le pouvoir adsorbant des sols (vis-à-vis des sulfates) et la présence de matière organique et d'organismes vivants (pour les nitrates et les ions hydrogène entre autres) sont aussi des facteurs spécifiques importants.

Conclusion

Le compartiment hydrologique eaux souterraines-sol contrôle en bonne partie les quantités de sulfates dans le ruissellement hypodermique intermittent, alors que c'est l'apport des couches superficielles du sol qui est déterminant dans le cas des nitrates. Les ions chlorures relâchés par la fonte du couvert de neige se retrouvent à peu près en même quantité dans l'eau de ruissellement hypodermique sans que le sol ou la nappe phréatique n'aient joué d'autres rôles que celui de réservoir transitoire.

Les chlorures et les sulfates libérés par les premières eaux de fonte auraient été emmagasinés pratiquement sans subir de transformations dans le sol et/ou la nappe phréatique avant d'être relâchés graduellement, lors de la fonte massive, dans les eaux de ruissellement hypodermique. L'examen comparatif des charges en sulfates libérées par la fonte du couvert de neige et celles transportées par le ruisseau hypodermique ne nous permet pas d'exclure la possibilité qu'une partie des sulfates observés dans le ruissellement hypodermique puisse provenir de quantités de ces ions accumulées avant la fonte printanière de 1984. Il serait possible, par exemple, qu'une partie de la charge en sulfates des pluies de l'automne 1983 ait été adsorbée dans le sol et lessivée par les eaux peu concentrées libérées par le couvert de neige vers la fin de la période de fonte.

L'accumulation des charges ioniques, libérées lors de la fonte, dans le compartiment sol-eaux souterraines ou le relâchement de ces charges

dans les eaux de ruissellement hypodermique par écoulement restitué, dépend largement de la profondeur de la nappe phréatique dans le sol. La qualité chimique de ces eaux est déterminée alors par le temps de contact avec les strates particulières du sol.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier particulièrement M. Jean-Yves Charette, M. Raymond Lemieux et M. Denis Labonté d'Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, région du Québec, M. Jean Stein et M. Jean Roberge de la Faculté de foresterie et géodésie de l'Université Laval, de même que Mme Wanda Sochanska, Mme Suzanne Dussault, M. Roger Beauchemin et M. André Parent d'INRS-Eau.

Références

- AZZARIA, L. M., P. J. GÉLINAS, R. ROBITAILLE & J. F. WILHELMI, 1982. Étude géologique et hydrogéologique du lac Laflamme, Parc des Laurentides, Québec. — Rapport rédigé pour la Direction générale des eaux intérieures, région du Québec, Environnement Canada par le Département de géologie, Université Laval, 238 p.
- CARON, F., 1985. Évaluation, à l'aide des mesures des rapports des isotopes stables du soufre et de l'oxygène, de la proportion des sulfates mesurés dans les lacs attribuables aux dépôts atmosphériques. — Mémoire de maîtrise, INRS, Université du Québec, 104 p.
- CHARETTE, J.-Y., D. LAFLAMME & G. ROBITAILLE, 1983. Modification de la qualité des eaux de surface au lac Laflamme, forêt Montmorency, Québec, au cours de la fonte printanière de 1982. — Direction générale des eaux intérieures, région du Québec, Environnement Canada, 48 p.
- CRONAN, C.S., 1980. Controls on leaching from coniferous forest floor microcosms. — *Pl. Soil*, 56: 301-322.
- EPA, 1979. Methods for chemical analysis of water & waste. — United States Environmental Protection Agency, Research and Development Report, EPA-600/4-79-020.
- FULLER, R. D., M. B. DAVID & C. T. DRISCOLL, 1985. Sulfate adsorption relationships in forested podosols of the northeastern USA. — *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49: 1034-1040.
- GJESSING, E. T., A. HENRIKSEN, M. JOHANNESSEN & R. F. WRIGHT, 1976. Effects of acid precipitation on freshwater chemistry. — Pages 65-85 in F. H. Braekke (ed.). Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway. SNSF-Project Fr 6/76, 111 p.
- HAY, G. W., J. H. JAMES & G. W. VANLOON, 1985. Solubilization effects of simulated acid rain on the organic matter of forest soil; preliminary results. — *Soil Sci.*, 139: 422-430.
- JOHANNESSEN, M. & A. HENRIKSEN, 1978. Chemistry of snow meltwater: changes in concentration during melting. — *Wat. Resour. Res.*, 14: 615-619.
- JOHANNESSEN, M., A. SKARTVEIT & R. F. WRIGHT, 1980. Streamwater chemistry before, during and after snowmelt. — Pages 224-225 in D. Drablos & A. Tollan (ed.). Ecological impact of acid precipitation. Proc. int. Conf., Sandefjord, Norway, March 11-14, 1980, 383 p.
- JOHANNESSEN, M., T. DALE, A. GJESSING, A. HENRIKSEN & R. F. WRIGHT, 1977. Acid precipitation in Norway: the regional distribution of contaminants in snow and the chemical concentration processes during snowmelt. — Proc. Isotopes and impurities in snow and ice symposium, Grenoble, 1975, Int. Ass. Hydrol. Sci. Publ., 118: 116-120.
- JOHNSON, D. W. & D. W. COLE, 1977. Sulfate mobility in an outwash soil in western Washington. — *Wat. Air Soil Pollut.*, 7: 489-495.
- JOHNSON, D. W. & G. S. HENDERSON, 1979. Sulfate adsorption and sulfur fractions in a highly weathered soil under a mixed deciduous forest. — *Soil Sci.*, 128: 34-40.
- JOHNSON, D. W. & D. E. TODD, 1983. Relationships among iron, aluminium, carbon and sulfate in a variety of forest soils. — *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47: 792-800.
- JONES, H. G. & W. SOCHANSKA, 1985. The chemical characteristics of snow cover in a northern boreal forest during the spring run-off period. — *Ann. Glaciology*, 7: 167-174.
- JONES, H. G., W. SOCHANSKA, J.-Y. CHARETTE & J. STEIN, 1985. Aspect qualitatif du développement au bassin du lac Laflamme d'un modèle prédictif de l'impact des précipitations acides — phase de la fonte printanière de 1984. — Rapport scientifique, INRS-Eau, n° 182, 42 p.
- JONES, H. G., W. SOCHANSKA, J. M. GAUTHIER, R. BOUGIE & J.-Y. CHARETTE, 1984. Développement d'une méthodologie d'étude sur les facteurs contrôlant la qualité des eaux de fonte et des eaux de ruissellement printanier au lac Laflamme, Québec. — Rapport scientifique, INRS-Eau, n° 165, 145 p.
- KHANNA, P. K. & F. BEESE, 1978. The behavior of sulfate on salt input in podzolic brown earth. — *Soil Sci.*, 125: 16-21.
- KLEIN, T. M., J. P. KREITINGER & M. ALEXANDER, 1983. Nitrate formation in acid forest soils from the Adirondacks. — *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47: 506-508.
- MARMOREK, D. R., G. CUNNINGHAM, M. L. JONES & P. BUNNELL, 1984. Snowmelt effects related to acidic precipitation: a structured review of existing knowledge and current research activities. — ESSA report for Environment Canada and Department of Fisheries and Oceans, 80 p.
- OVERREIN, L. N., H. M. SEIP & A. TOLLAN (ed.), 1980. Acid precipitation — effects on forest and fish. — Final report SNSF-Project 1972-1980, Oslo (Norway), 175 p.
- PAPINEAU, M., 1984. Composition chimique et bilan ionique du lac Laflamme (forêt Montmorency, Qué-

- bec). — Direction générale des eaux intérieures, région du Québec, Environnement Canada, 90 p.
- PLAMONDON, A., 1981. Étude hydrologique du bassin du lac Laflamme, forêt Montmorency, Québec, en relation avec le programme d'étude d'impact des pluies acides sur l'environnement forestier. — Rapport rédigé pour la Direction générale des eaux intérieures, région du Québec, Environnement Canada par le Département d'aménagement et de sylviculture et le Centre de recherches sur l'eau, Faculté de foresterie et de géodésie, Université Laval, 237 p.
- PLAMONDON, A., 1982. La précipitation moyenne sur le bassin du lac Laflamme, Forêt Montmorency, Québec. — Rapport rédigé pour la Direction générale des eaux intérieures, région du Québec, Environnement Canada par le Département d'aménagement et de sylviculture et le Centre de recherches sur l'eau, Faculté de foresterie et de géodésie, Université Laval, 28 p.
- PRICE, A. C. & L. K. HENDRIE, 1983. Water motion in a deciduous forest during snowmelt. — *J. Hydrol.*, 64: 339-356.
- RAJAN, S.S.S., 1978. Sulfate adsorbed on hydrous alumina, ligands displaced, and changes in surface charge. — *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42: 39-44.
- SEIP, H. M., G. ABRAHAMSEN, N. CHRISTOPHERSEN, E. T. GJESSING & A. O. STUANES, 1980. Snow and meltwater chemistry in mini-catchments. — Res. Rep. IR 53/80, SNSF-Project 1432 As, Oslo, (Norway), 51 p.
- SINGH, B. R., G. ABRAHAMSEN & A. STUANES, 1980. Effect of simulated acid rain on sulfate movement in acid forest soils. — *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: 75-80.
- SKARTVEIT, A. & Y. T. GJESSING, 1979. Chemical budgets and chemical quality of snow and runoff during spring snowmelt. — *Nord. Hydrology*, 10: 141-154.
- SKLASH, M. G. & R. N. FARVOLDEN, 1979. The role of groundwater in storm runoff. — *J. Hydrol.*, 43: 45-65.
- WIKLANDER, L., 1975. The role of neutral salts in the ion exchange between acid precipitation and soil. — *Geoderma*, 14: 93-105.
- WIKLANDER, L., 1980. Interaction between cations and anions influencing adsorption and leaching. — *in* T. C. Hutchinson & M. Havas (ed.). Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Plenum Press, New York, 654 p.

STRUCTURE SPATIALE DU ZOOPLANCTON DES LACS DU QUÉBEC: RELATION AVEC L'ACIDITÉ

B. PINEL-ALLOUL

Département de sciences biologiques
Université de Montréal, C.P. 6128, Succ. A
Montréal (Québec) H3C 3J7

G. MÉTHOT et G. CODIN-BLUMER

Centre de recherches écologiques de Montréal
Université de Montréal, C.P. 6128, Succ. A
Montréal (Québec) H3C 3J7

Résumé

Dans le cadre d'un inventaire limnologique, nous avons analysé les communautés de zooplancton et les caractéristiques physico-chimiques de 54 lacs du Québec, afin d'établir la structure spatiale du zooplancton et de déterminer les effets de la qualité des eaux, en référence à l'acidification des lacs. L'analyse typologique a mis en évidence un gradient d'accroissement de l'abondance du zooplancton associé au gradient géographique longitudinal est-ouest. Contrairement aux travaux antérieurs, notre analyse n'a pas démontré de relation négative entre l'acidification et la diversité du zooplancton. De plus, l'abondance totale du zooplancton était davantage reliée aux indices trophiques (transparence, couleur, carbone organique) qu'aux indices d'acidification (ions hydrogène, aluminium, sulfates, rapport alcalinité/sulfates). Ces paramètres influençaient également la structure de la communauté; les copépodes cyclopoïdes, en particulier *Mesocyclops edax*, présentaient des préférences pour les eaux dures et alcalines. La réponse des cladocères à l'acidification variait selon les espèces; *Bosmina longirostris* prédominait dans les lacs acides tandis que les Daphniidae (*D. galeata mendotae*) avaient une répartition restreinte aux eaux dures des lacs de l'ouest du Québec. Les rotifères formaient la majeure partie de la communauté dans les lacs acides et dystrophes, *Keratella taurocephala* et *Conochilus unicornis* présentant les plus grandes tolérances à l'acidification. L'abondance des copépodes calanoïdes variait surtout en fonction des facteurs reliés à la transparence et à la dystrophie (fer), bien que certaines espèces (*Leptodiptomus minutus*) étaient plus abondantes aux pH faibles.

Abstract

As part of a limnological survey, zooplankton communities and physicochemical parameters from 54 Québec lakes were studied in order to determine the structure of zooplankton communities and to relate physicochemical factors, in reference to acidification, to the patterns observed. Cluster analysis showed that an increase in zooplankton abundance was related to the longitudinal (east to west) geographic gradient. In contrast to previous work, our results did not show a negative relationship between zooplankton diversity and acidification of lakes. Furthermore, zooplankton abundance was more related to trophic factors (transparency, color, organic carbon) than to acidification factors (hydrogen ions, aluminium, sulfates, ratio alkalinity/sulfates). These factors also had effects on zooplankton structure; cyclopoid copepods (especially *Mesocyclops edax*), were correlated with alkalinity and hardwaters. Cladoceran responses to acidification varied between species; *Bosmina longirostris* was adapted to acidity, although Daphniidae (*D. galeata mendotae*) were restricted to Québec western hardwater lakes. Rotifera accounted for the major part of zooplankton communities in acidic and dystrophic lakes, where *Keratella taurocephala* and *Conochilus unicornis* showed the greatest tolerance to acidity. Calanoid copepods abundance was related to transparency and iron, although some species (*Leptodiptomus minutus*) were predominant at lower pH values.

Introduction

Bien que l'influence déterminante des précipitations acides sur la qualité des eaux des lacs du Québec soit bien documentée (Legendre *et al.*, 1980; Jones *et al.*, 1980; Grimard, 1981; Bobée *et al.*, 1982; Langlois *et al.*, 1983), leurs répercussions sur la structure des communautés biologiques ne sont pas encore clairement définies (Langlois *et al.*, 1984). Les premières constatations des effets écologiques de l'acidification anthropogène ont été faites dans les régions minières et sidérurgiques du nord-est de l'Ontario où les retombées atmosphériques de SO₂ et de métaux ont sérieusement réduit l'importance et la diversité du plancton et de l'ichtyofaune (Beamish & Harvey, 1972; Sprules, 1975a; Yan & Stokes, 1978). Plus récemment, Kelso *et al.* (1986) ont présenté l'état de l'acidification dans les eaux de surface de l'est du Canada; ils indiquent que non seulement l'abondance des poissons décline au fur et à mesure que le pH baisse sous le niveau de 6 unités, mais aussi que la diversité des autres communautés, en particulier de phytoplancton et de zooplancton, est réduite.

Au Québec, le ministère des Pêches et des Océans du Canada a mis sur pied en 1981 un programme d'inventaire des lacs du Bouclier canadien afin (1) d'acquérir des données de base concernant leur physico-chimie et leur biologie, (2) d'évaluer leur niveau d'acidification et (3) d'estimer les effets sur les communautés aquatiques (Langlois *et al.*, 1983, 1985). En 1982, un inventaire intégré des composantes morphométriques, physico-chimiques et biologiques d'un sous-ensemble de 54 lacs (fig. 1), nous a permis d'évaluer à l'aide d'analyses numériques (Legendre & Legendre, 1985) les relations entre ces composantes environnementales et la variabilité spatiale des communautés du phytoplancton, du zooplancton et de l'ichtyofaune (Pinel-Alloul & Méthot, 1985).

Nous présentons ici une étude qui analyse l'effet de la qualité physico-chimique de l'eau sur la variabilité spatiale de l'abondance, de la diversité et de la structure du zooplancton. Nos principaux objectifs sont de décrire la typologie du zooplancton dans les lacs du Québec et de déterminer les effets des facteurs physico-chimiques ou trophiques sur la structure du zooplancton, en référence aux niveaux d'acidification naturelle ou anthropogène et au degré de dystrophie lié à la couleur et à l'enrichissement organique des lacs.

Méthodes

L'inventaire physico-chimique a été réalisé du 11 août au 18 septembre 1982; 20 descripteurs physico-chimiques et trophiques ont été retenus pour cette étude (voir fig. 2). Toutes les analyses ont été faites selon les méthodes d'Environnement Canada (1979), sur des échantillons intégrés d'eau non filtrée de l'épilimnion (0-5 m), sauf pour le carbone organique (échantillon de surface). L'alcalinité a été mesurée par la méthode de titration potentiométrique de Gran (Kramer, 1980). Le rapport ALC/SO₄ mesure le remplacement des bicarbonates par les sulfates dans les eaux de surface et indique le degré d'acidification anthropogène (Bobée *et al.*, 1982).

Le zooplancton a été prélevé du 9 juillet au 10 août 1982 avec un filet Wisconsin (Juday type, De Bernardi, 1984) de 64 µm de vide de maille en effectuant des traits verticaux à des profondeurs variant de 2 à 20 m (63 à 628 L d'eau filtrée). La structure du zooplancton a été définie par 9 descripteurs synthétiques de l'abondance des peuplements et de la diversité de la communauté (fig. 3) ainsi que par l'abondance des différentes espèces. Les méthodes de préservation et de dénombrement des organismes sont décrites par Pinel-Alloul & Méthot (1984).

La typologie de la structure spatiale du zooplancton des lacs a été établie par une série de procédures d'analyses hiérarchiques: normalisation de la matrice des descripteurs du zooplancton (54 lacs × 9 descripteurs); calcul de la similarité entre les lacs à l'aide du coefficient de Gower (S₁₉) et définition des groupements à liens flexibles (Lance & Williams, 1966); ordination des lacs et étude des relations entre les descripteurs par une analyse en composantes principales (ACP) basée sur la matrice de corrélation; interprétation de la typologie observée par corrélation de rang (τ de Kendall) entre les axes d'ordination et les descripteurs du zooplancton.

Les liens de dépendance entre les descripteurs du zooplancton et de la physico-chimie ont été examinés à l'aide d'une analyse en composantes principales basée sur la matrice combinée des corrélations entre les deux types de descripteurs (densité-diversité-physico-chimie: 54 × 9 × 20); les relations définies par l'ACP ont ensuite été confirmées par des corrélations de rang (τ de Kendall) entre les descripteurs synthétiques et spécifiques du zooplancton et les facteurs de qualité d'eau. Toutes ces méthodes sont décrites dans Legendre & Legendre (1985) et sont regroupées dans le logiciel R du Centre de calcul de l'Université de Montréal.

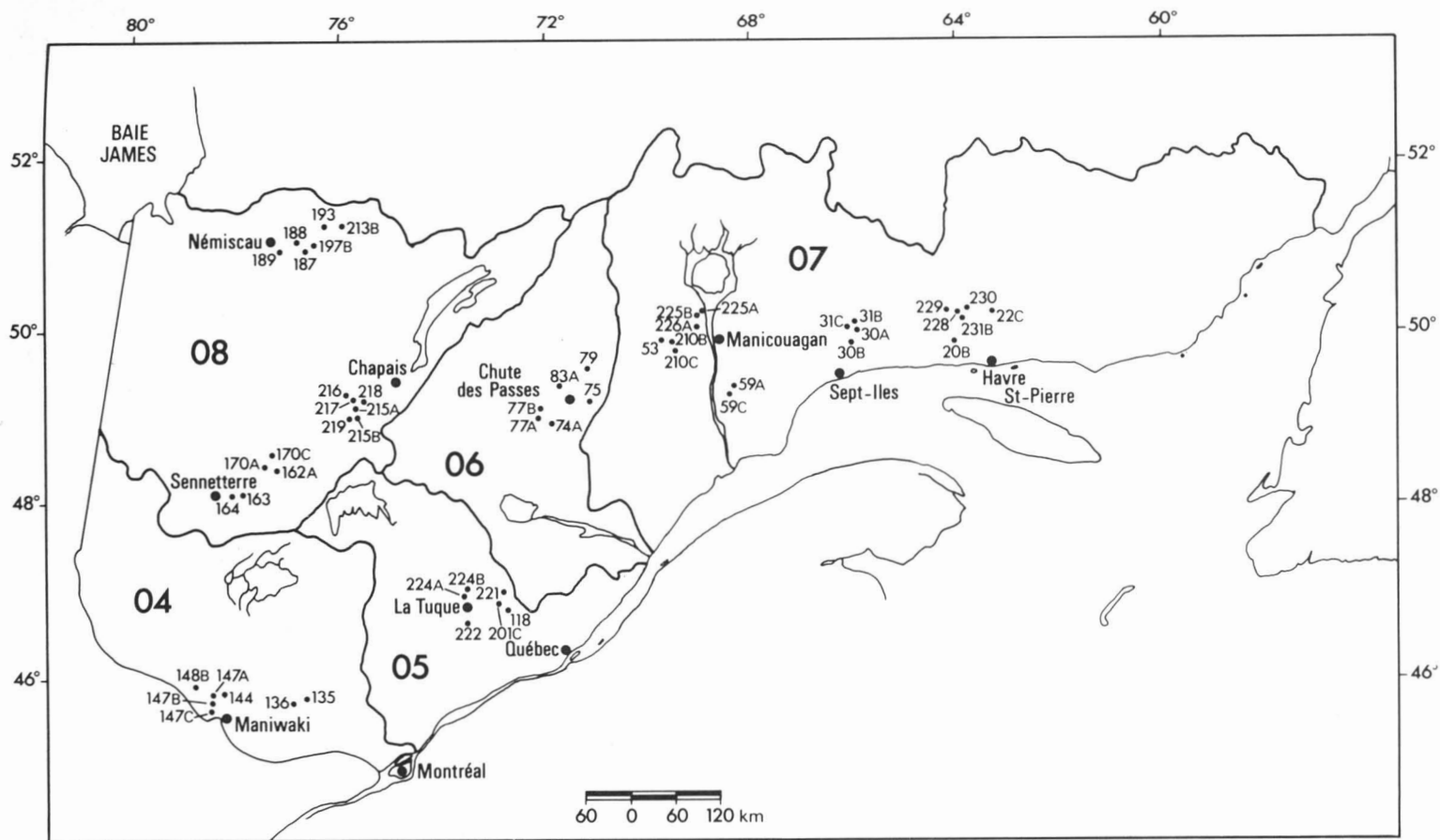


Figure 1. Localisation géographique des lacs. Secteurs: 04 = Maniwaki; 05 = La Tuque; 06 = Chute-des-Passes; 07 = Manicouagan, Sept-Îles, Havre-Saint-Pierre; 08 = Senneterre, Chapais, Némiscau.

Résultats et discussion

ABONDANCE ET DIVERSITÉ

Le premier plan de l'ACP (fig. 3) représente 61 % de la variabilité spatiale de l'abondance et de la diversité du zooplancton. L'axe I (37 %) reflète l'accroissement de l'abondance du zooplancton, en particulier des cladocères, des nauplii, des copépodes calanoïdes et des rotifères; l'axe II (24 %) est inversement relié aux composantes de la diversité.

Sept groupes de lacs ont pu être différenciés par l'analyse de groupement flexible (fig. 3). Sur l'axe I de l'ordination se succèdent, du côté négatif au côté positif, les groupes de lacs I, III, V, VII. Le tableau I définit les caractéristiques du zooplancton des lacs de chacun des groupes. Les lacs du groupe I sont situés à l'est du lac Saint-Jean dans le secteurs de Manicouagan, de Havre-Saint-Pierre et de Chute-des-Passes; ils sont faiblement peuplés (densité moyenne du zooplancton $< 15 \cdot 10^3$ ind. $\cdot m^{-3}$), pauvres en espèces

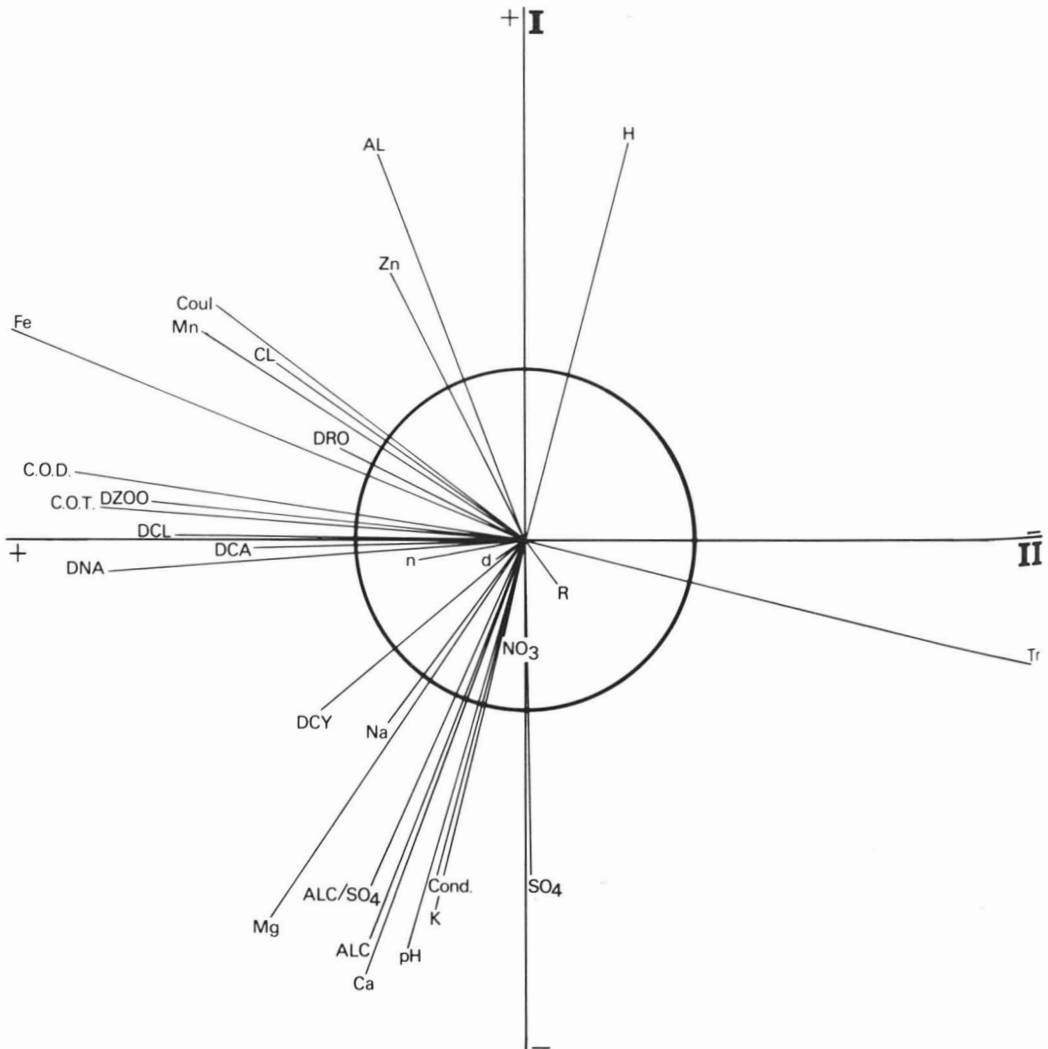


Figure 2. Analyse en composantes principales basée sur les descripteurs synthétiques du zooplancton et ceux de la qualité de l'eau. Les angles entre les axes descripteurs représentent les corrélations: 0 à 90°, corrélations positives décroissantes; 90°, corrélation nulle; 90 à 180°, corrélations négatives croissantes. DZOO: densité du zooplancton total; DRO: densité des rotifères; DCL: densité des cladocères; DCA: densité des copépodes calanoïdes; DCY: densité des copépodes cyclopoïdes; DNA: densité des nauplii; n: nombre d'espèces; d: diversité; R: régularité.

(10-11) avec une diversité moyenne (2,33-2,81) et une forte régularité (0,68-0,84). Les lacs du groupe III se distribuent d'ouest en est depuis Maniwaki jusqu'à Sept-Îles; la densité du zooplancton y varie de 18 à 43 · 10³ ind. · m⁻³ avec une valeur extrême de 77 · ind. · m⁻³ au lac 59A de Manicouagan; la diversité des peuplements y est généralement faible (1,93-2,70) avec 6 à 17 espèces et une régularité variant de 0,52 à 0,75. Le groupe V correspond aux lacs situés à l'ouest du lac Saint-Jean dans les secteurs de Maniwaki, de Némiscau, de Chapais et de Senneterre; les densités du zooplancton y sont assez fortes (31-120 · 10³ ind. · m⁻³) et les com-

posantes de la diversité y sont élevées (diversité de 2,48-3,04; 12-16 espèces; régularité de 0,65-0,75). Les lacs les plus riches en zooplancton (84-240 · 10³ ind. · m⁻³) appartiennent au groupe VII et se distribuent surtout au nord-ouest dans les secteurs de Némiscau, de Chapais et de Senneterre, à l'exception du lac 20B de Havre-Saint-Pierre.

Dans l'ensemble, la répartition géographique des lacs entre les groupes définis par la typologie démontre que le gradient d'accroissement de l'abondance du zooplancton observé selon l'axe I de l'ACP, s'associe avec le gradient longi-

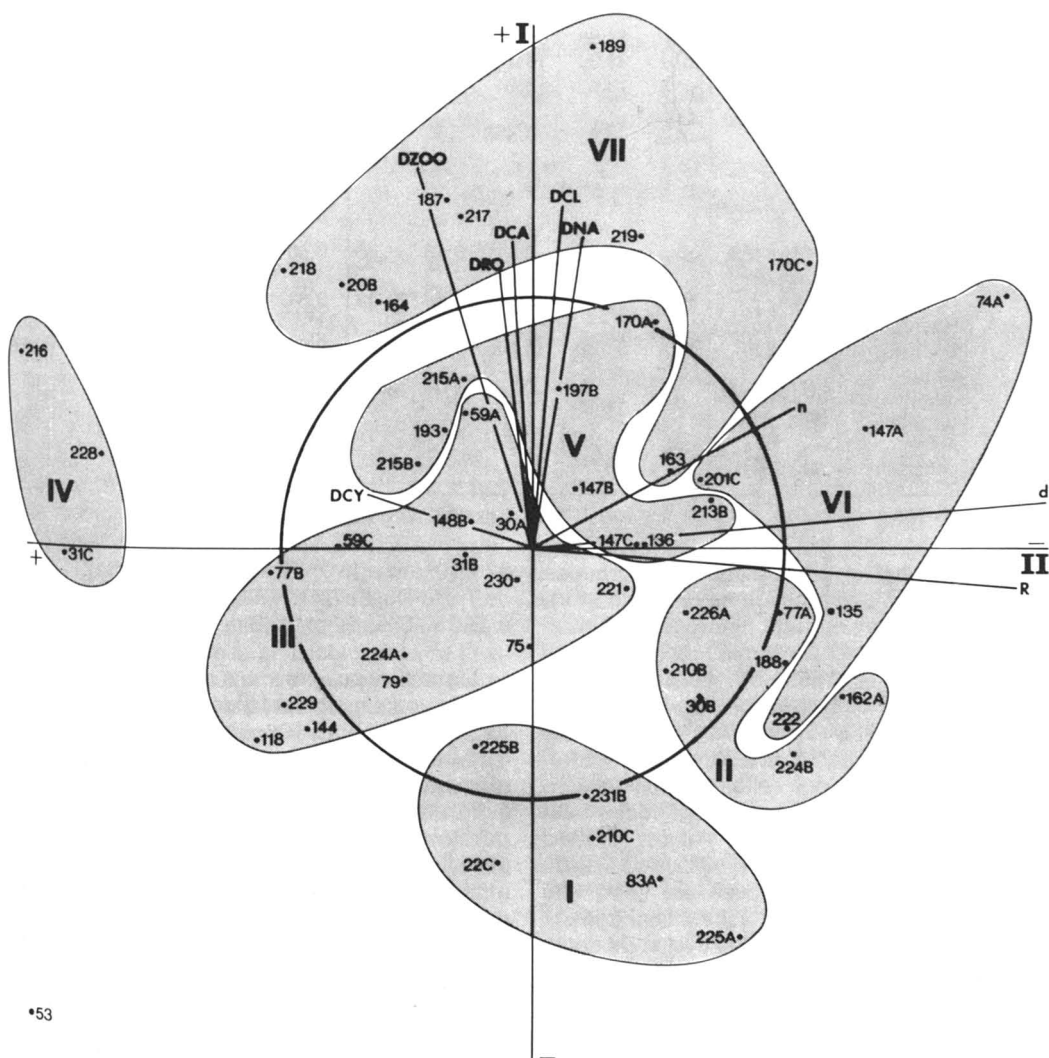


Figure 3. Analyse en composantes principales de la structure du zooplancton, basée sur les descripteurs synthétiques. I à VII: groupements de lacs.

TABLEAU I

Situation géographique, étendue, moyenne (\bar{X}) et écart type (S_x) des descripteurs du zooplancton de chacun des groupements de lacs définis par l'ACP (fig. 3)

Groupements	Secteurs	Lacs	Descripteurs du zooplancton									
			DZOO*	DRO	DCL	DCA	DCY	DNA	d	N	R	
I	Havre Saint-Pierre Chute-des- Passes Mani- couagan	22C, 231B	min	7,72	3,48	0,16	0,94	0,08	0,56	2,33	10	0,68
			max	14,64	8,16	1,12	2,04	0,88	5,96	2,81	11	0,84
		83A 210C, 225A, 225B	\bar{X}	11,06	6,28	0,69	1,54	0,54	2,00	2,56	10,66	0,75
			S_x	2,10	1,65	0,32	0,43	0,30	1,80	0,18	0,47	0,05
II	Senneterre La Tuque Némiscau Chute-des- Passes Sept-Îles Mani- couagan	162A	min	12,80	6,53	0,77	1,19	0,00	0,58	2,73	12	0,75
		224B	max	23,60	14,78	5,63	5,15	1,75	5,68	3,16	14	0,88
		188	\bar{X}	18,97	9,61	2,62	3,01	0,74	2,77	2,94	11,93	0,80
		77A 30B	S_x	3,41	3,29	1,50	1,50	0,68	1,60	0,14	0,86	0,04
		210B, 226A										
III	Maniwaki La Tuque	114, 148B	min	18,12	3,81	0,56	1,80	0,00	0,32	1,93	6	0,52
		118, 221 224A	max	76,87	50,54	24,64	27,43	3,31	17,49	2,70	17	0,75
	Havre Saint-Pierre Chute- des-Passes Sept-Îles Mani- couagan	230, 229	\bar{X}	31,39	13,87	5,33	7,96	2,22	5,96	2,26	10,71	0,64
		79, 75, 77B 30A, 31B	S_x	15,00	11,63	6,37	7,70	2,60	5,29	0,24	4,74	0,06
		59A, 59C										

tudinal est-ouest, en particulier pour les groupes I et VII. Au sein des groupes médians (III et V), il existe toutefois une forte hétérogénéité intra-groupe. L'abondance du zooplancton total varie en moyenne d'un minimum de $11 \pm 2 \cdot 10^3$ ind. $\cdot m^{-3}$ dans les lacs du groupe I à un maximum de $130 \pm 51 \cdot 10^3$ ind. $\cdot m^{-3}$ dans les lacs du groupe VII (tableau I). Les plus fortes hétérogénéités spatiales sont celles des cladocères ($0,2-36,8 \cdot 10^3$ ind. $\cdot m^{-3}$), des copépodes calanoides ($0,2-69,8 \cdot 10^3$ ind. $\cdot m^{-3}$) et des rotifères ($3,4-212,5 \cdot 10^3$ ind. $\cdot m^{-3}$). Bien que ces résultats doivent être interprétés avec réserve compte tenu des biais induits dans l'échantillonnage par le décalage des saisons et des cycles de développement du zooplancton d'ouest en est, la variabilité de l'abondance du zooplancton dans notre échantillon de lacs est comparable à la variabilité observée dans les lacs acides de l'est du Canada. Ainsi, les lacs acides du nord-est ontarien supportent des densités de 18 à

$37 \cdot 10^3$ ind. $\cdot m^{-3}$ (Bleiwas *et al.*, 1984) et ceux de Terre-Neuve (pH: 4,5-5,4) des densités de 67 à $280 \cdot 10^3$ ind. $\cdot m^{-3}$ (Blouin *et al.*, 1984).

L'axe II oppose les lacs des groupes II et VI dont le zooplancton est bien diversifié (diversité de 2,73-3,39: 12-19 espèces; régularité de 0,70-0,88), aux lacs du groupe IV qui ont des peuplements peu diversifiés (1,45-1,70) et une régularité faible (0,42-0,52) (tableau I). Toutefois, cette dualité ne résulte que de l'isolement du côté positif de l'axe II de trois lacs (groupe IV) dont la communauté du zooplancton se trouvait au moment de l'échantillonnage dans une phase saisonnière de son développement caractérisée par l'apparition massive des nauplii de copépodes (lac 216), ou du rotifère *Conochilus unicornis* (lacs 228 et 31C). L'axe II ne reflète donc pas un gradient de diversité du zooplancton dans les lacs du Québec mais plutôt l'effet particulier du développement rapide de certaines espèces ou stades.

TABLEAU I (suite)

Groupements	Secteurs	Lacs	Descripteurs du zooplancton									
			DZOO*	DRO	DCL	DCA	DCY	DNA	d	N	R	
IV	Chapais Havre Saint-Pierre Sept-Îles	216	min	49,58	7,14	1,72	1,65	2,40	1,42	1,45	7	0,42
		228	max	113,98	54,48	7,90	12,24	3,08	84,15	1,70	16	0,52
		31C	\bar{X}	77,73	33,59	4,86	6,62	2,69	29,99	1,59	11,67	0,46
			S_x	26,91	19,72	2,52	4,35	0,29	38,32	0,10	3,68	0,04
V	Senneterre Maniwaki Némiscau Chapais	170A 147B, 147C, 136	min	30,85	14,73	1,52	0,79	0,58	2,10	2,48	12	0,65
		193, 197B 213B	max	120,04	94,45	4,45	16,56	7,44	23,60	3,04	16	0,75
		215A, 215B	\bar{X}	67,32	39,85	2,94	6,72	4,06	13,77	2,70	14,40	0,70
			S_x	26,73	23,32	0,88	4,66	3,08	10,10	0,15	1,25	0,03
VI	Maniwaki La Tuque Chute- des-Passes	147A, 135 201C, 222	min	19,17	6,91	1,90	0,64	1,43	6,13	2,96	14	0,70
			max	48,71	22,15	11,77	11,64	5,83	66,00	3,39	19	0,86
		74A	\bar{X}	35,01	11,68	5,32	5,75	2,99	20,15	3,13	17,40	0,78
			S_x	15,46	7,70	3,68	4,84	1,51	23,58	0,18	1,74	0,07
VII	Senneterre Némiscau Chapais Havre Saint-Pierre	163, 164, 170C	min	83,60	17,11	4,51	9,08	0,00	1,43	2,15	9	0,59
		187, 189 217, 218, 219	max	240,42	212,46	36,86	69,82	5,32	54,53	3,04	17	0,82
		20B	\bar{X}	129,66	64,40	14,03	25,65	1,99	23,58	2,58	13,55	0,69
			S_x	51,08	55,17	10,41	20,07	1,61	15,77	0,31	2,41	0,07
Non classé	Mani- couagan	53		20,39	6,73	0,20	0,20	13,06	0,20	1,63	8	0,54

* Densité exprimée en nombre d'individus $10^3 \cdot m^{-3}$; voir la figure 2 pour les abréviations des descripteurs du zooplancton.

RELATION AVEC LA PHYSICO-CHEMIE DE L'EAU

Les relations entre les composantes du zooplancton et celles de la physico-chimie de l'eau sont définies par la position des axes descripteurs dans l'ACP (fig. 2). Le pourcentage de variance expliqué par les trois premiers axes est de 56 % (axe I: 27%, axe II: 17%, axe III: 12%). Les variables liées à l'acidité naturelle (H, AL) et celles liées à l'acidité anthropogène (SO_4 , ALC/SO_4), à l'alcalinité et à la minéralisation (ALC, pH, Ca, Mg, K, Cond) s'opposent et sont corrélées à l'axe I (r : 0,80 à 0,83 et $-0,71$ à $-0,91$; $P < 0,01$). L'analyse en composantes principales ne démontre pas de relations entre l'acidité naturelle ou anthropogène et les descripteurs du zooplancton, à l'exception des copépodes cyclopoïdes qui présentent une relation inverse avec l'axe I ($r = -0,38$; $P < 0,01$). Les quatre autres variables du zooplancton et les indices trophiques (transparence, fer, carbone organique dissous,

carbone organique total, manganèse) sont reliées à l'axe II ($r > 0,50$; $P < 0,01$). Les corrélations de rang calculées entre les descripteurs synthétiques du zooplancton et ceux de la physico-chimie, bien que significatives, sont faibles ($-0,17$ à $0,39$; $P < 0,05$; tableau II). Elles confirment la plupart des relations suggérées par l'ACP et montrent que le peuplement des copépodes cyclopoïdes s'accroît dans les lacs alcalins et minéralisés, que celui des rotifères augmente dans les lacs dystrophes (Fe) à acidité naturelle (H), tandis que ceux des cladocères, des nauplii et des calanoïdes diminuent avec la transparence des lacs et s'accroissent avec la conductivité et les concentrations en fer.

En ce qui concerne les composantes de la diversité, nous n'avons pas observé de relations significatives entre le nombre d'espèces et les indices d'acidification naturelle (H, AL, pH)

ou anthropogène (SO_4 , ALC/SO_4); au contraire, la diversité et la régularité s'accroissent en fonction de la concentration en SO_4 ($r = 0,26$; $P < 0,01$). Ces résultats n'appuient pas la relation négative démontrée par de nombreux auteurs entre l'acidification et la diversité du zooplancton (Yan & Strus, 1980; Pope *et al.*, 1985) ou le nombre d'espèces (Sprules, 1975a; Langlois *et al.*, 1983; Confer *et al.*, 1983; Bleiwas *et al.*, 1984; Blouin *et al.*, 1984). Ceci peut s'expliquer par la

faible proportion (1 %) dans notre échantillon de lacs ayant un pH inférieur à 5,5, point d'inflexion au-dessous duquel s'accroît la baisse de la diversité (Roff & Kwiatkowski, 1977) et par le fait que les composantes de la diversité contribuent très peu à la dispersion des lacs dans l'ACP basée sur les deux types de descripteurs.

Les effets de l'acidification sur l'abondance des différents peuplements ou espèces du zoo-

TABLEAU II

Coefficients de corrélation (τ de Kendall) entre les peuplements ou espèces zooplanctoniques et les facteurs de qualité d'eau¹

Zooplancton	Physico-chimie										
	H	Ca	SO_4	ALC	Tr	Cond	AL	Fe	pH	Coul	ALC/SO_4
Zooplancton (DZOO)	—	—	—	—	-0,29	—	—	0,29	—	—	—
Rotifères (DRO)	0,24	-0,15	—	—	—	—	—	0,16	-0,24	—	—
<i>Conochilus unicornis</i>	0,19	-0,24	-0,43	—	—	-0,25	—	—	—	—	—
<i>Kellicottia longispina</i>	—	—	—	—	-0,22	—	—	0,21	—	—	—
<i>Keratella taurocephala</i>	0,46	-0,47	—	-0,50	—	-0,35	0,28	—	-0,47	—	-0,51
<i>Polyarthra vulgaris</i>	—	—	0,22	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Asplanchna priodonta</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	—	-0,25	—
Cladocères (DCL)	—	—	—	—	-0,34	0,17	—	0,30	—	—	—
<i>Bosmina longirostris</i>	0,36	-0,28	—	-0,22	—	—	—	—	-0,37	—	—
<i>Holopedium gibberum</i>	—	—	—	—	—	—	—	0,19	—	—	-0,21
<i>Daphnia dubia</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Daphnia galeata mendotae</i>	-0,38	0,41	—	0,44	—	0,41	-0,32	—	0,41	—	0,45
<i>Daphnia scholeri</i>	—	—	—	—	—	—	0,26	—	—	—	-0,20
<i>Daphnia rosea</i>	—	—	—	—	—	—	0,36	0,25	—	0,32	—
<i>Daphnia longiremis</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Diaphanosoma</i>	-0,30	0,37	0,49	0,27	—	0,46	-0,39	—	0,30	-0,28	—
Copépodes calanoïdes (DCA)	—	—	—	—	-0,20	0,21	—	0,17	—	—	—
<i>Leptodiaptomus minutus</i>	0,19	-0,25	-0,27	—	—	—	—	0,20	—	—	—
<i>Skistodiaptomus oregonensis</i>	-0,30	—	—	—	—	—	—	—	0,29	—	—
<i>Epischura lacustris</i>	—	—	—	—	-0,25	—	—	—	—	—	—
Calanoïdes copépodites	—	—	—	—	—	0,20	—	—	—	—	—
Copépodites cyclopoïdes (DCY)	-0,30	0,37	—	0,39	-0,16	0,27	-0,23	—	0,30	—	0,39
<i>Diacyclops bicuspidatus thomasi</i>	—	0,27	—	0,29	-0,25	0,26	—	—	—	—	0,28
<i>Mesocyclops edax</i>	-0,41	0,45	0,33	0,43	—	0,47	-0,31	—	0,41	—	0,38
<i>Cyclops scutifer</i>	—	-0,23	-0,37	—	—	-0,38	0,32	—	—	—	—
Cyclopoïdes copépodites	-0,23	0,30	0,27	0,30	—	0,28	-0,24	—	0,24	—	0,28
Nauplii (DNA)	—	—	—	—	-0,36	0,29	—	0,26	—	—	—
Diversité (d)	—	—	0,25	—	—	—	—	—	—	—	—
Nombre d'espèces (n)	—	—	0,17	—	—	—	—	—	—	—	—
Régularité (R)	—	—	0,26	—	—	—	—	—	—	—	—

¹ Corrélations significatives ($P \leq 0,05$); les espèces ou les paramètres physico-chimiques ne présentant pas de corrélation significative ont été exclus du tableau.

plancton sont encore très peu connus. D'après Roff & Kwiatkowski (1977) et Blouin *et al.* (1984), les copépodes cyclopoïdes et les cladocères sont les taxocènes les plus sensibles à l'acidification. Dans notre étude, les cyclopoïdes sont très peu représentés dans les lacs les plus acides mais forment de fortes populations (*Mesocyclops edax* et *Diacyclops bicuspidatus thomasi*) dans les lacs alcalins, bien minéralisés, riches en sulfates et non acidifiés (tableau II). Ces deux copépodes sont considérés comme intolérants à l'acidification (Pope *et al.*, 1985) et rares en dessous d'un pH de 5; dans notre étude, l'analyse des corrélations entre les espèces et les facteurs de qualité d'eau (tableau II) démontre que l'abondance de *M. edax* et des stades copépodites de cyclopoïdes décroît en fonction de l'acidité et de la concentration en aluminium et s'accroît avec la minéralisation, le pH et l'alcalinité; celle de *D. bicuspidatus thomasi* est aussi fonction de l'alcalinité et de la minéralisation mais diminue avec la transparence. Seul, *C. scutifer* présente une relation inverse avec la minéralisation et une tolérance à la contamination par les métaux (AL).

La réponse des cladocères à l'acidification varie selon les espèces; *Bosmina longirostris* est une espèce très résistante, typique des lacs acidifiés de la région de Sudbury (Yan & Strus, 1980); d'autres cladocères sont également assez tolérants: *Holopedium gibberum*, *Polyphemus pediculus* et *Diaphanosoma* sp. (Pope *et al.*, 1985). Par contre, les daphnies sont plus sensibles et ne tolèrent pas des pH inférieurs à 5 (Blouin *et al.*, 1984). Dans nos lacs, la répartition des cladocères en fonction du pH est analogue à celle qu'ont établie ces auteurs (tableau II): *Daphnia galeata mendotae* est le cladocère dominant dans les lacs alcalins et non acidifiés tandis que les espèces tolérantes (*B. longirostris*) prédominent dans les lacs acides; comme les Daphnidae, *Diaphanosoma* sp. est moins tolérant à l'acidité mais présente de plus une corrélation inverse avec le niveau de dystrophie relié à la couleur de l'eau.

Les rotifères et les copépodes calanoïdes sont beaucoup plus tolérants à l'acidification (Roff & Kwiatkowski, 1977; Pope *et al.*, 1985; Siegfried *et al.*, 1984). Chez les calanoïdes, *Leptodiptomus minutus* tolère des pH aussi bas que 4 (Pope *et al.*, 1985) tandis que les plus grosses espèces (*Leptodiptomus sicilis*, *Skistodiptomus oregonensis* et *Epischura lacustris*) sont plus sensibles (Sprules, 1975b; Malley *et al.*, 1982). Dans nos lacs, *L. minutus* se retrouve dans tous les groupes mais son abondance est corrélée au niveau d'acidité naturelle (H) et de dystrophie (Fe); par contre, les populations de *S. oregonensis* diminuent en fonction de l'acidité (tableau II). Bien

que les rotifères forment la majorité du zooplancton dans nos lacs acides du Québec (pH < 6,3), les plus grandes densités sont notées dans les lacs acides et humiques (tableau II). On y retrouve surtout les espèces tolérantes à l'acidité: *Conochilus unicornis*, *Keratella taurocephala*, *Kellicottia longispina* (Malley *et al.*, 1982; Pope *et al.*, 1985). Dans notre étude, *K. taurocephala* et *C. unicornis* caractérisent le zooplancton des lacs les plus acides (tableau II).

Conclusion

La structure spatiale du zooplancton dans les lacs du Québec se caractérise par un gradient d'abondance croissante des peuplements selon la longitude. À l'est, les lacs à acidité naturelle, peu minéralisés, abritent des communautés de faibles densités (en moyenne 11 ± 2 à $31 \pm 15 \cdot 10^3$ ind. $\cdot m^{-3}$) tandis que les lacs minéralisés et non acidifiés du sud-ouest produisent les communautés les plus denses (en moyenne 35 ± 15 à $130 \pm 51 \cdot 10^3$ ind. $\cdot m^{-3}$).

Nos analyses ne font pas ressortir de relations entre l'acidification et la diversité du zooplancton. De plus, l'abondance de la communauté zooplanctonique est davantage reliée aux indices trophiques tels que l'enrichissement organique, la transparence et la couleur de l'eau qu'aux indices d'acidification. Certains peuplements présentent des changements significatifs en fonction des niveaux d'acidification et de dystrophie. Ainsi, les cyclopoïdes sont sensibles à l'acidité et leurs populations sont plus abondantes dans les lacs alcalins et non acidifiés du sud-ouest du Québec tandis que les rotifères tolèrent l'acidification mais affectionnent surtout les milieux dystrophes très colorés. La répartition des espèces dominantes en fonction de l'acidification des lacs est généralement conforme à celles décrites pour l'est du Canada. Toutefois, les relations observées sont encore très imprécises compte tenu du biais induit par la variabilité temporelle des peuplements et de l'influence d'autres facteurs environnementaux non considérés dans cette étude (brouillage, compétition, prédation par les poissons et les invertébrés) sur la structure du zooplancton.

Remerciements

Nous remercions MM. Claude Langlois, Ghislain Verreault et Yvan Vigneault du ministère des Pêches et des Océans du Canada (Québec) qui nous ont confié cette étude et Mlle Claudette Blanchard du Centre de recherches écologiques de Montréal qui a réalisé les figures.

Références

- BEAMISH, R. J. & H. H. HARVEY, 1972. Acidification of the La Cloche Mountain lakes (Ontario) and resulting fish mortalities. — *J. Fish. Res. Bd Can.*, 29: 1131-1143.
- BLEIWAS, A. S. H., P. M. STROKES & M. M. OLAVESON, 1984. Six years of plankton studies in the La Cloche region of Ontario with special reference to acidification. — *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 22: 332-337.
- BLOUIN, A. C., P. A. LANE, T. M. COLLINS & J. J. KERÉKES, 1984. Comparison of plankton-water chemistry relationships in three acid-stressed lakes in Nova Scotia, Canada. — *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 69: 819-841.
- BOBÉE, B., Y. GRIMARD, M. LACHANCE & M. TESSIER, 1982. Nature et étendue de l'acidification des lacs au Québec. — Rapport scientifique, INRS-Eau, n° 140, 243 p.
- CONFER, J. L., T. KAARET & G. E. LIKENS, 1983. Zooplankton diversity and biomass in recent acidified lakes. — *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, 40: 36-42.
- DE BERNARDI, R., 1984. Methods for the estimation of zooplankton abundance. — Pages 59-86 in J. A. Downing & F. H. Rigler (ed.). *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 501 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1979. Analytical methods manual. — Direction générale de la qualité des eaux, Ottawa, 350 p.
- GRIMARD, Y., 1981. Contribution à l'étude de la vulnérabilité des eaux lacustres québécoises face à l'acidification des précipitations. — Rapport 81-6, Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement du Québec, 38 p.
- JONES, H. G., M. OUELLET & D. F. BRAKKE, 1980. The evolution of acidity in surface waters of Laurentides Park (Québec, Canada) over a period of 40 years. — In D. Drablos & A. Tollan (ed.). *Ecological impact of acid precipitation*. Proc. int. Conf., Sandefjord, Norway, March 11-14, 1980, 383 p.
- KELSO, J. R. M., C. K. MINNS, J. E. GRAY & M. L. JONES, 1986. Acidification of surface waters in eastern Canada and its relationship to aquatic biota. — *Can. spec. Publ. Fish. aquat. Sci.*, no. 87, 42 p.
- KRAMER, J. R., 1980. Precise determination of low alkalinities using the modified Gran analysis. — *Environmental Geochemistry Report no. 1980/1*, McMaster Univ., Hamilton (Ontario), 11 p.
- LANCE, G. N. & W. T. WILLIAMS, 1966. A generalized sorting strategy for computer classifications. — *Nature*, 212: 218.
- LANGLOIS, C., Y. VIGNEAULT, A. NADEAU & A. AHERN, 1984. Préoccupations sur les effets des précipitations acides sur le poisson et son habitat au Québec. — Rapp. tech. can. Sci. halieut. aquat., n° 1753, 19 p.
- LANGLOIS, C., A. LEMAY, J. OUZILLEAU & Y. VIGNEAULT, 1985. Qualité physico-chimique de 251 lacs du Bouclier canadien (Québec). — Rapp. tech. can. Sci. halieut. aquat., n° 1792, 63 p.
- LANGLOIS, C., Y. VIGNEAULT, L. DESILETS, A. NADEAU & M. LACHANCE, 1983. Évaluation des effets de l'acidification sur la physico-chimie et la biologie des lacs du Bouclier canadien (Québec). — Rapp. tech. can. Sci. halieut. aquat., n° 1233, 129 p.
- LEGENDRE, L. & P. LEGENDRE, 1985. Écologie numérique. 2. La structure des données écologiques. 2^e éd. — Masson, Paris, 247 p.
- LEGENDRE, P., A. CHODOROWSKI, W. CHODOROWSKA, P. PICHET & P. POTVIN, 1980. Qualité des eaux. Interprétation des données lacustres (1971-1977). — Ministère de l'Environnement du Québec, Direction générale des inventaires et de la recherche, Service de la qualité des eaux et Centre de recherche en Sciences de l'environnement (CERSE), UQAM, 407 p.
- MALLEY, D. F., D. L. FINDLAY & P. S. S. CHANG, 1982. Ecological effects of acid precipitation on zooplankton. — Pages 297-327 in F. M. D'Itri (ed.). *Acid precipitation: effects on ecological systems*. Ann Arbor Sciences Publishers, Ann Arbor, Michigan, 506 p.
- PINEL-ALLOUL, B. & G. MÉTHOT, 1984. Analyse multidimensionnelle de l'évolution du zooplancton dans trois réservoirs du territoire de la Baie James, Québec. — *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 22: 1444-1455.
- PINEL-ALLOUL, B. & G. MÉTHOT, 1985. Évaluation des effets de l'acidification sur les lacs du Bouclier canadien: relation entre les caractéristiques morphométriques, physico-chimiques et biologiques de 54 lacs du Québec. — Rapport de recherche, Pêches et Océans Canada et Centre de recherches écologiques de Montréal (CREM), Univ. Montréal, 195 p.
- POPE, G., M. C. TARISSANTS & R. FONTAINE, 1985. Utilisation de modèles trophiques et de la structure des communautés planctoniques pour déterminer les effets de l'acidité et de facteurs environnementaux particuliers sur la chaîne alimentaire dans les lacs du Québec. — Rapport de recherche, Pêches et Océans Canada, Service canadien de la Faune, IEC Beak: vol. 1, 61 p; vol. 2, 71 p.
- ROFF, J. C. & R. E. KWIATKOWSKI, 1977. Zooplankton and zoobenthos communities of selected northern Ontario lakes of different acidities. — *Can. J. Zool.*, 55: 899-911.
- RYDER, R. A., S. R. KERR, K. H. LOFTUS & H. A. REGIER, 1984. The morpho-edaphic index, a fish yield estimation — review and evaluation. — *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, 31: 663-688.
- SIEGFRIED, C. A., J. W. SUTHERLAND, S. O. WUINN & J. A. BLOOMFIELD, 1984. Lake acidification and the biology of Adirondak lakes. I. Rotifer communities. — *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 22: 549-558.
- SPRULES, W. G., 1975a. Midsummer crustacean zooplankton communities in acid-stressed lakes. — *J. Fish. Res. Bd Can.*, 32: 389-395.

- SPRULES, W. G., 1975b. Factors affecting the structure of limnetic zooplankton communities in central Ontario lakes. — *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 19: 635-643.
- YAN, N. D. & P. M. STOKES, 1978. Phytoplankton of an acidic lake, and its responses to experimental alterations of pH. — *Envir. Conserv.*, 5: 93-100.
- YAN, N. D. & R. STRUS, 1980. Crustacean zooplankton communities of acidic, metal-contaminated lakes near Sudbury, Ontario. — *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, 37: 2282-2293.

INFLUENCE D'UNE ACIDIFICATION EXPÉRIMENTALE SUR LES LARVES DE CHIRONOMIDAE (DIPTERA) D'UN MILIEU LOTIQUE SEMI-NATUREL

M. ALLARD¹ et G. MOREAU

Département de biologie
Université Laval, Québec G1K 7P4

Résumé

Nous avons observé les effets d'une acidification expérimentale à pH 4,0 avec ou sans addition d'aluminium ($0,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) sur les larves de Chironomidae colonisant un dispositif expérimental constitué de plusieurs canaux. À court terme, l'abondance des Chironomidae n'a pas été influencée par l'acidification ou l'addition d'aluminium. Par contre, l'acidification a ralenti ou inhibé le processus de colonisation des Orthocladiinae, Tanyptodinae et Tanytarsini par rapport à celui du témoin (pH 6,8). Le genre *Microtendipes* (Chironomini) résiste bien à l'acidification. Les Orthocladiinae, à l'exception du genre *Rheocricotopus* ne se retrouvent qu'en très faible nombre dans les canaux acidifiés. Les effets observés ont été attribués à l'action directe du pH et non à l'augmentation des concentrations d'aluminium. La sensibilité des différents groupes de chironomides ne semble pas liée aux habitudes trophiques ou à la répartition des organismes dans le substrat.

Abstract

An experimental acidification at pH 4.0 with and without added aluminum ($0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) was conducted to assess the effects of acidity and aluminum on a community of Chironomidae. At short-term, no effects were observed on the abundance of Chironomidae. Nevertheless, the acidification reduced or inhibited the colonization of Orthocladiinae, Tanyptodinae and Tanytarsini as compared to the colonization in the control channel (pH 6.8). *Microtendipes* (Chironomini) was clearly resistant to acidification while all Orthocladiinae with the exception of *Rheocricotopus*, were found in very low numbers in the acidified channels. The effects on the community were attributed to the direct action of pH and not to increased aluminum concentrations. Sensitivity of the different Chironomidae was not linked to different food habits or to distribution within the substrates.

Introduction

En Amérique du Nord, il y a probablement plus de 2500 espèces de Chironomidae (Merritt & Cummins, 1978). Dans ce nombre, certains genres sont reconnus pour être particulièrement résistants à diverses formes de perturbations environnementales (pollution organique, substances toxiques, basses concentrations en oxygène). Certaines espèces tel *Chironomus riparius* peuvent même survivre à un pH de 2,8 (Havas & Hutchinson, 1982), mais tous les chironomides ne présentent pas le même degré de tolérance vis-à-vis l'acidité. Plusieurs études ont démontré que les communautés des lacs et rivières acidifiés étaient différentes de celles retrouvées en milieux non acidifiés. Ces communautés se rapprochaient de celles que l'on observe dans une eau

à forte teneur en acides humiques (Wiederholm & Eriksson, 1977; Mossberg & Nyberg, 1979; Raddum & Saether, 1981).

Les modifications rencontrées en milieux acidifiés comprennent, entre autres, une diminution du nombre d'espèces présentes (Raddum & Saether, 1981; Uutala, 1981; Henrikson *et al.*, 1982; Otto & Svensson, 1983; Simpson, 1983; Zischke *et al.*, 1983) et une abondance de l'ensemble des organismes inférieure à celle trouvée en milieu non acidifié (Raddum & Saether, 1981; Henrikson *et al.*, 1982; Simpson, 1983; Raddum *et al.*, 1984).

Les objectifs de notre étude étaient d'évaluer les conséquences de l'acidification et de la libération d'aluminium sur la communauté de Chironomidae d'un milieu lotique. La libération d'aluminium à partir des sédiments est un phénomène indissociable de l'acidification. La toxicité de l'aluminium a déjà été démontrée pour les poissons

¹ Adresse actuelle: Institute for Environmental Studies, University of Toronto, Toronto (Ontario) M5S 1A4

(Baker, 1982), et nous avons voulu vérifier si une augmentation réaliste de la teneur en aluminium entraînait des effets nocifs additionnels sur la communauté.

Matériel et méthodes

L'expérience s'est déroulée entre juin et octobre 1982 utilisant un dispositif expérimental (voir Sérodes *et al.*, 1984, pour plus de détails) installé sur le ruisseau Laflamme dans la forêt Montmorency (47°19'N., 71°07'0.) et constitué de trois canaux alimentés en eau à partir du ruisseau. Le débit dans les canaux était maintenu à 3 litres par seconde et le fond était garni de substrats artificiels (0,01 m² de surface) constitués de cailloux granitiques (2,5 à 4 cm de diamètre) préalablement lavés et contenus dans un panier de plastique de mailles de 2 cm.

Une période de 65 jours a été allouée pour que les organismes puissent coloniser le dispositif, puis deux canaux ont été acidifiés à pH 4,0. L'addition d'acide sulfurique était contrôlée par une pompe péristaltique à débit variable. Le pH de l'eau était vérifié et ajusté au moins une fois par jour. L'un des deux canaux acidifiés recevait une solution de sulfate d'aluminium pour amener la concentration à 0,20 mg Al · L⁻¹. Le canal témoin recevait seulement l'eau du ruisseau (pH 6,8) ainsi que le canal acidifié mais sans addi-

tion d'aluminium, avaient des concentrations respectives de 0,08 et 0,09 mg Al · L⁻¹.

Les prélèvements pour l'évaluation des communautés de Chironomidae ont été effectués 3 fois avant (jours -40, -17 et -1) et 5 fois après le début de l'acidification (jours 5, 12, 37, 50 et 73). À chaque fois et dans chacun des canaux, 5 substrats ont été récoltés au hasard; les substrats n'ont été prélevés qu'une seule fois au cours de l'expérience. Le prélèvement du panier, constituant l'échantillon de surface, s'effectuait en glissant un filet de mailles de 100 µm sous le panier pour éviter la perte d'organismes. Les sédiments fins déposés au fond du canal, sous le panier, étaient prélevés par siphonnage; cette fraction constituait l'échantillon de fond. Les deux échantillons étaient lavés sur un tamis de mailles de 250 µm et conservés séparément dans une solution de formol (4 %). Chaque échantillon a été séparé en deux à l'aide d'un séparateur à plancton de type Folsom. Une moitié a été complètement triée et les Chironomidae identifiés au niveau du genre (pour les Orthocladiinae et les Chironomini) ou de la sous-famille ou tribu (pour les Tanypodinae et Tanytarsini), d'après Simpson & Bode (1980) et Oliver & Roussel (1983). Des données concernant le reste de la communauté benthique et la physico-chimie de l'eau peuvent être trouvées dans Allard & Moreau (1987).

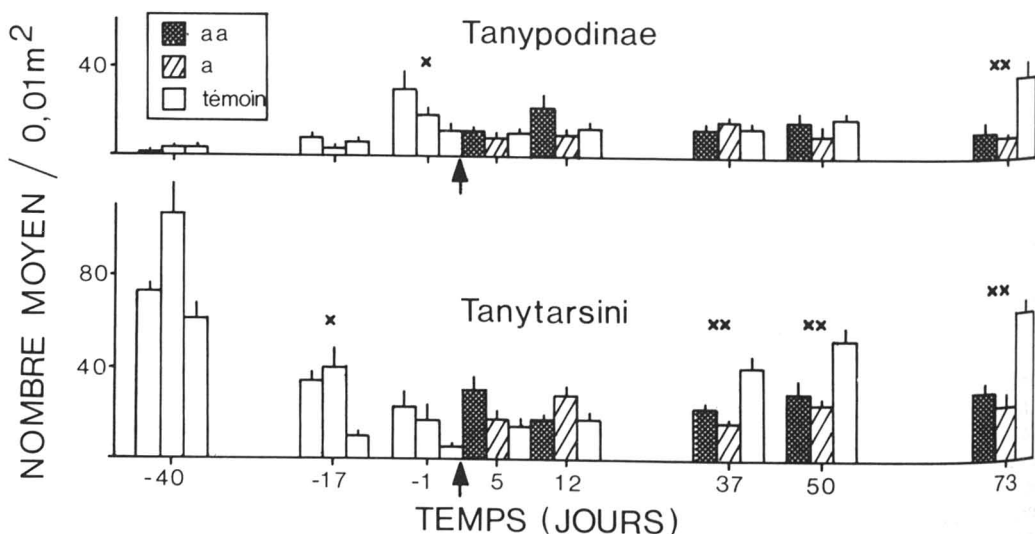


Figure 1. Nombre moyen (± 1 ESM) par substrat artificiel des Tanypodinae et Tanytarsini dans les différents canaux avant et après acidification. Canal aa: acidifié à pH 4,0 avec addition d'aluminium (0,20 mg · L⁻¹); canal a: acidifié à pH 4,0; témoin: canal non acidifié (pH moyen de 6,8). Les flèches indiquent le début de la période d'acidification. Les différences significatives entre les canaux sont indiquées par x ($P < 0,05$) et xx ($P < 0,01$, test de Kruskal-Wallis).

Résultats et discussion

Avant l'acidification (jour -1), l'abondance totale moyenne des chironomides variait entre 150 et 200 organismes/0,01 m². Pour tous les groupes (fig. 1, 2, 3) à l'exception des Tanyptodinae (fig. 1), il n'y avait pas de différence significative d'abondance entre les trois canaux. À ce moment la faune de chironomides était constituée de 67 % de Chironomini (principalement *Microtendipes*; voir fig. 2), tandis que les Orthocladiinae, Tanyptodinae et Tanytarsini représentaient respectivement 14, 12 et 7 %. Une telle composition n'est pas typique d'une faune de ruisseau, où généralement les Orthocladiinae constituent la fraction la plus importante du peuplement (Boerger, 1981). Il est possible que lors de la période de précolonisation (juin-juillet), la dérive des organismes dans le ruisseau ait été dominée par les Chironomini; les Chironomini auraient donc été le groupe le plus susceptible de coloniser les canaux à cette période.

Immédiatement après l'acidification, nous n'avons pas observé d'augmentation significative de la dérive (Allard & Moreau, 1984), et il n'y eut pas de différence significative dans le nombre total de chironomides par substrat avant (jour

-1) et après acidification (jour 5). La communauté était alors dominée par *Microtendipes* qui résista très bien à toute la période d'acidification (fig. 2). Ceci expliquerait pourquoi, contrairement aux résultats de Hall *et al.* (1980), nous n'avons pas observé d'augmentation de la dérive immédiatement après l'acidification. Par ailleurs, durant cette même période, les Tanyptodinae, les Tanytarsini (fig. 1) et les Chironomini (*Polypedium* et *Microtendipes*) (fig. 2) n'ont pas été incommodés par l'abaissement du pH de 6,8 à 4,0. Par contre, les Orthocladiinae, *Corynoneura*, *Nanocladius* et *Parametrioconemus* étaient, au jour 5, significativement ($P < 0,05$) plus abondants dans le canal témoin que dans les canaux acidifiés.

En fin de période d'acidification (jour 73), tous les groupes à l'exception de *Microtendipes* sont significativement ($P < 0,01$) plus abondants dans le témoin que dans les deux canaux acidifiés (fig. 1, 2, 3). Nous avons attribué ces différences à un ralentissement de la colonisation dans les canaux acidifiés par rapport au témoin. Par contre, les pourcentages des différents groupes sont similaires entre les canaux. Les Orthocladiinae dominant (58-72 %), suivis par les Chironomini (15-26 %), les Tanytarsini (8-11 %) et les Tany-

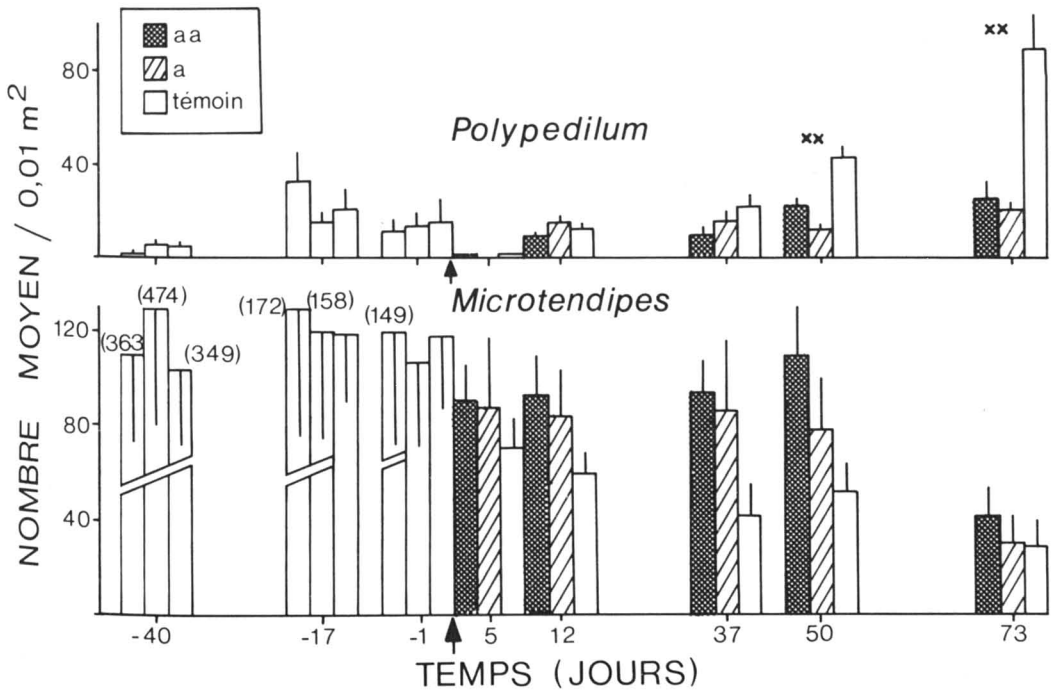


Figure 2. Nombre moyen (± 1 ESM) par substrat artificiel des Chironomini dans les différents canaux avant et après acidification. Canal aa: acidifié à pH 4,0 avec addition d'aluminium ($0,20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$); canal a: acidifié à pH 4,0; témoin: canal non acidifié (pH moyen de 6,8). Les flèches indiquent le début de la période d'acidification. Les différences significatives sont indiquées par xx ($P < 0,01$, test de Kruskal-Wallis).

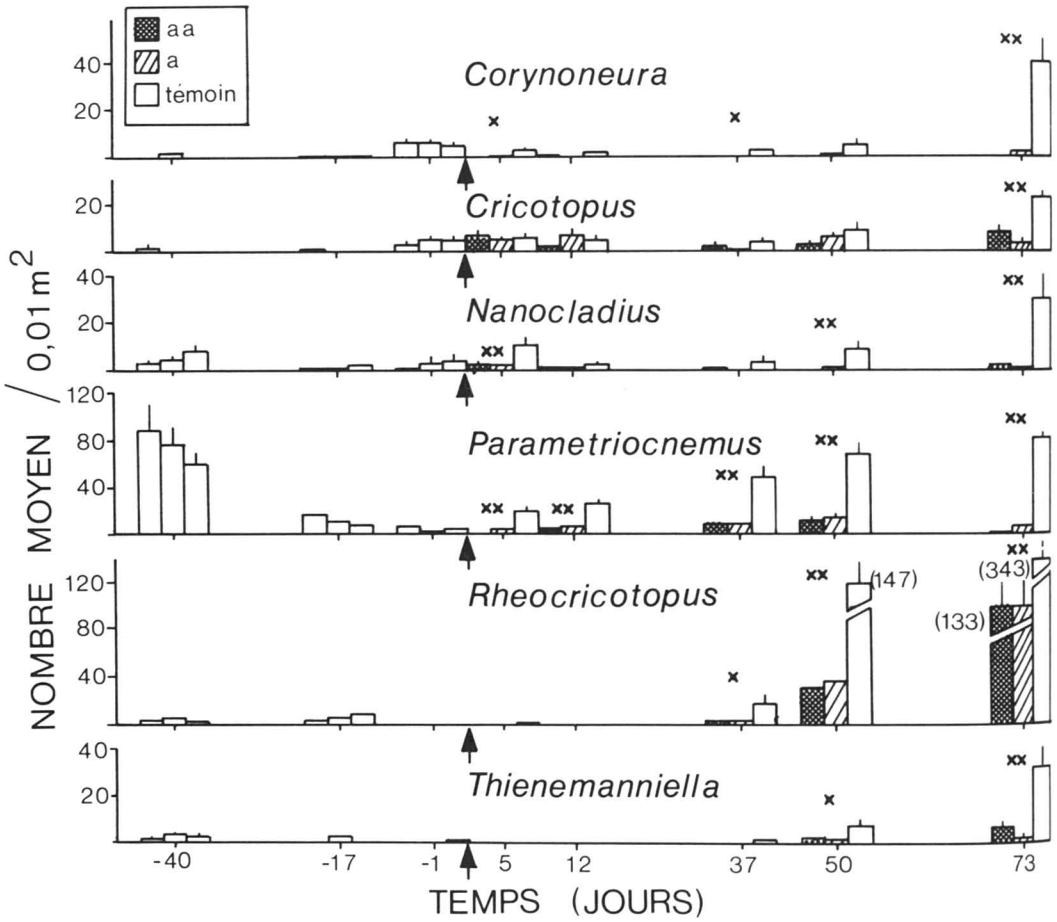


Figure 3. Nombre moyen (± 1 ESM) par substrat artificiel des Orthoclaadiinae dans les différents canaux, avant et après acidification. Les genres *Eukiefferiella* et *Synorthocladus* étaient aussi présents dans les canaux, mais toujours en nombre inférieur à 5/0,01 m². Canal aa: acidifié à pH 4,0 avec addition d'aluminium (0,20 mg · L⁻¹); canal a: acidifié à pH 4,0; témoin: canal non acidifié (pH moyen de 6,8). Les flèches indiquent le début de la période d'acidification. Les différences significatives entre les canaux sont indiquées par x ($P < 0,05$) et xx ($P < 0,01$, test de Kruskal-Wallis).

podinae (4-5 %). Cette composition est redevenue plus typique d'une faune de ruisseau que celle trouvée en période de préacidification. Il faut toutefois souligner que le seul Orthoclaadiinae qui colonise les canaux acidifiés est *Rheocricotopus*. Ce genre est également résistant aux substances organiques et toxiques (Simpson & Bode, 1980).

Il ne semble pas que l'appartenance à un groupe trophique ou la répartition spatiale dans le substrat (en surface ou en profondeur) puisse expliquer les différentes réponses à l'acidification que nous avons observées chez les larves des chironomides étudiés (tableau I). Les Orthoclaadiinae, Tanytarsini et Chironomini ont en général les mêmes habitudes trophiques. Par contre,

les Orthoclaadiinae se rencontrent principalement à la surface des sédiments plutôt qu'en profondeur, alors que Tanytarsini et Chironomini se retrouvent autant en surface qu'en profondeur. Dans notre étude, les Tanytarsini semblent être beaucoup plus sensibles à l'acidification que les Chironomini. Il est vraisemblable que d'autres variables écologiques, pouvant être différentes selon les espèces entrent aussi en considération.

Il y a en général une bonne concordance entre le degré de sensibilité que nous avons accordé aux groupes de chironomides et celui établi à partir des données publiées (tableau I). N'ayant pas trouvé de référence concernant le genre *Parametrioctenemus*, nous considérons celui-ci comme très sensible à l'acidification. Par contre, les gen-

TABLEAU I

Données écologiques et sensibilité des larves de Chironomidae trouvées dans notre étude en comparaison avec les données publiées

	Groupes trophiques ¹	Répartition spatiale		Sensibilité des larves ³	Références
		Publiée ¹	Cette étude ² (% surface/ fond)		
Tanypodinae	Prédateurs	Surface	47/53	Moyenne (colonisation)	Cette étude Uutala, 1981
Orthoclaadiinae <i>Corynoneura</i>	Collecteurs de dépôts	Surface	85/15	Sensible (colonisation) (émergence)	Cette étude Zischke <i>et al.</i> , 1983
<i>Cricotopus</i>	Collecteurs de dépôts (algues et détritiques)	Surface et fouis-seur	89/11	Sensible (colonisation) (absence) (émergence) Tolérante (substances toxiques) (pH)	Cette étude Uutala, 1981 Zischke <i>et al.</i> , 1983 Simpson & Bode, 1980 Simpson, 1983
<i>Nanocladius</i>	Collecteurs de dépôts (algues et microorganismes)	Surface	93/7	Sensible (colonisation) (émergence) Tolérante (substances toxiques)	Cette étude Zischke <i>et al.</i> , 1983 Simpson & Bode, 1980
<i>Parametricnemus</i>	Collecteurs de dépôts (algues et détritiques)	Surface	60/40	Sensible (colonisation)	Cette étude
<i>Rheocricotopus</i>	Collecteurs de dépôts Prédateurs Brouteurs	Surface	80/20	Sensible (absence) Moyenne (colonisation) Tolérante (substances toxiques)	Simpson, 1983 Cette étude Simpson & Bode, 1980
<i>Thienemanniella</i>	Collecteurs de dépôts (diatomées)	Surface	91/9	Sensible (colonisation) (absence) (substances toxiques)	Cette étude Uutala, 1981 Simpson & Bode, 1980
Tanytarsini	Collecteurs de dépôts	Fouis-seur	62/38	Sensible (colonisation) (nombre d'espèces) (abondance) (émergence)	Cette étude Uutala, 1981 Mossberg & Nyberg, 1979 Henrikson <i>et al.</i> , 1982 Bell, 1971
Chironomini <i>Microtendipes</i>	Filtreurs et collecteurs de dépôts	Fouis-seur	54/46	Tolérante	Cette étude Uutala, 1981 Walker <i>et al.</i> , 1984 Raddum & Saether, 1981
<i>Polypedilum</i>	Collecteurs de dépôts Prédateurs Brouteurs	Fouis-seur	46/54	Moyenne	Cette étude Uutala, 1981

¹ Les groupes trophiques et la répartition spatiale ont été établis à partir des données publiées dans Merritt & Cummins (1978), Simpson & Bode (1980), Oliver & Roussel (1983).

² Les nombres représentent le pourcentage d'organismes retrouvé dans la partie supérieure du substrat (entre les cailloux) et celui retrouvé au fond.

³ Nous avons indiqué entre parenthèses, lorsque cela était possible, le critère de détermination de la sensibilité ou la partie du cycle vital qui était affectée par l'acidification.

res *Cricotopus*, *Nanocladius* et *Rheocricotopus* présentent toute la gamme de sensibilités, mais il est possible qu'à l'intérieur de ces genres, il existe des espèces ayant des sensibilités variables. Pour *Rheocricotopus*, il est possible que la période d'émergence soit plus sensible à l'acidification que les stades larvaires. Ceci pourrait expliquer son absence des rivières acidifiées échantillonnées par Simpson (1983). Par contre, l'absence d'un organisme d'un milieu acidifié ne doit pas être considérée comme une preuve de la sensibilité de cet organisme à ce facteur.

Conclusion

Certains groupes de Chironomidae, tels les Chironomini, s'avèrent très résistants à l'acidification. Cependant, tous les chironomides ne présentent pas une telle adaptabilité vis-à-vis de l'acidification. Les Orthoclaadiinae présents dans notre ruisseau sont, à une exception près, très sensibles à l'acidification. Leurs larves, dominant généralement la faune des petits ruisseaux nordiques, ne coloniseront pas les milieux acidifiés. En présence d'une acidification continue du milieu, il y a peu de chances que ces larves achèvent leur cycle vital. Par contre, dans le cas d'une acidification intermittente, de courte durée (après une forte pluie à bas pH) ou de moyenne durée (au printemps, à la fonte des neiges), les conséquences pourraient être les mêmes que lors d'une acidification continue, en particulier si les épisodes de bas pH coïncident avec des périodes d'intense colonisation ou d'émergence. Nous pensons que les petits ruisseaux de tête peuvent être particulièrement affectés, leur faible débit et volume ne leur permettant pas de tamponner efficacement de forts épisodes pluvieux acides. Il serait aussi très intéressant d'avoir plus de données concernant le cycle vital et l'écologie des Chironomidae habitant ces ruisseaux de tête, afin de pouvoir mieux relier l'écologie de chaque espèce au degré de sensibilité de ses larves à l'acidification.

Remerciements

Nous tenons à remercier la direction de la station forestière de la forêt Montmorency pour son assistance technique, Danièle Rémillard et André Bélanger qui nous ont aidé lors du tri et de l'identification des organismes. Le projet a été subventionné par le Fonds F.C.A.R., le C.R.S.N.G. et le Canadian National Sportsmen's Fund.

Références

ALLARD, M. & G. MOREAU, 1984. Influence d'une acidification expérimentale en milieu lotique sur la

dérive des invertébrés benthiques. — Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol., 22: 1793-1800.

ALLARD, M. & G. MOREAU, 1987. Effects of experimental acidification on a lotic macroinvertebrate community. — Hydrobiologia, 144: 37-49.

BAKER, J., 1982. Effects on fish of metals associated with acidification. — Pages 165-176 in T. A. Haines & R. E. Johnson (ed.). Acid rain/Fisheries. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 357 p.

BELL, H. L., 1971. Effects of low pH on the survival and emergence of aquatic insects. — Wat. Res., 5: 313-319.

BOERGER, H., 1981. Species composition, abundance and emergence phenology of midges (Diptera, Chironomidae) in a brown-water stream of West-Central Alberta, Canada. — Hydrobiologia, 80: 7-30.

HALL, R. J., G. E. LIKENS, S. B. FIANCE & G. R. HENDREY, 1980. Experimental acidification of a stream in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. — Ecology, 61: 976-989.

HAVAS, M. & T. C. HUTCHINSON, 1982. Aquatic invertebrates from the Smoking Hills, N.W.T.: effects of pH and metals on mortality. — Can. J. Fish. aquat. Sci., 39: 890-903.

HENRIKSON, L., J. B. OLOFSSON & H. G. OSCARSON, 1982. The impact of acidification on Chironomidae (Diptera) as indicated by subfossil stratification. — Hydrobiologia, 86: 223-229.

MERRITT, R. W. & K. W. CUMMINS, 1978. An introduction to the aquatic insects of North America. — Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa, 441 p.

MOSSBERG, P. & P. NYBERG, 1979. Bottom fauna of a small and acid forest lake. — Rep. Inst. Freshwat. Res., 58: 77-87.

OLIVER, D. R. & M. E. ROUSSEL, 1983. The genera of larval midges of Canada, Diptera: Chironomidae. — Publ. Agric. Canada, no. 1746, 263 p.

OTTO, C. & B. S. SVENSSON, 1983. Properties of acid brown water stream in South Sweden. — Arch. Hydrobiol., 99: 15-36.

RADDUM, G. R. & O. A. SAETHER, 1981. Chironomids communities in Norwegian lakes with different degrees of acidification. — Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol., 21: 367-373.

RADDUM, G. R., G. HAGENLUND & G. A. HALVORSEN, 1984. Effects of lime treatment on the benthos of lake Sondre Boksjo. — Rep. Inst. Freshwat. Res., 61: 167-176.

SÉRODES, J.-B., G. MOREAU & M. ALLARD, 1984. Dispositif expérimental pour l'étude de divers impacts sur la faune benthique d'un cours d'eau. — Wat. Res., 18: 95-101.

SIMPSON, K. W., 1983. Communities of Chironomidae (Diptera) from an acid-stressed headwater stream in the Adirondack Mountains, New York. — Mem. Am. ent. Soc., 34: 315-327.

SIMPSON, K. W. & R. W. BODE, 1980. Common larvae of Chironomidae (Diptera) from New York State streams and rivers. — Bull. N. Y. St. Mus., no. 439, 105 p.

- UUTALA, A. J., 1981. Composition and secondary production of the chironomid (Diptera) communities in two lakes in the Adirondack Mountains region, New York. — Pages 139-154 in R. Singer (ed.). Effects of acidic precipitations on benthos. North American Benthological Society, 154 p.
- WALKER, I. R., C. H. FERNANDO & C. G. PATERSON, 1984. The chironomid fauna of four shallow humic lakes and their representation by subfossil assemblage in surficial sediments. — *Hydrobiologia*, 112: 61-67.
- WIEDERHOLM, T. & L. ERIKSON, 1977. Benthos of an acid lake. — *Oikos*, 29: 261-267.
- ZISCHKE, J. A., J. W. ARTHUR, K. J. NORDLIE, R. O. HERMANUTZ, D. A. STANDEN & T. P. HENRY, 1983. Acidification effects on macroinvertebrates and fathead minnows (*Pimephales promelas*) in outdoor experimental channels. — *Wat. Res.*, 17: 47-63.

VÉRIFICATION EXPÉRIMENTALE DU CHOIX DE *DREISSENA* *POLYMORPHA* PALLAS (LAMELLIBRANCHE) COMME BIOINDICATEUR DE CONTAMINATION MÉTALLIQUE

L. LÉGLIZE et C. CROCHARD

Laboratoire d'écologie, Université de Metz
1, rue des Récollets, F-57000 Metz, France

Résumé

Les expériences menées dans un environnement sidérurgique ont permis de tester en situation limite les conditions d'une utilisation d'un organisme sentinelle pour évaluer la contamination d'un écosystème potamique. Le choix d'un lamellibranche filtreur (*Dreissena polymorpha*) s'est avéré judicieux et permet, par la localisation des métaux et le repérage de leur voie de transit, d'apprécier le rôle de ce compartiment dans la dynamique des micropolluants. S'appuyant sur des techniques analytiques, biométriques et histologiques, la démarche méthodologique fait appel à une large utilisation de l'expérimentation *in situ* à partir d'animaux implantés en milieu contaminé et réimplantés en milieu de référence.

Abstract

The present paper tests the possible use of a biomonitoring survey in a heavily contaminated stream, affected by iron industries. A filter-feeding lamellibranch, *Dreissena polymorpha*, was chosen as an indicator. The estimate of metal uptake and loss, the ultrastructural localization and the determination of polluted pathways specify the importance of this biological level in the metal kinetics. The experimental sampling, using transplanted animals in polluted areas and relocated in control station, is studied by analytical, biometrical and histological methods.

Introduction

L'analyse de la contamination des systèmes dulçaquicoles par les micropolluants métalliques fait de plus en plus appel aux organismes biologiques comme indicateurs. Parmi ceux-ci, des filtreurs comme les mollusques bivalves occupent une place importante (Forester, 1980, 1981). En Europe, plusieurs chercheurs (Karbe *et al.*, 1975; Marquenie, 1981; Léglize & Nourisson, 1983; Léglize, 1985) ont choisi comme organisme sentinelle une espèce en pleine expansion depuis le début du siècle: la moule zébrée (*Dreissena polymorpha* Pallas). Nous avons testé ce mollusque en situation extrême dans le cadre d'un programme d'analyse de la répartition et du passage des polluants métalliques dans divers compartiments inertes et vivants d'un cours d'eau du bassin aval de la Moselle (fig. 1).

Notre étude se situe à trois niveaux: population, organisme et cellule. Elle tente d'estimer l'influence du transfert et de la période d'échantillonnage sur les réponses obtenues. Le protocole expérimental appliqué sur de longues périodes

(355 jours) fait appel à la technique des transplantations (Marquenie, 1985).

Le programme de mise en place et de prélèvements des animaux a été bâti en fonction du cycle biologique de l'espèce; il tient compte d'une part de la période des manipulations, d'autre part de l'âge des sujets, estimé d'après les dimensions de la coquille, et plus particulièrement sa longueur. Nous avons défini trois classes de taille (1, 2 et 3) correspondant à des individus qui devraient effectuer respectivement leur première, seconde et troisième gamétogénèse durant la période estivale à venir.

Le cycle biologique de *Dreissena* (Crochard, 1985; Tourari *et al.*, sous presse) nous a amenés à déterminer trois périodes distinctes: (1) fin de l'hiver-début de printemps: la remontée de la température entraînant la reprise de l'activité et notamment la gamétogénèse; (2) été: maturité et émission des gamètes dès que la température de l'eau atteint 19-20°C; (3) fin de l'automne: ralentissement de l'activité et entrée en diapause.

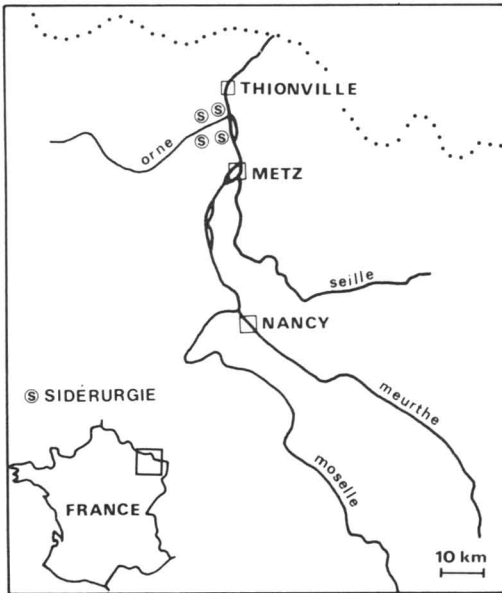


Figure 1. Localisation du secteur d'études sur le bassin de la Moselle.

Ces périodes correspondent dans une certaine mesure à celles que l'on pourrait distinguer en considérant les variations des paramètres physico-chimiques et hydrologiques du milieu (hautes eaux hivernales, débit moyen de saison chaude, étiage automnal).

La recherche de l'irréversibilité des effets constatés chez les animaux contaminés expérimentalement a été faite par leur réimplantation en milieu témoin.

Matériel et méthodes

Cette étude fut réalisée sur quatre sites (fig. 2). Les transplantations concernaient des lots comprenant 500 individus des trois classes de taille (longueur: 10, 15 et 20 mm) constitués à partir d'une même population provenant de la station d'origine. Après une période de stabulation de 12 à 24 h au laboratoire, nécessaire à une fixation des moules sur le support (carrelage 10 x 20 cm), cinq lots disposés chacun en cages grillagées étaient immergés à 1 m de profondeur à chaque station.

Deux cycles complets intoxication-détoxication furent réalisés pendant l'année d'étude (fig. 3). Le premier, d'une durée totale de 257 jours, a commencé à l'entrée de la période hivernale, une partie des lots intoxiqués étant placée en détoxication pour 175 jours, au début du printemps. Le deuxième, d'une durée de 180 jours, a débuté

à la mi-avril, avec retour en situation décontaminante début juillet, pour 105 jours.

Le protocole d'étude comprenait la récolte de 20 individus par classe de taille sur chaque station. Pour ce qui est de l'analyse chimique, après une stabulation de 24 h, les moules nettoyées, lavées et séchées, étaient réparties en trois séries de cinq. Les animaux étaient ensuite mesurés et le poids sec déterminé après un passage à l'étuve à 105°C. Les coquilles et les parties molles étaient alors broyées finement et minéralisées pour dosage des métaux par spectrophotométrie d'absorption atomique (PERKIN-ELMER 305 B).

Par station, une série de cinq animaux de chaque classe de taille, destinée à l'histologie, était fixée dès la récolte. Les techniques suivantes ont été employées: (1) pour l'histologie optique: fixateur de Bouin-Hollande, inclusion paraffine, colorations hémalun-éosine, trichrome en un temps

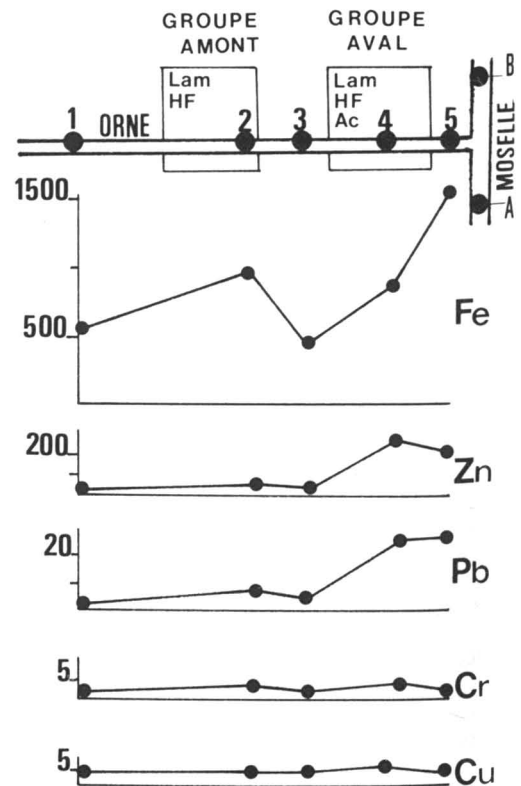


Figure 2. Secteur d'étude du bassin aval de la Moselle et distribution longitudinale des charges métalliques (tonne/an) dans l'Orne. □ implantation sidérurgique; Lam: laminoir; HF: hauts-fourneaux; Ac: aciérie. • station d'étude; A: station d'origine (Moselle amont); 1: station témoin de l'impact sidérurgique (Orne amont); 5: station d'étude de cet impact dans l'Orne; B: station d'étude de l'impact de l'Orne sur la Moselle.

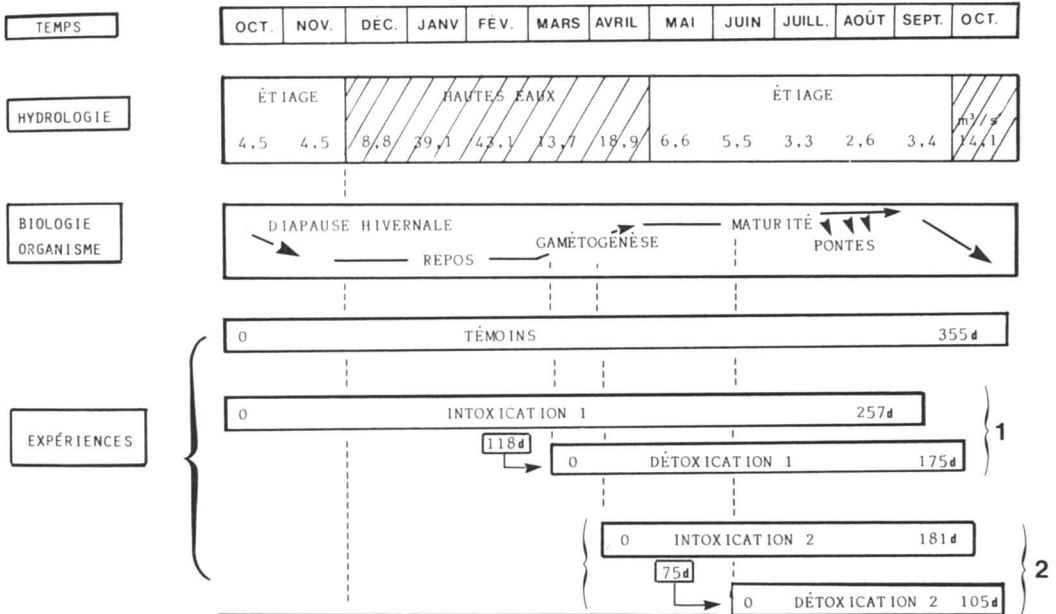


Figure 3. Organigramme des expériences de transplantations *in situ* de *Dreissena polymorpha* mis en œuvre sur le réseau hydrologique Orne-Moselle.

et bleu alcyan suivant Mowry; (2) pour l'histochimie: détection du fer total par la méthode de Tirmann-Schmeltzer; (3) pour la microscopie électronique, la microanalyse par diffraction des rayons X ou à impact laser (LAMMA): fixation par la glutaraldéhyde et le tétr oxyde d'osmium, inclusion dans l'araldite ou le spurr pour la microscopie électronique en transmission et le LAMMA, métallisation à l'or-palladium pour la microscopie électronique en balayage, au carbone pour l'analyse X.

Résultats

ÉTUDES BIOMÉTRIQUES

Les premières données recueillies (fig. 4) concernent les caractéristiques biométriques des lots d'expérience (longueur de la coquille, poids sec des parties molles). Chez les témoins, les résultats s'ils confirment la très bonne tenue des animaux transplantés dans l'Orne (point 1) comparativement aux lots de la station d'origine (point A), permettent de distinguer deux phases caractéristiques: (1) une phase hivernale (novembre à avril) pendant laquelle on note une évolution lente des paramètres de croissance; (2) une phase estivale (avril à août) marquée par un accroissement significatif de la longueur (+ 30 % pour la classe 2) et surtout par une augmentation importante des poids secs (+ 100 % pour la classe 2) entre les mois d'avril et juin, période

de maturation sexuelle et de ponte pour les classes 2 et 3.

Dans le cas des animaux transplantés en situation de contamination à la station 5 lors du premier cycle d'intoxication-détoxication et pour une période de plus de 8 mois, il n'existe pas de reprise de croissance à partir de la fin février, si durant la partie initiale de l'expérience, aucune différence significative n'est décelable par rap-

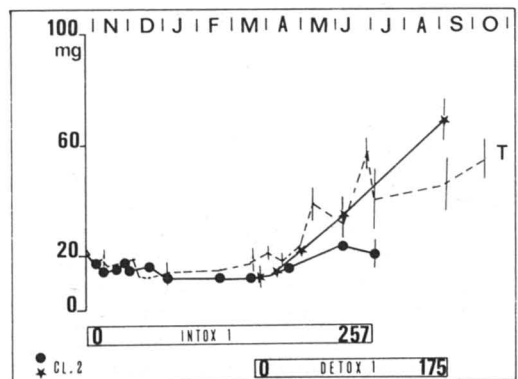


Figure 4. Évolution comparée du poids sec des parties molles de *Dreissena polymorpha* des lots témoins et des transplantations en situation contaminée ou non contaminée de l'Orne (points 1 et 5). Cl₂: classe de taille de longueur 15 mm; T: lot témoin (15 mm); [O X] temps d'expérience en jours.

port à la station témoin pour les classes 2 et 3. De plus, chez les animaux de la classe 1 (10 mm), le taux très important de mortalité entraînera un arrêt de l'expérience après 118 jours. On retrouve ces altérations de la croissance mais toutefois moins nettement, lors du second cycle d'intoxication-détoxication (mise en place mi-avril).

Les caractéristiques biométriques prises en compte sont nettement moins affectées chez les animaux installés en Moselle à l'aval de l'Orne (point B). Compte tenu de ces résultats, il était intéressant de suivre le comportement d'animaux préalablement placés en situation contaminante, dans l'Orne ou dans la Moselle, et tous replacés à la station témoin de l'Orne (point 1). Pour le système Orne-Orne, les animaux des classes 2 et 3 réimplantés au point 1 après 146 jours d'immersion à la station 5 montrent une remarquable reprise de poids (600 % pour la classe 2), régulière sans accident aux mois de mai et juin (fig. 4). En fin d'expérience, le poids moyen des animaux de la classe 2 détoxiqués (70 mg) dépasse celui des témoins (46 mg) malgré des valeurs initiales inférieures.

Les lots réimplantés au point 1 au début du mois de juillet, après un séjour plus court au point 5 (76 jours) voient leurs caractéristiques biométriques évoluer beaucoup plus lentement surtout chez les animaux de grande taille malgré une reprise initiale très rapide (+ 250 % au bout de 105 jours).

Pour ce qui est des lots contaminés en Moselle et replacés à la station témoin de l'Orne, une modification de l'environnement physico-chimique se superpose à celle de l'environnement métallique. Les moules ainsi transplantées laissent apparaître, après un temps de latence, une reprise assez régulière de la croissance pondérale moins rapide cependant que celle observée chez les moules testées dans l'Orne.

ÉTUDES ANALYTIQUES

Parallèlement à ce suivi biologique, nous avons étudié l'évolution des teneurs métalliques dans les parties molles des animaux transplantés (fig. 5). Pour les lots témoins (Moselle et Orne), l'analyse des résultats indique que les deux stations révèlent des profils tout à fait comparables : concentrations moyennes en zinc de 157 µg/g en Moselle et 132 µg/g dans l'Orne pour les 3 classes. Durant la période hivernale on note des concentrations métalliques plus élevées, des fluctuations inter-classes plus marquées. La phase estivale montre des variations de plus faible niveau avec des écarts moins accusés entre les 3 classes de taille. Les teneurs observées et rapportées dans le tableau I sont, à l'exception du

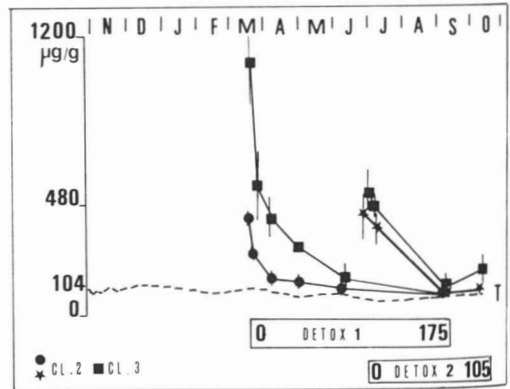
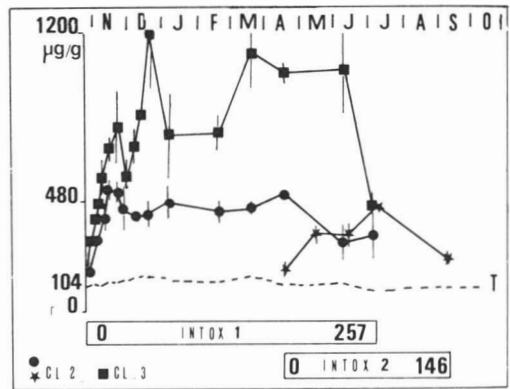


Figure 5. Évolution des concentrations en zinc des parties molles de *Dreissena polymorpha* en situation de référence et en transplantation réciproque dans l'Orne (points 1 et 5). Cl₂: classe de taille de longueur 15 mm; Cl₃: classe de taille de longueur 20 mm; T: témoin (15 mm); [O X] temps d'expérience en jours.

fer, très voisines de celles trouvées chez des animaux provenant de populations naturelles situées dans les tronçons amont du système Moselle.

Les variations observées chez les animaux placés en situation de contamination sont spectaculaires pour les lots transplantés de l'Orne, plus particulièrement lors de la première phase des expérimentations (octobre à février). Les niveaux atteints pour la plupart des métaux sont élevés (tableau I), les rapports de concentration avec les témoins pouvant varier de 3 à 25 selon le métal considéré.

Les cinétiques d'incorporation varient selon les métaux. Pour le plomb et le fer, on peut distinguer deux phases successives alors que pour le zinc (fig. 5), après une augmentation rapide (+ 270 % pour la classe 2), un équilibre est atteint au bout de 20 à 30 jours (400 à 420 µg/g)

TABLEAU I

Teneurs en Fe, Zn, Pb, Cr et Cu relevées chez les animaux expérimentés
(concentration en $\mu\text{g/g}$ de poids sec des parties molles)

Nature du dosage	Station	Fer	Zinc	Plomb	Chrome	Cuivre
Population naturelle	Secteur Moselle Amont	148	156	11,9	2,6	18
Témoin transplant ¹	Station A (Moselle)	779 (53 - 198)	157 (54 - 27)	3,0 (48 - 2,6)	3,8 (50 - 3,4)	20 (53 - 4,0)
	Station 1 (Orne)	603 (63 - 164)	132 (63 - 24)	3,1 (63 - 2)	2,4 (62 - 0,9)	14 (59 - 3)
Lots contaminés (146 d) ¹	Station 5 (Orne)	1944 - 4215 (288 - 698)	441 - 1296 (14 - 182)	39,8 - 253,3 (9,4 - 91,3)	6,5 - 8,1 (0,9 - 2,3)	21 - 34 (1 - 6)
	Station B (Moselle)	1032-2249 (181 - 549)	293 - 375 (7 - 41)	13,2 - 29,9 (0,9 - 9,5)	2,8 - 5,1 (0,9 - 0,3)	20 - 29 (2 - 4)
Lots décontaminés (175 d) ¹	Station 5 (Orne)	132 - 156 (18 - 35)	112 - 113 (19 - 18)	5,9 - 2,8 (1,8 - 0,3)	0,3 - 0,7 (0,1)	17 - 16 (2)
	Station B (Moselle)	199 - 110 (25 - 6)	97 - 112 (8 - 4)	1,3 - 1,8 (0,2 - 0,9)	0,2 - 0,9 (0,1 - 0,2)	11 - 15 (1 - 2)
Teneurs en métaux particulaires dans l'eau ² (fraction dissoute + fraction des MEST)	Station A	32 000	700	180	80	120
	Station B	38 000	2 500	450	120	140
	Station 1	45 000	600	90	75	90
	Station 5	70 000	7 500	2 500	200	100

¹ Témoins: moyenne annuelle (chiffres entre parenthèses: nombre de valeurs et écart type). Animaux intoxiqués et détoxiqués: concentrations observées dans les animaux des classes 2 et 3 (chiffres entre parenthèses: écart type/classe).

² Teneurs en métal particulaire dans l'eau (concentrations maximales dans 50% des analyses) des 4 stations du réseau Orne (points 1 et 5) et Moselle (points A et B). MEST: matières en suspension totales (fraction < 0,45 μm).

et se maintient durant presque toute la durée de l'expérience. Les trois classes de taille testées présentent des comportements parfois fort différents pour un métal considéré (fig. 5). Les résultats de la seconde série de transplantations confirment avec une amplitude moindre les cinétiques du zinc (augmentation de 180 % en 60 jours). En Moselle, les réponses des *Dreissena* pour le plomb et le zinc sont particulièrement répétitives.

Les résultats obtenus chez les animaux replacés en situation témoin (point 1) montrent une décroissance régulière des concentrations métalliques (fig. 5), permettant de retrouver au bout des 175 jours d'expérience les niveaux des animaux témoins (112 $\mu\text{g/g}$ de zinc). Il faut toutefois noter l'existence d'une phase rapide de relargage des métaux dans les premiers jours de détoxication entraînant des diminutions de 50 à 70 % des teneurs en métaux des parties molles au bout de 20 jours (fig. 5).

ÉTUDES HISTOPATHOLOGIQUES

Situation d'intoxication

Les études histopathologiques ont montré que l'implantation des *Dreissena* en milieu à forte charge métallique a entraîné quelques rares réactions de l'épithélium branchial: soulèvements cellulaires, oedème. Des concentrations d'amœbocytes et de macrophages peuvent occasionnellement se produire dans le chorion ou l'épithélium digestif. L'étude ultrastructurale a révélé la présence de formations myéliniques. Les effets les plus nets sont rencontrés au niveau de la gonade.

Chez les femelles implantées peu avant la maturité (avril), il apparaît, après un séjour de 28 jours, des inclusions cytoplasmiques brunes dans les ovocytes dont la vitellogénèse était déjà avancée et le cytoplasme des plus jeunes peut prendre un aspect vacuolaire; les plus âgés peuvent entrer en dégénérescence lipidique et dans ce

cas on note, de plus, la présence de macrophages dans les tubules ovariens. Les observations ultrastructurales montrent des malformations mitochondriales et l'apparition de corps myéliniques. Une exposition prolongée révèle que la gonade évolue vers la stérilité: l'épithélium des tubules ovariens ne contenant qu'un nombre très faible de cellules germinales, certaines sections n'en montrent même aucune (fig. 6). La diminution de calibre de ces tubules entraîne un aspect de « vide » pour ce qui est du tissu intertubulaire chez la plupart des individus alors que chez certains, au contraire, s'y produit une invasion par les cellules circulantes. Chez les mâles, on observe initialement une grande activité macrophagique intratubulaire traduisant une rétention des gamètes qui seront lysés *in situ*. L'évolution des tubules tend ensuite vers la stérilité, le tissu intertubulaire est également très lacuneux (fig. 7).

Une implantation automnale entraîne l'arrêt du processus de gamétogénèse précédant l'entrée en diapause. Il s'ensuit que, mises à part quelques rares exceptions, les animaux sont stériles l'été suivant.

Par ailleurs, nous avons pu précédemment constater qu'une mise en place lors de la reprise de la gamétogénèse détermine le blocage de la vitellogénèse en cours chez certaines femelles et compromet très généralement l'ovogénèse suivante: les sections de tubules ovariens ne montrant pratiquement pas de cellules germinales. Chez les mâles, la spermatogénèse en cours est affectée et on note la présence de macrophages dans les tubules spermatiques. La spermatogénèse suivante n'a pas lieu.

Situation de détoxification

Les meilleures capacités de récupération semblent être présentées par les mâles. Ainsi dans le 1^{er} cycle d'expériences, une détoxification de 210 jours suivant un séjour de 5 mois en station polluée, a montré chez certains sujets une restauration remarquable des tubules spermatiques (fig. 8). Chez les femelles, les réactions sont variables mais certains cas de récupération sont néanmoins décelés.

La recherche histochimique des métaux n'a été positive qu'en ce qui concerne le fer. Cet élément est retrouvé dans la lumière du tube digestif et à l'intérieur des cellules de l'épithélium digestif, dans les cellules circulantes, dans l'épithélium rénal (fig. 9) et dans les cellules de la paroi des tubules ovariens. La microanalyse par diffraction des rayons X a permis d'identifier des particules métalliques exogènes piégées par la branchie. La microanalyse par impact laser a révélé la présence de différents métaux (Fe, Cu, Ni, Mn, Cr,

Pb) dans l'épithélium digestif, les cellules circulantes, la gonade et plus particulièrement dans les gamètes femelles.

Discussion et conclusion

L'utilisation et l'intégration dans un programme de surveillance d'un organisme bioindicateur comme *Dreissena polymorpha* nécessite, comme l'a souligné Forester (1981), l'identification et la quantification des facteurs susceptibles d'affecter la comparaison et la validité des résultats obtenus.

Si l'utilité des bioindicateurs comme moyen de contrôle des conditions du milieu a été démontrée par de nombreuses études, leurs résultats indiquent que les niveaux de contamination atteints sont grandement influencés par l'histoire de la population soumise à la pollution et sont même spécifiques de cette population (Cain & Luoma, 1985). C'est pourquoi il apparaît plus intéressant d'utiliser, pour comparer les niveaux de contamination de plusieurs stations d'un réseau hydrographique, des animaux transplantés provenant d'une même population (Smith *et al.*, 1986), ce qui laisse espérer une certaine homogénéité dans la réponse biologique vis-à-vis des conditions du milieu.

Appliquée au réseau étudié, cette technique s'est révélée fiable puisqu'elle a permis sur une année complète un suivi du comportement des *Dreissena*, placées en situation contaminée et non contaminée. Ceci n'avait pas encore été réalisé sur cet organisme, les transplantations étant de courte durée, 4 à 8 semaines selon les auteurs (Karbe *et al.*, 1975; Marquenie, 1981). La mise en cage ne paraît pas affecter le bon développement des trois classes de tailles choisies puisqu'elle rend possible une gamétogénèse normale; les animaux croissent de manière sensiblement comparable (+ 30 % en période estivale) à celle des populations d'origine (+ 33 % pour la même période).

La situation de stress mise en évidence chez les animaux transplantés en station contaminée, et affectant le développement du cycle gamétogénétique, confirme les données obtenues en parallèle sur des populations naturelles situées en amont et en aval de l'arrivée de l'Orne (Dauce & Hénard, 1984). Une comparaison systématique des peuplements avait montré une réduction dracônienne de la densité larvaire tant planctonique (150 larves/L à l'amont et 33 larves/L à l'aval) que benthique, des taux de mortalité beaucoup plus importants (45 % contre 13 à 15 % aux stations d'origine) et un ralentissement des taux

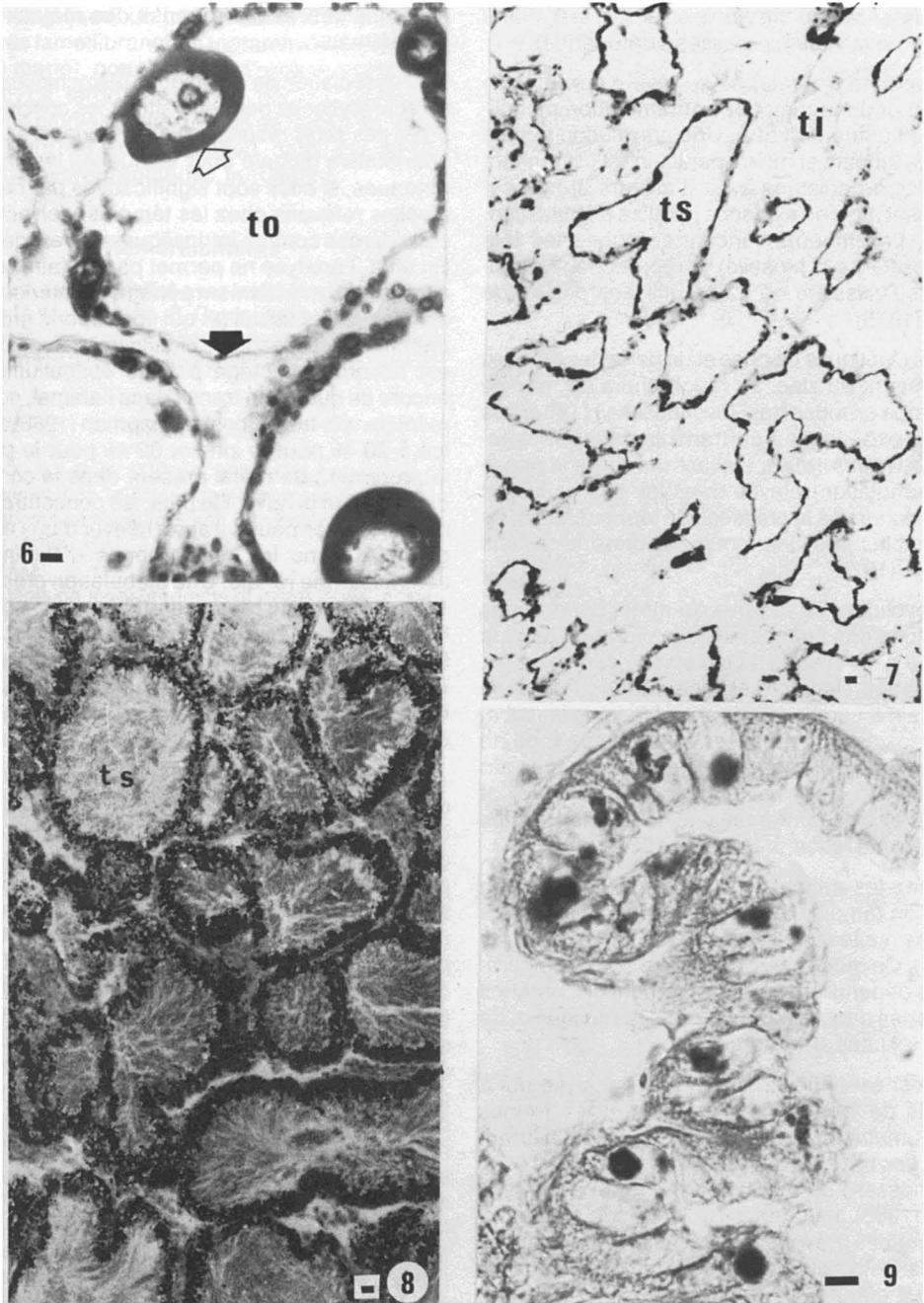


Figure 6-9. *Dreissena polymorpha*. Le tiret représente 10 μ m. Fig. 6. Tubules ovariens (t.o.) avec persistance de rares ovocytes âgés (flèche blanche). La flèche noire indique la paroi dépourvue de cellules germinales pour la période de reproduction suivante. Individu ayant séjourné 55 jours en station 5. Coloration H.E. Fig. 7. Tubules spermatiques stériles (t.s.) et tissu intertubulaire lâche (t.i.) d'un mâle ayant séjourné 1 an en station 5. Coloration H.E. Fig. 8. Mâle de la même série que le précédent mais transplanté au point 1 après 5 mois de séjour au point 5. Méthode de Flemming-Von Winiwarter de détection des lipides (points noirs). Fig. 9. Détection histochimique du fer (granules sombres) dans l'épithélium rénal. Méthode de Tirmann-Schmeltzer sans coloration de fond.

de croissance (0,8 mm/mois en amont et 0,4 mm/mois en aval, toutes classes confondues).

Dreissena polymorpha se révèle être un bon indicateur du gradient de contamination métallique de l'affluent étudié. Une corrélation simple liant les teneurs en métal particulière aux teneurs dans les organismes avait d'ailleurs été précédemment mise en évidence (Léglize & Nourisson, 1983). Les teneurs rencontrées chez les lots témoins (Orne et Moselle) se rapprochent de celles des *Dreissena* de l'Elbe utilisées par Karbe *et al.* (1975).

Les cinétiques de prise et de perte des métaux, notamment du zinc, se rapprochent du modèle théorique proposé par Roesijadi *et al.* (1984) lors de ses expériences de transplantation réciproque de *Mytilus edulis*. L'allure rapide de la phase d'accumulation relevée dans les lots de l'Orne correspondrait à la présence de formes chimiques disponibles pour les moules comme le signale Phillips (1976).

L'évolution de la prise de métal dépend des variations des flux métalliques circulant dans le cours d'eau, et de l'état biologique des animaux, notamment de la croissance comme l'ont indiqué Cain & Luoma (1985) chez *Macoma balthica*. Les intoxications réalisées durant la période de maturité sexuelle sont fortement influencées par les variations globales du poids des animaux et par l'évolution pondérale des différents organes entre eux (Dauce & Hénard, 1984).

Chez les animaux contaminés, replacés en situation témoin, la fuite de ce métal se rapproche de celles observées par Roesijadi *et al.* (1984). Ce modèle exponentiel à deux compartiments dépendrait du comportement des organes impliqués dans la concentration métallique et de leurs facultés de rétention.

C'est essentiellement la microanalyse qui a permis de localiser les organes et les formes d'accumulation de métaux chez les lamellibranches. Les travaux, dont les plus récents sont ceux de Chassard-Bouchaud *et al.* (1986) et de Ishii *et al.* (1986), touchent pour la plupart des espèces marines provenant en général de populations originaires de sites contaminés. Il s'avère que les cellules circulantes (hémocytes, amoebocytes, macrophages) de même que celles de la glande digestive, présentent des accumulations dans leurs lysosomes. C'est également le cas des cellules rénales qui de plus, contiennent des sphérocristaux ou des granules en voie d'excrétion. Par ailleurs, on a établi la présence de métal dans la gonade et la branchie, notamment chez *Mytilus*. Ces localisations ont amené les auteurs, et tout récemment Rainbow (1985), à proposer des

schémas des voies de transit des métaux chez ces animaux.

L'association de techniques histochimiques et microanalytiques permet d'affiner les conclusions tirées des seuls résultats des méthodes d'analyse quantitative globale pour lesquelles les valeurs obtenues, si elles sont significatives par rapport à celles relevées chez les témoins, doivent être considérées comme intrinsèquement exagérées. En effet, l'analyse ne permet pas de faire la part entre ce qui a réellement pénétré à l'intérieur des cellules et des tissus (et qui correspond grossièrement au processus de bioaccumulation), ce qui est adsorbé ou piégé par les épithéliums, ou encore ce qui est en transit dans l'animal, notamment dans le tube digestif. Chapman (1985) a évalué à 20 % pour le zinc et 62 % pour le plomb la proportion de métal présent dans le contenu digestif d'un bivalve. De plus, les concentrations intratissulaires peuvent aussi relever d'un « engorgement » dans les phénomènes d'élimination comme la voie rénale. Une stabulation préalable à l'analyse, si elle permet d'atténuer cette globalisation de la mesure, ne peut entièrement l'éviter même si on la fait durer. Dans ce cas, les valeurs peuvent être faussées de surcroît, par la mise en route d'éventuels processus de détoxication.

La localisation interne des éléments métalliques a montré que les sites décrits par les auteurs chez d'autres bivalves pouvaient être retrouvés chez *Dreissena*. Les lésions histopathologiques, peu fréquentes au niveau branchial ou digestif, se localisent essentiellement au niveau du mécanisme gamétogénétique, sans que l'on puisse préciser pour l'instant s'il s'agit d'une conséquence directe ou répercutée du processus d'intoxication au niveau de l'organisme. L'absence de telles réactions rapportée par les auteurs étudiant des spécimens récoltés sur des sites pollués, pourrait être attribuée au fait que la population subit dès l'origine une sélection due aux conditions de milieu et n'y subsistent en fait que les individus les plus résistants. C'est leur aptitude à stocker ces substances sous des formes inactivées qui rendrait les lamellibranches peu sujets aux atteintes histopathologiques (Martoja *et al.*, 1986; Giraud *et al.*, 1986). Néanmoins, au laboratoire, il a été possible de déterminer des atteintes histopathologiques notamment dans la branchie de *Mytilus* soumise à des intoxications aiguës par le cuivre ou le cadmium (Sunila, 1986). Une étude de ce type est actuellement menée sur *Dreissena* dans notre laboratoire.

Pour conclure, il s'avère qu'en eau douce, *Dreissena polymorpha* présente tant par ses réponses biométriques, bioaccumulatrices et his-

topathologiques, un intérêt comparable à celui d'autres lamellibranches (notamment *Mytilus* en milieu marin), pour le choix d'organismes sentinelles. La large répartition géographique de l'espèce étudiée milite de plus en faveur du développement de son utilisation dans les autres réseaux hydrographiques européens.

Remerciements

Ce travail a été réalisé avec la collaboration technique de M. N. Beauvais, P. Cordebar, A. Meyer, M. C. Peltre dans le cadre de la convention n° 81370 passée avec le ministère de l'Environnement de France.

Références

- CAIN, D. J. & S. N. LUOMA, 1985. Copper and silver accumulation in transplanted and resident clams (*Macoma balthica*) in South San Francisco Bay. — *Mar. envir. Res.*, 15: 115-135.
- CHAPMAN, P. M., 1985. Effects of gut sediment contents on measurements of metal levels in benthic invertebrates: a cautionary note. — *Bull. envir. Contam. Toxicol.*, 35: 345-347.
- CHASSARD-BOUCHAUD, C. & P. GALLE, 1986. Bioaccumulation d'aluminium par les organismes marins. Mise en évidence par microscopie corpusculaire analytique. — *C.r. Acad. Sci. Sér. III-Vie*, 302: 51-61.
- CROCHARD, C., 1985. Essai d'utilisation d'un mollusque bivalve (*Dreissena polymorpha* Pallas) pour estimer le degré de pollution d'une rivière. IV. Histologie et histopathologie de l'organisme intoxiqué. — Pages 1-112 in Ministère de l'Environnement & Université de Metz, Laboratoire d'Écologie. Répartition et passage de polluants métalliques dans divers compartiments inertes et vivants d'un cours d'eau. Convention n° 81370, 511 p.
- DAUCE, F. & F. HÉNARD, 1984. Étude de *Dreissena polymorpha* bivalve d'eau douce, en vue de son utilisation comme bioindicateur: aspects biométriques et contamination métallique. — DEA ENSAIA, 147 p. + annexes.
- FORESTER, A., 1980. Monitoring the bioavailability of toxic metals in acid-stressed hield lakes using pelecypod molluscs (clams, mussels). — *Envir. Health*, 14: 142-147.
- FORESTER, A., 1981. Unionacean clams as indicators of persistent substances in fresh water. — Pages 37-42 in P. M. Stokes (ed.). *Ecotoxicology and the aquatic environment*. Pergamon Press, Oxford, 97 p.
- GIRAUD, A. S., L. K. WEBSTER, J. G. FABRIS, L. C. COLLETT & N. D. YEOMANS, 1986. Absence of histopathological response to cadmium in gill and digestive diverticula of the mussel *Mytilus edulis*. — *Bull. envir. Contam. Toxicol.*, 36: 146-149.
- ISHII, T., K. IKUTA, T. OTAKE, M. HARA, M. ISHIKAWA & T. KOYANAGI, 1986. High accumulation of elements in the kidney of the marine bivalve *Cyclosetta menstrualis*. — *Bull. Jap. Soc. scient. Fish.*, 52: 147-154.
- KARBE, L., N. ANTONACOPOULOS & C. SCHNIER, 1975. The influence of water quality on accumulation of heavy metals in aquatic organisms. — *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 19: 2094-2101.
- LÉGLIZE, L., 1985. Essai d'utilisation d'un mollusque bivalve (*Dreissena polymorpha* Pallas) pour estimer le degré de pollution métallique d'une rivière. III. Modalité et dynamique d'intoxication et de désintoxication *in situ*. — Pages 1-87 in Ministère de l'Environnement & Université de Metz, Laboratoire d'Écologie. Répartition et passage de polluants métalliques dans divers compartiments inertes et vivants d'un cours d'eau. Convention n° 81370, 511 p.
- LÉGLIZE, L. & M. NOURISSON, 1983. Les micropolluants dans les divers compartiments de l'écosystème des eaux douces: utilisation des niveaux de contamination comme indicateurs de qualité. Les invertébrés. — Pages 55-60 in L'Eau, la Recherche, l'Environnement (Recherche Environnement. 22). Ministère de l'Environnement, Paris, 442 p.
- MARQUENIE, J. M., 1981. The freshwater mollusc *Dreissena polymorpha* as a potential tool for assessing bio-availability of heavy metals in aquatic systems. — Pages 409-412 in Proc. int. Conf. Heavy Metals in the Environment, Amsterdam.
- MARQUENIE, J. M., 1985. Bio-availability of micropollutants. — *Envir. Techn. Letters*, 6: 351-358.
- MARTOJA, R., J. L. MARTIN, C. BALLAN-DUFRAŒAIS, A. Y. JEANTET & M. TRUCHET, 1986. Effets d'un effluent de fabrication du dioxyde de titane sur un mollusque (*Mytilus edulis*). Comparaison d'animaux traités expérimentalement et prélevés à proximité d'un rejet d'usine. — *Mar. envir. Res.*, 18: 1-27.
- PHILLIPS, D. J. H., 1976. The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. I. Effects of environmental variables on uptake of metals. — *Mar. Biol.*, 38: 71-80.
- RAINBOW, P. S., 1985. The biology of heavy metals in the sea. — *Int. J. envir. Stud.*, 25: 195-211.
- ROESIJADI, G., J. S. YOUNG, A. S. DRUM & J. M. GURTISEN, 1984. Behavior of trace metals in *Mytilus edulis* during a reciprocal transplant field experiment. — *Mar. Ecol.*, 18: 155-170.
- SMITH, D. R., M. D. STEPHENSON & A. R. FLEGAL, 1986. Trace metals in mussels transplanted to San Francisco Bay. — *Envir. Toxicol. Chem.*, 5: 129-138.
- SUNILA, I., 1986. Chronic histopathological effects of short-term copper and cadmium exposure on the gill of the mussel, *Mytilus edulis*. — *J. Invert. Pathol.*, 47: 125-142.
- TOURARI, A., C. CROCHARD & J. C. PIHAN (sous presse). Étude *in situ* et en laboratoire de l'action de la température sur le cycle sexuel de la moule d'eau douce *Dreissena polymorpha* PALLAS. — in Symposium sur l'écologie, l'écophysiologie et l'énergétique fondamentales et appliquées chez les mollusques marins. Société française de malacologie, Rochefort, 9-13 septembre 1986.

COMPARAISON PHYSICO-CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DE SEPT BASSINS ARTIFICIELS DANS LES ALLUVIONS DE LA RÉGION PARISIENNE

J. GARNIER

Laboratoire d'écologie
ENS, 46 rue d'Ulm, 75230 Paris Cedex 05, France

J. F. LELONG

Laboratoire de géologie appliquée
Université d'Orléans, 45005 Orléans La Source, France

et

M. MEYBECK

Laboratoire de géologie
ENS, 46 rue d'Ulm, 75230 Paris Cedex 05, France

Résumé

Sept plans d'eau situés dans des anciennes gravières des vallées de l'Oise et de la Seine (région parisienne) ont été étudiés en 1981 et 1982: température, oxygène dissous, nutriments, pigments sur tous les lacs, production primaire et populations phytoplanctoniques sur trois d'entre eux. Les caractéristiques communes sont le régime thermique, une taille et une profondeur modestes (0,5 km²; 2,5 à 8 m), une minéralisation des eaux élevée liée aux nappes alluviales et aux rivières (Seine, Oise) alimentant ces milieux, un mélange vertical fréquent, enfin un temps de séjour élevé (un an), sauf à Méry, un réservoir de « storage », où l'eau n'est gardée que 4 jours. Malgré ces similitudes, les caractères trophiques sont très variés et dépendent d'abord de la disponibilité en nutriments. Les bassins uniquement alimentés par les nappes alluviales pauvres en nutriments (P-PO₄³⁻ < 15 µg·L⁻¹; N-NO₃⁻ < 0,5 mg·L⁻¹) sont oligotrophes (chlorophylle *a* moyenne: 5 µg·L⁻¹; diatomées et chrysophycées dominantes). Les bassins plus riches en nutriments — notamment en milieu urbain — sont mésotrophes (chlorophylle *a*: 15 à 20 µg·L⁻¹; développement des chlorophycées; production primaire moyenne: 1 000 mg C·m⁻²·jour⁻¹), tandis que ceux en liaison directe avec les rivières (où P-PO₄³⁻ > 130 µg·L⁻¹ et N-NO₃⁻: 3,5 mg·L⁻¹) sont nettement eutrophes (chlorophylle *a* moyenne: 40 µg·L⁻¹, maximale: 150 µg·L⁻¹; développement ou dominance des cyanophycées; production moyenne: 1 500 mg C·m⁻²·jour⁻¹). À ce gradient de nutriment s'ajoute l'influence de trois autres facteurs: (1) temps de séjour court — sans doute limitant à Méry; (2) turbulence, naturelle (vent) ou artificielle (injection d'eau de l'Oise à Méry) qui conduit à des teneurs très élevées en matières minérales en suspension (2 à 15 mg·L⁻¹ en moyennes annuelles) pouvant limiter la pénétration lumineuse; (3) morphologie (un bassin oligotrophe creux présente un déficit en O₂, par contre les bassins eutrophes peu profonds sont rarement désoxygénés).

Abstract

Seven sand-pit lakes located in the Seine and Oise valleys (near Paris) have been studied in 1981 and 1982 for temperature, dissolved oxygen, nutrients, pigments on all lakes and for primary production and phytoplankton populations on three of them. Common features are found for (1) temperature, (2) moderate size and depth (0.5 km²; 2.5 to 8 m), (3) high dissolved salts resulting from alluvial plain and from Seine and Oise rivers, (4) frequent vertical mixing, (5) long water residence time (one year), excepted for Méry lake used as a reservoir where Oise water is stored for 4 days. Despite these similarities, biological characteristics are highly variable and depend first on nutrients availability. When sand-pit lakes are only fed by low-nutrient underground waters (P-PO₄³⁻ < 15 µg·L⁻¹; N-NO₃⁻ < 0.5 mg·L⁻¹), they are oligotrophic (average chlorophyll *a*: 5 µg·L⁻¹; diatoms and Chrysophyceae). When richer in nutrients, particularly if their drainage basin is urbanized, these lakes are mesotrophic (average chlorophyll *a*: 15 to 20 µg·L⁻¹; Chlorophyceae; average production: 1,000 mg C·m⁻²·d⁻¹). When directly connected with nutrient-rich rivers (P-PO₄³⁻ > 130 µg·L⁻¹; N-NO₃⁻: 3.5 mg·L⁻¹), these lakes are typically eutrophic (average and

maximum chlorophyll *a*: 40 and 150 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; Cyanophyceae blooms; average production: 1,500 $\text{mg C}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$). In addition to this nutrient gradient, three physical and morphological factors can regulate these systems: (1) very short residence time (as in Méry), (2) vertical mixing either natural (wind) or artificial (water injection as in Méry) which stirs up bottom sediments (average inorganic suspended matter from 2 to 15 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), thus limiting light penetration, (3) morphology (a small deep oligotrophic lake may exhibit dissolved oxygen deficiency while shallow eutrophic lakes are seldom depleted in oxygen).

Introduction

La demande croissante de granulats a conduit à l'exploitation, dans de nombreux sites de la région parisienne, des alluvions de la Seine et de ses affluents, la Marne et l'Oise. Ces excavations se remplissent, au fur et à mesure de leur creusement, d'eau des nappes alluviales ou même de la rivière voisine si une connexion est établie. On dénombre ainsi dans cette région des dizaines de plans d'eau peu profonds (quelques mètres), de faible superficie (10 à 100 ha), et soumis à des influences climatiques semblables.

Trois sites ont fait l'objet d'études poussées depuis 1980, le Vaudreuil à l'ouest de Paris, le plan d'eau de Créteil dans la banlieue, et celui de Méry sur Oise au nord-ouest. Chaque étude a été focalisée sur une problématique différente (diversité des bassins du Vaudreuil, fonctionnement écologique de Créteil, modélisation à Méry), mais elles ont toutes en commun des suivis physico-chimiques (O_2 dissous, température, nutriments) et biologiques (production primaire, chlorophylle) dont la comparaison fait l'objet de cet article.

De nombreux travaux plus spécifiques ont été utilisés. Citons sur Méry: Dessery (1982), Dessery *et al.* (1983, 1984), Billen *et al.* (1983, 1984); sur le Vaudreuil: Lelong & Testard (1982), Moreau (1982), Montesanto (1984), Vermorel (1985), Garnier (données inédites); sur Créteil: Cardinal (1983), Garnier (1983, 1984), Montesanto (1984) concernant les études du phytoplancton et les synthèses de Chesterikoff *et al.* (1981) et Testard (1983) pour les autres compartiments biologiques. Les principales questions posées sont: (1) Quelles sont les caractéristiques générales communes et particulières de ces plans d'eau (alimentation, morphologie, apport en éléments nutritifs)? (2) Quelles sont les principales caractéristiques biologiques qui en découlent (biomasse, production, composition spécifique du phytoplancton)? (3) Sur quels critères pourrait-on établir une typologie de ces milieux très variés?

Caractéristiques générales des bassins

ORIGINE ET FONCTION

Les sept plans d'eau étudiés ont tous été creusés dans les alluvions fluviales de la Seine ou

de l'Oise. Il s'agit des bassins de Créteil, et de Méry sur Oise (fig. 1), et de cinq bassins sur le site du Vaudreuil (fig. 2): le Bassin Sud, le Bassin intermédiaire, Bignan, Capoulade et l'Étang aux Truites. Ces bassins ont en général été creusés jusqu'au substratum rocheux situé sous les alluvions, le calcaire de Champigny à Créteil, les sables de Cuise à Méry et la craie au Vaudreuil. Dans les trois sites, les nappes aquifères des alluvions et celles des substrats rocheux communiquent et alimentent les plans d'eau.

Tous les bassins sont situés dans le climat tempéré du Bassin parisien dont un exemple des caractéristiques météorologiques moyennes est donné par la station du Vaudreuil (Moreau, 1982): mois le plus froid, janvier (2°C); mois les plus chauds, juillet et août (18°C). La pluviométrie moyenne est similaire sur les trois sites (680 à $860 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$) et l'évaporation potentielle est de 70 à 80% des précipitations directes sur les lacs.

Les caractères morphologiques (tableau I) mettent en évidence la grande similitude de taille et de profondeur de la plupart des bassins qui ont cependant une histoire et des fonctions bien différentes. Dans le lac de Créteil, l'exploitation majeure des graviers s'est arrêtée en 1976, mais le lac n'a pris sa forme définitive qu'en 1981 à la suite d'exploitations sur certaines rives. Un port fut construit en 1982. Le lac est actuellement un des plans d'eau de plaisance (voile, planche à voile) les plus fréquentés de la région parisienne. Le bassin de Méry sur Oise sert uniquement au stockage d'eau (« storage reservoir ») en amont d'une filière de traitement d'eau potable de grande capacité ($100\,000 \text{ m}^3\cdot\text{jour}^{-1}$). Il a été achevé à l'automne 1979, mis en eau par la nappe

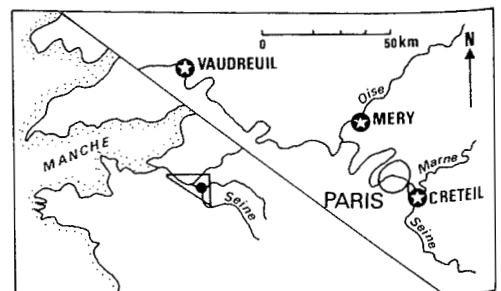


Figure 1. Situation des plans d'eau étudiés.

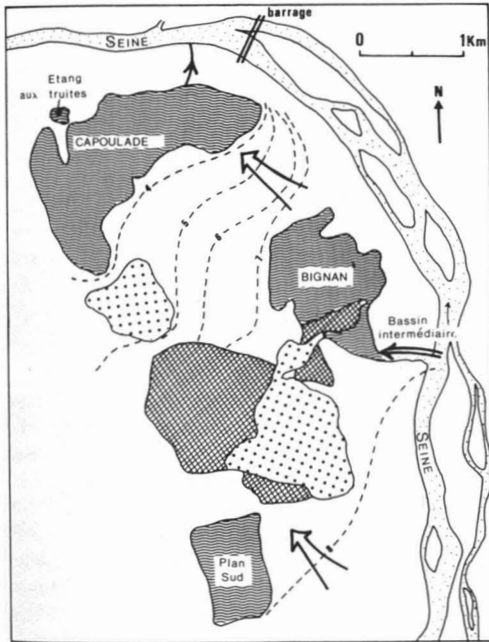


Figure 2. Site du Vaudreuil (Seine Maritime) en 1980. Figuré ondulé : plans d'eau étudiés; figuré pointillé : Seine et plans d'eau non étudiés; figuré hachuré : remblais. Courbes piézométriques moyennes en mètres (décembre 1979) avec les directions d'écoulement de la nappe aquifère. Le bassin Bignan est alimenté par la Seine au travers du Bassin intermédiaire.

des sables de Cuise de novembre 1979 à juillet 1980, puis par un pompage direct d'eau de l'Oise ($100\,000\text{ m}^3\cdot\text{jour}^{-1}$) depuis cette date. Les pompes ont lieu chaque nuit. Cependant, un arrêt prolongé des pompes ne met pas le réservoir en contact avec la nappe alluviale, de laquelle il est séparé par un rideau vertical continu d'argiles imperméables; il y a alors stagnation des eaux comme en mai 1982. Pendant cette période, identifiée sur les figures 5 et 6, le réservoir a présenté une forte stratification thermique. Enfin, le creusement des bassins du Vaudreuil a commencé vers 1960. Au fur et à mesure des excavations, des remblaiements de tout-venant (y compris des matériaux gypseux) ont été effectués. La configuration des bassins en 1981/82 est portée à la figure 2. Elle change en permanence par l'exploitation actuelle des graviers dans le Bassin Sud et sur Capoulade. Le plan d'eau Bignan est actuellement stabilisé et utilisé, comme celui de Créteil, en base de loisirs; c'est également la fonction future de Capoulade qui sera un des plus grands du genre en Europe. Les courbes piézométriques de décembre 1979 sont portées pour exemple sur la figure 2; on remarquera que le

barrage de Poses sur la Seine en est un régulateur.

CARACTÉRISTIQUES HYDRODYNAMIQUES ET THERMIQUES

Bilans hydriques

Les bilans des sept plans d'eau sont très variés (tableau I). À Créteil, le bassin est alimenté essentiellement par la nappe et il existe un exutoire superficiel temporaire qui évacue moins de 40% des eaux (Chesterikoff *et al.*, 1981). À Méry, l'eau de l'Oise est injectée dans le bassin avec une très grande énergie ($v = 3,8\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$); il résulte un temps de séjour des eaux extrêmement court (3 à 4 jours en fonctionnement normal) et, nous le verrons, une déstratification quotidienne. La nappe ne participe pas au bilan hydrique; l'exutoire est une conduite gravitaire vers l'usine de traitement d'eau (Dessery *et al.*, 1983). Au Vaudreuil, les alimentations sont très variées (fig. 2): l'Étang aux Truites et le Bassin Sud n'ont d'échanges qu'avec la nappe alluviale; Capoulade est alimenté par celle-ci mais possède un petit exutoire vers la Seine; le Bassin intermédiaire est en contact direct avec la Seine et sert de tampon au plan d'eau Bignan qui reçoit également des eaux de nappe mais ne possède pas d'exutoire superficiel.

Les temps de séjour moyens des eaux ont pu être déterminés dans les sablières d'après les caractéristiques hydrodynamiques des nappes et les bilans hydriques, ils sont tous (sauf Méry bien sûr) de l'ordre de l'année (tableau I).

Le marnage annuel des plans d'eau reflète leur alimentation principale: il est maximum (1,75 m) pour ceux qui sont surtout liés aux nappes. À Méry, le marnage quotidien, dû au soutirage par l'usine de traitement, est de 0,5 m (tableau I).

Température et dynamique des eaux

La plupart des plans d'eau sont polymictiques: en raison de leur faible profondeur un fort coup de vent suffit à mélanger les eaux. Ainsi durant l'été 4 à 6 mélanges complets peuvent être observés à Créteil. À Méry, le mélange est produit par l'injection des eaux de l'Oise. Pendant la journée, un gradient thermique d'environ 1 à 2°C s'établit parfois entre la surface et la profondeur de 7 m (Billen *et al.*, 1984). Dans les bassins du Vaudreuil, comme à Créteil, le gradient de température entre la surface et le fond ne dépasse guère 5 à 7°C (tableau I).

Les plans d'eau étudiés peuvent geler en hiver pendant de courtes durées, sauf Méry où la turbulence et le faible temps de séjour empêchent un tel refroidissement (tableau I).

TABLEAU I
Caractéristiques morphologiques et physiques des bassins étudiés
(période 1980-1981)

	Site du Vaudreuil ¹					Méry ²	Créteil ³
	Bassin intermédiaire	Bignan	Bassin Sud	Capoulade	Étang aux Truites		
A (km ²)	0,09	0,36	0,26	1,42	0,02	0,045	0,42
V (10 ⁶ m ³)	0,3	1,25	0,65	6,15	0,12	0,40	1,5
Profondeur moyenne (m)	3,5	3,5	2,5	4,3	6	8	4,5
Profondeur (m)	—	—	—	7,2	8	9	6
Marnage (m)	—	0,5	—	1,5	1,75	0,5	0,5
Alimentation	Seine	Seine; nappe	nappe	nappe	nappe	Oise	nappe; effluent
Exutoire aérien	vers Bignan	aucun	aucun	vers Seine	aucun	vers Oise	vers Seine
Temps de séjour moyen des eaux (an)	—	3,6	5	1,2-1,6	—	0,01	0,6-1
Températures extrêmes (°C)	1-24,5	1-24	1,5-24	2-22	1,5-24	4-22	1,5-28
Transparences extrêmes (m)	0,6-1,1	0,6-1,6	0,35-1,3	0,8-2	1,5-5,5	0,8-2,8	0,7-2,8
Matières en suspension (mg/L) ⁴	5-12-25	4-10-24	4-15-25	2-5-13	0,7-2-2,4	1,7-6-20	7,7-13-26
△ Tmax (°C) ⁵	5	5	7	6	6	1,5	5

¹ Moreau (1982) et Vermorel (1985)

² Dessery (1982) et Billen *et al.* (1983)

³ Chesterikoff *et al.* (1981)

⁴ Minimum-moyenne-maximum

⁵ Gradient de température maximum entre la surface et le fond

Transparence et matières en suspension

Les matières en suspension possèdent des niveaux moyens élevés dans tous les bassins, de 2 à 15 mg·L⁻¹, avec des pics à plus de 25 mg·L⁻¹ (Créteil, Bassin intermédiaire du Vaudreuil) et 20 mg·L⁻¹ (Méry). L'origine des matières en suspension est triple. Pour l'Étang aux Truites, il s'agit de resuspension naturelle par le vent (limitée), pour Capoulade, le Bassin Sud et Créteil, il s'y ajoute l'influence des exploitations de graviers et pour le Bassin intermédiaire, Bignan et Méry, celle des apports fluviaux, Seine et Oise.

Le cas de Méry est exemplaire. Il est facile d'y faire un bilan entrées-sorties de la sédimentation, bilan couplé à un relevé de l'épaisseur des sédiments lacustres déposés depuis la mise en eau du bassin. Ainsi la sédimentation de particules minérales y est de 800 t·a⁻¹, soit une épaisseur moyenne annuelle de 9 cm·a⁻¹, valeur extrême pour un milieu lacustre, qui ne se rencontre guère que dans les deltas des lacs alpins. Le taux de sédimentation entre l'entrée et la sortie du bassin en 1982 est de 58% pour les matières en suspension minérales, 55% pour les matières en suspension organiques (moyennes annuelles, Billen *et al.*, 1983). À Méry, les matières en suspension minérales maximales sont observées en hiver et correspondent aux crues de l'Oise; au Vaudreuil et à Créteil, leurs variations sont plus aléatoires et dépendent surtout des coups de vent et/ou de l'exploitation des gravières.

La transparence des eaux est bien sûr liée aux matières en suspension. Ainsi l'Étang aux Truites présente-t-il la transparence maximum la plus élevée, 5,5 m (tableau I), alors qu'elle ne dépasse guère 2 m dans les autres plans d'eau. Les minimums peuvent être très faibles, 0,35 m pour le Bassin Sud soumis à une intense exploitation. Il faut noter qu'à Créteil, la transparence est passée de 1,0 m en moyenne pour 1979 à 1,5 m en 1982 (Garnier, 1984), sans doute en raison de la réduction progressive des activités résiduelles des exploitants de gravières.

Matériel et méthodes

Les données exposées pour les sept bassins ont été récoltées dans leur zone centrale, à une fréquence hebdomadaire à mensuelle, au cours d'un ou deux cycles saisonniers communs, dans l'intervalle de temps d'août 1980 à décembre 1982.

Des profils couplés de température et d'oxygène ont été réalisés avec la sonde d'un oxygène-

mètre. La transparence a été estimée avec un disque de Secchi. Le pH a été déterminé sur le terrain avec un pH-mètre. Les analyses des éléments nutritifs ont été effectuées suivant les normes AFNOR (Chesterikoff *et al.*, 1981; Dessery, 1982; Moreau, 1982; Vermorel, 1985).

Les concentrations en chlorophylle correspondent, soit à la chlorophylle *a* calculée suivant les équations de SCOR-UNESCO (1966), dans le cas de Méry jusqu'en décembre 1982, et des bassins du Vaudreuil jusqu'en août 1981, soit à la somme chlorophylle *a* + phéopigments obtenue d'après les équations de Lorenzen (1967) pour Créteil et les bassins du Vaudreuil d'août 1981 à décembre 1982. Ces grandeurs, lorsqu'elles sont mesurées en parallèle, sont analogues à 10 % près et seront donc étudiées ensemble. Les analyses ont été effectuées pendant deux cycles annuels (1981 et 1982) dans les plans d'eau de Méry, Créteil, Bignan, Capoulade et du Bassin Sud; le Bassin intermédiaire et l'Étang aux Truites n'ont été suivis qu'au cours d'un cycle annuel (juillet 1980-juillet 1981) (Dessery, 1982; Garnier, 1983 et données inédites; Moreau, 1982). Les valeurs de pigments obtenus aux différentes profondeurs ont été ici intégrées sur la colonne d'eau.

Le phytoplancton a uniquement été étudié dans les plans d'eau de Créteil (1981 et 1982), de Bignan (1982) et de Méry (août 1980-août 1981) sur un échantillon moyen de la colonne d'eau (Dessery, 1982; Garnier, 1983 et données inédites). Les dénombrements ont été effectués au microscope inversé (Utermöhl, 1958) à partir d'échantillons formolés à 5% et les biomasses estimées à partir des biovolumes cellulaires.

Des profils de production primaire ont été réalisés par la technique de Steemann Nielsen (1952) dans les plans d'eau de Créteil, Bignan et Méry pendant deux cycles annuels (1981 et 1982) (Dessery, 1982; Garnier, 1983 et données inédites; Moreau, 1982). Les incubations ont été effectuées pendant la période du tiers médian solaire, durée pendant laquelle la production est égale à 45% de la production journalière (Pelletier, 1973). Ce pourcentage a été confirmé pour d'autres milieux par Dulac & Laurenceau (1982) et Garnier (1982).

Résultats

CARACTÉRISTIQUES CHIMIQUES

Minéralisation des eaux et pH

Toutes les eaux des bassins présentent des minéralisations élevées. Les conductivités vont de 380 à 1 750 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (tableau II). Les eaux superficielles alimentant les plans d'eau (Oise,

TABLEAU II
Composition chimique des eaux des bassins et de leurs alimentations (période 1980-1981)

	Conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	SO_4^{--} (mg/L)	Moyennes hivernales en surface					pH surface	O_2 fond (%)	COP ^a	
			P- PO_4^{-3} (mg/L)	P(total) (mg/L)	N- NO_3^- (mg/L)	N- NH_4^+ (mg/L)	SiO_2 (mg/L)			Sédiments (%)	MES (%)
VAUDREUIL ¹											
Seine	550	42	0,52	—	3,9	1,7	9,7	7,6-8,15	—	—	—
Nappe	500-2000	30-1300	0,070	—	1-20	0,05-5,0	—	—	—	—	—
Bassin intermédiaire	680	158	0,31	0,42	2,3	0,66	4,55	7,7-9,2	30-130	—	—
Bignan	540	110	0,088	0,22	1,2	0,31	4,0	7,5-9,5	5-150	1,7	—
Capoulade	500	83	0,009	0,050	0,46	0,044	7,75	7,2-8,4	60-150	0,03	—
Bassin Sud	380	56	0,014	0,083	0,27	0,045	4,2	7,8-8,6	20-140	0,54	—
Étang aux Truites	440	83	0,005	0,006	0,15	0,033	3,7	7,7-8,5	10-100	—	—
MÉRY ²											
Oise	525	35	0,13 ^b	0,165 ^b	3,55	0,40	—	7,5-8,4	80-120	6(MES)	6
Bassin	525	35	0,125 ^b	0,150 ^b	3,5	0,33	—	7,9-8,1	70-110	4,5	—
CRÉTEIL ³											
Nappe	1000-3000	270-1700	0,085	—	12,0	—	—	—	—	—	—
Bassin	1750	650	0,015	0,055	0,8	0,5	—	7,9-8,5	4-105	1,25	—

^a Carbone organique particulaire en %; moyenne intégrée de 0 à 10 cm pour les sédiments; moyenne annuelle pour les matières en suspension (MES).

^b Hiver 1981 seulement sur eau filtrée; sur les autres bassins, P (total) se rapporte aux eaux brutes.

¹ Moreau (1982) et Vermorel (1985)

² Dessery (1982) et Billen *et al.* (1983)

³ Chesterikoff *et al.* (1981)

Seine) et surtout les nappes aquifères, sont en effet très chargées. Ainsi la nappe de la craie qui alimente les bassins du Vaudreuil varie de 500 à 2 000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ et les eaux sont bicarbonatées calciques à sulfatées calciques lorsqu'elles passent dans les remblais gypseux. À Créteil, la nappe des calcaires de Champigny draine également des gypses et les eaux présentent des teneurs en SO_4^{2-} extrêmement fortes (650 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Il en résulte que les saturations en calcite sont la plupart du temps atteintes dans ces milieux et que ce minéral peut précipiter lorsque le pH dépasse 8,2, cas de Créteil et de Bignan (Chesterikoff *et al.*, 1981; Vermorel, 1985).

Les pH moyens sont tous basiques, autour de 8,0 (tableau II). En été, les pH dépassent généralement 8,2 dans les plans d'eau du Vaudreuil et de Créteil avec des maximums de 8,5 pour l'Étang aux Truites, 8,6 pour le Bassin Sud, 9,2 pour le Bassin intermédiaire et 9,5 pour Bignan (fig. 3). Ces valeurs élevées sont liées aux périodes de fortes productions phytoplanctoniques et s'observent à la fin de l'été.

Les éléments majeurs peu réactifs dans le milieu aquatique (Na^+ , Mg^{++} , Cl^- , SO_4^{2-}) peuvent être utilisés pour apprécier l'influence des diverses alimentations des bassins étudiés.

Ainsi au Vaudreuil, les plans d'eau directement alimentés par la Seine (le Bassin intermédiaire et, dans une moindre mesure, Bignan), présentent des variations saisonnières en Na^+ semblables à celles de la rivière alors que les concentrations des autres bassins alimentés par les nappes sont beaucoup plus constantes. On remarque également des différences de teneurs moyennes entre les bassins qui illustrent bien à la fois l'origine variée des alimentations en eau mais aussi la nature hétérogène de la nappe aquifère entre le Bassin Sud, Capoulade et l'Étang aux Truites, sans doute en raison des matériaux variés utilisés comme remblais.

Oxygénation

La teneur en oxygène dissous est régie par deux processus: la turbulence verticale et le bilan production primaire-décomposition dans la masse d'eau. Les valeurs extrêmes observées en surface et au fond sont présentées à la figure 3. Le bassin de Méry est le seul milieu à être proche de la saturation quelles que soient la saison et la profondeur. En effet, la déstratification quotidienne due à l'injection forcée des eaux de l'Oise mélange efficacement les eaux jusqu'au fond (8 m). À Méry, de 8 à 18h, en l'absence d'injection d'eau de l'Oise, le profil d' O_2 évolue nettement et passe, en septembre 1981, de 6,2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ sur toute la colonne d'eau à

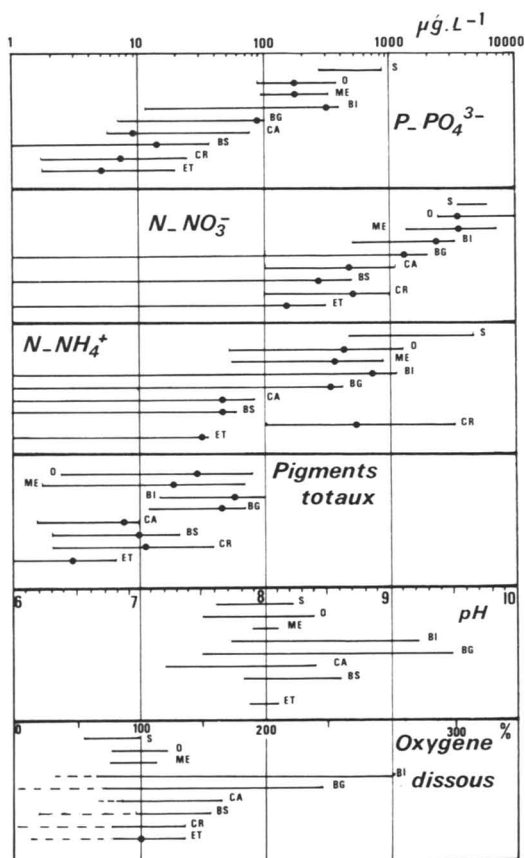


Figure 3. Gamme de variations comparées des principaux nutriments, des pigments chlorophylliens totaux, du pH et de la saturation en oxygène dissous (échelles logarithmiques pour PO_4^{3-} , NO_3^- , NH_4^+ , pigments et H^+). Les gammes correspondent aux valeurs observées à 0 et 1 m de profondeur. Pour l'oxygène dissous, le tiret représente l'extension de la gamme dans les couches profondes. Les valeurs centrales reportées correspondent aux moyennes hivernales pour les nutriments, et aux moyennes annuelles pour les pigments. S: Seine, O: Oise, ME: Méry, BI: Bassin intermédiaire, BG: Bignan, CA: Capoulade, BS: Bassin Sud, CR: Créteil, ET: Étang aux Truites. Travaux de Moreau (1982), Vermorel (1985), Billen *et al.* (1983), Chesterikoff *et al.* (1981), Garnier (1982).

9,8 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en surface et 7,0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ au fond, sous l'effet de la photosynthèse (Dessery, 1982). Par contre, lors d'un arrêt du pompage de trois semaines, en mai 1982, le lac a alors rapidement évolué vers un état anoxique avec une chute brusque de NO_3^- dans le dernier mètre et une forte concentration en NH_4^+ (0,6 $\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{L}^{-1}$) (Billen *et al.*, 1984). Cet épisode met bien en évidence l'instabilité de la qualité des eaux du bassin de Méry.

Au Vaudreuil, on observe des comportements très variés: les eaux de surface de Bignan et du

Bassin intermédiaire sont très fortement sursaturées en été (plus de 200%) alors que les eaux de fond sont nettement sous-saturées allant même jusqu'à l'anoxie complète à Bignan. La décomposition de la matière organique planctonique est responsable de cette anoxie. Ces deux plans d'eau sont également ceux dans lesquels on observe les plus fortes biomasses algales (voir fig. 4 et 5). À Capoulade et au Bassin Sud, les sursaturations sont plus modérées (150%) et les eaux de fond sont sous-saturées mais non anoxiques. L'Étang aux Truites est particulier: les eaux de surface sont peu sursaturées (130%) ce qui correspond bien aux biomasses algales très réduites (maximum de pigments totaux de $9,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), mais en raison de sa profondeur relativement importante (8 m) et de sa petite taille, la turbulence des eaux induite par le vent (et qui mélange efficacement les eaux d'un plan d'eau voisin, Capoulade par exemple) ne suffit pas toujours à réoxygéner les eaux de fond (10% en août 1980, Moreau, 1982).

À Créteil, la stratification estivale, quand elle s'établit, conduit à un déficit accru en O_2 à partir de 2,5 m qui peut entraîner la réduction des sulfates: Chesterikoff *et al.* (1981) ont mesuré jusqu'à $0,35 \text{ mg S}\cdot\text{H}_2\text{S}\cdot\text{L}^{-1}$. De 1978 à 1980, entre avril et octobre, la teneur moyenne en O_2 sur les profils estivaux a décliné de 80 à 70% montrant une dégradation à cette époque de la qualité du bassin (Chesterikoff *et al.*, 1981).

Éléments nutritifs

Le bilan des apports en éléments nutritifs est difficile à établir dans les bassins alimentés par les nappes: il nécessite une très bonne connaissance hydrodynamique et chimique de celles-ci. Dans le cas de Créteil, il s'y ajoute les apports d'un effluent urbain, le collecteur d'eaux pluviales du Mont-Mesly qui draine, en outre, des eaux usées jusqu'en mai 1981. De l'urbanisation croissante de cette zone a résulté une augmentation impressionnante des quantités de phosphore total apportées au bassin: $270 \text{ kg P}\cdot\text{a}^{-1}$ en 1978, 690 en 1979 et 1 500 en 1980! Les sorties pendant cette période sont faibles et Chesterikoff *et al.* (1981) estiment le taux moyen de rétention du P total à 85%. À l'opposé, à Méry, le taux de rétention est faible: 7% des phosphates pour 1982 (Billen *et al.*, 1983). Les charges spécifiques correspondantes sont de $2,4 \text{ g P}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ pour Créteil et de $135 \text{ g P}\cdot\text{PO}_4^{3-}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ pour Méry en raison du taux de sédimentation très élevé dans ce dernier.

Les niveaux moyens hivernaux d'éléments nutritifs sont portés au tableau II et à la figure 3, ainsi que les gammes de variations observées dans les bassins et sur l'ensemble des profils. Comme précédemment, on note une très grande variabilité (2 à 3 ordres de grandeurs), entre les plans d'eau et au sein d'un même bassin. Le classement par ordre de teneurs décroissantes est

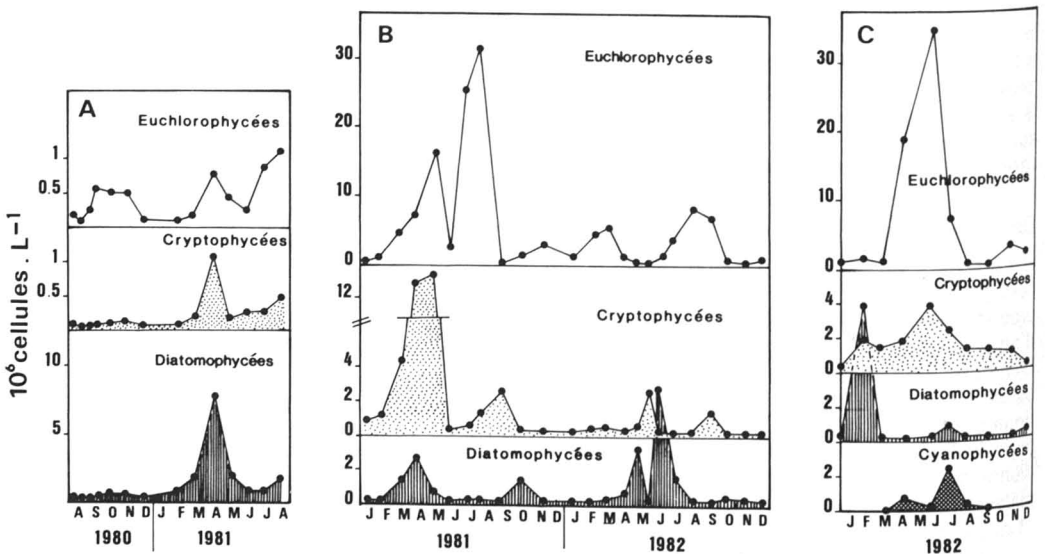


Figure 4. Évolutions saisonnières des groupes phytoplanctoniques principaux: A: Méry (1980-1981), B: Créteil (1981-1982), C: Bignan (1982).

à peu près semblable pour PO_4^{3-} et NO_3^- : Seine > Oise > Méry > Bassin intermédiaire > Capoulade > Bassin Sud > Créteil > Étang aux Truites. Les niveaux des nutriments reflètent les alimentations en eau par la Seine et l'Oise (deux rivières très chargées), par un effluent urbain (Créteil), et par une nappe plus ou moins contaminée (Vaudreuil). On retrouve le même ordre pour NH_4^+ à une exception notable près, celle de Créteil qui présente des niveaux moyens élevés, comparables à ceux du Bassin intermédiaire. L'origine de NH_4^+ dans les bassins est

quadruple. Il provient (1) des apports fluviaux pour Bignan, le Bassin intermédiaire et Méry (dans ce dernier la variation de l'ammoniaque suit fidèlement celle de l'Oise), (2) des apports des nappes (au Vaudreuil et surtout à Créteil, les nappes sont dépourvues d' O_2 et riches en NH_4^+), (3) de la réduction des nitrates et surtout de l'ammonification de l'azote organique dans les sédiments (Dessery & Cavelier, 1984), ou dans les eaux profondes lorsqu'elles sont anoxiques (cas de Créteil et de Bignan), (4) des apports d'un effluent urbain à Créteil.

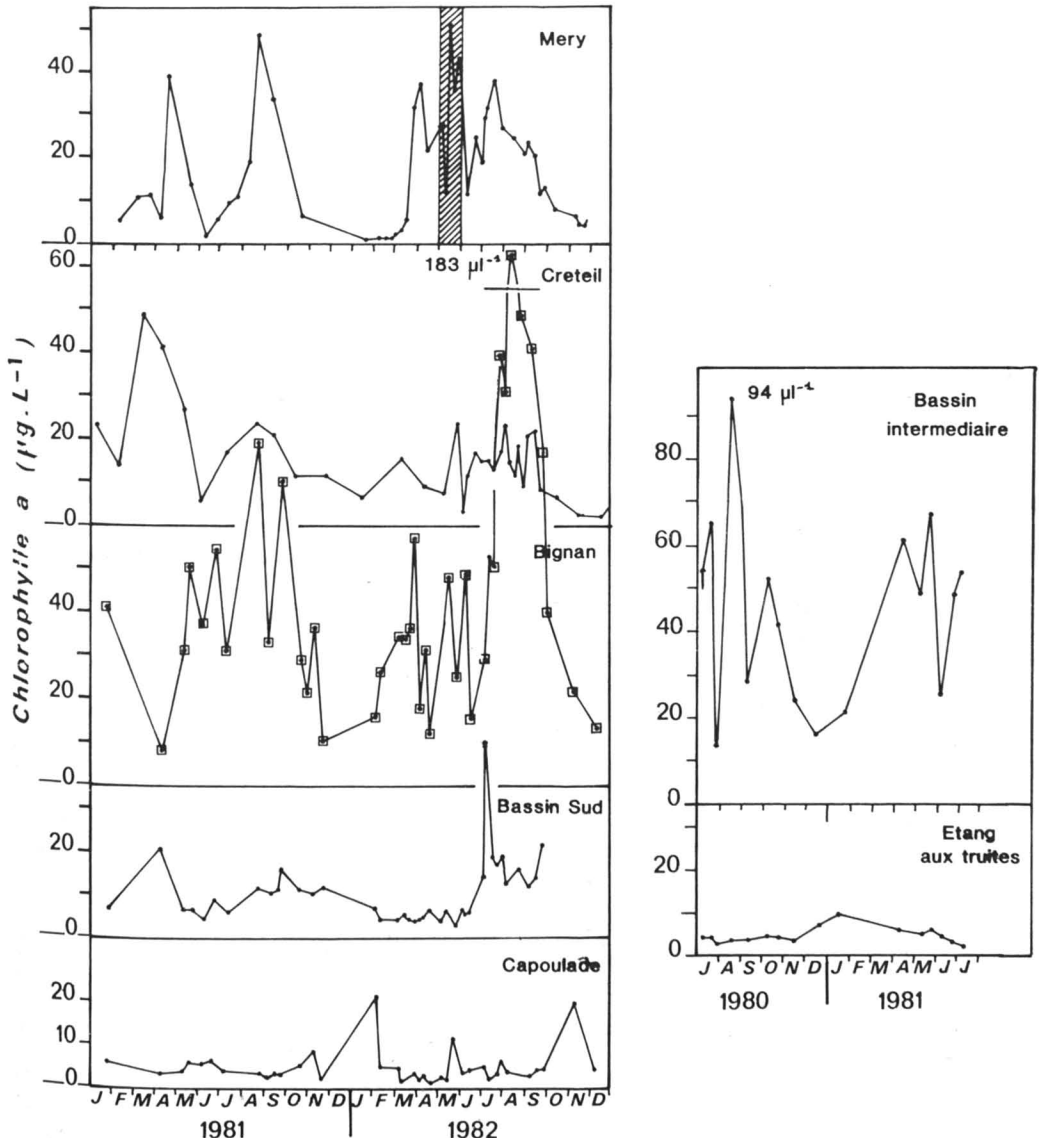


Figure 5. Évolutions sur deux années de la chlorophylle sur les 7 plans d'eau de gravière. Figuré hachuré: arrêt de l'alimentation de Méry en eau de l'Oise en mai 1982 (stratification et stagnation des eaux).

Il faut remarquer que pour Méry, le Bassin intermédiaire et Bignan, les niveaux généraux en azote et en phosphore sont extrêmement élevés et correspondent à des valeurs caractéristiques des lacs eutrophes. Les niveaux en ammoniacque sont également très élevés pour ces plans d'eau, et pour Créteil (de 0,3 à plus de 1 mg N·L⁻¹) sont typiques d'eaux polluées.

Les gammes des concentrations observées pour les éléments nutritifs sont extrêmement variables d'un bassin à un autre et, au sein d'un même bassin, présentent également des fluctuations saisonnières marquées; la principale cause de variations est due à la production algale qui appauvrit les nutriments jusqu'à l'épuisement. Ainsi les phosphates sont épuisés (< 2 µg·L⁻¹) dans le Bassin Sud, dans l'Étang aux Truites et à Créteil; de même les nitrates sont inférieurs à 10 µg N·L⁻¹ dans le Bassin Sud, Bignan, l'Étang aux Truites et Créteil. La production algale occasionne également des pH supérieurs à 8,5 et des saturations en O₂ de plus de 150%. En ce qui concerne l'ammoniacque, les faibles valeurs observées sur Capoulade, le Bassin Sud et l'Étang aux Truites sont dues autant à une utilisation biologique qu'à une faible pollution du milieu aquatique.

Les formes d'éléments nutritifs peuvent également varier suivant les bassins. Si à Méry (Billen *et al.*, 1983), les orthophosphates représentent 85% du P total soluble, cette proportion n'est que de 35% à Créteil et de 20 à 40% au Vaudreuil. L'azote minéral total est essentiellement représenté par des nitrates dans tous les plans d'eau (plus de 80%) sauf à Créteil où la proportion d'ammoniacque est de 50 à 80% de 1978 à 1980 (Chesterikoff *et al.*, 1981). Une fois encore on observe que Créteil n'a pas été à l'équilibre pendant ces trois années, sans doute en raison de l'influence croissante des apports urbains, nettement réduits depuis mai 1981.

Carbone organique dans les sédiments

Les teneurs en carbone organique particulaire (en % des sédiments secs) des dix premiers centimètres varient de 0,3 à 4,5% (tableau II). Les valeurs les plus faibles sont dues à la fois à la faible productivité des bassins et à une dilution par une sédimentation minérale élevée (cas de Capoulade et du Bassin Sud). Les valeurs moyennes de 1 à 2% à Bignan et à Créteil reflètent une plus importante production. Toutefois, ces valeurs restent relativement faibles, témoignant en faveur d'une efficacité du transfert de matière au sein des chaînes trophiques. Enfin, à Méry, les apports détritiques de l'Oise sont fortement organiques (carbone organique particulaire = 6% dans les matières en suspension fluviales). Dans le résér-

voir, une petite partie de ce matériel sédimente, la majeure partie est évacuée rapidement; il s'y ajoute également la production organique autochtone du bassin. Il en résulte une teneur en carbone organique particulaire des matières en suspension du bassin (carbone organique particulaire = 7,2% en moyenne annuelle, Dessery *et al.*, 1984) légèrement supérieure à celle des matières en suspension de l'Oise. Cependant, une bonne part de ce matériel organique est rapidement minéralisée dans les sédiments qui ne contiennent que 4,5% de carbone organique particulaire (moyenne sur les dix premiers centimètres).

PEUPELEMENTS PHYTOPLANCTONIQUES: BIOMASSES ET ACTIVITÉS

Groupes principaux et espèces dominantes

Dans le lac de Créteil, les euchlorophycées, présentes toute l'année, ont constitué en abondance cellulaire la majeure partie du peuplement algal, soit en moyenne 67 à 53% pour les années 1981 et 1982 respectivement (tableau III); le reste du peuplement était composé de diatomophycées (1981: 4,7%; 1982: 28%) et de cryptophycées (1981: 27%; 1982: 18%); les cyanophycées étaient présentes en été, mais relativement peu abondantes (Cardinal, 1983; Garnier, 1983; Montesanto, 1984).

De novembre à février, les abondances cellulaires et les biomasses restent relativement faibles variant entre 1 et 3·10⁶ cellules·L⁻¹ et 0,2 et 1 mg·L⁻¹ respectivement (fig. 4). À partir de février, des conditions météorologiques favorables (bon ensoleillement) permettent une reprise notable de l'activité algale; ainsi les abondances cellulaires ont atteint 10,8·10⁶ cellules·L⁻¹ en mars 1981 (*Chroomonas* sp. et *Chlamydomonas* sp.) et 5,2·10⁶ cellules·L⁻¹ en février 1982 (*Monoraphidium contortum*). D'avril à octobre, les successions des espèces phytoplanctoniques sont plus complexes; les espèces dominantes présentent, suivant les années, des maximums d'importance inégale et décalés dans le temps. Par exemple, en 1981, la chlorococcale *Oocystis parva* s'est surtout développée en juillet avec 25·10⁶ cellules·L⁻¹ alors qu'en 1982 son abondance était maximale en août avec 5,5·10⁶ cellules·L⁻¹. Les diatomophycées (*Cyclotella ocellata*) sont présentes toute l'année, mais se développent généralement de manière notable (jusqu'à 6·10⁶ cellules·L⁻¹) au printemps et en été. Les cryptophycées sont essentiellement représentées par *Chroomonas* sp. et *Cryptomonas* sp.: les *Chroomonas* ont été particulièrement abondants en mars et avril 1981 (8,85·10⁶ cellules·L⁻¹) et en mai 1982 (2,6·10⁶ cellules·L⁻¹) alors que les *Cryptomonas* ont atteint leur

TABLEAU III
Composition phytoplanctonique et chlorophylle a

	Classes principales ^a					Chlorophylle a ^b	
	EUCL (%)	DIA (%)	CHRY (%)	CRYP (%)	CYA (%)	Moyenne (µg/L)	Max (µg/L)
Bassin intermédiaire	—	—	—	—	—	47	110
Bignan	54	10	—	32	2,5	44	185
Bassin Sud	—	—	—	—	—	11	25
Capoulade	—	—	—	—	—	5	20
Étang aux Truites	—	—	—	—	—	4,3	9,5
Oise	26	63	1,2	9	2	31	80
Bassin Méry	27	56	2,2	14	0,8	23	65
Créteil 1981	67	4,7	—	27	1,3	21,5	48
1982	53	28	—	18	0,5	13,0	23,5

^a Pourcentage moyen (%) des classes principales (calculé à partir des abondances cellulaires). EUCL: euchlorophycées, DIA: diatomophycées, CHRY: chrysophycées, CRYP: cryptophycées, CYA: cyanophycées.

^b Valeurs moyennes et maximales de la chlorophylle a (Scor-Unesco, 1966) ou chlorophylle a + phéopigments (Lorenzen, 1967), suivant les cas (cf. Matériel et méthodes).

abondance maximale en fin d'été ($2,6 \cdot 10^6$ et $0,5 \cdot 10^6$ cellules \cdot L⁻¹ en septembre 1981 et 1982).

D'une manière générale, on remarquera qu'en 1982 il s'est produit par rapport à 1981 une diminution des abondances et biomasses maximales ($8,5 \cdot 10^6$ cellules \cdot L⁻¹ et $3,7$ mg \cdot L⁻¹ en 1982 contre $33,2 \cdot 10^6$ cellules \cdot L⁻¹ et $6,9$ mg \cdot L⁻¹ en 1981) à mettre en relation avec l'augmentation de la transparence et la diminution en chlorophylle.

En 1982, dans le plan d'eau Bignan du Vaudreuil, comme dans le lac de Créteil, les euchlorophycées (*Oocystis parva*, *Monoraphidium contortum* et *Coelastrum microporum* pour les principales) ont été les plus représentées (54% de la population en moyenne pour l'année). *M. contortum* a présenté son développement maximum en avril ($13,9 \cdot 10^6$ cellules \cdot L⁻¹), *O. parva* et *C. microporum* en juin ($20 \cdot 10^6$ cellules \cdot L⁻¹ et $7,2 \cdot 10^6$ cellules \cdot L⁻¹ respectivement) (fig. 4). Les diatomées (*Cyclotella comta*: $7,8 \cdot 10^6$ cellules \cdot L⁻¹ en février) et les cryptophycées (*Chroomonas* sp. et *Cryptomonas* sp.) ont représenté 10 et 32% du peuplement. En raison des très fortes teneurs en éléments nutritifs, le plan d'eau Bignan s'est caractérisé, par rapport au lac de Créteil, par le développement estival d'une fleur d'eau à cyanophycées (*Aphanizomenon flos-aquae*), dont on a pu observer les accumulations sur les rives en juillet 1982.

À la différence des deux milieux précédents, dans le bassin de Méry, qui diffère essentielle-

ment par son mode d'alimentation (injection d'eau) et son temps de séjour très court, ce sont les diatomées (*Cyclotella* sp.) qui ont été les plus représentées (56%) puis les euchlorophycées (27%: *Scenedesmus* sp., *Monoraphidium contortum* et *Chlamydomonas*, les *Oocystis* n'apparaissant en juin-juillet qu'en faible proportion) et les cryptophycées (*Chroomonas* et *Cryptomonas* sp.). Cette répartition en pourcentage est peu différente de celle obtenue pour l'Oise qui alimente le bassin. Les abondances maximales atteintes dans le bassin sont de $8 \cdot 10^6$ cellules \cdot L⁻¹ et sont inférieures à celles obtenues dans l'Oise ($15 \cdot 10^6$ cellules \cdot L⁻¹). On remarquera qu'avant l'établissement de la communication entre l'Oise et le bassin, le phytoplancton du bassin se composait de diatomées (60%) et de chrysophycées (35%), la proportion des euchlorophycées étant particulièrement faible (5%).

Si l'importance des groupes principaux est différente selon les trois milieux, il existe une certaine similitude au plan des dominances spécifiques au sein de chacun des groupes.

Concentrations en chlorophylle

Les concentrations en chlorophylle permettent de séparer les milieux en trois grandes catégories; les valeurs suivent, en effet, une progression géométrique d'ordre 2.

C'est à Bignan et au Bassin intermédiaire que les valeurs de la chlorophylle sont les plus élevées: elles sont, en moyenne pour la période d'étude, de 44 µg \cdot L⁻¹ à Bignan et 47 µg \cdot L⁻¹

au Bassin intermédiaire, les amplitudes maximales de variations étant de 13,5-185 et 15,3-110 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivement (tableau III, fig. 5). Les valeurs les plus faibles sont obtenues dans l'Étang aux Truites ($4,3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et à Capoulade ($5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Le Bassin Sud ($11 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et les plans d'eau de Créteil ($17 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en moyenne pour les deux années) et de Méry ($23 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) constituent une catégorie intermédiaire.

La série « oligo-méso-eutrophie » (Vollenweider, 1968; Vollenweider & Kerekes, 1980) obtenue à partir des valeurs de chlorophylle reflète globalement le niveau moyen en P-PO_4^{3-} . Cependant, malgré un important approvisionnement en ressources nutritives, le bassin de Méry reste dans la gamme de la mésotrophie: la turbulence et le faible temps de séjour limitent l'activité algale et la diminution du nombre de cellules phytoplanctoniques, dans le bassin par rapport à l'Oise, se traduit logiquement par une diminution des concentrations en chlorophylle (Billen *et al.*, 1983). Au Bassin Sud et à Capoulade, en cours d'exploitation, l'activité algale pourrait être limitée par la turbidité.

Les cycles saisonniers sont d'autant plus marqués que le niveau moyen de la chlorophylle est élevé. Ainsi, à Bignan, où apparaissent les fleurs d'eau à cyanophycées, les valeurs estivales extrêmement élevées de la chlorophylle font état d'un important potentiel productif de ce milieu. À l'opposé, l'évolution saisonnière à Capoulade et dans l'Étang aux Truites est monotone et pourrait être l'expression d'un renouvellement à taux constant de la composante biologique indépendamment des ressources énergétiques et nutritionnelles.

Si les pics de chlorophylle s'associent généralement aux pics des abondances cellulaires, les variations entre ces deux paramètres ne sont pas proportionnelles; le contenu en chlorophylle varie en effet de manière complexe avec la lumière, la concentration en éléments nutritifs, la composition en espèces ainsi qu'avec l'état physiologique des cellules (Steele & Baird, 1961, 1965; Ahlgren, 1970; Saraceni *et al.*, 1978).

Production primaire

Les évolutions saisonnières des productions intégrées sur la verticale (ΣA : $\text{mg C}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jour}^{-1}$) se traduisent classiquement par des valeurs relativement basses au cours de l'hiver (fig. 6). De la fin avril à la mi-septembre, il existe généralement plusieurs maximums correspondant aux cycles de développement des algues; les fluctuations estivales sont cependant d'autant plus marquées que le pas de temps des mesures est plus petit, et sont liées aux variabilités de l'enso-

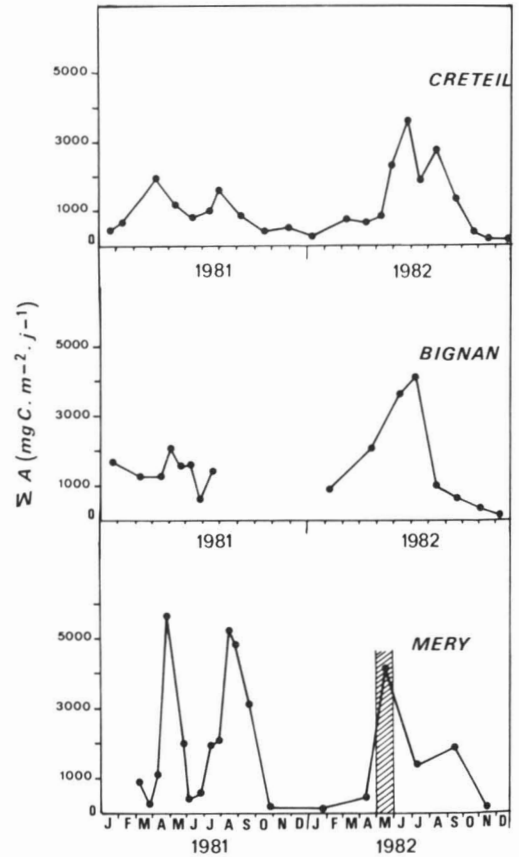


Figure 6. Évolution sur deux années de la production primaire journalière (ΣA) pour Méry sur Oise, Créteil et Bignan (Vaudreuil). Figuré hachuré: arrêt de l'alimentation de Méry en eau de l'Oise (stratification et stagnation des eaux).

leillement et à l'instabilité de ces milieux peu profonds (Garnier, 1983).

Aux valeurs en chlorophylle, deux fois plus élevées à Bignan qu'à Créteil et Méry, correspondent des niveaux de production primaire journalière (ΣA moyens et extrêmes) très semblables, la profondeur de la colonne d'eau étant du même ordre (tableau IV). En effet, les valeurs obtenues pour les 3 plans d'eau se situent dans la gamme 1-1,5.

À Méry et à Bignan, les profils d'assimilation photosynthétique peuvent être décrits par une assimilation maximale en surface (A_{max}) et diminuant rapidement avec la profondeur, alors qu'à Créteil, A_{max} est souvent observé à 0,5 et 1 m, la diminution de l'activité étant moins rapide en profondeur.

Dans ces milieux relativement bien brassés où il existe une certaine homogénéité verticale

de la température, des abondances et compositions algales, des concentrations en chlorophylle, la forme des profils de production est déterminée par la répartition verticale de l'énergie lumineuse. Il est bien évident qu'en retour, les abondances et biomasses algales auxquelles s'ajoutent les qualités de matières en suspension d'origine inorganique influencent les propriétés optiques de l'eau et les niveaux d'assimilation. Ainsi, pour quantifier la zone trophogène, les valeurs de ΣA seront comparées aux valeurs maximales de A_{max} ($A_{max(max)}$) (Rhode, 1958).

ΣA étant du même ordre pour les trois milieux, la valeur très élevée de $A_{max(max)}$ à Méry montre que potentiellement ce milieu est hautement productif (tableau IV), comme le laisse supposer la charge en éléments nutritifs; cependant l'importance des matières en suspension liée à la turbulence (injection d'eau à forte énergie) empêche la pénétration de la lumière et limite la production de la colonne d'eau. À l'opposé, à Créteil, les plus faibles valeurs de $A_{max(max)}$, comparées à ΣA , sont compensées par une diminution moins rapide de l'énergie lumineuse dans la colonne d'eau.

La production primaire n'a pas été mesurée sur les milieux oligotrophes exposés ici (Capoulade et Étang aux Truites). Il est cependant bien connu que, dans les milieux à faible potentiel productif et avec une extinction modérée de l'énergie lumineuse, les profils sont d'un autre type: les amplitudes de variation de l'assimilation sont

moins marquées, les valeurs des A_{max} étant observées plus en profondeur à l'optimum de lumière (Wetzel, 1983).

Rapportée à l'unité de chlorophylle, l'assimilation maximale (Φ_{max} , tableau IV) est moins élevée à Bignan qu'à Créteil et Méry, ce qui témoigne d'une moins bonne efficacité de la photosynthèse. À Bignan, le phytoplancton estival est essentiellement composé d'espèces coloniales de plus grande taille (*Oocystis parva*, *Coccolithum microporum*, *Aphanizomenon flos-aquae*) moins actives, en raison de leur faible rapport surface/volume. À Créteil et à Méry surtout, la prédominance d'espèces unicellulaires à rapport surface/volume plus grand, se traduit par des activités photosynthétiques plus élevées (Malone, 1980; Pollingher & Berman, 1982; Ruggiu *et al.*, 1979).

Les espèces coloniales qui se développent à Bignan en période estivale, bien que moins productives, s'accumulent cependant dans le milieu (existence de fleur d'eau) car elles ne sont guère consommables par le zooplancton et alimentent ainsi un stock de matières en suspension qui contribue à limiter la pénétration de la lumière en profondeur. À Créteil et à Méry, les espèces de petite taille, à taux de croissance élevé, constituent une nourriture de choix pour le zooplancton, qui par son activité (brouillage et excrétion), permet un recyclage en continu des éléments nutritifs susceptible d'entretenir l'activité photosynthétique

TABLEAU IV

Caractéristiques de la production primaire phytoplanctonique (au ^{14}C) sur trois plans d'eau^a

		ΣA		$A_{max(max)}$	Φ_{max}^a	
		Moyenne	Étendue		Moyenne	Étendue
Créteil	1981	1014	1955-420	131	6,15	13-3,7 L
	1982	1264	3530-140	151	8,68	14-4 L
Bignan	1981 ^b	1450	2040-650	250	5,27	7,5-2,5 L
	1982	1601	4010-160	270		
Méry	1981	1575	5780-144	400	7,9	15,9-3,5 SU
	1982	1300	4000-50	—	—	—

ΣA : production journalière intégrée sur la colonne d'eau en $mg\ C \cdot m^{-2} \cdot jour^{-1}$ (successivement: moyenne annuelle, maximum, minimum)

$A_{max(max)}$: maximum annuel des assimilations effectuées sur les profils verticaux en $mg\ C \cdot m^{-3} \cdot h^{-1}$

Φ_{max} : indice d'assimilation maximum rapportée à la chlorophylle active observée sur les profils verticaux en $mg\ C \cdot mg\ chloro\ a^{-1} \cdot h^{-1}$ (successivement: moyenne annuelle des maximums observés et valeurs extrêmes).

^a Pour Méry, la chlorophylle a a été calculée d'après les équations du SCOR-UNESCO (SU), pour les autres d'après celles de Lorenzen (L).

^b Janvier à août 1981 uniquement.

(Lehman, 1980). Les flux entre les différents compartiments sont ainsi accélérés.

Considérant que le processus physiologique de l'assimilation photosynthétique fait essentiellement intervenir l'énergie lumineuse et la chlorophylle *a* active, pigment essentiel de la photosynthèse, les paramètres d'ajustements aux modèles de Talling (1957) (voir Garnier, 1982) et de Vollenweider (1965) (voir Dessery *et al.*, 1984) ont été déterminés dans un but prédictif d'estimation de la production primaire avec des paramètres plus facilement accessibles (lumière, chlorophylle). À Méry, les simulations de cycles annuels dès lors réalisées selon Vollenweider ont montré que ce type d'estimation offre toute une série d'informations concernant le fonctionnement des milieux (Dessery *et al.*, 1984).

Discussion

IMPORTANCE DU BILAN HYDRIQUE ET DE L'HYDRODYNAMIQUE

Dans tous les cas, les apports par les précipitations sont faibles par rapport aux autres entrées. Quatre types d'alimentation ont été observés: (1) Des échanges avec la nappe phréatique seule et une disponibilité faible en nutriments. C'est le cas de l'Étang aux Truites, du Bassin Sud, et de Méry avant l'injection des eaux de l'Oise. Dans ce dernier cas, l'alimentation se fait par la nappe sous-jacente des sables de Cuise puisque la nappe alluviale est bloquée par un rideau d'argile imperméable établi tout autour du lac. Ces bassins ont tous en commun des teneurs en éléments nutritifs minimales. Pour Méry, elles sont de $5 \mu\text{g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$, $0,6 \text{ mg N-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ et moins de $40 \mu\text{g N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$, c'est-à-dire de 5 à 10 fois moins que les teneurs observées après la connexion avec l'Oise. Le renouvellement des éléments nutritifs se fait également très lentement (temps de séjour des eaux au Bassin Sud de l'ordre de 5 ans). (2) Des échanges principaux avec la nappe phréatique, des échanges secondaires de surface et une disponibilité moyenne en nutriments. C'est le cas de Capoulade (sortie aérienne) et de Créteil (alimentation par effluent urbain, sortie aérienne). Si les apports de surface sont très pollués (cas de Créteil où les eaux de l'effluent peuvent dépasser $1 \text{ g P} \cdot \text{L}^{-1}$, d'après Chesterkoff *et al.*, 1981), ils peuvent influencer l'ensemble du plan d'eau et élever les valeurs en nutriments. C'est le cas également si la nappe phréatique traverse des remblais de tout-venant comme au Vaudreuil pour le Bassin intermédiaire et Bignan. (3) Des échanges importants avec la rivière et une disponibilité élevée en nutriments. C'est le cas du Vaudreuil pour les plans d'eau Bignan et Bassin intermédiaire. Les nutriments

sont alors principalement apportés par la rivière en crue et toujours disponibles. Quelle que soit la production algale dans les bassins les nutriments ne sont pas épuisés. (4) Un échange unique avec la rivière, une disponibilité et un renouvellement continus en nutriments. C'est le cas particulier de Méry alimenté à plus de 99% par l'Oise. Les variations des caractéristiques chimiques et biologiques du bassin sont alors principalement « forcées » par celles de l'Oise, le très court temps de séjour (3 à 4 jours) n'étant pas suffisant pour induire des variations propres au bassin.

La dynamique des eaux est également un facteur clé dans ces milieux. Lorsque les profondeurs sont faibles par rapport à la prise au vent (*fetch*), le mélange vertical des eaux peut être effectif en été et réoxygéner plusieurs fois par saison les eaux de fond (Bignan, Créteil). Dans le cas contraire (Étang aux Truites, Méry pendant l'arrêt prolongé de l'injection de l'Oise), la stratification s'établit et l'anoxie dépend directement de la production algale (faible dans le premier cas, élevée dans le deuxième). En fonctionnement normal — injection des eaux de l'Oise ($3,8 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$) — Méry représente un cas particulier: l'énergie mécanique ainsi fournie au bassin suffit à assurer un excellent mélange vertical et à prévenir l'anoxie.

INSTABILITÉ DES BASSINS

Tous les milieux étudiés sont jeunes, quelques années seulement après le creusement des bassins, ou encore soumis à des influences humaines importantes: exploitation de graviers et/ou rectification des rives (Vaudreuil, Créteil), modifications des effluents urbains (Créteil); injection forcée (Méry). Il en résulte une certaine instabilité physico-chimique et biologique visible à travers la transparence, les matières en suspension, la chlorophylle, les espèces phytoplanctoniques, la forme des éléments nutritifs, et la colonisation progressive par les organismes aquatiques. Cette question n'a pas pu être abordée ici mais les suivis à long terme mettent ce point en évidence. Nous en donnerons trois exemples.

Bignan

La valeur du maximum de pigments chlorophylliens totaux (chlorophylle *a* SCOR-UNESCO, ou chlorophylle *a* + phéopigments d'après les équations de Lorenzen) passe de $65 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ en 1980 à $85 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ en 1981 et atteint $185 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ en 1982; il s'agit alors d'une fleur d'eau à cyanophycées.

Créteil

De 1979 à 1981, la transparence moyenne a augmenté de 1 m à 1,5 m en raison sans doute

de la sédimentation des matières en suspension suite à l'arrêt des exploitations de graviers et la proportion d'ammoniaque dans l'azote total a augmenté de 50 à 80% à cause des apports urbains. En 1982, la réduction de ceux-ci conduit à une diminution des nutriments et de la chlorophylle (J. Garnier, en prép.).

Méry

Le plan d'eau représente un cas particulier: trois situations ont été observées de 1971 à 1982 (Dessery, 1982; Dessery *et al.*, 1983). Pour des raisons de comparaison avec les autres sites, seule la dernière situation a été exposée en détail précédemment. Schématiquement, les trois types de fonctionnement sont les suivants: (1) Bassin très oligotrophe (novembre 1977-juin 1980) avec des niveaux de pigments bas (maximum de chlorophylle a SCOR-UNESCO de $6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Le bassin est alimenté par une nappe avec des teneurs en nutriments très faibles et, malgré sa profondeur, l'oxygénation est satisfaisante (> 90 %) jusqu'au fond (Dessery, 1982; Dessery *et al.*, 1984; Billen *et al.*, 1984). La situation est assez comparable à celle de l'Étang aux Truites. (2) Dérivation de la rivière Oise (fonctionnement normal à partir de juillet 1980). Le bassin n'a pas de caractères lacustres nets: pas de stratification, bilan du carbone organique nettement allochtone (C autochtone/C allochtone = 0,08), alors que dans la plupart des lacs ce rapport est > > 1 (d'après Dessery, 1982; Wetzel, 1983), mais il se distingue de la rivière par une sédimentation importante ($0,7 \text{ cm}\cdot\text{mois}^{-1}$) affectant à la fois les suspensions minérales (58 % de rétention), organiques (55 %), et les pigments (40 %) en provenance de l'Oise. (3) Bassin eutrophe (en mai 1982) lors d'un arrêt d'injection de l'eau de l'Oise. Le stock de nutriments est élevé, la transparence augmente ainsi que le temps de séjour des eaux. Il en résulte une stratification thermique, chimique et biologique, analogue à celle observée dans les plans d'eau de Créteil et de Bignan. Pendant cette période d'isolement, les pigments totaux sont passés de 5 à $45 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans le bassin alors qu'ils n'évoluaient, dans le même temps, que de 7 à $15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans l'Oise. Cet exemple met bien en lumière l'énorme potentiel productif des eaux de rivière lorsqu'elles séjournent longtemps dans un plan d'eau. Le bassin de Méry s'est alors exactement comporté comme celui de Bignan au Vaudreuil.

À ces avatars du bassin s'ajoute en plus une dérive à long terme sur deux plans, influence des sédiments et colonisation biologique. La sédimentation cumulée de 1980 à 1982 a eu pour résultat un triplement du flux d'azote ammoniacal en provenance des sédiments (Billen *et al.*, 1983) à tel

point que le bassin a dû être curé en 1984. Quelques années après la mise en eau (1980), le bassin s'est très fortement colonisé par les *Dreissena polymorpha* (Pall.) qui ont envahi les rives et la conduite de sortie; leur présence joue certainement un rôle important sur la filtration des eaux (P. Testard, comm. pers.).

ÉLÉMENTS D'UNE TYPOLOGIE

Les plans d'eau étudiés ont de nombreux points communs: climat identique (tempéré océanique), eaux très minéralisées (Ca^{++} , HCO_3^- et SO_4^{--}); plans d'eau de tailles modestes, peu profonds (2,5 à 8 m); faibles transparences (0,3 à 2,8 m pour tous les bassins, sauf l'Étang aux Truites), liées surtout à des matières en suspension minérales élevées (moyenne de 2 à $15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), et ne permettant pas une pénétration lumineuse jusqu'au fond; temps de séjour relativement élevés (1 à 5 ans: sauf Méry, 3 à 4 jours); niveau de carbone organique des sédiments modestes (0,5 à 1,7%; sauf Méry, 4,5%).

Malgré ces similitudes, les bassins présentent de grandes variations physico-chimiques et biologiques. Ainsi aux gammes d'éléments nutritifs très étendues (orthophosphates de 5 à $310 \mu\text{g P}\cdot\text{L}^{-1}$ en moyenne hivernale; nitrates de 0,15 à $3,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) correspondent des valeurs de biomasses également très variables (pigments totaux de 4 à $34 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en moyenne et, lors des pics aigaux, de 9 à $185 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$).

Nous n'avons malheureusement pas pu effectuer de dénombrements phytoplanctoniques ni des mesures de production primaire sur tous les bassins (seuls les plus productifs Bignan, Méry et Créteil ont été suivis), aussi la gamme de ces valeurs est-elle plus restreinte que celle des biomasses. Néanmoins, Méry fournit un exemple de bassin oligotrophe pendant la période de novembre 1979 à juin 1980 où le bassin a été uniquement en contact avec la nappe sous-jacente des sables de Cuise pauvre en nutriments: les principales classes phytoplanctoniques étaient les diatomophycées (60%), les eulichlorophycées (5%) et les chrysophycées (35%) pour cette période, alors qu'après la connection avec les eaux de l'Oise, les chrysophycées ont été remplacées par des eulichlorophycées (26%) et des cryptophycées (9%).

Les regroupements des valeurs moyennes annuelles de la chlorophylle et de l'intensité des pics peuvent être associés à une composition particulière du peuplement phytoplanctonique: (1) L'Étang aux Truites, Capoulade, et Méry (avec l'eau de la nappe) (de novembre 1977 à juin 1980) avec des teneurs en pigments de l'ordre de $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en moyenne annuelle (maximum:

20 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et un peuplement phytoplanctonique dominé par des diatomophycées et des chrysophycées constituent des exemples de *bassins oligotrophes*. (2) Le bassin de Méry en fonctionnement normal (avec injection forcée de l'eau de l'Oise) et le bassin Sud où les teneurs en pigments sont en moyenne de 10 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (maximum: 15 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et où le phytoplancton est essentiellement constitué de diatomophycées et de petites chlorophycées (absence d'*Oocystis*), se situent dans la gamme de l'*oligo-mésotrophie*, tandis que Créteil, où les chlorophycées sont largement dominantes, avec des teneurs en chlorophylle de 17 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (maximum: 48 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) peut être considéré comme *méso-eutrophe*. En effet, les cyanophycées ne développent pas d'abondantes populations, mais les chlorophycées (*Oocystis parva* surtout) peuvent atteindre des abondances considérables en été (25 \cdot 10⁶ cellules \cdot L⁻¹). Les diatomophycées et les cryptophycées y sont bien représentées. (3) À Bignan, au Bassin intermédiaire et à Méry (avec l'eau de l'Oise stagnante, en mai 1982), d'importantes fleurs d'eau à cyanophycées (*Aphanizomenon flos-aquae* en particulier) sont souvent observées. Les abondances cellulaires estivales sont les plus élevées (> 35 \cdot 10⁶ cellules \cdot L⁻¹) et liées également au développement d'espèces coloniales des chlorophycées (*Oocystis parva* surtout et *Coelastrum microporum*). Ces bassins peuvent être considérés comme *eutrophes*.

Que l'on se réfère à Hutchinson (1967), Volenweider (1968), Vollenweider & Kerekes (1980) ou à Wetzel (1983), les regroupements obtenus à partir des pigments et des dominances des groupes principaux de phytoplancton, sur ces milieux artificiels très localisés, sont classiques et semblables à ceux obtenus par ces auteurs sur une gamme très étendue de milieux. Cependant, certaines espèces apparaissent tant en milieux oligotrophes qu'eutrophes (*Oocystis* par exemple) et leur association à un statut trophique particulier ne peut s'effectuer sans une étude statistique exhaustive.

Il semble que, comme pour les autres catégories de lacs, les apports d'éléments nutritifs soient encore une fois déterminants et que le schéma suivant reste valable: nutriments élevés \rightarrow forte productivité et forte biomasse \rightarrow respiration bactérienne élevée dans l'hypolimnion anoxié allant de l'apparition de NH_4^+ à celle d' H_2S . La faible extension de l'hypolimnion réduit la capacité tropholytique des lacs, qui n'est pas suffisante pour équilibrer la biomasse produite en surface, heureusement limitée, semble-t-il, par la transparence de ces milieux. Le niveau d'oxygénation des eaux profondes dépendra aussi de la dynamique des eaux. Ainsi les deux plans d'eau qu'on

peut considérer comme oligotrophes, Capoulade et l'Étang aux Truites, présentent-ils deux comportements différents: le premier est légèrement désoxygéné (minimum de saturation: 60%) en raison de sa faible profondeur qui permet un brassage vertical fréquent, alors que dans le deuxième, plus profond, on peut presque observer une anoxie (10% O_2).

Les variables descriptives les plus informatives sur l'état et le fonctionnement des plans d'eau de gravières sont ici, pour les eaux de surface, les valeurs maximales de pigments, du pH, les moyennes hivernales de nutriments, en particulier du phosphore et pour les eaux profondes, les valeurs minimales d' O_2 dissous et maximales d'ammoniaque observées en été. Ces informations peuvent déjà être recueillies lors de deux campagnes annuelles. Au cas où un suivi régulier des plans d'eau est possible, les additions suivantes sont recommandées: transparence, oxygène dissous, PO_4^{3-} , NO_3^- , pigments chlorophylliens.

Toutefois, il est nécessaire d'ajouter à ces études des relevés supplémentaires (cartes piézométriques, mesure de débits, chimie de la nappe et/ou de la rivière), pour connaître exactement l'alimentation en eau et le bilan des apports en éléments nutritifs, voire en carbone organique. D'autre part, des profils verticaux en été (O_2 , nutriments) sont aussi recommandés pour contrôler les alternances de stratifications-déstratifications propres à ces milieux peu profonds.

Mais, lorsqu'il s'agit des plans d'eau artificiels, s'ils sont récents ou, plus encore, en cours d'exploitation, les équilibres biochimiques et biologiques ne sont pas établis. Ainsi, à travers les variations spatiales, liées surtout aux modes d'alimentation en nutriments et à la profondeur, et temporelles, observées dans un même bassin, on peut mettre en évidence une gamme étendue de fonctionnements limniques.

Remerciements

Une partie des travaux rapportés ici a été financée par le Syndicat des communes de la banlieue de Paris pour les Eaux et la Compagnie générale des eaux (Méry), par l'Agence financière de Bassin Seine Normandie et la Ville Nouvelle du Vaudreuil, et par la ville de Créteil.

Nous remercions tous les collègues dont les études ont été utilisées ici: G. Billen, S. Dessery et M. Somville sur Méry; B. Montesanto, N. Moreau et P. Vermorel sur le Vaudreuil; C. Cardinal, A. Chesterikoff, B. Montesanto et P. Testard sur Créteil. Nous sommes reconnaissants à ce dernier pour ses commentaires précieux sur ce manuscrit.

Références

- AHLGREN, G., 1970. Limnological studies of lake Norrviken, a eutrophicated swedish lake. 2. Phytoplankton and its production. — *Schweiz. Z. Hydrol.*, 32: 353-396.
- BILLEN, G., S. DESSERTY, C. LANCELOT, M. MEYBECK & M. SOMVILLE, 1983. Suivi et modélisation de l'amélioration de la qualité de l'eau dans le bassin de « storage » de Méry sur Oise. — Rapport à la Compagnie générale des eaux (convention 11/81), Paris, 89 p.
- BILLEN, G., C. CAVELIER, S. DESSERTY, C. LANCELOT, M. MEYBECK & M. SOMVILLE, 1984. Évolution de la qualité de la rivière Oise lors de sa rétention dans le bassin de « storage » de Méry (France). — *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 22: 1510-1515.
- CARDINAL, C., 1983. Composition et évolution saisonnière du phytoplancton du lac de Créteil (Val-de-Marne, France). — *Revue fr. Sci. Eau*, 2: 153-172.
- CHESTERIKOFF, A., M. CHEVREUIL, P. LECOLLE, D. GERDEAUX & P. TESTARD, 1981. Écologie du lac de Créteil (Marne). — Syndicat mixte de la base de plein air de Créteil, département du Val de Marne, Créteil, 79 p.
- DESSERTY, S., 1982. Modifications des caractéristiques physico-chimiques et biologiques de l'Oise lors de sa rétention dans le bassin de Méry. — Thèse de Doctorat de 3^e cycle, Univ. Paris 6, 143 p.
- DESSERTY, S. & C. CAVELIER, 1984. Étude des flux d'azote à l'interface eau-sédiment d'un bassin de rétention (Méry sur Oise). — *Revue fr. Sci. Eau*, 3: 361-374.
- DESSERTY, S., C. LANCELOT & G. BILLEN, 1984. Primary production and its fate in the storage bassin of Méry sur Oise. — *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 22: 1504-1509.
- DESSERTY, S., M. MEYBECK, C. CAVELIER & M. CAILLIBOTTE, 1983. Influence sur la qualité de l'eau d'une courte rétention dans un bassin déstratifié: Méry sur Oise. — *Revue fr. Sci. Eau*, 2: 139-253.
- DULAC, C. & J. M. LAURENCEAU, 1982. L'eutrophisation en rivière. Étude de la qualité de l'eau, de la biomasse, et de la production primaire dans la Vire et la Seine moyenne. — Thèses de Docteur ingénieur et de Doctorat de 3^e cycle, Univ. Paris 6, 250 p.
- GARNIER, J., 1982. Production primaire d'une sablière (lac de Créteil). Étude de certains facteurs de contrôle. — Thèse de 3^e cycle, Univ. Paris 6, 121 p.
- GARNIER, J., 1983. Production phytoplanctonique dans un lac de sablière (lac de Créteil, France). — *Acta Oecologica, Oecol. gen.*, 4: 115-129.
- GARNIER, J., 1984. Évolution de la transparence et de la concentration en chlorophylle a dans les eaux d'une sablière (lac de Créteil) au cours de quatre années (1979 à 1982). — *Revue fr. Sci. Eau*, 3: 71-81.
- HUTCHINSON, G. E., 1967. A treatise on limnology, Vol. 2. Introduction to lake biology and the limnoplankton. — Wiley, New York, 1115 p.
- LEHMAN, J. T., 1980. Release and cycling of nutrients between planktonic algae and herbivores. — *Limnol. Oceanogr.*, 25: 620-632.
- LELONG, F. & P. TESTARD, 1982. Fonctionnement biogéochimique des gravières de la Plaine de Poses (Eure). — Rapport à l'Établissement public de la Ville Nouvelle du Vaudreuil, décembre 1982, 122 p.
- LORENZEN, C. J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments. A spectrophotometric equation. — *Limnol. Oceanogr.*, 12: 343-347.
- MALONE, T. C., 1980. Algal size. — Pages 433-463 in I. Morris (ed.). *The physiological ecology of phytoplankton*. Blackwell, Oxford, 625 p.
- MONTESANTO, B., 1984. Dynamique des peuplements phytoplanctoniques dans deux sablières de la Vallée de la Seine. — Thèse de Doctorat de 3^e cycle, Univ. Paris 6, 142 p.
- MOREAU, N., 1982. Étude biogéochimique comparative de différents plans d'eau de la plaine alluviale du Vaudreuil (Eure). — Thèse de Doctorat de 3^e cycle, Univ. Orléans, 137 p.
- PELLETIER, J., 1973. Contribution à l'étude de la production primaire du lac Léman. — Thèse de Doctorat de 3^e cycle, Univ. Provence, Marseille, 112 p.
- POLLINGHER, U. & T. BERMAN, 1982. Relative contributions of net and nannoplankton to primary production in Lake Kinneret (Israel). — *Arch. Hydrobiol.*, 96: 33-46.
- RHODE, W., 1958. Primärproduktion und Seetypen. — *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 13: 121-141.
- RUGGIU, D., C. SARACENI, T. DE BORTOLI & M. NAKANISHI, 1979. Primary production in Lago di Mergozzo (N. Italy) and implications of phytoplankton cell size. — *Memorie Ist. ital. Idrobiol.*, 37: 223-246.
- SARACENI, C., D. RUGGIU & M. NAKANISHI, 1978. Phytoplankton dynamics, chlorophyll a and pheophytin in Lago di Mergozzo (Northern Italy). — *Memorie Ist. ital. Idrobiol.*, 36: 215-237.
- SCOR-UNESCO, 1966. Determination of photosynthetic pigments in sea water. — *Monographs on oceanographic Methodology, Unesco*, 1: 11-18.
- STEELE, J. H. & I. E. BAIRD, 1961. Relations between primary production, chlorophyll and particulate carbon. — *Limnol. Oceanogr.*, 6: 68-78.
- STEELE, J. H. & I. E. BAIRD, 1965. The chlorophyll a content of particulate organic matter in the Northern Sea. — *Limnol. Oceanogr.*, 10: 261-267.
- STEMMANN-NIELSEN, E., 1952. The use of radioactive carbon (¹⁴C) for measuring organic production in the sea. — *J. Cons. perm. int. Explor. Mer*, 18: 117-140.
- TALLING, J. F., 1957. The phytoplankton population as a compound photosynthetic system. — *New Phytol.*, 56: 133-149.
- TESTARD, P., 1983. Le lac de Créteil (région parisienne): un lac de sablière peu profond. — Pages 1-54 in M. Lamotte & F. Bourlière (ed.). *Problèmes d'écologie: écosystèmes limniques*. Masson, Paris, 254 p.

- UTERMÖHL, M., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. — *Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 9: 1-38.
- VERMOREL, P., 1985. Contribution à la connaissance de la sédimentation dans plusieurs plans d'eau artificiels de la plaine alluviale du Val de Reuil (Eure). — Thèse de Doctorat de 3^e cycle, Univ. Orléans, 215 p.
- VOLLENWEIDER, R. A., 1965. Calculations models of photosynthetic - depth curves and some implications regarding day rate estimates in primary production measurements. — *In* Goldman, C. R. (ed.). Primary production in aquatic environments. *Memorie Ist. ital. Idrobiol.*, 18 (suppl.): 425-457.
- VOLLENWEIDER, R. A., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. — *Rep. O.E.C.D., DAS/CSI/68-27*, 192 p.
- VOLLENWEIDER, R. A. & J. KEREKES, 1980. The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD program on eutrophication. — *Prog. Wat. Tech.*, 12: 5-38.
- WETZEL, R. G., 1983. *Limnology*. 2^e edition. — W. B. Saunders, Philadelphia, 767 p.

RYTHME CIRCADIEN D'ACTIVITÉ CHEZ LA TRUITE JUVÉNILE: INFLUENCE DE LA PERCEPTION DE CONGÉNÈRES

E. PEREZ

Laboratoire de biologie animale et appliquée
Faculté des sciences et techniques, Université de Saint-Étienne
23 rue du Dr P. Michelon, 42023 Saint-Étienne Cedex 2, France

Résumé

L'effet de la perception visuelle et/ou olfactive de congénères sur le rythme individuel circadien d'activité locomotrice de la truitelle *Salmo trutta* est étudié au laboratoire, en conditions contrôlées. Il existe des différences légères mais perceptibles, portant sur la synchronisation plus ou moins rigoureuse sur le cycle lumière/obscurité, selon que l'animal est isolé ou en contact avec d'autres individus. Ces modifications du rythme traduiraient la mise en place d'une hiérarchie dans les groupes expérimentaux de quatre truites.

Abstract

The effect of visual and/or olfactive perception of conspecifics upon individual circadian rhythm of juvenile brown trout *Salmo trutta* locomotor activity is studied under laboratory controlled conditions. Small but perceivable differences exist in terms of more or less rigorous synchronization on light/dark cycle, and according to whether the animal is isolated or in contact with other individuals. Rhythm modifications would express the setting of a hierarchy in the experimental four-trout groups.

Introduction

On s'accorde maintenant à reconnaître l'importance du rôle écologique des rythmes biologiques. Il apparaît notamment que la compréhension du fonctionnement d'un écosystème passe par la connaissance de la niche temporelle des espèces. En effet, la périodicité affecte tous les éléments d'une communauté: si les rythmes sont maintenus rigides, la ségrégation d'activités permet à l'écosystème de recevoir un grand nombre d'espèces trophiquement équivalentes, qui dans le cas contraire seraient compétitrices (Margalef, 1982). Corrélativement, la restriction temporelle du champ d'activité d'une espèce peut engendrer une compétition intraspécifique.

Ainsi, chez les poissons, des travaux ont-ils été effectués sur l'isolement et le regroupement d'individus, et l'intervention de facteurs sociaux dans l'expression de certains rythmes circadiens a été démontrée (Müller, 1976, 1978a; Kavaliers, 1980).

Cependant, on manque de données concernant l'effet de la perception d'un congénère pour des espèces à mœurs territoriales comme la truite (*Salmo trutta*).

Dans des conditions contrôlées, au laboratoire, et en soumettant alternativement des truitelles à une situation d'isolement ou de contact avec des congénères, ce travail complète une étude préliminaire (M. Molina-Borja, E. Perez & B. Buisson, en prép.), et apporte de nouvelles indications sur ce sujet.

Matériel et méthode

Des parois amovibles divisent un aquarium en quatre enceintes de petites dimensions (270 mm x 125 mm x 75 mm, fig. 1). Un courant d'eau est fourni en continu de part et d'autre de la paroi longitudinale. L'eau provenant des deux bacs amont s'écoule dans les bacs aval par des fentes ménagées dans la partie inférieure de la paroi transversale. Chaque enceinte est équipée d'une barrière photo-électrique fonctionnant en infrarouge (930 nm). L'ensemble du dispositif est placé dans un caisson où on fournit un cycle artificiel de 12 heures d'éclairage et 12 heures d'obscurité. L'intensité de la lumière pendant la photophase est comprise entre 1,1 W/m² et 2,6 W/m² respectivement au fond et en surface des bacs. La température de l'eau varie graduel-

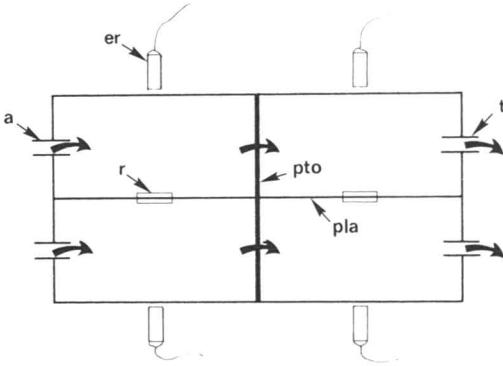


Figure 1. Dispositif utilisé dans l'expérience (vu de dessus). a : arrivée d'eau, t : trop-plein, er : émetteur-récepteur à infrarouge, r : réflecteur, pto : paroi transversale opaque, pla : paroi longitudinale amovible (transparente ou opaque selon les cas).

lement entre 9°C et 13°C pendant la durée de l'expérimentation, et dans ces conditions, l'oxygène dissous atteint 85 à 90% de la saturation. Les interruptions du faisceau infrarouge captées par les cellules photo-électriques sont comptabilisées par un microprocesseur (Benneton *et al.*, 1984), et transcrites heure par heure par une imprimante. Dans chaque enceinte, on introduit une seule truitelle d'un an. Le nourrissage, à l'aide de granulés commerciaux, intervient quotidiennement, mais à des moments différents de la journée pour éviter une synchronisation de l'activité par la nourriture. Les résultats sont analysés par le périodogramme de Sokolove & Bushell (1978) qui permet de calculer la période du rythme à une décimale près et qui apporte des informations sur l'organisation des séries chronologiques. D'autre part, l'amplitude de l'activité est comparée grâce aux tests de Friedman & Wilcoxon (*in* Siegel, 1956). Cependant, la mesure de l'activité dépendant étroitement de la distance qui sépare la barrière photo-électrique du poste d'affût de l'animal, on ne peut comparer que les résultats d'un même individu lors d'expériences différentes et non les individus entre eux.

Diverses combinaisons des situations d'isolement et de contact visuel avec un congénère ont été réalisées grâce à l'emploi de parois longitudinales amovibles transparentes ou opaques selon les cas, alors que la paroi transversale est toujours opaque.

Résultats

Les résultats sont présentés ici, non pas dans l'ordre chronologique, mais en regroupant les situations similaires. Ils sont récapitulés dans le

tableau I, pour chaque individu, dans les conditions de l'expérience correspondante.

ENCEINTES AMONT

Expérience 1: animaux isolés

Huit truitelles ont été enregistrées isolément tant du point de vue visuel qu'olfactif (enceintes amont) pendant dix jours. Dans tous les cas, les animaux ont montré une activité rythmique quotidienne (fig. 2a) caractérisée par un pic important pendant la première heure de la scotophasse, un deuxième pic généralement moindre pendant la première heure de la photophasse, un niveau d'activité beaucoup plus important pendant la phase éclairée (en moyenne 73,2% du total) que pendant la phase obscure.

L'analyse statistique montre dans tous les cas une période hautement significative du rythme de 24,0 h avec un $Q_{24,0}$ très élevé (supérieur ou égal à 135), généralement (7 cas sur 8) les valeurs du Q_p obtenues pour les périodes décimales comprises entre 23,1 h et 24,9 h sont symétriques de part et d'autre de $Q_{24,0}$ (fig. 2c). D'autre part, les pics secondaires décelés pour 16 h, 18 h, 30 h et 32 h (et qui sont parfois donnés comme significatifs par les tests — fig. 2b) n'ont pas en fait de réalité biologique; ils sont simplement dus au calcul. Toutefois, leur apparition est typiquement liée à l'existence d'une organisation nette des données en deux groupes (ici à l'aube et au crépuscule), aussi est-il intéressant de noter leur présence.

Expérience 2: animaux en contact visuel

Les huit truitelles ont ensuite été soumises deux par deux à une situation de contact visuel pendant dix jours. On observe que l'un des deux animaux conserve un rythme d'activité similaire au cas précédent, avec un $Q_{24,0}$ élevé (dans un cas plus élevé que dans l'expérience 1). Au contraire, l'autre truitelle montre un rythme d'activité perturbé, avec le plus souvent disparition du pic de début d'éclaircissement, et activité nocturne plus abondante (en moyenne 32,7% du total, fig. 3a). Ceci se traduit sur les périodogrammes par des valeurs de $Q_{24,0}$ faibles (inférieures ou égales à 100), la réduction ou l'absence de pics secondaires (fig. 3b), et une dissymétrie des valeurs de Q_p pour les périodes décimales autour de 24,0 h (fig. 3c, pour l'un des animaux, le Q_p le plus élevé est d'ailleurs obtenu pour 24,3 h).

Expérience 3: retour à l'isolement

Dans cette expérience, huit truitelles sont à nouveau isolées et leur activité enregistrée pendant dix jours. On constate que les quatre animaux dont le rythme était modifié dans l'expé-

TABLEAU I
Récapitulatif des résultats*

Truite 1	2	3	4	5	6	7	8
T	24,0	24,0	24,0 A	24,0	24,0	24,0	24,0
(1) Qp	138	135	142	139	151	138	139
D	75,7	71,8	74,9	68,7	83,7	72,2	66,7
	9	10	11	12	13	14	15
(4) T	24,0 A	24,0 A	24,1 A	24,0 A	24,0 A	24,0	24,2 A
Qp	86 a	63 a	83 a	87 a	75 a	68 a	98 a
D	63,3	67,7 α	57,9 α	77,1 α	67,8	56,3	71,3 α
	T	24,3 A	24,0	24,1 A	24,0	24,0 A	24,0
(2) Qp	139	69 a	141	87 a	134	98	143
D	75,1	71,4 α	74,9	64,9 α	74,9	65,4 α	77,3
	T	24,0 A	24,0	24,1 A	24,0	24,0	24,2 A
(5) Qp	87 a	151	78 a	135	85 a	148	95 a
D	64,5	75,8	59,9 α	77,1	65,3 α	72,8	69,1 α
	T	24,0	24,0	24,1 A	24,0	24,0	24,0
(3) Qp	145	138	148	82 a	152	145	155
D	75,5	72,0	75,3	63,7 α	81,3	74,8	76,0
		E3 > E2	(6)			E3 > E2	(6)
	T	24,0 A	24,2 A	24,0	24,0 A	24,0 A	24,2 A
(4) Qp	82 a	72 a	85 a	128	64 a	72 a	95 a
D	60,1	67,1 α	62,6 α	76,2	67,9 α	60,8 α	70,3 α
							142
							79,9

TABLEAU I (suite)

(8) T			24,0	24,1	A	(8) T			24,0	24,0			
Qp			151	85	a	Qp			(2) Qp 145	69	a		
D			(7a) 74,7	68,0	α	D			(7a) D 78,4	63,1	α		
T	24,0	24,0		24,1	A	T	24,0	24,0	T	24,2	A	24,0	
Qp	134	141	(5)	83	a	128	Qp	153	(5) Qp	79	a	149	
D	77,8	80,0		62,5	α	77,0	D	83,3	D	66,8	α	81,6	
												E7 > E6	
									T	24,0	24,0		
			(3)	Qp	145	135			Qp	141	143		
			(7b)	D	75,0	76,1		D	69,9	78,2			
						E7b > E7a							
				T	24,1	A	24,0	A	T	24,1	A	24,0	A
			(4)	Qp	83	a	78	a	Qp	96	a	83	a
				D	64,6	α	69,8	α	D	70,1	α	68,4	α

* Les parois opaques sont figurées en traits pleins, l'ordre des animaux est constant, le nombre entre parenthèses se rapporte au numéro de l'expérience commentée dans le texte. T: valeur de la période donnée par le Qp maximum du périodogramme. A: asymétrie du périodogramme autour de T. Qp: valeur du Qp_T. a: absence de pics secondaires dans le périodogramme. D: pourcentage d'activité diurne. α : absence de pics d'activité en début de photophase.

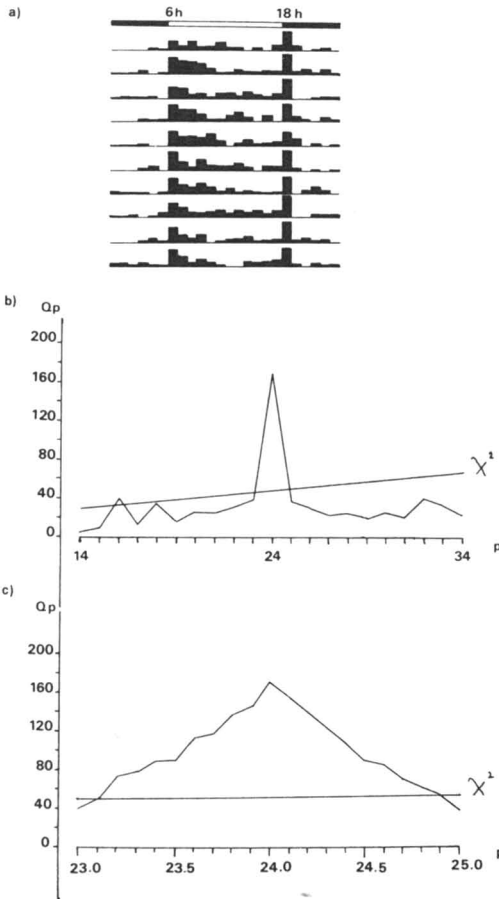


Figure 2. Exemple d'activité d'une truitelle isolée : a) histogramme d'activité (cycle L.D. 12-12, pendant 10 jours); b) périodogramme des valeurs entières entre 14 h et 34 h; c) périodogramme des valeurs décimales entre 23,0 h et 25,0 h.

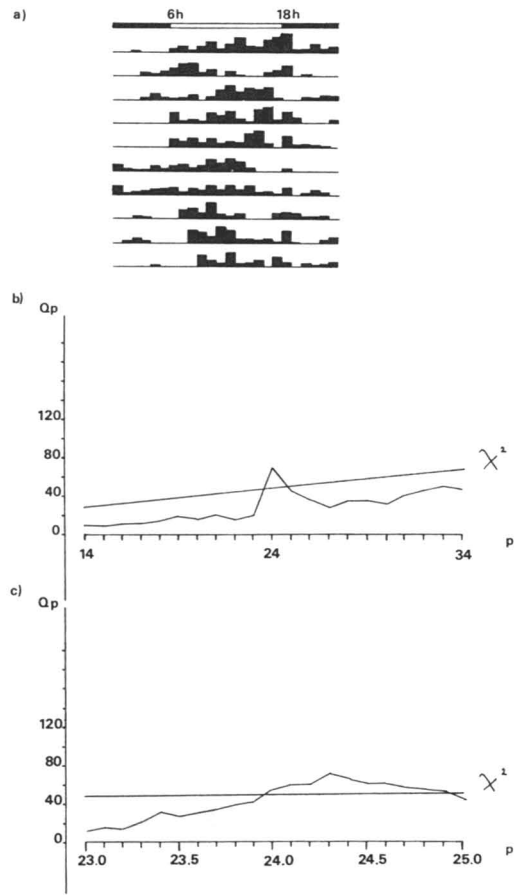


Figure 3. Exemple d'activité d'une truitelle soumise à la perception visuelle d'un congénère : a) histogramme d'activité (cycle L.D. 12-12, pendant 10 jours); b) périodogramme des valeurs entières entre 14 h et 34 h; c) périodogramme des valeurs décimales entre 23,0 h et 25,0 h.

rience 2, reviennent à une situation similaire à celle de l'expérience 1, c'est-à-dire qu'ils manifestent un rythme parfaitement synchronisé par le cycle lumineux. Dans trois cas, en outre, on observe une augmentation significative du niveau d'activité ($\alpha = 0,01$). Il n'y a pas de changement perceptible pour les quatre autres truites dont l'activité se répartit de façon identique, qu'elles soient ou non isolées de leurs congénères.

ENCEINTES AVAL

Expérience 4: animaux isolés

Premier cas. Les deux truitelles situées en amont sont isolées l'une de l'autre. Les truitelles enregistrées pendant dix jours en situation d'isolement dans les bacs aval montrent un rythme nyctéméral peu marqué, du type de celui repré-

senté à la figure 3a, et les périodogrammes ont les mêmes caractéristiques que ceux des figures 3b et 3c.

Expérience 5: animaux isolés

Deuxième cas. Les deux truitelles situées en amont sont en contact visuel. Chez les truitelles isolées des enceintes aval, on constate les faits suivants: (1) Lorsqu'un rythme persiste de façon nette chez la truitelle située en amont, l'activité nyctémérale est perturbée chez la truitelle aval (type figure 3). (2) Au contraire, lorsque le rythme quotidien est modifié chez la truitelle amont par le contact visuel avec son congénère latéral, la truitelle aval montre le rythme typique d'un animal isolé (type figure 2). Il n'y a pas d'augmentation d'amplitude de l'activité.

Expérience 6: animaux en contact visuel à l'amont et à l'aval

Deux séries d'enregistrement de quatre animaux ont été réalisées dans ces conditions. On obtient toujours un schéma identique à celui de l'expérience 5, c'est-à-dire que deux congénères en contact visuel ou olfactif montrent un décours de leur activité différent sans renforcement des différences entre les deux types de rythme.

Expérience 7: retour à l'isolement

(a) Lorsqu'on isole à nouveau les deux truitelles aval l'une de l'autre, on ne constate aucune modification du rythme de l'activité par rapport à la situation précédente, c'est-à-dire que leur activité semble déterminée par celle de l'animal situé en amont. Par contre, l'un des animaux dont le rythme est bien synchronisé montre en plus une augmentation significative du niveau d'activité ($\alpha = 0,05$).

(b) Lorsque les quatre truitelles sont à nouveau isolées dans chaque groupe, on retrouve le schéma de l'expérience 4, c'est-à-dire que, au contraire des truites situées en amont, les truites d'aval ont toujours un rythme nyctéméral peu marqué et dans un groupe l'une des deux truitelles amont présente une activité plus intense ($\alpha = 0,01$).

Expérience 8: suppression des truites amont

Si on enlève les truites situées en amont, alors que les truites aval sont isolées par une paroi opaque, celles-ci montrent un rythme de caractéristiques identiques à celles de la figure 2, parfaitement synchronisé sur le cycle lumineux.

Discussion

Contrairement à ce qui se passe chez la loche, *Noemacheilus barbatulus* (Burdeyron & Buisson, 1982a), et chez le lavaret, *Coregonus lavaretus* (Müller, 1976, 1978a) où certains individus isolés perdent rapidement leur rythme circadien d'activité, les résultats montrent que, chez la truitelle, ce rythme persiste lorsque l'animal est en situation d'isolement.

Chez d'autres espèces, telles que le crustacé *Talitrus saltator* (Bregazzi & Naylor, 1972), le rongeur *Peromyscus maculatus* (Crowley & Bovet, 1980) et la chauve-souris *Hipposideros speoris* (Marimuthu & Chandrashekar, 1983), les stimulations sociales ont pour effet de regrouper la phase d'activité des individus du groupe. Également, chez le choquemort, *Fundulus heteroclitus*, Kavaliers (1980) indique qu'en condition d'obscurité constante, les groupes sociaux mon-

trient une moins grande variabilité de l'activité circadienne que les individus isolés. Ceci peut être considéré comme un phénomène de « facilitation sociale » (Clayton, 1978), qui pourrait aller jusqu'à l'élaboration de *patterns* rythmiques différents de ceux exprimés isolément. C'est ce que conclut Kavaliers (1981), à propos du gastéropode *Helisoma trivolis* qui, en groupe, montre un dédoublement du pic d'activité. Notons cependant que dans ce travail, l'activité de chaque individu n'est pas indiquée, on peut donc penser que cette bimodalité est le reflet d'un partage temporel entre les individus.

Dans notre étude, au contraire, le modèle individuel est assez constant et les interactions modifient ce rythme de différentes manières. Ainsi, lorsque deux individus peuvent se voir, ou lorsqu'ils sont en contact olfactif, l'un d'entre eux au moins montre une moins bonne synchronisation de son activité sur le cycle lumineux.

Dans le même sens, Regal & Connolly (1980) ont montré chez des lézards du genre *Tupinambis*, maintenus en captivité, que l'un des individus a pu inverser son rythme d'activité, évitant ainsi les interactions avec ses congénères. Le rythme des truitelles n'est pas affecté aussi profondément par la présence d'autres individus, et ne subit notamment pas d'inversion radicale de phase. Un tel phénomène n'est pourtant pas impossible pour la truite puisque Müller (1969, 1978b) et Eriksson (1973, 1978) ont constaté que son activité pouvait être nocturne ou diurne selon la saison.

La truite *Salmo trutta* n'est pas une espèce sociale grégaire, mais elle constitue une société territoriale et hiérarchique (Baerends, 1952; Kalleberg, 1958; LeCren, 1961). L'établissement de cette hiérarchie serait fondé en grande partie sur la perception visuelle de postures de menace et de soumission d'une part et d'autre part de la coloration de la robe (Héland, 1977).

Nos résultats montrent qu'en situation de contact visuel, une hiérarchie s'établit dans les conditions de l'expérimentation, et ceci, bien que les comportements agressifs ne puissent jamais être menés jusqu'au terme de la poursuite ou de la morsure. En effet, l'une des deux truitelles est amenée à modifier peu ou prou son rythme d'activité, alors que l'autre le conserve inchangé. L'altération du rythme de l'individu subordonné est parfois appréciable graphiquement (perte du pic d'activité en début de photophase, désynchronisation par rapport au cycle lumineux) ou à l'aide de calculs simples (proportion des activités diurne ou nocturne). Dans d'autres cas cependant, il faut recourir à une analyse mathématique plus fine (valeur du Q_p , symétrie du périodogramme).

Un tel phénomène est connu par ailleurs puisque l'influence des facteurs sociaux sur le rythme d'activité a déjà été montré chez la blatte *Gromphadorhina portentosa*, qui est territoriale, et *Periplaneta americana*, chez laquelle Rivault (1985) met clairement en évidence une profonde modification du décours temporel de l'activité de certains individus subordonnés.

En ce qui concerne la perception olfactive chez le poisson-chat, *Ictalurus natalis*, un rôle primordial de l'olfaction a été montré dans l'instauration de la hiérarchie (Bardach & Todd, 1970). Un rôle similaire est donc vraisemblable chez la truite. Dans notre expérience, le comportement des truites aval semble déterminé par celui des truites amont. En effet, la suppression de la barrière visuelle lors de l'expérience 6 ne modifie pas les résultats. D'autre part, dans un précédent travail (M. Molina-Borja, E. Perez & B. Buisson, en prép.), nous avons montré que dans le cas où les truites amont sont isolées et les truites aval séparées seulement par une paroi transparente, ces deux animaux ont quand même un rythme perturbé. Au contraire, si l'influence olfactive est supprimée (expérience 8), la synchronisation du rythme s'améliore.

La perception visuelle ou olfactive d'une truite dominante par une truite dominée provoque donc une modification de son rythme d'activité. Cependant, en raison du matériel expérimental utilisé ici, il est impossible de savoir si un type de perception sensorielle est plus efficace que l'autre dans l'instauration de la hiérarchie. En effet, contrairement à l'information visuelle, le message chimique est véhiculé à sens unique par le courant.

Quoi qu'il en soit, la modification engendrée est réversible en fonction de la perception ou non d'un congénère de statut hiérarchique élevé, comme le montrent les expériences de retour à l'isolement. Dans ce cas, le niveau d'activité peut augmenter, mais par contre, il ne diminue pas lorsqu'on passe de l'isolement au contact avec les congénères. Il est vraisemblable que cette augmentation est transitoire et que des enregistrements plus longs montreraient un retour au niveau d'origine.

Ainsi dans la nature, il pourrait donc y avoir une ségrégation double, spatiale et temporelle: les truites dominantes s'octroyant d'une part les meilleurs postes de chasse et reléguant les dominées en des lieux moins favorables, et d'autre part utilisant les moments plus propices alors que les individus subordonnés exerceraient leur activité à des heures plus défavorables. L'incidence du partage temporel peut être considérable si les ressources manifestent elles-mêmes un rythme de disponibilité strict, comme cela est le cas pour

la dérive des invertébrés (Bishop & Hynes, 1969). Cependant, il semble d'une part que certaines espèces comme la loche, *Noemacheilus barbatulus* (Burdeyron & Buisson, 1982b), manifestent un rythme de prise alimentaire assez indépendant du rythme d'activité locomotrice. D'autre part, Neveu (1980) a montré qu'une partie importante des captures s'effectue sur le substrat et non sur la dérive chez la truitelle et qu'un certain niveau de consommation se maintient pendant tout le nyctémère. Toutefois, il est impossible à partir de ces travaux de savoir si la prise alimentaire d'un individu est corrélée à son statut social.

Les résultats obtenus peuvent être interprétés de deux façons: (1) Les stimulations sociales peuvent être considérées comme un synchroniseur circadien véritable, mais nous devons admettre que son efficacité est faible par rapport à celle de la photopériode. D'autre part, lors d'expériences en conditions constantes d'éclairage, il n'y a pas synchronisation des activités, au contraire, chaque individu manifeste un rythme dont la période lui est propre (Perez, 1986). (2) Les facteurs sociaux agissent plus probablement dans le cas de la truite en tant que stimulus exogène de l'activité, indépendamment de l'oscillateur circadien. L'animal répond à ces stimulations en fonction de son état interne sans que les dites stimulations synchronisent les variations de cet état interne.

Références

- BAERENDS, G. P., 1952. Les sociétés et les familles des poissons. — Colloque int. C.N.R.S., 34: 207-219.
- BARDACH, J. E. & J. H. TODD, 1970. Chemical communication in fish. — Pages 205-240 in J. W. Johnson, D. G. Moulton & A. Turks (ed.). Advances in chemoreception. Vol. 1. Communication by chemical signals. Appleton Century, Crofts, New York.
- BENNETON, M., R. ROUGNY, L. VICO & B. BUISSON, 1984. Dispositif simple utilisant un microprocesseur pour le relevé de l'activité locomotrice circadienne d'animaux. — Med. Biol. Eng. Comput., 22: 382-384.
- BISHOP, J. E. & H. B. N. HYNES, 1969. Downstream drift of the invertebrate fauna in a stream ecosystem. — Arch. Hydrobiol., 66: 56-90.
- BREGAZZI, P. K. & E. NAYLOR, 1972. The locomotor activity rhythm of *Talitrus saltator* (Crustacea-Amphipoda). — J. exp. Biol., 57: 375-391.
- BURDEYRON, H. & B. BUISSON, 1982a. On a circadian endogenous locomotor rhythm of loaches (*Noemacheilus barbatulus* L., Pisces, Cobitidae). — Zool. Jb. Physiol., 86: 82-89.
- BURDEYRON, H. & B. BUISSON, 1982b. Étude du rythme alimentaire circadien d'un poisson benthique

- que dulçaquicole carnivore, la loche (*Noemacheilus barbatulus*), dans son milieu naturel. — *Annls Stn Biol. Besse-en-Chandesse*, 16: 171-181.
- CLAYTON, D. A., 1978. Socially facilitated behavior. — *Q. Rev. Biol.*, 53: 373-392.
- CROWLEY, M. & J. BOVET, 1980. Social synchronization of circadian rhythms in deer mice (*Peromyscus maculatus*). — *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 7: 99-105.
- ERIKSSON, L. O., 1973. Spring inversion of the diel rhythm of locomotor activity in young sea-going brown trout, *Salmo trutta trutta* L., and atlantic salmon, *Salmo salar* L. — *Aquilo Ser. Zool.*, 14: 68-79.
- ERIKSSON, L. O., 1978. Nocturnalism versus diurnalism, dualism within fish individuals. — Pages 69-90 in J. Thorpe (ed.). *Rhythmic activity of fishes*. Academic Press, New York, 312 p.
- HÉLAND, M., 1977. Recherches sur l'ontogenèse du comportement territorial chez l'alevin de truite commune (*Salmo trutta* L.). — Thèse 3^e cycle, Univ. Rennes, 240 p.
- KALLEBERG, H., 1958. Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*S. salar* and *S. trutta*). — *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm*, 39: 55-88.
- KAVALIERS, M., 1980. Social grouping and circadian activity of the killifish *Fundulus heteroclitus*. — *Biol. Bull.*, 158: 69-76.
- KAVALIERS, M., 1981. Circadian and ultradian activity rhythms of a freshwater gastropod *Helisoma trivolis*: the effects of social factors and eye removal. — *Behav. neural Biol.*, 32: 350-363.
- LE CREN, E. D., 1961. How many fish survive? — *Yb. River Bds Ass.*: 57-64.
- MARGALEF, R., 1982. *Ecologia*. 4^e édition. — Ediciones Omega S. A., Barcelona, 952 p.
- MARIMUTHU, G. & M. K. CHANDRASHEKARAN, 1983. Continuous light inside a cave abolishes the social synchronization of the circadian rhythm in a bat. — *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 12: 321-323.
- MÜLLER, K., 1969. Die Tages und Jahresperiodik der Bachforelle (*S. trutta*) am Polarkreis. — *Aquilo Ser. Zool.*, 8: 50-62.
- MÜLLER, K., 1976. Chronobiological studies on whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) at the arctic circle. — *Arch. Fisch. Wiss.*, 27: 121-132.
- MÜLLER, K., 1978a. Locomotor activity in whitefish-shoals (*Coregonus lavaretus*). — Pages 225-234 in J. E. Thorpe (ed.). *Rhythmic activity of fishes*. Academic Press, New York, 312 p.
- MÜLLER, K., 1978b. The flexibility of circadian system of fish at different latitudes. — Pages 91-104 in J. E. Thorpe (ed.). *Rhythmic activity of fishes*. Academic Press, New York, 312 p.
- NEVEU, A., 1980. Relations entre le benthos, la dérive, le rythme alimentaire et le taux de consommation de truites communes (*S. trutta*) en canal expérimental. — *Hydrobiologia*, 76: 217-228.
- PEREZ, E., 1986. Rôle de facteurs externes et internes dans la mise en place du rythme circadien d'activité au cours de l'ontogenèse de la truite (*Salmo trutta* L.). — Thèse de Doctorat, Univ. Saint-Étienne, 316 p.
- RÉGAL, R. J. & M. S. CONNOLLY, 1980. Social influences on biological rhythms. — *Behaviour*, 72: 171-199.
- RIVAULT, C., 1985. Rythmes circadiens de comportements: synchronisation par l'environnement physique et social chez deux espèces de blattes. — Thèse d'État, Univ. Rennes, 263 p.
- SIEGEL, R., 1956. *Non parametric statistics for the behavioral sciences*. — McGraw Hill Book Co., New York, 312 p.
- SOKOLOVE, P. G. & W. N. BUSHHELL, 1978. The Chi-square periodogram: its utility for analysis of circadian rhythms. — *J. theor. Biol.*, 72: 131-160.

CARACTÉRISTIQUES HYDROBIOLOGIQUES DES RÉSERVOIRS FRANÇAIS À OBJECTIF ÉNERGÉTIQUE

A. GRÉGOIRE

*Électricité de France — Direction de l'équipement
22-30, avenue de Wagram, 75008 Paris, France*

Résumé

Les études hydrobiologiques des réservoirs français n'ont été engagées que progressivement. Néanmoins, les données acquises depuis une dizaine d'années montrent que ces milieux sont généralement riches, mais peu diversifiés. Cette particularité, par rapport aux lacs naturels, s'explique principalement par la nature des facteurs hydrauliques (temps de renouvellement, ampleur des fluctuations de niveau, existence d'une vidange périodique) caractérisant le réservoir. La connaissance des problèmes, tous d'origine anthropique, inhérents aux lacs de barrage, permet depuis quelques temps une amélioration de leur qualité biologique par la mise en œuvre de dispositifs (passes à poissons, frayères artificielles) ou de dispositions (surveillance de la qualité de l'eau, modification de la gestion de l'aménagement) prenant en compte à la fois les contraintes économiques et de l'environnement.

Abstract

The hydrobiological studies on the French reservoirs were carried out slowly. Nevertheless, the data obtained since about 10 years have showed that the populations of these environments are generally rich but not very diversified. These features, compared with those of natural lakes, are mainly explained by the hydraulic factors (residence time, size of water level fluctuations, event of periodical emptying). Since a little while, the knowledge of the characteristic problems of the man-made lakes has favoured an improvement of their biological quality by using devices (fish passes, artificial spawning ground) and arrangements (water quality control, changes in the operating conditions of the scheme) taking into account, at the same time, economic criteria and environment.

Introduction

Dans la majorité des pays européens, il n'y a pratiquement plus de sites susceptibles d'être équipés par de grands aménagements hydroélectriques. Seules quelques stations dites de transfert d'énergie par pompage, qui turbinent aux heures de pointe et pompent en heures creuses, sont encore édifiées à grande échelle, à partir de lacs existants.

En France métropolitaine, la part relative de l'électricité d'origine hydraulique ne cesse de régresser depuis 1961, au profit de celle d'origine thermonucléaire. Avec 68 milliards de kilowatt/heure, elle ne couvrirait plus en 1985, qu'environ 20 % de la production totale d'électricité.

Les quelques 200 réservoirs français d'une capacité supérieure à 1 million de mètres cubes ont fait l'objet d'une étude typologique (Grégoire, 1981) basée sur leurs 22 principales caractéristiques physiques (mensurations, altitude, nature du substrat, temps de renouvellement, importance des

fluctuations de niveau, emplacement des prises d'eau, etc.).

Caractéristiques physiques des réservoirs français

L'analyse typologique des retenues françaises révèle que 55 % d'entre elles sont construites depuis plus de 20 ans, qu'elles ont été placées, pour la plupart, dans les zones montagneuses des Alpes et des Pyrénées (65 %), sur des terrains dont la nature géologique se répartit également entre les roches d'origine sédimentaire et celles d'origine plutovolcanique.

La majorité des barrages ont été construits sur des cours d'eau dont le régime est à dominance pluvio-nivale (65 %), à des distances à la source comprises entre 10 et 150 km (68 %) et à des altitudes de 200 à 600 m (44 %). Le module des affluents à ces réservoirs est généralement faible puisque pour 65 % d'entre eux, il est inférieur à 35 m³/s. Le mode d'exploitation de ces amé-

nagements, lié à leur fonction (95 % à destination énergétique), conditionne leur temps de renouvellement (42 % entre 25 et 600 h) et l'importance de leur marnage (62 % supérieurs à 5 m). Le niveau de prise d'eau est généralement placé au voisinage du fond.

Les mensurations de la plus grande partie des lacs de barrage sont les suivantes: superficie comprise entre 20 et 300 ha (70 %), profondeur s'échelonnant entre 10 et 90 m (74 %), capacité inférieure à 50 millions de mètres cubes (80 %) et seulement 10 % des réservoirs avec une tranche utile supérieure à 100 millions de mètres cubes.

Faute de données suffisantes, il n'a pas été possible d'effectuer le même type d'analyse à partir des caractéristiques biologiques. En effet, si la construction des aménagements hydroélectriques a été entreprise dès la fin du siècle dernier, les premières études hydrobiologiques de ces plans d'eau n'ont été engagées que très progressivement. Elles étaient destinées presque exclusivement à satisfaire les préoccupations technico-économiques engendrées par ces milieux, comme par exemple le devenir des populations de poissons (Gallois & Morel, 1925) ou l'évaluation des risques de corrosion des installations à la suite de la prolifération des bactéries du cycle du soufre par exemple.

Ce n'est qu'à partir des travaux de Vivier (1956) sur le lac d'Eguzon, que des investigations sur l'ensemble des composantes de l'écosystème lacustre ont été réalisées.

Par rapport aux lacs naturels, les principaux problèmes d'ordre hydrobiologique qui se posent au droit d'une retenue sont liés aux modalités de mise en eau (passage du faciès d'eau courante en stagnante, décomposition de la matière organique submergée) et aux caractéristiques de gestion de l'aménagement (temps de renouvellement, marnage, vidange).

Transformation des biocénoses après la mise en eau

CONSÉQUENCES DE LA MODIFICATION DES CONDITIONS HYDRAULIQUES

Les observations effectuées sur les retenues du Verdon depuis leur mise en eau ont montré que la transformation du peuplement d'eau courante en communautés lacustres se réalise en trois ans environ (Grégoire, 1981). Dans les pays tropicaux, la création de pièces d'eau stagnante peut favoriser, en outre, l'apparition ou le développement de certains invertébrés vecteurs de maladies parasitaires. Ainsi, en Guyane, une ac-

tion est engagée pour recenser les gîtes du vecteur de la bilharziose, le gastéropode *Biomphalaria*, susceptible de proliférer dans la retenue en projet.

Au niveau des invertébrés, les peuplements se composent essentiellement d'espèces léniptophiles, appartenant aux chironomidés, aux vers oligochètes, aux éphéméridés, aux lamelli-branches et mêmes aux odonates. Chez les poissons, certaines espèces d'eau vive comme la truite (*Salmo trutta fario*) s'adaptent généralement bien à ce nouveau biotope (Tourenq & Dauba, 1978; Champeau *et al.*, 1979; Nelva *et al.*, 1981a, b). La structure des populations piscicoles est cependant le plus souvent tributaire de la réussite des introductions d'espèces lacustres. Parmi celles qui prolifèrent souvent dans les retenues françaises, on peut citer le gardon (*Rutilus rutilus*) et à un degré moindre la perche (*Perca fluviatilis*) et la brème (*Abramis brama*) (Tourenq & Dauba, 1978; Champeau *et al.*, 1979; École nationale supérieure d'agronomie, 1979; Institut national de la recherche agronomique, 1981; Barbier, 1983; École nationale supérieure d'agronomie, 1983; Centre national du machinisme agricole du génie rural des eaux et des forêts, 1984; Jestin *et al.*, 1985; Chappaz, 1986).

ÉVOLUTION DU RÉSERVOIR DANS LES PREMIÈRES ANNÉES

En règle générale, comme l'ont décrit de nombreux auteurs dont Bardach & Dussart (1973), il y a une haute productivité dès la mise en eau de la retenue. Cette augmentation se manifeste par un accroissement de la biomasse de tous les organismes, à la suite de l'enrichissement de l'eau en sels nutritifs par lixiviation et minéralisation biochimique des composés azotés et phosphorés provenant des sols et de la végétation terrestre submergés. L'augmentation trop importante de la charge en matière organique de la masse d'eau s'accompagne d'une désoxygénation partielle de l'eau des couches inférieures de la retenue.

Ce phénomène est exacerbé dans les pays tropicaux du fait de l'importance de la végétation submergée. L'impossibilité économique de déforester les cuvettes des réservoirs de ces régions fait qu'en Guyane, l'on peut s'attendre à une importante désoxygénation de l'hypolimnion de la retenue en projet de Petit-Saut. A titre d'exemple, dans le réservoir voisin de Brokopondo, édifié au Surinam, les teneurs en oxygène dissous sont restées pratiquement nulles dans tout le volume d'eau pendant une dizaine d'années; dans le même temps, des dégagements d'hydrogène sulfuré se sont produits (Leentvaar, 1973). Ce déficit en oxygène est souvent entretenu par la décomposition de la flore aquatique (jacinthes d'eau ou fougères dans les pays tropicaux) qui

prolifère souvent à la suite de l'enrichissement en éléments nutritifs de la masse d'eau. La couverture du réservoir en macrophytes peut atteindre la moitié de sa superficie dans les deux années qui suivent sa mise en eau. Sous ces latitudes, les végétaux aquatiques peuvent également servir d'abris à divers invertébrés, hôtes intermédiaires de maladies parasitaires comme le paludisme, la fièvre jaune, ou la leptospirose.

En Métropole, comme dans les pays d'outre-mer, une phase de décroissance survient quelques années après la mise en eau (3 ans à Sainte-Croix sur le Verdon, 5 ans à Brokopondo) à la suite de l'épuisement de la masse d'eau en éléments nutritifs, c'est le « creux trophique » décrit par Baranov (1961). L'ampleur de ces phénomènes est fonction de la rapidité du renouvellement des masses d'eau. Ainsi sur le Verdon, la limitation d'un facteur 4 du développement phytoplanctonique dans Quinson par rapport à Sainte-Croix, ne peut s'expliquer que par le temps de rétention 40 fois plus important dans ce dernier (Grégoire, 1981).

Impacts

TEMPS DE RENOUVELLEMENT DES MASSES D'EAU

Composantes abiotiques

Le temps de renouvellement des masses d'eau conditionne la structure thermique des réservoirs. Ainsi, les retenues dites « au fil de l'eau », à durée de rétention inférieure à 24 heures comme Luzech, Le Temple et Cajarc sur le Lot, Malaucène à la confluence Tarn-Garonne ou celles de la Basse-Isère et du Bas-Rhône, présentent une parfaite homothermie verticale (Denat, 1977; Université Paul Sabatier, 1977; Centre technique du génie rural des eaux et des forêts, 1980).

L'absence de stratification apparaît également dans les nouveaux aménagements de production d'électricité, les stations de transfert d'énergie par pompage du type de Couesque-Montezic sur la Truyère (Centre national du machinisme agricole du génie rural des eaux et des forêts, 1984).

Comme le rapporte Uzabiaga (1978), les conditions climatiques influencent également l'installation de la stratification des masses d'eau en retardant le processus dans les lacs d'altitude tels Aubert, Aumar et Orédon dans les Pyrénées.

Dans les cas de pollution du milieu aquatique, la stratification des réservoirs crée des conditions de vie souvent critiques pour les biocénoses des couches inférieures. Ainsi Enderlet *et al.* (1983) et l'École nationale supérieure d'agronomie (1983) rapportent respectivement des déficits importants

en oxygène l'été, dans l'hypolimnion à Grangent sur la Loire (0 mg/L à -40 m) et à Pareloup sur le Vioulou (1,5 mg/L à -30 m). La survie des organismes est d'autant plus difficile que les conditions anaérobies provoquent une apparition progressive d'ammoniaque par dénitrification (jusqu'à 3 mg/L à Grangent à 40 m de fond).

Composantes biotiques

Dans la plupart des réservoirs étudiés, la biomasse, la densité et la diversité du plancton sont tributaires des conditions hydrauliques (Benedetti-Crouzet & Dussart, 1979; Grégoire, 1981). Pour les poissons, l'effet est indirect puisque comme le rapporte Chappaz (1986) par exemple, le développement des poissons est très influencé par la quantité de nourriture disponible.

FLUCTUATIONS DE NIVEAU D'EAU

Les variations artificielles de niveau entraînent des effets de nature et d'ampleur variées suivant l'amplitude, le rythme et l'époque de ces fluctuations. En raison du marnage, l'action abrasive des vagues crée des côtes à gradins successifs dont chacun correspond aux périodes de stabilité du niveau du lac. Les matériaux ainsi arrachés sédimentent sur le fond des retenues.

Flore aquatique

La remise en suspension des particules par les variations de niveau de l'eau gêne considérablement la pénétration de l'énergie lumineuse. La transparence mesurée au disque de Secchi est relativement faible en comparaison des lacs naturels; sur les cinq réservoirs du Verdon, elle varie entre 1 et 8 m (Grégoire, 1981). Ce phénomène devient alors un des principaux facteurs limitants du développement des populations phytoplanctoniques.

Dans certains réservoirs (cas de Castillon sur le Verdon et Serre-Ponçon), les surfaces découvertes peuvent dépasser plus de la moitié de la surface totale du fond. Comme l'ont signalé de nombreux auteurs (Vivier, 1956; Université de Provence, 1981; Grégoire, 1981; Centre national du machinisme agricole du génie rural des eaux et des forêts, 1982; École nationale supérieure d'agronomie, 1983), dans la plupart des grands réservoirs français comme Eguzon, Serre-Ponçon, Chastang, l'exondation fréquente des fonds empêche le développement de la flore rivulaire aquatique qui est incapable de s'enraciner. Néanmoins, dans certains cas, comme à Sainte-Croix (Chappaz, 1986), les végétaux mis à sec pendant l'hiver peuvent se reconstituer dès le printemps à partir de graines ou de stolons.

Le développement des roseaux est seulement possible dans le cas où les variations de niveau

sont caractérisées par une faible amplitude et une périodicité journalière ou hebdomadaire permettant le maintien d'un taux d'humidité suffisant au droit du substrat (Benedetti-Crouzet & Dussart, 1979; Grégoire, 1981).

Invertébrés

Les densités de population zooplanctonique sont apparemment indépendantes de la hauteur du marnage; par contre, on constate que la diversité spécifique est plus faible dans les réservoirs soumis à des fluctuations de niveau importantes (Bressac, 1982): l'absence d'herbier empêche le développement d'espèces héléoplanctoniques souvent nombreuses dans les lacs naturels. On note dans toutes les retenues étudiées l'absence ou la rareté des ostracodes et des harpacticoïdes (Bressac, 1982; Lair, 1982).

De même, l'absence quasi totale de végétation enracinée élimine de nombreux groupes d'invertébrés d'eau stagnante: odonates, coléoptères, mégaloptères, trichoptères, hétéroptères, mollusques. C'est le cas dans Eguzon (Vivier, 1956), dans Vouglans (Vergon, 1974), dans Serre-Ponçon (Champeau *et al.*, 1983), dans les retenues du Verdon (Grégoire, 1981), dans Pareloup (École nationale supérieure d'agronomie, 1983). Le zoobenthos se compose presque exclusivement d'espèces d'oligochètes et de larves de diptères capables pour la plupart de résister à une période plus ou moins longue d'exondation à la condition que la teneur en eau du sédiment ne descende pas en dessous de 20 % du poids sec (Nino, 1982). Dans le cas d'un marnage saisonnier, l'époque des basses eaux s'avère donc d'un intérêt primordial pour la survie des invertébrés benthiques. Le marnage limité à l'automne et à l'hiver évite, en effet, une trop importante perte en eau de la vase. Le marnage d'hiver peut être nocif pour les populations d'invertébrés benthiques lors d'épisodes de gel.

Les variations de niveau affectent aussi la reproduction de certaines espèces de poissons. L'absence de végétaux aquatiques prive les cyprinidés de supports pour les œufs et d'abris pour les alevins (Benedetti-Crouzet & Dussart, 1979). La période critique se situe au printemps. Une des espèces les plus sensibles est le brochet qui fraie à environ 10 cm de la surface alors que le gardon, la brème, le sandre et la perche présentent une bonne capacité d'adaptation. La truite qui fraie le plus souvent en eau courante et qui remonte les affluents pour se reproduire sur les bancs de graviers est également peu affectée par le marnage; seules les retenues disposées le long d'un cours d'eau en «marches d'escalier», sans tronçon d'eau courante intercalaire, peuvent

être désertées par la truite indigène (Université de Provence, 1981).

La baisse du plan d'eau peut aussi concentrer les poissons dans un volume d'eau restreint. Ce phénomène induit un accroissement de la prédation et peut même aboutir à des cas de cannibalisme (Travade *et al.*, 1984).

VIDANGES

Afin de vérifier l'état de ses barrages, Électricité de France est tenu par la loi de vidanger ses réservoirs tous les dix ans.

Qualité de l'eau

La remise en suspension d'une partie des sédiments peut provoquer une diminution des teneurs en oxygène dissous dans la retenue. Ainsi, à Thuriès, des teneurs de 1,8 mg/L (soit 18 % de la saturation) ont été relevées. Un mois après la vidange, l'effet se faisait encore sentir. Les sédiments remis en suspension provoquent en outre très souvent, un relargage d'ammoniaque toxique pour la vie aquatique (Cardinal, 1985); des valeurs de l'ordre de 10 mg/L ont été enregistrées lors de plusieurs vidanges de réservoirs: Saint-Hilaire sur l'Isère, Les Saints-Peyres sur l'Arn et Thuriès sur le Vialour.

Organismes

L'influence d'une vidange totale de retenue sur l'écosystème lacustre se traduit par l'élimination des organismes vivants en pleine eau, plancton et poissons. Seuls subsistent la flore et les invertébrés benthiques qui, généralement fixés ou enfouis dans le sédiment (vers oligochètes et larves de diptères), ne sont pas entraînés par la masse d'eau; de plus, ces organismes peuvent généralement résister à plusieurs mois d'émersion (Grégoire, 1975).

Récemment, Belaud & Lim (1985) ont constaté à la faveur de la vidange des Saints-Peyres qu'un certain nombre de tanches se sont réfugiées dans le cours supérieur de l'Arn, lors de la mise à sec du réservoir.

Conclusions

La structure et le fonctionnement du réseau trophique d'une retenue dépendent des caractéristiques morphométriques de la retenue et du type de gestion du lac (vitesse de renouvellement de l'eau, ampleur des variations de niveau, existence et modalités des vidanges).

Du fait de ces particularités, les retenues françaises présentent des biocénoses souvent riches mais peu diversifiées. Longtemps utilisés exclusivement pour produire de l'électricité, les amé-

nagements hydroélectriques sont maintenant souvent considérés comme des milieux pouvant s'intégrer parfaitement dans l'environnement, moyennant quelques précautions.

Ainsi, les problèmes inhérents aux lacs de barrage rapportés ci-dessus peuvent être minimisés par: (1) le nettoyage le plus poussé possible de la cuvette de la future retenue et une chronologie de remplissage judicieuse afin de limiter la période d'eutrophisation aiguë suivant la phase de mise en eau; (2) une révision de la gestion de certains ouvrages et la mise en œuvre de dispositifs appropriés (frayères artificielles, plans d'eau fixes) pour réduire l'impact du marnage (Université de Metz, 1980; Institut national de la recherche agronomique, 1981; École nationale supérieure d'agronomie, 1983); (3) une concertation accrue avec les tiers concernés et une récupération, si possible, des poissons lors des opérations de vidange (Belaud & Lim, 1985; Cardinal, 1985); (4) des contrôles périodiques de la qualité chimique et biologique de l'eau des réservoirs sur la base des spécificités révélées par l'étude d'impact afin de s'assurer du maintien d'un équilibre satisfaisant entre les différents niveaux trophiques et de la non-apparition d'espèces nuisibles; (5) l'installation de dispositifs (passes à poissons) ou mise en œuvre de dispositions (mode de gestion sur la base d'un compromis entre la rentabilité de l'ouvrage et la vie piscicole) permettant, si nécessaire, la migration des poissons (Grégoire & Travade, 1987).

Références

- BARANOV, I. V., 1961. The zoning of the USSR into hydrochemical zones and provinces in terms of the nutrient content and photosynthetic activity of plankton inhabiting their waters. — Pages 99-101 in *Pervichanaya produktsia marey i vnutrennykh vodoyemov*, Minsk.
- BARBIER, B., 1983. Étude du peuplement ichtyologique de la retenue de Grangent (bassin de la Loire). — Rapport Électricité de France, Direction des études et recherches, Département Environnement aquatique et atmosphérique, Chatou, HE/31.83.04, 10 p.
- BARDACH, J. E. & B. DUSSART, 1973. Effects of man-made lakes on ecosystems. — Pages 811-817 in W. C. Ackermann, G. F. White & E. B. Worthington (eds.). *Man-made lakes: their problems and environmental effects*. Amer. Geophys. Union, Washington, D.C., 847 p.
- BELAUD, A. & P. LIM, 1985. Travaux ichtyologiques effectués sur la retenue des Saints-Peyres lors de la vidange décennale de 1984. — Rapport Électricité de France, Direction des études et recherches, Département Environnement aquatique et atmosphérique, Chatou, HE/31.85.26, 123 p.
- BENEDETTI-CROUZET, E. & B. DUSSART, 1979. Les retenues d'eau. Créations, évolution, impact et surveillance. Synthèse bibliographique. — Inst. Étud. Rech. Coordonnées, Bassin Dordogne, Sarlat, 258 p.
- BRESSAC, Y., 1982. Contribution à l'étude du peuplement zooplanctonique d'un lac de barrage: la retenue hydroélectrique de Serre-Ponçon. — Thèse Doctorat 3^e Cycle, Univ. Aix-Marseille I, Marseille, 152 p.
- CARDINAL, H., 1985. Impact des vidanges de retenues sur le milieu aquatique — Synthèse des résultats obtenus en 1983 et 1984. — Rapport Électricité de France, Direction des études et recherches, Département Environnement aquatique et atmosphérique, Chatou, HE/31.85.32, 45 p.
- CENTRE NATIONAL DU MACHINISME AGRICOLE DU GÉNIE RURAL DES EAUX ET DES FORÊTS, 1982. Étude hydrobiologique de la Dordogne. — Centre national du machinisme agricole du génie rural des eaux et des forêts, Division de la qualité des eaux, pêche, pisciculture, Bordeaux, n° 3, 72 p.
- CENTRE NATIONAL DU MACHINISME AGRICOLE DU GÉNIE RURAL DES EAUX ET DES FORÊTS, 1984. Rapport de synthèse du suivi hydrobiologique de la station de transfert d'énergie de Montezic. — Rapport à Électricité de France, Centre national du machinisme agricole du génie rural des eaux et des forêts, Division de la qualité des eaux, pêche, pisciculture, Bordeaux, n° 17, 75 p.
- CENTRE TECHNIQUE DU GÉNIE RURAL DES EAUX ET DES FORÊTS, 1980. Étude écologique du Rhône, sites de Cruas et d'Aramon. État de référence. — Rapport à Électricité de France, Centre technique du génie rural des eaux et des forêts, Antony et Aix en Provence, 67 p.
- CHAMPEAU, A., A. GRÉGOIRE & G. BRUN, 1979. Le peuplement piscicole des lacs artificiels du Verdon. — *Annls Limnol.*, 14: 243-271.
- CHAMPEAU, A., C. BAGARRY, C. TUAILLON, A. RAMADE, Y. BRESSAC & A. NINO, 1983. Étude hydrobiologique de la retenue hydroélectrique de Serre-Ponçon, durant trois cycles annuels. — Rapport à Électricité de France, Univ. Aix-Marseille I, Marseille, E 2271, 203 p.
- CHAPPAZ, R., 1986. Étude piscicole de la retenue de Sainte-Croix-Fontaine l'Évêque. — Thèse Doctorat 3^e Cycle, Univ. Aix-Marseille I, Marseille, 183 p.
- DENAT, D., 1977. Étude de la production primaire dans le réservoir de Cajarc (Lot). — Thèse Doctorat 3^e Cycle, Univ. Paul Sabatier, Toulouse, 94 p.
- ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE D'AGRONOMIE, 1979. Projet d'aménagement de Redenat sur la Dordogne. Premiers bilans sur les écosystèmes aquatiques: barrage de Chastang et ruisseau de la Cascade. — Rapport à Électricité de France, École nationale supérieure d'agronomie, Toulouse.
- ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE D'AGRONOMIE, 1983. Étude hydrobiologique du lac de Pareloup. — Rapport à Électricité de France, École nationale supérieure d'agronomie, Toulouse, 64 p.
- ENDERLÉ, M. J., G. MERLE & C. SABATON, 1983. Le réseau de mesures hydrobiologiques de la retenue de Grangent (Loire). Analyse partielle des résultats. — Rapport Électricité de France, Direction des études et recherches, Département Environnement aquatique et atmosphérique, Chatou, HE/31.83.31, 16 p.

- GALLOIS, C. & C. MOREL, 1925. Aménagement piscicole d'un lac de barrage industriel. — Trav. Lab. Hydrobiol. Pisc. Univ. Grenoble: 23-45.
- GRÉGOIRE, A., 1975. Effets de la vidange décennale de la retenue de la Chaudanne sur les biocénoses du Verdon (octobre 1974). — Rev. Biol. Écol. Médit., 2: 15-26.
- GRÉGOIRE, A., 1981. Contribution à l'étude hydrobiologique d'une rivière aménagée: le Verdon (Alpes de Haute-Provence). Les lacs de barrage et les tronçons de cours d'eau à débit régulé. — Thèse Doctorat d'État, Univ. Aix-Marseille I, Marseille, 2 vol., 389 p.
- GRÉGOIRE, A. & F. TRAVADE, 1987. L'expérience d'Électricité de France dans le domaine des passes à poissons: conception et suivi d'efficacité. — Ho. Bl., 1/2: 65-72.
- INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE, 1981. Étude piscicole de la retenue de Guerlédan. — Rapport à Électricité de France, Institut national de la recherche agronomique, Station d'hydrobiologie lacustre, 15 p.
- JESTIN, J. M., O. LEFRANÇOIS & L. RENONCOURT, 1985. Influence de la mise en eau des barrages-réservoirs sur la croissance individuelle de la carpe (*Cyprinus carpio*) et de la brème (*Abramis brama*) — Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol., 22: 2598-2604.
- LAIR, N., 1982. Étude du plancton de la retenue de Pareloup. — Rapport à Électricité de France, Univ. Clermont-Ferrand II, Équipe d'hydrobiologie régionale, Aubière, 100 p.
- LEENTVAAR, P., 1973. Further developments in lake Brokopondo, Surinam. — Amazoniana, 4: 1-8.
- NELVA, A., E. PATTEE, J. F. PERRIN, H. PERSAT & A. L. ROUX, 1981a. Structure et fonctionnement des écosystèmes du Haut-Rhône français. 25. Premières observations sur les populations piscicoles dans le secteur de Bregnier-Cordon. — Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol., 21: 1276-1282.
- NELVA, A., E. PATTEE, J. F. PERRIN, H. PERSAT & A. L. ROUX, 1981b. Composition des peuplements piscicoles dans trois secteurs du Haut-Rhône. Relation avec les paramètres du milieu. — Pages 145-153 in Assoc. fr. Limnol., Actes Congr. natn., Orléans, n° 26, 307 p.
- NINO, A., 1982. La faune benthique du lac de barrage de Serre-Ponçon. Structure du peuplement. Écologie des Chironomides. — Thèse Doctorat 3è Cycle, Univ. Aix-Marseille I, Marseille, 152 p.
- TOURENQ, J. N. & F. DAUBA, 1978. Transformation de la faune des poissons dans la rivière Lot. — Annls Limnol., 14: 133-138.
- TRAVADE, F., M. J. ENDERLE & R. GRAS, 1984. Retenues artificielles — Gestion hydraulique et ressources piscicoles. — Rapport Électricité de France, Direction des études et recherches, Département Environnement aquatique et atmosphérique, Chatou, HE/31.84.26, 31 p.
- UNIVERSITÉ DE METZ, 1980. Études physico-chimiques et biologiques de l'aménagement de Revin (Meuse). — Rapport à Électricité de France, réf. E-SE/AG/CG. Univ. Metz, U.E.R. Écologie, Metz, 43 p.
- UNIVERSITÉ DE PROVENCE, 1981. Étude hydrobiologique de la retenue hydroélectrique de Serre-Ponçon (H.A.). — Rapport à Électricité de France, Univ. Aix-Marseille I, Marseille, E 2271, 126 p.
- UNIVERSITÉ PAUL SABATIER, 1977. Étude écologique de la Garonne à Golfech. — Rapport à Électricité de France, Contrat G.F.-U.P.S. n° 1815, Univ. Paul Sabatier, Laboratoire d'hydrobiologie, Toulouse, 37 p.
- UZABIAGA, G., 1978. Morphométrie, physico-chimie et phytoplancton de trois lacs de barrage d'altitude des Pyrénées. — Thèse Doctorat 3è Cycle, Univ. Paul Sabatier, Toulouse, 146 p.
- VERGON, J. P., 1974. Incidence du marnage sur le benthos d'un lac artificiel (retenue de Vouglans-Jura). — In Assoc. fr. Limnol., Actes Congr. natn., station biologique des Eyzies.
- VIVIER, P., 1956. Le lac d'Eguzon. — Annls Stn cont. Hydrobiol. appl., 6: 1-230.

CONCENTRATIONS EN MERCURE CHEZ LES POISSONS AU COMPLEXE HYDROÉLECTRIQUE DE LA GRANDE RIVIÈRE (QUÉBEC)

D. MESSIER et D. ROY

*Direction Ingénierie et Environnement
Société d'Énergie de la Baie James
800 est, boul. de Maisonneuve, Montréal (Québec) H2L 4M8*

Résumé

Au Complexe La Grande, la concentration en mercure a été déterminée sur 3679 poissons, entre 1978 et 1984, et sur 758 pêchés en 1985 dans d'autres réservoirs du Québec et leurs milieux témoins. Dans les réservoirs de La Grande, le taux d'augmentation de la concentration en mercure chez le grand corégone est très rapide durant les quatre premières années de mise en eau et ralentit ensuite. Chez les espèces prédatrices, l'augmentation est graduelle; elle se poursuivait encore en 1984. Les données d'autres réservoirs appuient l'hypothèse selon laquelle il y a lente diminution des concentrations pendant quelque 20 ans, après l'atteinte du maximum (entre 2 et 7 ans, ou plus selon le réservoir et l'espèce). En aval des ouvrages hydroélectriques, certaines espèces de poissons montrent des concentrations en mercure de 2 à 3 fois supérieures à celles rencontrées dans les réservoirs; les dévalaisons et le changement de comportement alimentaire d'espèces habituellement non prédatrices seraient responsables de cet accroissement. Dans les estuaires, les teneurs en mercure sont généralement inférieures à celles des réservoirs, mais plus élevées que dans les lacs; il y a coexistence d'individus résidents et migrateurs. La réduction du débit des rivières Eastmain et Opinaca n'a entraîné qu'une légère hausse des teneurs en mercure chez les poissons dans certains secteurs des rivières à la suite des ajustements aux nouvelles conditions locales.

Abstract

Mercury level analyses were performed on 3679 fish collected from 1978 to 1984 at the La Grande Complex and on 758 fish in 1985 in other Québec reservoirs and their adjacent lakes. In the La Grande reservoirs, the rate of mercury concentrations increased rapidly in whitefish during the first four years of flooding, then it continued to increase but at a lower rate. For predatory species, the increase is gradual and was still progressing in 1984. Data from other reservoirs support the hypothesis that maximum levels occur between 2 and 7 or more years depending on reservoir and species, and then gradually drop off over a period of 20 years. Downstream of hydroelectrical structures, some species have mercury concentrations two to three times higher than in reservoirs; this increase seems to be caused by downward migrations through the turbines and behavioral changes in feeding habits of usually non predatory species. In estuaries, mercury levels in fish are generally lower than those in reservoirs but higher than in natural lakes; both migratory and resident individuals are found in estuaries. Diversion of the Eastmain and Opinaca rivers only caused slight increases in mercury levels in fish in some sectors of the rivers due to adjustments to new local conditions.

Introduction

L'aménagement du Complexe hydroélectrique de La Grande Rivière ou Complexe La Grande, d'une puissance de 10 200 mégawatts, comprend la construction de trois centrales hydroélectriques sur La Grande Rivière, la création de cinq réservoirs et le détournement des eaux de deux bas-

sins versants vers La Grande Rivière. Consciente qu'un projet de cette envergure entraînerait inévitablement des modifications importantes des écosystèmes aquatiques, la Société d'Énergie de la Baie James réalisait, de 1977 à 1984, un vaste programme de surveillance écologique, comprenant, entre autres, l'étude du mercure dans les poissons.

Un certain nombre d'éléments, dont les caractéristiques abiotiques du territoire, justifiait l'étude du mercure au Complexe La Grande. Premièrement, la présence de nombreuses tourbières, de roches d'origine volcanique et de schistes de l'époque aphébiennienne et archéenne (Bachand, 1977) relativement riches en mercure, laissait prévoir de fortes teneurs en mercure chez les poissons. Deuxièmement, les études de Smith *et al.* (1975) et de Penn (1978) révélaient des concentrations en mercure relativement élevées chez plusieurs espèces de poissons capturées dans La Grande Rivière, dans la rivière Eastmain, dans le secteur du lac Mistassini et dans la région des rivières Nottaway, Broadback et de Rupert, situées immédiatement au sud du Complexe La Grande. Troisièmement, les réservoirs du Complexe La Grande touchent les territoires de chasse et de pêche des autochtones habitant les villages de Chisasibi, Wemindji, Eastmain et Mistassini, communautés qui regroupent plus de 5500 Cris. Or, le développement du réseau routier et le programme de sécurité du revenu à l'intention des chasseurs et des trappeurs Cris laissaient prévoir une utilisation accrue des territoires intérieurs, là où les teneurs en mercure chez les poissons étaient plus élevées que chez ceux de la côte de la baie James.

Plusieurs auteurs avaient relié l'augmentation des concentrations en mercure chez les poissons à la formation d'un réservoir (Potter *et al.*, 1975; Abernathy & Cumbie, 1977; Cox *et al.*, 1979; Bruce & Spencer, 1979; Jones *et al.*, 1986). C'est surtout grâce aux études entreprises au nord du Manitoba (Bodaly *et al.*, 1984) et au Complexe La Grande (Boucher *et al.*, 1985) que des mesures faites avant et après la mise en eau de ces immenses plans d'eau ont permis de mettre en lumière les principaux mécanismes régissant cette dynamique. Les données recueillies au Complexe La Grande en 1984 et en 1985 dans d'autres réservoirs québécois, ont permis d'émettre des hypothèses quant au temps requis pour la stabilisation des teneurs en mercure dans les réservoirs du Bouclier canadien. Si l'augmentation de la bioaccumulation du mercure dans la chair des poissons était connue pour les réservoirs (*op. cit.*), nos résultats montrent une augmentation d'un facteur encore plus grand des teneurs en mercure chez certains poissons habituellement non piscivores en aval des centrales. Enfin, nous présentons les résultats du suivi chez les poissons des rivières Eastmain et Opinaca en aval de leurs points de coupure.

Matériel et méthodes

Au Complexe La Grande, les analyses de la concentration en mercure ont porté sur 3679 pois-

sons récoltés entre 1978 et 1984. En 1985, 758 poissons provenant des réservoirs Gouin et Dozois et de lacs témoins adjacents ainsi que de deux lacs témoins de la région du réservoir Manic 5 ont été analysés (fig. 1).

Les méthodes de collecte des échantillons, d'analyse de laboratoire et de traitement numérique exposées dans Boucher *et al.* (1985) ont été identiques lors de l'échantillonnage de 1984 et 1985. Essentiellement, l'effectif visé par espèce et par station était de 30 individus. L'analyse du taux de mercure chez tous les poissons a été effectuée par le laboratoire Éco-Recherches de Pointe-Claire qui a utilisé la méthode de digestion acide à haute température. Nous avons estimé les droites de régression exprimant la teneur en mercure des muscles (milligramme de mercure total par kilogramme de filet de poisson) en fonction de la longueur totale du poisson. Les résultats sont présentés en calculant, à partir des droites de régression, la concentration en mercure d'un spécimen de taille standard. Cette taille standard correspond approximativement à la taille médiane de la majorité des échantillons: 400 mm pour le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), le meunier rouge (*Catostomus catostomus*) et l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), 500 mm pour le doré (*Stizostedion vitreum*) et la lotte (*Lota lota*), 600 mm pour le touladi (*Salvelinus namaycush*) et 700 mm pour le grand brochet (*Esox lucius*) et l'esturgeon de lac (*Acipenser fulvescens*). Lorsque les régressions n'étaient pas significatives (au seuil de probabilité de 0,95), les moyennes pour la classe de longueur sélectionnée ($\bar{X} \pm 50$ mm) ont été calculées (Messier *et al.*, 1985).

L'analyse de la teneur en mercure des poissons des réservoirs de La Grande 2 et Opinaca de 1978 à 1982 a été présentée dans Boucher *et al.* (1985). Nous présentons les résultats de la campagne de 1984 pour les réservoirs de La Grande 2, Opinaca, La Grande 3 et Caniapiscou, pour La Grande Rivière en aval des ouvrages de La Grande 2 et les résultats des campagnes de 1981 et 1984 pour les rivières Eastmain et Opinaca. Les résultats sont comparés aux teneurs en mercure de base établies, soit pour les poissons récoltés dans les lacs et les rivières inventoriés avant les aménagements hydroélectriques, soit ceux provenant de secteurs témoins non perturbés par des modifications hydrologiques.

Outre les résultats provenant de la région des réservoirs Gouin et Dozois, inventoriés en 1985 et le milieu témoin du réservoir de Manic 5, les données provenant de la rivière Churchill au Labrador (Bruce *et al.*, 1979) sont incluses dans cette présentation, de même que les résultats de

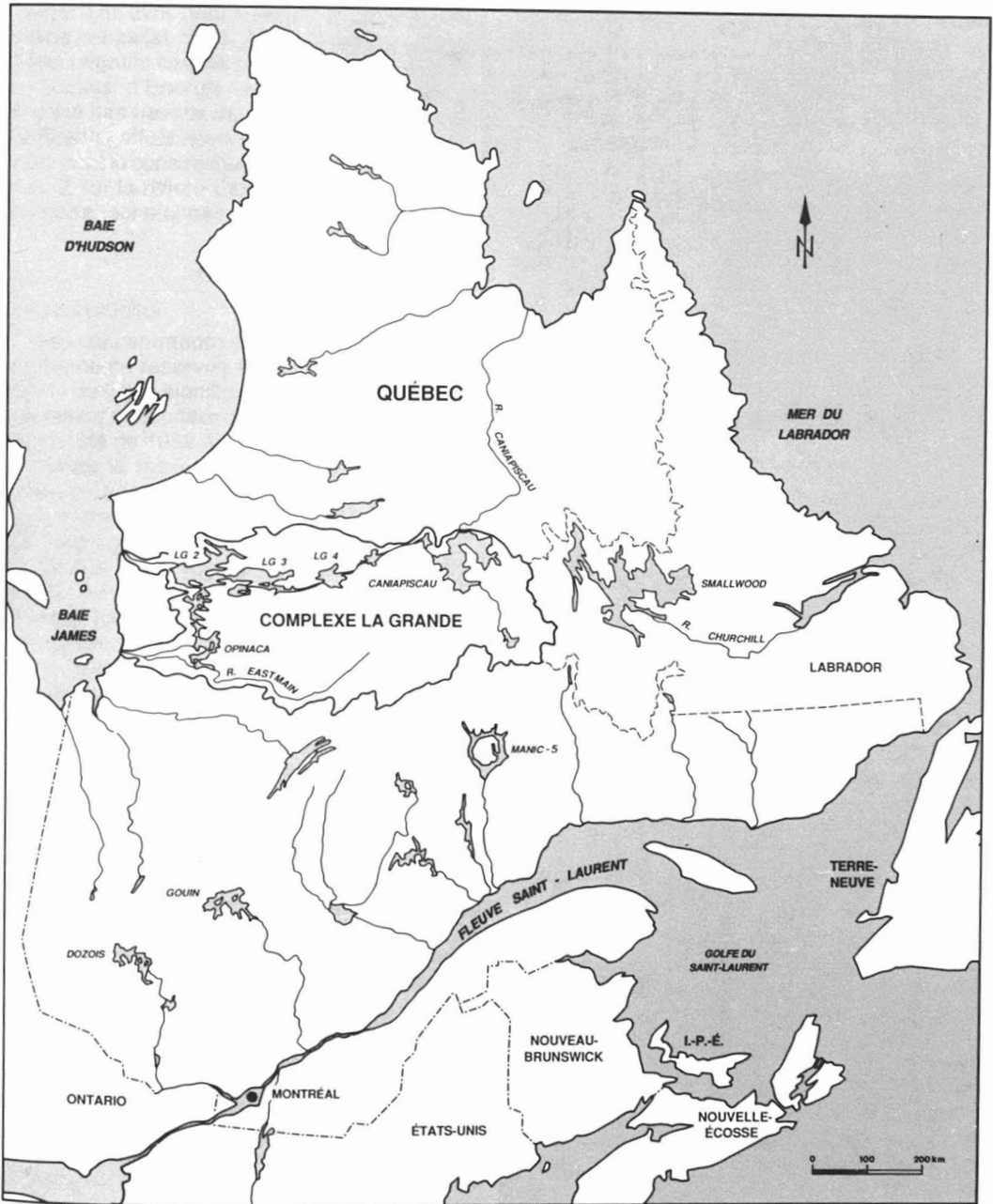


Figure 1. Localisation des réservoirs hydroélectriques étudiés.

Jones & Saint-Onge (1985) provenant du réservoir de Manic 5 en 1985 (fig. 1).

Les principales caractéristiques des réservoirs du Complexe La Grande et de quatre autres réservoirs de la péninsule Québec-Labrador apparaissent au tableau I. Pour les fins de cette étude, on considère l'âge d'un réservoir du Complexe La Grande à partir du premier été de mise en eau;

pour les autres réservoirs, l'âge correspond à la première année de mise en eau.

Dans le contexte de l'aménagement du Complexe La Grande, la création du réservoir Opinaca a nécessité le détournement d'un débit de $810 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ du bassin de drainage de la rivière Eastmain par la coupure de trois de ses rivières: la Petite rivière Opinaca en juillet 1979, la rivière

TABLEAU I
Principales caractéristiques des réservoirs du Complexe La Grande et de quatre autres
réservoirs de la péninsule Québec-Labrador

<i>Réservoirs</i>	<i>Marnage maximal (m)</i>	<i>Superficie terrestre inondée (A) (km²)</i>	<i>Superficie totale (B) (km²)</i>	<i>Rapport A/B</i>	<i>Temps de séjour moyen (mois)</i>	<i>Début de la mise en eau</i>	<i>Fin de la mise en eau</i>
La Grande 2	7,6	2629	2835	0,93	7,0	Novembre 1978	Novembre 1979
La Grande 3	12,2	2176	2420	0,90	11,1	Avril 1981	Août 1984
La Grande 4	11,0	699	785	0,91	4,9	Mars 1983	Décembre 1983
Opinaca	4,0	738	1040	0,71	3,8	Avril 1980	Novembre 1980
Caniapiscau	12,9	3432	4275	0,80	25,9	Octobre 1981	Juin 1984
Smallwood Lobstick	8,7	—	2200	≅0,5	—	Juillet 1971	1975
Manic 5	19,8	1582	1950	0,81	—	1966	1974
Dozois	9,2	200	320	0,63	—	1948	1949
Gouin	11,3	961	1502	0,64	—	1918	—

Opinaca en avril 1980 et la rivière Eastmain elle-même en juillet 1980. Afin d'atténuer certains effets négatifs causés par la réduction de débit, la Société d'Énergie de la Baie James et la Société des travaux de correction du Complexe La Grande effectuaient différents travaux correcteurs dont la construction de quatre seuils de retenue, 2 sur la rivière Eastmain et 2 sur la rivière Opinaca, échelonnée de 1981 à 1984.

Résultats

LES RÉSERVOIRS

Les concentrations en mercure chez le grand corégone du réservoir de La Grande 2 ont augmenté de façon significative en 1982, par rapport à la teneur mercurielle de base, et elles ont encore augmenté de 1982 à 1984, sixième été après le début de la mise en eau (tableau II). Pour un grand corégone de taille standard (400 mm), les concentrations moyennes sont passées de $0,13 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en milieu naturel à $0,52 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en 1982 et à $0,59 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en 1984. Ces chiffres suggèrent que la hausse a été relativement brusque (de l'ordre de $0,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) durant les quatre premières années après le début de la mise en eau du réservoir, mais que depuis elle est moins rapide (de l'ordre de $0,03 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$). De plus, chez les jeunes individus de moins de 300 mm, les droites de régression montrent qu'ils ont accumulé moins de mercure en 1984 qu'en 1982 (Messier *et al.*, 1985).

Chez le meunier rouge, l'augmentation du taux de mercure semble plus graduelle: pour un spécimen standard de 400 mm, la teneur en mercure est passée de $0,12 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ à $0,41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en 1982 puis à $0,66 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en 1984. Le taux d'augmentation moyen annuel a été de l'ordre de $0,09 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Pour un doré standard, le taux de mercure est passé de $0,80 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ avant la mise en eau à $2,96 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en 1984; le taux d'augmentation a été de l'ordre de $0,36 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Un taux d'augmentation similaire est remarqué chez le grand brochet dont la concentration en mercure est passée de $0,48 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ à $2,66 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en six ans chez un individu standard.

L'augmentation des taux de mercure chez les poissons du réservoir Opinaca s'est également poursuivie en 1984, durant le cinquième été après le début de la mise en eau (tableau II). Une hausse significative a été notée dès le deuxième été après le début de la mise en eau chez le doré (Boucher *et al.*, 1985). Pour un spécimen standard de 500 mm, la teneur mercurielle est passée d'un niveau de base de $0,80 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ à $1,43 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en 1981 et à $2,58 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en

1984; le taux d'augmentation a été de l'ordre de $0,36 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Les taux d'augmentation pour le grand corégone, le meunier rouge et le grand brochet ont été respectivement de l'ordre de $0,07 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, $0,12 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ et de $0,35 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$.

Les teneurs en mercure ont aussi augmenté durant les quatre premiers étés après le début de la mise en eau du réservoir de La Grande 3 (tableau II). Pour un grand corégone de taille standard, la concentration moyenne en mercure est passée de $0,10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ à $0,34 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, pour le meunier rouge, de $0,11 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ à $0,36 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et pour le doré, de $0,80 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ à $1,93 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; les taux annuels moyens d'augmentation étaient respectivement de $0,06 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, $0,06 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ et $0,28 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$.

Enfin, trois ans après le début de la mise en eau du réservoir Caniapiscou, les teneurs en mercure chez un grand corégone de taille standard sont passées de $0,10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ à $0,41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et chez le touladi, de $0,69 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ à $1,04 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, un taux annuel moyen d'augmentation de $0,10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ pour la première espèce et de $0,12 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ pour la seconde. Dans le cas du grand corégone, les droites de régression calculées indiquent que l'augmentation chez les jeunes individus de moins de 300 mm est particulièrement marquée, passant de $0,015 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ à $0,65 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, ce qui représente un taux annuel moyen d'augmentation de l'ordre de $0,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, soit le plus élevé enregistré chez cette espèce au Complexe La Grande (Messier *et al.*, 1985).

Dix-neuf ans après le début de la mise en eau du réservoir de Manic 5, les teneurs en mercure chez le grand corégone, le meunier rouge et le grand brochet sont significativement plus élevées que dans les lacs témoins de la région (tableau II); en 1985, les concentrations chez des spécimens de taille standard étaient respectivement de $0,37 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $0,37 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et $1,94 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Les poissons du réservoir Dozois, vieux de 37 ans, affichent également des teneurs en mercure légèrement plus élevées que celles d'un lac témoin (tableau II); en 1985, les concentrations en mercure chez le grand brochet ($1,45 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) sont comparables à celles des niveaux de base ($1,34 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), elles sont légèrement supérieures chez le doré ($1,77 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans le réservoir et $1,14 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans le lac témoin), mais elles sont nettement plus élevées chez le grand corégone ($0,29 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans le réservoir et $0,14 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans le lac témoin), quoique l'effectif de cet échantillon soit très petit. Enfin, dans le réservoir Gouin, l'ainé des réservoirs

Concentrations moyennes (mg • kg⁻¹) de mercure chez cinq espèces de poissons provenant de sept grands réservoirs québécois

Espèces	Âge du réservoir (ans)	Le Complexe La Grande						
		Caniapiscau	La Grande 3	Opinaca	La Grande 2	Manic 5 ¹	Dozois	Gouin
Grand corégone (400 mm)	Témoin	0,10*	0,10*	0,11*	0,13*	0,21*	0,14*	0,30*
	3	0,41*	—	—	0,48**	—	—	—
	4	—	0,34**	—	0,52*	—	—	—
	5	—	—	0,48**	—	—	—	—
	6	—	—	—	0,59*	—	—	—
	19	—	—	—	—	0,37*	—	—
	37	—	—	—	—	—	0,29**D	—
	67	—	—	—	—	—	—	0,27*
Meunier rouge (400 mm)	Témoin	—	0,11*	0,12*	0,12*	0,16*	—	0,16**
	3	—	—	—	—	—	—	—
	4	—	0,36**	—	0,41*	—	—	—
	5	—	—	0,73*	—	—	—	—
	6	—	—	—	0,66*	—	—	—
	19	—	—	—	—	0,37*	—	—
	37	—	—	—	—	—	—	0,16**
	67	—	—	—	—	—	—	—
Doré (500 mm)	Témoin	—	0,80*	0,80*	0,80*	—	1,14*	1,23*
	3	—	—	—	1,42*	—	—	—
	4	—	1,93*	—	2,21*	—	—	—
	5	—	—	2,58*	—	—	—	—
	6	—	—	—	2,86*	—	—	—
	19	—	—	—	—	—	—	—
	37	—	—	—	—	—	1,77*	—
	67	—	—	—	—	—	—	1,19*
Grand brochet (700 mm)	Témoin	—	—	0,52*	0,48*	1,23**	1,34*	1,22*
	3	—	—	—	—	—	—	—
	4	—	—	—	1,32*	—	—	—
	5	—	—	2,28*	—	—	—	—
	6	—	—	—	2,66*	—	—	—
	19	—	—	—	—	1,94*	—	—
	37	—	—	—	—	—	1,45*	—
	67	—	—	—	—	—	—	1,19*
Touladi (600 mm)	Témoin	0,69*	—	—	—	—	—	—
	3	1,04*	—	—	—	—	—	—

¹Données de Jones & Saint-Onge (1985)

* D'après les régressions linéaires; ** d'après les moyennes calculées pour cette classe de longueur ($\bar{X} \pm 50$ mm).

D: valeur douteuse, $n = 11$

voirs québécois (67 ans), les teneurs en mercure chez le grand corégone, le meunier rouge, le doré et le grand brochet sont tout à fait comparables à celles des lacs naturels adjacents (tableau II).

LES RIVIÈRES EN AVAL DES CENTRALES HYDROÉLECTRIQUES

Les concentrations en mercure chez les spécimens de grand corégone et de meunier rouge du secteur La Grande 2-La Grande 1, récoltés en 1984 sur une distance de 75 km en aval de la centrale de La Grande 2, sont au moins deux fois plus élevées que dans le réservoir de La Grande 2 (tableau III). Ainsi, les concentrations moyennes chez un grand corégone de taille standard sont de $1,37 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans La Grande Rivière par rapport à $0,59 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans le réservoir et celles du meunier rouge sont de $1,56 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ comparées à $0,66 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans le réservoir. Une augmentation de la teneur en mercure chez les spécimens du secteur aval est aussi notée chez la lotte, dont la concentration moyenne est de $2,39 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans le réservoir et de $3,64 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en aval de la centrale. Toutefois, les teneurs en mercure chez le grand brochet ne diffèrent pas dans ces deux milieux (tableau III).

Plus en aval, dans le secteur estuarien, les concentrations moyennes en mercure chez le grand corégone ($0,48 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) et le meunier rouge ($0,54 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) sont inférieures à celles rencontrées dans le réservoir mais supérieures à celles des milieux témoins (tableau III). Pour l'omble de fontaine, toutefois, la teneur en mercure des spécimens récoltés dans l'estuaire ($3,15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) est similaire à celle des individus pêchés en amont du site de La Grande 1 ($3,44 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Six ans après le début de la mise en eau du réservoir Smallwood au Labrador, les concentrations en mercure chez le grand corégone, le meunier rouge et le grand brochet de la rivière Churchill en aval de la centrale de Churchill Falls sont également plus élevées que celles rencontrées dans la section Lobstick du réservoir (tableau III). À la sortie du canal de fuite, les teneurs sont au moins deux fois plus élevées chez le grand corégone ($1,02 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) et le meunier rouge ($1,36 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) que celles du réservoir ($0,47 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et $0,43 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ respectivement), et les concentrations diminuent au fur et à mesure qu'on s'éloigne de la centrale. Ainsi, au lac Gull, un élargissement de la rivière Churchill, les concentrations en mercure chez le grand corégone et le meunier rouge sont inférieures à celles du réservoir, respectivement de $0,29 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et $0,32 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Dans le cas du grand brochet, les tendances sont les mêmes mais la hausse du mercure à la sortie du canal de fuite

($1,86 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) par rapport au réservoir ($1,27 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) n'est pas aussi marquée; plus en aval, au lac Gull, la concentration est de $1,00 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Enfin, dans le secteur estuarien, les concentrations en mercure sont légèrement supérieures à celles du secteur témoin chez le meunier rouge ($0,28 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) et le grand brochet ($0,45 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Les concentrations en mercure dans la chair des ombles de fontaine sont du même ordre à la sortie du canal de fuite ($0,85 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) et dans l'estuaire ($0,78 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

LES RIVIÈRES EASTMAIN ET OPINACA EN AVAL DE LEURS POINTS DE COUPEURE

En 1984, on remarque une hausse significative de la concentration en mercure chez le grand corégone dans le secteur contrôlé par le seuil 3 de la rivière Eastmain et le secteur contrôlé par le seuil 8 de la rivière Opinaca (tableau IV). Par rapport au niveau des secteurs témoins ($0,11$ à $0,15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), un grand corégone de 400 mm a maintenant une concentration de $0,24 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de mercure dans le bief de la rivière Eastmain et $0,19 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans celui de la rivière Opinaca. La hausse ne s'est pas fait sentir dans l'estuaire et le secteur 9 de la rivière Opinaca.

Par rapport à la concentration en mercure de base ($0,40 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), on note également une légère hausse de la concentration en mercure chez le grand brochet ($0,89 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) du secteur 3 de la rivière Eastmain, mais dans le secteur 1 de la rivière Eastmain ($0,69 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) et dans le secteur 9 de la rivière Opinaca ($0,58 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), les concentrations en mercure sont demeurées semblables (tableau IV). Cependant, ces concentrations sont inférieures à celle d'un lac témoin de la région d'Eastmain qui était de $1,20 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en 1984 pour un spécimen de 700 mm de longueur (Messier *et al.*, 1985).

Il en est de même pour l'esturgeon de lac (tableau IV): la concentration en mercure chez les individus provenant, en 1984, du secteur 3 de la rivière Eastmain ($0,53 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) est plus élevée que celle de spécimens provenant des secteurs témoins ($0,15$ à $0,29 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) tandis qu'elles sont du même ordre de grandeur dans le secteur 1 de la rivière Eastmain et les secteurs 8 et 9 de la rivière Opinaca. Enfin, la concentration en mercure dans la chair du doré de l'estuaire ($0,53 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) est inférieure au niveau de base des secteurs témoins ($0,74$ à $1,69 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Discussion

Les études de Bodaly *et al.* (1984) et de Boucher *et al.* (1985) ont montré que l'augmentation

TABLEAU III

Concentrations moyennes ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) de mercure chez cinq espèces de poissons dans La Grande Rivière et la rivière Churchill (Labrador) ainsi que dans deux élargissements et en aval de leur centrale hydroélectrique

Espèces	La Grande Rivière en 1984				Rivière Churchill en 1977 ¹					
	Témoin	Réservoir LG 2 km 112	LG 2-LG 1 km 110-37	Estuaire LG 1 embouchure km 10	Témoin	Réservoir Lobstick	Canal de fuite km 300	Lac Winokapau km 190	Lac Gull km 90	Estuaire Goose Bay km 40-0
Grand corégone (400 mm)	0,13*	0,59*	1,37*	0,48**	0,14*	0,47*	1,02*	1,14*	0,29*	
Meunier rouge (400 mm)	0,12*	0,66*	1,56*	0,54*	0,20**	0,43*	1,36*	0,83**	0,32*	0,28*
Grand brochet (700 mm)	0,48*	2,66*	2,33**	—	0,43*	1,27*	1,86*	1,5 **	1,00*	0,45*
Ombre de fontaine (400 mm)	0,1***	—	3,44**	3,15*	—	—	0,85*	—	—	0,78*
Lotte (500 mm)	0,5***	2,39*	3,64*	—	—	—	—	—	—	—

¹Données de Bruce *et al.* (1979)

* D'après les régressions linéaires

** D'après les moyennes calculées pour cette classe d'âge ($\bar{X} \pm 50$ mm)

*** D'après Penn (1978)

TABLEAU IV

Concentrations moyennes (mg • kg⁻¹) de mercure chez quatre espèces de poissons dans les rivières Eastmain et Opinaca en aval de leurs points de coupure

Espèces	Année	Estuaire (km 0-30)	Témoïn	Rivière Eastmain		Rivière Opinaca	
				Secteur 1 (km 30-38)	Secteur 3 (km 76-110)	Secteur 8 (km 98-112)	Secteur 9 (km 112-146)
Grand corégone (400 mm)	1980	—	0,11*	—	—	—	—
	1981	—	—	—	0,18**	0,10**	—
	1984	0,12**	0,15*	—	0,24*	0,19*	0,13*
Grand brochet (700 mm)	1980	—	0,40*	—	—	—	—
	1981	—	—	—	0,67*	—	—
	1984	—	1,20*	0,69*	0,89*	—	0,58*
Esturgeon de lac (700 mm)	1980	—	0,15 à 0,29*	—	—	—	—
	1981	—	—	—	0,45**	0,16**	—
	1984	—	—	0,32*	0,53*	0,24**	0,17*
Doré (500 mm)	1980	—	0,74*	—	—	—	—
	1981	—	—	—	—	—	—
	1984	0,53**	1,69*	—	—	—	—

* D'après les régressions linéaires

** D'après les moyennes calculées pour cette classe de longueur ($\bar{X} \pm 50$ mm)

du mercure chez les poissons des réservoirs résultait de l'augmentation de la méthylation bactérienne des sols et de la végétation submergée. Le mercure retrouvé dans la chair des poissons est principalement composé de méthyle de mercure, dans des proportions de 70 à 80 % du mercure total (Jones *et al.*, 1986).

La diminution de l'oxygène dissous, particulièrement en hiver, est un bon indice de la décomposition des matières organiques submergées. Ce phénomène est influencé par la superficie des sols submergés, la densité de la végétation inondée, le temps de renouvellement des eaux et le pH. La diminution de l'oxygène dissous serait donc un bon indice de l'augmentation de la méthylation bactérienne et de la disponibilité du mercure pour les poissons. Schetagne & Roy (1985) indiquent que le maximum de la déficience en oxygène dissous a été atteint à la fin de la période avec couverture de glace suivant la deuxième année après le début de la mise en eau des réservoirs de La Grande 2 et Opinaca. La décomposition des matières organiques a démarré plus rapidement au réservoir Opinaca qu'au réservoir de La Grande 2 (Schetagne & Roy, 1985), en raison surtout de la plus grande densité de la végétation submergée, d'un temps d'inondation plus court, d'une inondation qui a eu cours surtout durant la période estivale, et du volume plus petit du réservoir; cependant, le rapport de la superficie terrestre inondée à la superficie totale est plus faible.

Le remplissage des réservoirs de La Grande 3 et Caniapiscou s'est étalé sur plus de 32 mois. Commencée en avril 1981, la mise en eau du réservoir de La Grande 3 n'a été complétée qu'en août 1984; en raison de problèmes techniques, le niveau du réservoir a été maintenu à environ 3 m plus bas que le niveau maximal normal d'octobre 1982 à novembre 1983. Le remplissage du réservoir Caniapiscou a débuté en octobre 1981 et s'est prolongé jusqu'en septembre 1984, en raison de la vaste superficie de ce plan d'eau. Pour ces deux réservoirs, nous ne possédons pas de données sur le maximum de déficience en oxygène.

La méthylation bactérienne serait donc très active durant les premières années de mise en eau, puis elle diminuerait. Les résultats de l'évolution du mercure dans la chair des poissons au Complexe La Grande indiquent que l'augmentation de la concentration en mercure chez les espèces non prédatrices est très rapide durant les quatre premières années de mise en eau, puis qu'elle ralentit; chez les espèces prédatrices, l'augmentation se continue plus longtemps. Le grand corégone a connu des taux d'augmentation supé-

rieurs à $0,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ durant les premières années de mise en eau aux réservoirs Caniapiscou et de La Grande 2 mais ce taux est de l'ordre de $0,03 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ depuis 1982 au réservoir de La Grande 2. Pour le doré et le grand brochet, le taux d'augmentation dans les réservoirs de La Grande 2, Opinaca et de La Grande 3 est de l'ordre de $0,36 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Puisque les poissons non piscivores sont plus près des premiers maillons de la chaîne alimentaire, ils capteraient plus rapidement le mercure disponible que les piscivores et l'élimineraient aussi plus rapidement. Il s'ensuit que les maximums des concentrations en mercure chez les poissons piscivores surviendraient quelques années après ceux des non piscivores. Six ans après la mise en eau du réservoir de La Grande 2, on constate que la hausse de la concentration en mercure chez le grand corégone tend à se stabiliser alors qu'elle se poursuit chez les espèces prédatrices comme le grand brochet et le doré, et particulièrement chez les spécimens de grande taille.

Au nord du Manitoba, Strange (1985) mentionne que le maximum d'augmentation du mercure dans la chair des grands corégones a eu lieu deux ans après le début de la mise en eau des réservoirs mais que chez le grand brochet et le doré, le maximum a probablement été atteint après cinq ou six ans. De plus, les concentrations chez le grand corégone et le doré sont plus élevées au réservoir Issett qu'au réservoir Southern Indian Lake, en raison d'une inondation plus importante au réservoir Issett. Il semble donc que l'intensité de la méthylation bactérienne durant les premières années de mise en eau des réservoirs, qui est elle-même liée au rythme de décomposition de la végétation et des sols submergés, soit le facteur déterminant des concentrations en mercure atteintes chez les poissons.

Les concentrations en mercure dans l'eau des réservoirs sont généralement inférieures au seuil de détection, autant à Southern Indian Lake (Bodaly *et al.*, 1984) qu'au Complexe La Grande. Bien que la méthylation puisse survenir dans la colonne d'eau ou à la surface des branchies (Rudd *et al.*, 1983), il est peu probable que le transfert par la respiration puisse expliquer la forte hausse des concentrations en mercure chez les poissons des réservoirs. En effet, pour conserver une concentration en mercure de $2,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, un grand brochet de 700 mm qui gagnerait $0,5 \text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$ devrait capter pendant un an 10 fois plus de mercure que l'apport calculé par voie branchiale, au taux de ventilation de $12 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ d'eau à concentration en mercure de $0,01 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Le transfert du mercure dans les poissons s'effectuerait donc surtout par l'ingestion des proies.

Les données récoltées et analysées dans d'autres réservoirs du Bouclier canadien, dont l'âge varie de 4 à 67 ans, permettent d'affirmer que l'augmentation de la bioaccumulation du mercure dans les chairs des poissons est un phénomène consécutif à la formation de tout réservoir. Chez les espèces non prédatrices, le maximum d'augmentation du taux de mercure peut survenir deux ans après la création du réservoir (Strange, 1985), ou après cinq ou sept ans, comme au Complexe La Grande. Chez les espèces prédatrices, les taux d'augmentation sont plus prononcés que chez les non prédatrices et les maximums sont atteints après cinq ou sept ans et même plus. Quoique les données soient variables et fragmentaires, il semble qu'une lente diminution des concentrations en mercure s'opérerait pendant quelque vingt ou trente ans si toutefois les données du réservoir Dozois sont exactes. Cependant, la stabilisation après quelque vingt ans est plus plausible, comme en font foi les tendances décelées au réservoir Southern Indian Lake (Strange, 1985).

Il est possible que les teneurs en mercure atteintes dans les réservoirs soient, à leur niveau de stabilisation, légèrement supérieures à celles des lacs avoisinants. En effet, bien que le processus de méthylation s'effectue surtout durant les premières années après le début de la mise en eau, les réservoirs demeurent néanmoins des milieux généralement plus productifs que les lacs naturels et la production d'une plus grande biomasse accroît la décomposition bactérienne et la libération du méthylmercure (Rudd & Turner, 1983). De plus, il est possible que les grandes variations du niveau de l'eau dans certains réservoirs puissent amplifier les processus locaux de méthylation sur les sols organiques alternativement émergés et submergés; c'est probablement le cas du réservoir de Manic 5 qui a connu une lente mise en eau (huit ans) et dont le marnage maximal est de 20 mètres.

En aval des ouvrages d'ingénierie (centrale, évacuateur de crues, ouvrage de contrôle), les poissons peuvent présenter les mêmes teneurs en mercure que celles observées dans le réservoir; c'est le cas pour le grand brochet de La Grande Rivière. Cependant, il peut arriver que des espèces non prédatrices comme le grand corégone montrent des concentrations en mercure de deux à trois fois supérieures à celles des poissons du réservoir, comme l'indiquent les résultats provenant de La Grande Rivière et de la rivière Churchill au Labrador. Selon l'hypothèse la plus plausible, ces espèces profiteraient de la présence exceptionnelle de proies faciles à capturer pour devenir de véritables prédateurs et accuseraient par la suite des concentrations anor-

malement élevées. Ainsi, en aval de la centrale de La Grande 2, les concentrations en mercure rencontrées chez le grand corégone laissent supposer que les grands corégonides de 400 mm avaient un régime s'approchant beaucoup de celui du grand brochet; ils ont dû consommer abondamment les petits ciscos de lac qui dévalent à cette centrale. Il serait possible que les lotes complètent leur régime par l'ingestion de morceaux de gros poissons déchiquetés dans les turbines; elles passeraient alors au rang de «super-prédateurs» et les teneurs en mercure de leurs chairs seraient plus élevées que dans le réservoir en amont.

Plus en aval, les concentrations en mercure chez les poissons diminuent progressivement jusqu'à l'estuaire. Les résultats provenant de La Grande Rivière, de la rivière Churchill au Labrador et de la rivière Manicouagan (Gendron & Leclerc, 1985) indiquent que les concentrations en mercure des poissons d'estuaire sont inférieures à celles des réservoirs mais légèrement supérieures à celles des secteurs témoins dans ces estuaires. On rencontre souvent des populations de grand corégone, de cisco de lac et d'omble de fontaine semi-anadromes. À La Grande Rivière, une partie de ces populations effectue des migrations en mer durant l'été, mais tous les individus séjournent en eau douce durant l'hiver. Les pêches ayant été effectuées généralement de juin à octobre, il n'a pas été possible de distinguer les individus migrants des résidents.

La réduction du débit des rivières Eastmain et Opinaca n'a pas entraîné de hausse de la teneur en mercure chez les poissons. Bien que la coupure des rivières Eastmain et Opinaca ait provoqué une érosion importante des rives silto-argileuses, la légère augmentation de la teneur en mercure observée serait plutôt consécutive à l'érection de seuils en certains secteurs de ces rivières et à l'ajustement à un niveau régional plus élevé que dans l'ensemble du bassin de la rivière Eastmain. Le rehaussement du plan d'eau au niveau équivalent, et même légèrement supérieur, à celui existant avant le détournement des rivières a entraîné la submersion des espèces végétales qui avaient pu s'implanter sur la rive durant la période d'exondation. L'accentuation des phénomènes de décomposition a certainement contribué à l'augmentation de l'activité bactérienne et, conséquemment, à une méthylation accrue des formes mercurielles dans certains biefs contrôlés par des seuils.

Remerciements

Ce travail est le fruit de la collaboration de plusieurs personnes ayant participé à la collecte des poissons,

aux analyses et au traitement mathématique et à la compilation des résultats; nous tenons à leur exprimer notre gratitude, et particulièrement à M. Roger Lemire. Nos remerciements s'adressent également à M. Étienne Magnin, professeur au Département de sciences biologiques de l'Université de Montréal, pour ses précieux conseils et suggestions. Cette étude a été entièrement financée par la Société d'Énergie de la Baie James.

Références

- ABERNATHY, A. R. & P. M. CUMBIE, 1977. Mercury accumulation by largemouth bass (*Micropterus salmoides*) in recently impounded reservoirs. — Bull. envir. Contam. Toxicol., 17: 595-602.
- BACHAND, C. A., 1977. Les toxiques sur le Complexe La Grande. — Direction de l'environnement, SEBJ, Montréal, 108 p.
- BODALY, R. A., R. E. HECKY & R. J. P. FUDGE, 1984. Increases in fish mercury levels in lakes flooded by the Churchill River diversion, northern Manitoba. — Can. J. Fish. aquat. Sci., 41: 682-691.
- BOUCHER, R., R. SCHETAGNE & É. MAGNIN, 1985. Teneur en mercure des poissons des réservoirs La Grande 2 et Opinaca (Québec, Canada) avant et après la mise en eau. — Rev. fr. Sci. Eau, 4: 193-206.
- BRUCE, W. J. & K. D. SPENCER, 1979. Mercury levels in Labrador fish, 1977-78. — Can. Ind. Rep. Fish. aquat. Sci., no. 111, 12 p.
- BRUCE, W. J., K. D. SPENCER & E. ARSENAULT, 1979. Mercury content data for Labrador fishes, 1977-78. — Fish. mar. Serv. Data Rep., no. 142, 263 p.
- COX, J. A., J. CARNAHAN, J. DINUNZIO, J. MCOY & J. MEISTER, 1979. Source of mercury in fish in new impoundments. — Bull. envir. Contam. Toxicol., 23: 779-783.
- GENDRON, M. & P. LECLERC, 1985. Étude de la contamination par le mercure des poissons des réservoirs Outardes 2, Manic 1 et Manic 2. — Rapport à la Direction de l'environnement, Hydro-Québec (Montréal), Groupe de recherche Seeq Ltée, 37 p.
- JONES, H. G. & J. SAINT-ONGE, 1985. Inventaire physico-chimique et ichtyologique des eaux du réservoir Manicouagan-5 (Québec). — Rapport à la Direction de l'environnement, Hydro-Québec (Montréal), INRS-Eau, 110 p.
- JONES, M. L., G. L. CUNNINGHAM, D. R. MARMOREK, P. M. STOKES, C. WREN & D. DE GRAFF, 1986. Mercury release in hydroelectric reservoirs. — Report for the Canadian Electrical Association, Montréal, 156 p.
- MAGNIN, É., 1977. Écologie des eaux douces du territoire de la Baie James. — Service Environnement, SEBJ, Montréal, 454 p.
- MESSIER, D., D. ROY & R. LEMIRE, 1985. Réseau de surveillance écologique du Complexe La Grande 1978-1984. Évolution du mercure dans la chair des poissons. — Direction Ingénierie et Environnement, SEBJ, Montréal, 170 p.
- PENN, A. F., 1978. The distribution of mercury and certain heavy metals in major fish species from northern Québec. A report on the screening program for mercury in fish: Mistassini and Waswanipi regions, Northwestern Québec, Summer 1976. — Prepared for Fisheries and Environment Canada, 395 p.
- POTTER, L., D. KIDD & D. STRANDIFORD, 1975. Mercury levels in Lake Powell. Bioamplification of mercury in made-man desert reservoir. — Envir. Sci. Tech., 9: 41-46.
- RUDD, J. W. M. & M. A. TURNER, 1983. The English-Wabigoon River system: V. Mercury and selenium bioaccumulation as a function of aquatic primary productivity. — Can. J. Fish. aquat. Sci., 40: 2251-2259.
- RUDD, J. W. M., M. A. TURNER, A. FURUTANI, A. L. SWICK & B. E. TOWNSEND, 1983. The English-Wabigoon River system: I. A synthesis of recent research with a view towards mercury amelioration. — Can. J. Fish. aquat. Sci., 40: 2206-2217.
- SCHETAGNE, R. & D. ROY, 1985. Réseau de surveillance écologique du Complexe La Grande 1977-1984. Physico-chimie et pigments chlorophylliens. — Direction Ingénierie et Environnement, SEBJ, Montréal, 137 p.
- SMITH, E. C., F. BERKES & J. A. SPENCE, 1975. Mercury levels in the La Grande River area, northern Québec. — Bull. envir. Contam. Toxicol., 13: 673-677.
- STRANGE, N. E., 1985. The effect of the Churchill River diversion on muscle mercury concentrations in fish from Southern Indian Lake and Issett Lake, northern Manitoba. — Report prepared for Dep. Fisheries and Oceans (Winnipeg), North-South Consultants Inc. (Winnipeg), 38 p.

FLUCTUATIONS DU ZOOPLANCTON DANS LE RÉSERVOIR LG-2 (BAIE JAMES, QUÉBEC): RELATION AVEC LA QUALITÉ PHYSICO-CHIMIQUE ET TROPHIQUE DES EAUX

G. MÉTHOT et B. PINEL-ALLOUL

Centre de recherches écologiques de Montréal
Université de Montréal, C.P. 6128, Succ. A.
Montréal (Québec) H3C 3J7

Résumé

Dans le cadre du programme de surveillance écologique du complexe La Grande (baie James, Québec), mis en marche en août 1977 par la Société d'Énergie de la Baie James, nous avons suivi les fluctuations des conditions abiotiques et biotiques des milieux lotiques et lacustres soumis aux aménagements hydro-électriques. La variabilité temporelle de la densité et de la biomasse du zooplancton est étudiée par rapport à la variabilité des conditions trophiques, physico-chimiques et hydrologiques dans un lac témoin, un lac inondé et une rivière inondée durant les phases de mise en eau et d'opération du réservoir LG-2 (1978-1984). Pour l'ensemble des stations, les paramètres corrélés significativement avec l'une ou l'autre des variables zooplanctoniques sont le carbone organique total [-], la chlorophylle *a* [+], la silice [-] et la température [+]. Aux stations de lacs (naturel et inondé), le développement du zooplancton est lié principalement à la température et à la chlorophylle *a*, tandis que dans la station de rivière inondée, il est lié au temps de séjour des eaux et aux phéopigments.

Abstract

From 1977 to 1984, limnological investigations were carried out in the La Grande River (Baie James, Québec) basin by the *Société d'Énergie de la Baie James*. This seven-year survey of the chemical and biological variables of lakes and rivers covered the periods before, during and after impoundment. Zooplankton dynamics was studied in relation to variations in the trophic, chemical and hydrologic parameters in a natural lake and in two impounded stations (a lake and a river). At all stations, correlations were observed between most zooplanktonic variables and total organic carbon [-], chlorophyll *a* [+], silice [-] and temperature [+]. The factors most strongly related to zooplankton development are temperature and chlorophyll *a* at lake stations and water renewal time and pheopigments at the river station.

Introduction

Sur le territoire de la baie James, plusieurs travaux ont décrit les communautés de zooplancton dans les écosystèmes aquatiques naturels (tourbières, lacs, rivières) (Pinel-Alloul & Magnin, 1978; Pinel-Alloul, 1979; Pinel-Alloul *et al.*, 1979) et dans les réservoirs (Pinel-Alloul *et al.*, 1982a, b; Pinel-Alloul & Méthot, 1984a). À part une analyse des effets de la mise en eau des réservoirs sur le seston grossier et la biomasse de zooplancton dans les lacs et rivières inondés (Pinel-Alloul & Méthot, 1984b) et un rapport-synthèse sur les fluctuations de la qualité de l'eau (Sche-

tagne & Roy, 1985) et celles du zooplancton (Roy, 1985) pendant les années d'opération des réservoirs, peu d'études traitant des relations entre les composantes du zooplancton et les facteurs du milieu ont été réalisées durant la mise en eau des réservoirs. La plupart des relations empiriques établies jusqu'à maintenant, dans les lacs naturels et des réservoirs, concernent le phytoplancton (chlorophylle *a*) et le phosphore (Dillon & Rigler, 1974; Kirchner & Dillon, 1975; Vollenweider, 1975, 1976; Jones-Bachman, 1976). Certains des modèles développés pour les lacs ont été testés dans des réservoirs (Mueller, 1982; Hoyer & Jones, 1983). Brylinsky & Mann (1973), Makare-

wicz & Likens (1979) et McCauley & Kalff (1981) se sont également intéressés aux relations entre les biomasses de zooplancton et de phytoplancton. Mais, à notre connaissance, aucun modèle empirique n'a été proposé afin de relier les variations du zooplancton à celles des variables du milieu, durant l'implantation d'un réservoir. Dans cette étude, nous avons voulu (1) décrire les fluctuations temporelles du zooplancton dans deux stations représentatives du réservoir LG-2 et dans un lac témoin et (2) observer si ces fluctuations peuvent être expliquées à l'aide de certains paramètres de la qualité de l'eau. Dans ce but, la densité et la biomasse de zooplancton sont mises en relation avec les paramètres hydrologiques ou physico-chimiques de l'eau.

Milieu d'étude

Le complexe La Grande, sur la côte est de la baie James (49°55'N., 69°78'O.) comprend, entre autres, le réservoir LG-2 dont les caractéristiques hydrologiques et morphométriques ont été précédemment décrites (Pinel-Alloul & Méthot, 1984 a, b). Parmi les dix stations d'échantillonnage du réseau de surveillance de la Société d'Énergie de la Baie James (S.E.B.J.), trois stations ont été choisies comme représentatives des patrons de variations temporelles du zooplancton (Méthot, 1986). La station SB 400,

du lac témoin Detcheverry situé au sud-ouest du réservoir LG-2, représente une station de référence de lac à l'état naturel. La station G2 403, du lac Béréziuk (inondé en juin 1979), représente le patron observé dans les stations d'origine lacustre où une augmentation du zooplancton se produit deux ans après la mise en eau. La station G2 400 ou LG-2 amont (fig. 1) de la rivière La Grande (inondée en juillet 1978) représente le patron de variations où l'augmentation du zooplancton n'est décelée qu'au cours de l'année qui suit la mise en eau (Méthot, 1986).

Matériel et méthodes

L'échantillonnage s'étend sur 7 ans (mai-octobre de 1978 à 1984) et comprend une année à l'état naturel, l'année de remplissage et les cinq premières années d'opération du réservoir. Les méthodes d'échantillonnage, d'analyse du zooplancton et de mesures des variables physico-chimiques sont décrites dans Pinel-Alloul & Méthot (1984a). Les données hydrologiques telles que le débit total et le temps de séjour des eaux nous ont été fournies par la Société d'Énergie de la Baie James. La liste des paramètres retenus dans cette étude est présentée au tableau I.

Lors du traitement des données, nous avons postulé l'indépendance des données biologiques et physico-chimiques entre les échantillons

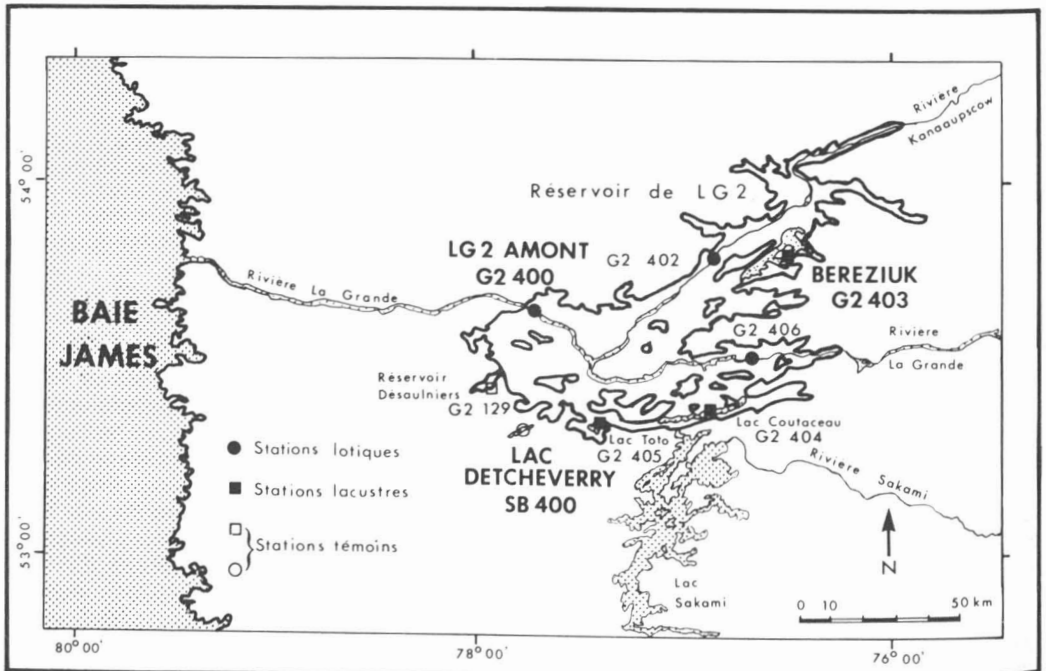


Figure 1. Localisation des stations d'échantillonnage.

recueillis à chacune des dates puisque, d'une part, l'emplacement du site d'échantillonnage, et d'autre part, la masse d'eau échantillonnée sont variables dans le temps. La valeur de certains paramètres physico-chimiques ou hydrologiques, pour expliquer la variation temporelle des communautés de zooplancton, a été évaluée pour un lac naturel (Detcheverry: SB 400), un lac inondé (Béréziuk: G2 403) et une rivière inondée (LG-2 amont: G2 400). Tout d'abord, les variables physico-chimiques ou hydrologiques ont été mises en corrélation (r de Spearman) avec celles du zooplancton. Ensuite, les variables du milieu corrélées significativement à celles du zooplancton ont été retenues pour l'analyse de régression multiple par étape, après normalisation par la transformation ($\ln x + 1$). L'azote ammoniacal, les chlorures, les nitrates-nitrites et les sulfates, dont les mesures se situaient sous le seuil de détection ou comportaient trop de valeurs manquantes, n'ont pas été considérés dans l'analyse.

Résultats

FLUCTUATIONS DU ZOOPLANCTON

La densité totale du zooplancton varie de 982 à 43 340 ind. $\cdot m^{-3}$ au lac témoin Detcheverry,

de 884 à 332 654 ind. $\cdot m^{-3}$ au lac Béréziuk, inondé en juin 1979, et de 63 à 92 480 ind. $\cdot m^{-3}$ à la station LG-2 amont, inondée en juillet 1978 (fig. 2). Généralement, les maximums de densité se produisent plus tôt dans la saison au lac témoin (fin juin - fin juillet) qu'aux stations inondées (juillet-septembre). Dès l'année qui suit la mise en eau, l'accroissement du zooplancton aux stations inondées est d'environ 6 fois sa densité initiale. En général, les nauplii de copépodes sont importants en juin et en octobre tandis que les rotifères dominent nettement pendant le reste de la saison. Aux stations inondées, les rotifères accroissent leur densité au détriment des copépodes calanoïdes. À partir de 1982, la structure des communautés aux stations inondées se rapproche de celle du lac témoin (fig. 2).

La biomasse totale du zooplancton varie de 0,8 à 64 mg $\cdot m^{-3}$ au lac témoin Detcheverry, de 0,5 à 195 mg $\cdot m^{-3}$ à la station du lac Béréziuk et de 0,001 à 48 mg $\cdot m^{-3}$ à la station LG-2 amont (fig. 3). Les biomasses maximales sont atteintes plus tôt durant l'été au lac témoin (mi-juillet à fin juillet) et plus tard au lac Béréziuk (fin juillet-fin août), tandis qu'à LG-2 amont, plusieurs accroissements de la biomasse sont notés (août ou septembre) au cours de l'été. Un an ou deux ans après leur mise en eau, la production en biomasse

TABLEAU I

Liste des variables du zooplancton et des variables physico-chimiques ou hydrologiques retenues dans l'étude

<i>Variables du zooplancton</i>	<i>Variables physico-chimiques ou hydrologiques</i>
Densité du zooplancton total (DZOO) (no. ind. $\cdot m^{-3}$)	Carbone organique total (COT) (mg $\cdot L^{-1}$)
Densité des rotifères (DRO) (no. ind. $\cdot m^{-3}$)	Carbone inorganique total (CIT) (mg $\cdot L^{-1}$)
Densité des cladocères (DCL) (no. ind. $\cdot m^{-3}$)	Azote ammoniacal (NH ₄) (mg $\cdot L^{-1}$)
Densité des nauplii de copépodes (DNA) (no. ind. $\cdot m^{-3}$)	Azote Kjeldahl (Nk) (mg $\cdot L^{-1}$)
Densité des copépodes calanoïdes (DCA) (no. ind. $\cdot m^{-3}$)	Bicarbonates (HCO ₃) (mg $\cdot L^{-1}$)
Densité des copépodes cyclopoïdes (DCY) (no. ind. $\cdot m^{-3}$)	Chlorures (Cl) (mg $\cdot L^{-1}$)
Biomasse du zooplancton total (BZOO) (mg $\cdot m^{-3}$)	Nitrates-nitrites (NO _x) (mg $\cdot L^{-1}$)
Biomasse des rotifères (BRO) (mg $\cdot m^{-3}$)	Silice (Si) (mg $\cdot L^{-1}$)
Biomasse des cladocères (BCL) (mg $\cdot m^{-3}$)	Sulfates (SO ₄) (mg $\cdot L^{-1}$)
Biomasse des nauplii de copépodes (BNA) (mg $\cdot m^{-3}$)	Chlorophylle a (Chlor a) ($\mu g \cdot L^{-1}$)
Biomasse des copépodes calanoïdes (BCA) (mg $\cdot m^{-3}$)	Phéopigments (Phéo) ($\mu g \cdot L^{-1}$)
Biomasse des copépodes cyclopoïdes (BCY) (mg $\cdot m^{-3}$)	Phosphore total (Pt) ($\mu g \cdot L^{-1}$)
	Conductivité (Cond) ($\mu s \cdot cm^{-1}$)
	Pourcentage en oxygène dissous (PO ₂) (%)
	Température (T) (°C)
	Transparence (Secchi) (mètre)
	Turbidité (Turb) (U.T.N.)
	pH
	Rapport carbone-azote (C/Nk)
	Rapport phéopigments-chlorophylle a (Phéo/Chlor a)
	* Débit (débit) (m ³ $\cdot s^{-1}$)
	* Temps de séjour des eaux (Temps) (jours)

* À la station LG-2 amont (G2 400)

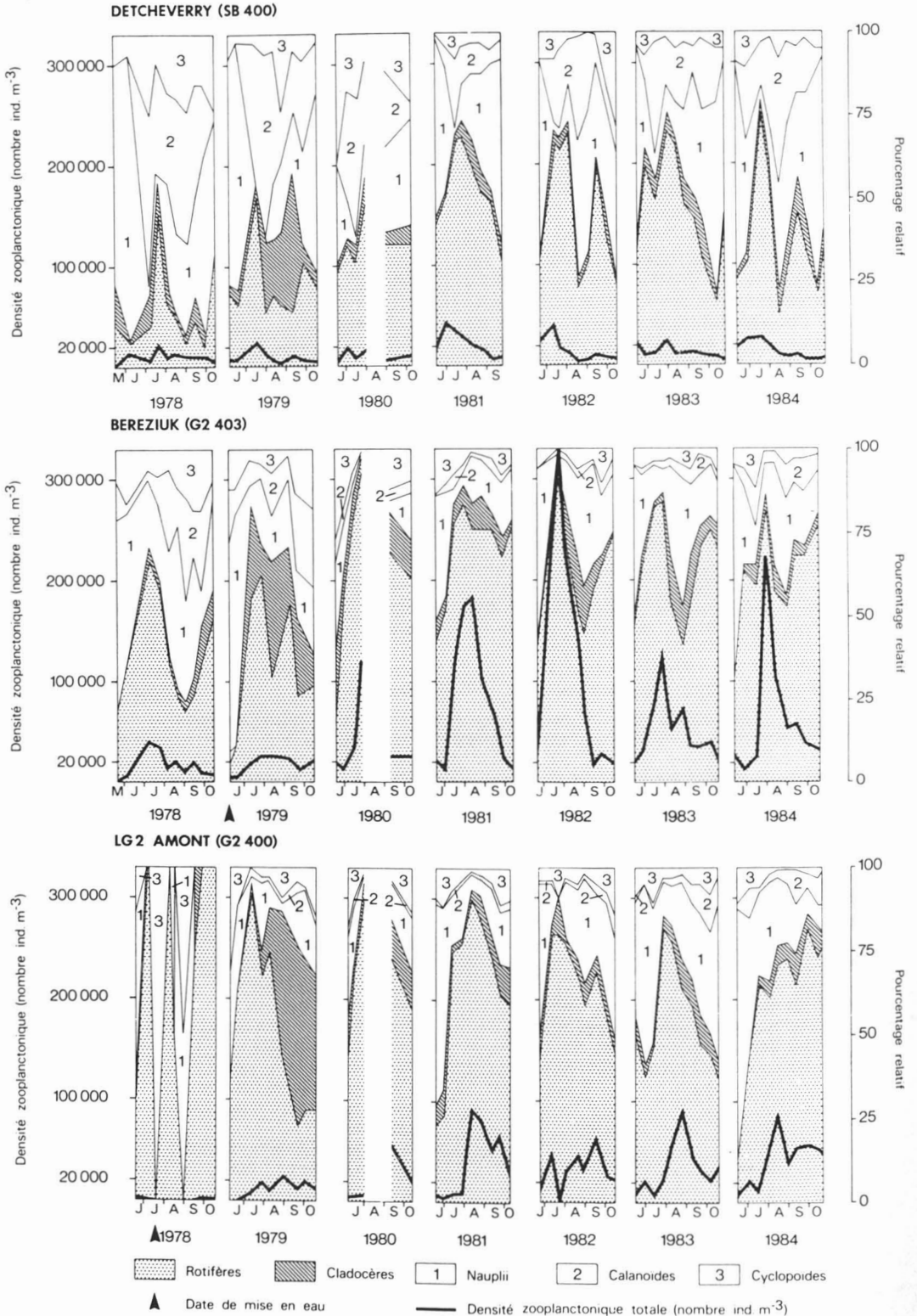


Figure 2. Variations de la densité du zooplancton de 1978 à 1984 aux stations Detcheverry (SB 400), Béréziuk (G2 403) et LG-2 amont (G2 400).

a quadruplé dans les stations inondées. Au lac témoin, les calanoïdes constituent la majeure partie de la biomasse de juillet à septembre tandis que les biomasses relatives des cyclopoïdes et des cladocères sont plus importantes au début et à la fin de l'été. Dans les stations inondées, les cladocères deviennent prépondérants en biomasse durant presque tout l'été bien que la biomasse relative des calanoïdes soit plus importante en juin et en octobre en 1979 et 1982. À partir de 1982, les calanoïdes reprennent peu à peu de leur importance, particulièrement en juin ou juillet et en octobre.

ZOOPLANCTON ET QUALITÉ DE L'EAU

Pour l'ensemble des stations, les paramètres corrélés significativement avec l'une ou l'autre des variables du zooplancton sont principalement le carbone organique total, la chlorophylle *a*, la silice et la température (tableau II). En plus, dans chaque station, d'autres corrélations sont obtenues, en particulier avec le pourcentage de saturation en oxygène et le pH au lac témoin, avec les phéopigments, le rapport carbone-azote, la conductivité, le pourcentage de saturation en oxygène et la transparence au disque de Secchi au lac Béréziuk, et avec les phéopigments, le rapport carbone-azote, le temps de séjour des eaux et la turbidité à la station LG-2 amont. En général, les coefficients de corrélation significatifs se situent entre 0,3 et 0,8 pour l'ensemble des stations (tableau II).

Dans le lac témoin, la variance observée dans la densité et la biomasse des peuplements zooplanctoniques est surtout expliquée par la température, excepté pour le peuplement des copépodes cyclopoïdes dont les fluctuations sont expliquées en fonction du pourcentage de saturation en oxygène, bien que la valeur du coefficient de détermination soit faible ($r^2 = 0,19-0,21$; tableau III); pour ce peuplement, il se peut que d'autres facteurs non retenus dans l'étude jouent un rôle plus important ou ont des effets plus directs. La chlorophylle *a* est le second facteur, après la température, à être reliée négativement au développement des copépodes calanoïdes et positivement au développement des nauplii. Le groupe des copépodes calanoïdes est celui pour lequel les variables physico-chimiques (température, chlorophylle *a*, phosphore total, pH) expliquent la plus grande part de la variance ($r^2 = 0,67-0,72$).

À la station Béréziuk, les variables présentant une périodicité saisonnière, telles que la température et la chlorophylle *a*, expliquent une bonne part de la variance observée dans la plupart des peuplements, sauf pour les nauplii de copépodes dont le développement est inversement relié

à la silice (tableau III). Comparativement au lac témoin, les variations dans la densité et la biomasse du zooplancton s'expliquent aussi en fonction d'autres variables telles que la transparence au Secchi et le pH qui influencent surtout le développement des cladocères (relation inverse avec le Secchi) et les cyclopoïdes (relation inverse avec le pH). À cette station, les plus grandes parts de la variance expliquée par les paramètres physico-chimiques, sont obtenues pour la densité du zooplancton total ($r^2 = 0,67$) et celle des rotifères ($r^2 = 0,71$). Trois autres variables (l'azote, le carbone inorganique total et le pourcentage de saturation en oxygène) sont également impliquées dans les relations obtenues au lac Béréziuk (tableau III).

À la station LG-2 amont (rivière inondée), le temps de séjour des eaux est le paramètre explicatif le plus important (tableau III). Comme au lac inondé, la silice est aussi un facteur explicatif, particulièrement pour les copépodes calanoïdes (relation inverse). Comparativement au lac Béréziuk, les phéopigments expliquent une part significative de la variance des peuplements de certains crustacés dans la rivière inondée (relation positive avec les cladocères, les nauplii et les calanoïdes). À cette station, ce sont les nauplii de copépodes qui rendent compte de la plus grande variance expliquée par les paramètres de la qualité de l'eau ($r^2 = 0,9$; tableau III).

Discussion

Le zooplancton est plus important en densité et en biomasse aux stations inondées que dans le lac témoin et les maximums en densité et en biomasse sont atteints plus tardivement au cours de l'été. De 1978 à 1981, les rotifères (densité) et les cladocères (biomasse) surpassent en importance les copépodes calanoïdes aux stations inondées. Après 1982, la structure du zooplancton se rapproche de celle du lac témoin avec une recrudescence des calanoïdes. La mise en eau de la station d'origine lotique a permis aux organismes du zooplancton de s'y développer et de former une communauté plus stable; toutefois, les maximums atteints demeurent plus faibles que ceux obtenus à la station d'origine lacustre après sa mise en eau. Les mêmes phénomènes ont été décrits par Pinel-Alloul & Méthot (1984a, b) et Méthot (1986), qui n'ont pas noté d'accroissement significatif de la biomasse du zooplancton dans les lacs inondés. Dans d'autres régions nordiques, Duthie & Ostrofsky (1975) et Duthie (1979) ont également observé des hausses de productivité du zooplancton dans le réservoir Smallwood au Labrador, en particulier pour les microphages tels *Diatomus*, *Bosmina* et *Daphnia*. Par contre,

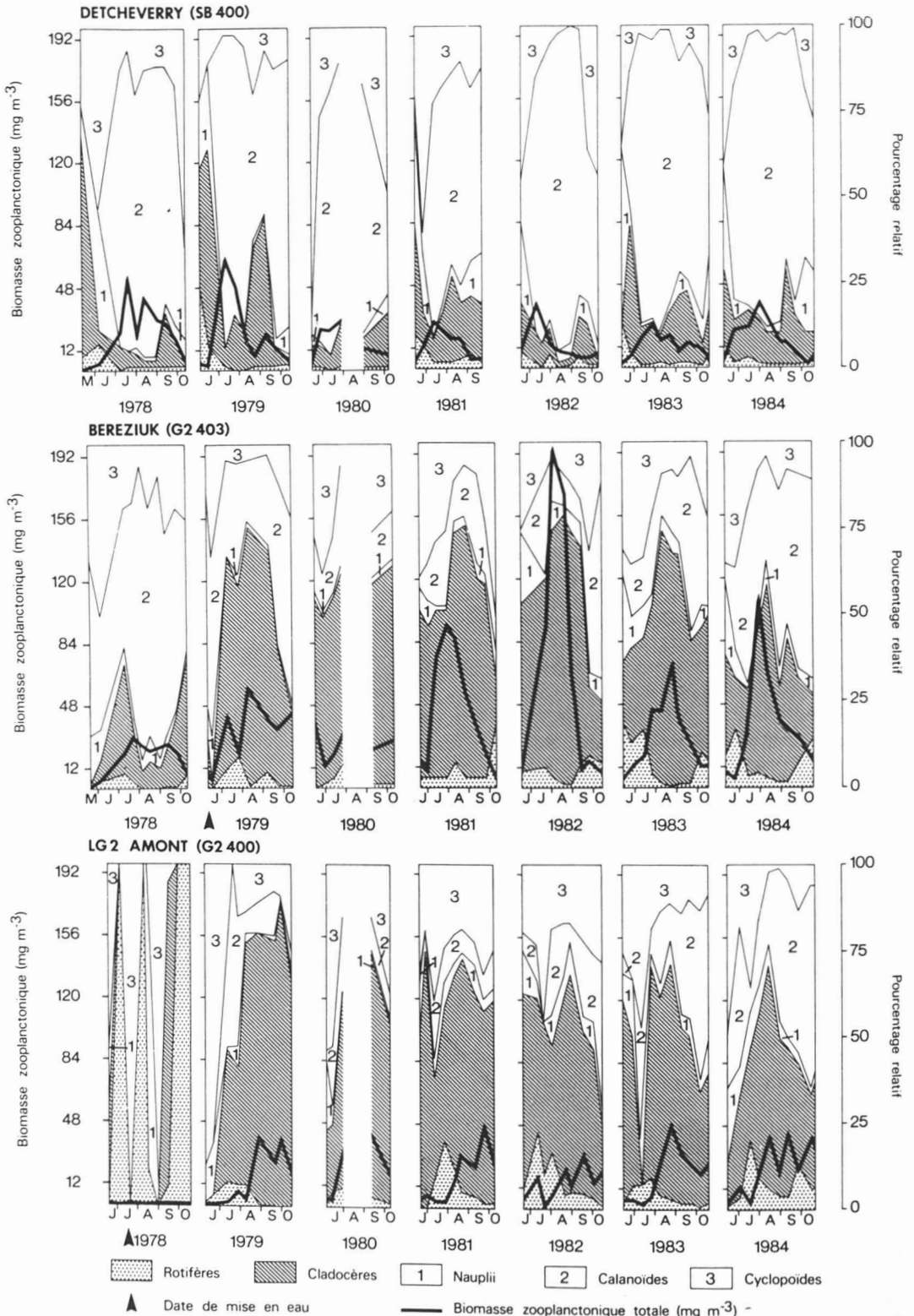


Figure 3. Variations de la biomasse du zooplancton de 1978 à 1984 aux stations Detcherry (SB 400), Béréziuk (G2 403) et LG-2 amont (G2 400).

TABLEAU II

Corrélations simples (Spearman) entre chacune des variables du zooplancton et les paramètres physico-chimiques et hydrologiques¹

Variables ²	Paramètres physico-chimiques ²													Paramètres hydrologiques ²				
	COT	Chlor a	Phéo	Pt	C/Nk	Phéo/Chlor a	Nk	HCO ₃	CIT	Cond	PO ₂	pH	Si	T	Secchi	Turb	Débit	Temps de séjour des eaux
<i>Station Detcheverry (lac témoin)</i>																		
DZOO	*	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
DRO	**	—	—	*	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
DCL	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	*	**	*	***	—	—	—	—
DNA	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
DCA	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	**	*	***	—	—	—	—
DCY	—	*	—	*	—	*	—	—	—	—	—	**	—	—	—	—	—	—
BZOO	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	*	***	*	***	—	—	—
BRO	*	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	***	—	*	—	—	*	—
BCL	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	**	***	—	***	—	—	—
BNA	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
BCA	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	**	*	***	—	—	—	—
BCY	—	**	—	*	—	*	—	—	—	—	—	**	—	—	—	—	—	—
<i>Station Béréziuk (lac inondé)</i>																		
DZOO	**	***	***	—	**	—	—	—	—	—	—	—	—	***	***	*	—	—
DRO	**	***	***	—	**	—	—	—	—	—	—	—	—	***	***	*	—	—
DCL	—	*	*	—	—	—	—	*	—	*	***	—	—	***	***	**	—	—
DNA	**	*	**	—	**	—	—	—	*	*	—	—	—	***	***	—	—	—
DCA	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
DCY	—	**	**	**	**	—	**	—	**	—	—	—	—	***	***	—	—	—
BZOO	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	**	—	*	***	*	—	—
BRO	**	**	***	—	*	—	—	*	—	***	—	—	—	***	***	*	—	—
BCL	—	*	*	—	—	—	—	—	—	*	***	—	—	**	***	**	—	—
BNA	**	*	***	—	**	—	—	—	*	*	—	—	—	***	***	—	—	—
BCA	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
BCY	—	**	*	**	*	—	**	—	*	—	—	*	—	**	*	—	—	—
<i>Station LG-2 amont (rivière inondée)</i>																		
DZOO	*	***	***	—	*	—	—	—	—	—	—	—	—	***	*	—	*	—
DRO	*	***	***	—	*	—	—	—	—	—	—	—	—	***	*	—	*	—
DCL	—	*	**	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	**	*	—	**	*
DNA	***	*	***	—	**	—	—	*	—	—	—	—	—	***	**	—	**	—
DCA	—	**	***	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	***	**	—	—	—
DCY	**	*	**	—	*	—	—	—	—	*	—	—	—	***	—	—	**	*
BZOO	—	**	***	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	***	—	—	**	—
BRO	**	***	***	—	*	—	—	—	—	—	—	—	—	***	—	—	*	—
BCL	—	**	**	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	**	—	—	**	*
BNA	***	*	***	—	**	—	—	*	—	—	—	—	—	***	—	—	**	—
BCA	—	**	***	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	***	—	—	***	—
BCY	*	*	*	—	—	—	—	—	—	*	—	—	—	**	—	—	***	**

¹ P: seuil de probabilité (***) $P \leq 0,001$; ** $0,001 < P \leq 0,01$; * $0,01 < P \leq 0,05$

² Légende: cf. Tableau I

Patalas & Salki (1984) ont observé, après la mise en eau du réservoir Southern Indian Lake, une diminution d'environ 40 % en densité et en biomasse des crustacés, en particulier des cladocères et des cyclopoïdes, et un accroissement des grosses espèces de calanoides.

Aux deux stations de lacs, les variations temporelles du zooplancton sont principalement reliées aux changements dans les variables physico-chimiques présentant un cycle saisonnier, telles que la température et la chlorophylle a. Il est reconnu que les températures plus éle-

TABLEAU III

Équations des régressions multiples entre les variables dépendantes du zooplancton et les variables indépendantes du milieu¹

	<i>n</i>	<i>r</i> ²	<i>r</i> ² expliqué par le premier paramètre	<i>P</i>
<i>Station Detcheverry (SB 400)</i>				
Ln DZOO ² = -34,17 + 9,81 Ln PO ₂ - 2,40 Ln Si + 1,14 Ln CIT	62 (53)	0,52	PO ₂ (0,30)	***
Ln DRO = -54,16 + 1,06 Ln T + 13,04 Ln PO ₂	"	0,49	T (0,19)	***
- 0,91 Ln Pt + 1,44 Ln CIT	"	0,36	T (0,30)	***
Ln DCL = 3,41 + 1,62 Ln T - 1,12 Ln CIT	"			
Ln DNA = 11,80 - 1,52 Ln T + 2,60 Ln Chlor a + 1,50 Ln Phéo/Chlor a - 1,23 Ln COT	"	0,30	T (0,10)	**
Ln DCA = -25,61 + 3,16 Ln T - 2,41 Ln Chlor a + 0,79 Ln Pt + 12,12 Ln pH	"	0,67	T (0,52)	***
Ln DCY = -44,26 + 11,2 Ln PO ₂	"	0,19	PO ₂ (0,19)	***
Ln BZOO = -17,18 + 1,86 Ln T - 0,83 Ln Turb + 3,38 Ln PO ₂	"	0,65	T (0,58)	***
Ln BRO = -8,65 + 2,04 Ln PO ₂ - 0,41 Ln Si	"	0,32	PO ₂ (0,26)	***
Ln BCL = 0,03 + 0,84 Ln T - 0,80 Ln CIT - 0,62 Ln Turb	"	0,38	T (0,23)	***
Ln BNA = -6,79 - 0,63 Ln T + 0,55 Ln Chlor a + 2,04 Ln PO ₂ - 0,87 Ln Si	"	0,37	T (0,11)	***
Ln BCA = -21,11 + 2,50 Ln T - 1,93 Ln Chlor a + 0,59 Ln Pt + 8,33 Ln pH	"	0,72	T (0,57)	***
Ln BCY = -27,29 + 6,20 Ln PO ₂	"	0,21	PO ₂ (0,21)	***
<i>Station Béréziuk (G2 403)</i>				
Ln DZOO = 26,56 + 1,69 Ln T - 0,83 Ln Si - 1,91 Ln Secchi - 8,47 Ln pH	60(48)	0,67	T (0,35)	***
Ln DRO = 28,21 + 1,07 Ln Chlor a + 1,96 Ln T - 0,92 Ln Si - 11,89 Ln pH	"	0,71	Chlor a (0,41)	***
Ln DCL = 32,41 + 2,19 Ln T - 5,88 Ln PO ₂ - 2,81 Ln Secchi	"	0,53	T (0,32)	***
Ln DNA = 9,30 - 0,94 Ln Si	"	0,28	Si (0,28)	***
Ln DCA = 0,41 + 2,78 Ln T	"	0,48	T (0,48)	***
Ln DCY = 29,24 + 0,41 Ln Chlor a - 12,37 Ln pH + 0,81 Ln T + 5,29 Ln Nk	"	0,48	Chlor a (0,19)	***
Ln BZOO = 8,92 + 1,89 Ln T - 2,46 Ln PO ₂ + 0,90 Ln CIT	"	0,56	T (0,45)	***
Ln BRO = 1,18 - 0,45 Ln Si + 0,56 Ln T - 1,10 Ln Secchi	"	0,48	Si (0,28)	***
Ln BCL = 37,50 + 2,78 Ln T - 5,58 Ln Secchi - 16,92 Ln pH	"	0,46	T (0,22)	***
Ln BNA = 0,07 - 0,40 Ln Si + 0,37 Ln T	"	0,34	Si (0,27)	***
Ln BCA = -2,61 + 2,25 Ln T - 0,62 Ln Chlor a	"	0,52	T (0,44)	***
Ln BCY = 20,84 + 0,44 Ln Chlor a - 10,62 Ln pH + 0,67 Ln T	"	0,38	Chlor a (0,16)	***

vées de l'été favorisent la croissance et le développement des rotifères et des crustacés (Wetzel, 1975; Patalas & Salki, 1984) alors que selon nos observations, les températures plus basses au printemps et à l'automne correspondent au développement des nauplii (fig. 2). Au lac témoin, le développement des calanoïdes est inversement relié à la concentration en chlorophylle a, ce qui suggère une relation de prédation, les calanoïdes brouteurs contribuant à abaisser la biomasse de phytoplancton. Au lac inondé, cette relation est moins claire, car l'importance des calanoïdes a régressé; en effet, cette relation n'est observée qu'avec la biomasse des calanoïdes. Par contre, il existe dans le lac inondé une forte relation positive entre le développement des cyclopoïdes

et la chlorophylle a. L'accroissement du phytoplancton a également été noté par Schetagne & Roy (1985) pour toutes les stations du réservoir LG-2 mais Roy (1985) a souvent noté des hausses concomitantes de biomasse du zooplancton et du phytoplancton. Nos observations s'accordent avec celles de Patalas & Salki (1984) qui ont trouvé, au réservoir Southern Indian Lake, une bonne corrélation entre la chlorophylle a et la biomasse des cladocères et des cyclopoïdes, mais une relation faible sinon nulle avec les calanoïdes.

Les variations de la densité du zooplancton et de certains peuplements (rotifères, cladocères) sont inversement reliées aux changements dans la transparence et le pH de l'eau dans le

TABLEAU III (suite)

Équations des régressions multiples entre les variables dépendantes du zooplancton et les variables indépendantes du milieu¹

	<i>n</i>	<i>r</i> ²	<i>r</i> ² expliqué par le premier paramètre	<i>P</i>
<i>Station LG-2 amont (G2 400)</i>				
Ln DZOO = 7,04 + 0,65 Ln Temps - 2,53 Ln Si - 1,62 Ln Turb + 0,96 Ln T	61(56)	0,80	Temps (0,49)	***
Ln DRO = 5,05 + 0,64 Ln Temps + 0,93 Ln Chlor a - 2,02 Ln Si - 1,33 Ln Turb + 0,95 Ln T	"	0,78	Temps (0,40)	***
Ln DCL = 2,98 + 0,63 Ln Temps + 1,17 Ln T + 1,02 Ln Phéo - 1,15 Ln P	"	0,66	Temps (0,37)	***
Ln DNA = 5,72 + 0,56 Ln Temps - 2,10 Ln Si - 1,38 Ln Turb + 1,23 Ln Phéo + 1,08 Ln CIT	"	0,90	Temps (0,48)	***
Ln DCA = 7,85 - 2,86 Ln Si - 2,08 Ln CIT + 0,33 Ln Temps + 1,25 Ln Phéo	"	0,69	Si (0,40)	***
Ln DCY = 3,97 + 0,48 Ln Temps	"	0,40	Temps (0,40)	***
Ln BZOO = 0,56 + 0,37 Ln Temps - 1,52 Ln Si + 0,79 Ln T - 1,09 Ln Temps	"	0,71	Temps (0,37)	***
Ln BRO = 0,24 - 0,53 Ln Si + 0,37 Ln Chlor a + 0,07 Ln Temps	"	0,50	Si (0,31)	***
Ln BCL = -2,74 + 0,37 Ln Temps + 0,89 Ln T + 0,85 Ln Phéo	"	0,58	Temps (0,30)	***
Ln BNA = 0,41 - 0,55 Ln Si + 0,06 Ln Temps + 0,37 Ln Phéo	"	0,67	Si (0,52)	***
Ln BCA = 4,56 - 2,08 Ln Si - 1,67 Ln CIT - 1,01 Ln Turb + 0,12 Ln Temps	"	0,61	Si (0,35)	***
Ln BCY = 0,05 + 0,19 Ln Temps	"	0,29	Temps (0,29)	***

¹ *n*: nombre de cas totaux (nombre de cas traités); *r*²: variance; *P*: seuil de probabilité (*** *P* ≤ 0,001;** 0,001 < *P* ≤ 0,01; * 0,01 < *P* ≤ 0,05)² Légende: cf. Tableau I

lac inondé. Selon Schetagne & Roy (1985), la décomposition de la matière organique présente dans la végétation et les sols immergés, en augmentant la libération du carbone inorganique total, ainsi que le lessivage des sols acides de la région, ont causé la baisse du pH. Parallèlement, la hausse de la transparence de l'eau résulterait d'une sédimentation accrue après la mise en eau (Baxter & Glaude, 1980). Ces variations ont influé sur la densité et la composition spécifique du zooplancton, car elles sont reliées à la décomposition de la matière organique. En effet, la prolifération du bactérioplancton associée au processus de décomposition se reflète par l'accroissement des rotifères et des cladocères qui sont de bons suspensivores pendant les premières années après la mise en eau (Pinel-Alloul & Méthot, 1984b). Au niveau spécifique, l'augmentation de la transparence a pu défavoriser les cladocères de grande taille plus vulnérables à la prédation, tandis que la baisse du pH a pu éliminer certaines espèces peu tolérantes à l'acidification au profit d'espèces plus tolérantes telles que *Bosmina longirostris* (Yan & Struss, 1980).

Aux deux stations inondées, les populations de nauplii de copépodes, de rotifères et de calanoides sont inversement reliées à la concentration de silice dans l'eau. La même relation a été notée au lac témoin pour la biomasse des rotifères et des nauplii. Selon Wetzel (1975), l'abondance des diatomées au printemps contribuent à abaisser les concentrations de silice. Dans les réservoirs, ce phénomène est accentué par l'accroissement de la production phytoplanctonique (Schetagne & Roy, 1985) et par la limitation des échanges entre l'épilimnion et l'hypolimnion liée à la stratification thermique plus importante dans les grands réservoirs (Gloss *et al.*, 1980). La relation inverse observée entre la silice et les peuplements zooplanctoniques n'indique pas une relation de cause à effet, mais plutôt la présence de deux événements concomitants: la diminution en silice due à la forte production phytoplanctonique et l'accroissement du peuplement des rotifères et des nauplii dû à la prolifération du bactérioplancton durant le processus de décomposition de la matière organique.

Dans la station de rivière inondée, le temps de séjour des eaux surtout puis les phéopigments sont importants pour expliquer les variations temporelles du zooplancton. Avant la mise en eau de la station LG-2 amont, le temps de séjour des eaux très court (< 1 jour) empêchait les organismes zooplanctoniques de s'y développer; par contre, après l'inondation, le temps de séjour des eaux variant de 290 à 900 jours a permis aux formes planctoniques de type lacustre de former une communauté stable (fig. 2 et 3); cette hypothèse a été vérifiée par Ridley & Steel (1975). Les phéopigments, produits de la dégradation végétale, sont indicateurs d'un apport de matière organique dans le milieu; celle-ci est utilisée indirectement ou directement par les organismes du zooplancton, en particulier les cladocères et les nauplii de copépodes.

Comparativement à nos résultats, Patalas & Salki (1984), au réservoir Southern Indian Lake, ont observé que la baisse des peuplements de cyclopoïdes et de cladocères après la mise en eau était reliée à une diminution de la température, de la transparence et de la chlorophylle *a*, alors que les peuplements de calanoïdes ne montraient pas de corrélations avec l'un ou l'autre de ces facteurs. Pour l'ensemble des stations du réservoir La Grande, Roy (1985) a obtenu une relation positive entre la biomasse du zooplancton, le temps de séjour des eaux et l'azote Kjeldahl ($BZOO = -25,6 + 0,004 \text{ Temps} + 208,9 \text{ Nk}$); cependant, cette analyse est basée sur les moyennes annuelles des variables dans les lacs et les rivières inondées.

En conclusion, dans les lacs (naturel et inondé), ce sont les paramètres présentant une périodicité saisonnière (température, chlorophylle *a*) qui permettent les meilleures prévisions de la production du zooplancton, tandis qu'à la station d'origine lotique, c'est le temps de séjour des eaux. Toutefois, pour établir des relations plus générales dans tous les réservoirs nordiques, les résultats des analyses de régression multiple devront éventuellement être validés dans d'autres milieux de même faciès et les relations décrites entre les facteurs du milieu et les espèces de zooplancton devront faire l'objet d'études ultérieures.

Remerciements

Cette étude n'aurait pu être réalisée sans l'aide logistique de la Société d'Énergie de la Baie James. Les prélèvements ont été faits par les équipes de techniciens du Service Environnement de cette société sous la direction de Messieurs D. Roy et R. Schetagne. Madame Claudette Blanchard a exécuté les graphiques et dactylographié le texte et Monsieur Alain Leduc a participé à l'analyse statistique des données. À tous, nous témoignons notre sincère gratitude.

Références

- BAXTER, R. M. & P. GLAUDE, 1980. Environmental effects of dams and impoundments in Canada: experience and prospects. — Department of Fisheries and Oceans, Environment Canada, Ottawa, 34 p.
- BRYLINSKY, M. & K. H. MANN, 1973. An analysis of factors governing productivity in lakes and reservoirs. — *Limnol. Oceanogr.*, 18: 1-14.
- DILLON, P. J. & F. H. RIGLER, 1974. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. — *J. Fish. Res. Bd Can.*, 31: 1771-1778.
- DUTHIE, H. C., 1979. Limnology of subarctic Canadian lakes and some effects of impoundment. — *Arct. Alp. Res.*, 11: 145-158.
- DUTHIE, H. C. & M. L. OSTROFSKY, 1975. Environmental impact of the Churchill Falls (Labrador) hydroelectric project: a preliminary assessment. — *J. Fish. Res. Bd Can.*, 32: 117-125.
- GLOSS, S. P., L. M. MAYER & D. E. KIDD, 1980. Advective control of nutrient dynamics in the epilimnion of a large reservoir. — *Limnol. Oceanogr.*, 25: 219-228.
- JONES, J. R. & R. W. BACHMANN, 1976. Prediction of phosphorus and chlorophyll levels in lakes. — *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 48: 2176-2182.
- HOYER, M. V. & J. R. JONES, 1983. Factors affecting the relation between phosphorus and chlorophyll *a* in midwestern reservoirs. — *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, 40: 192-199.
- KIRCHNER, W. B. & P. J. DILLON, 1975. An empirical method of estimating the retention of phosphorus in Lakes. — *Wat. Res.*, 11: 182-183.
- MAKAREWICZ, J. C. & G. E. LIKENS, 1979. Structure and function of the zooplankton community of Mirror lake, New Hampshire. — *Ecol. Monogr.*, 49: 109-127.
- McCAULEY, E. & J. KALFF, 1981. Empirical relationships between phytoplankton and zooplankton biomass in lakes. — *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, 98: 458-463.
- MÉTHOT, G., 1986. Évolution du zooplancton des réservoirs du complexe La Grande (Québec) durant leur mise en eau. — Mémoire de maîtrise, Univ. Montréal, 131 p.
- MUELLER, D. K., 1982. Mass balance model estimation of phosphorus concentrations in reservoirs. — *Wat. Res. Bull.*, 8: 377-382.
- PATALAS, K. & A. SALKI, 1984. Effects of impoundment and diversion on the Crustacean plankton of Southern Indian Lake. — *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, 41: 613-637.
- PINEL-ALLOUL, B., 1979. Communautés zooplanctoniques d'un petit lac de la Radissonie. — *Naturaliste can.*, 106: 289-304.
- PINEL-ALLOUL, B. & É. MAGNIN, 1978. Zooplancton d'une tourbière réticulée du territoire de la Baie de James. — *Naturaliste can.*, 105: 19-35.
- PINEL-ALLOUL, B. & G. MÉTHOT, 1984a. Analyse multidimensionnelle de l'évolution du zooplancton durant la mise en eau de trois réservoirs du nord

- du Québec, Canada. — *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 22: 1444-1455.
- PINEL-ALLOUL, B. & G. MÉTHOT, 1984b. Étude préliminaire des effets de la mise en eau du réservoir LG 2 (Territoire de la Baie James, Québec) sur le seston grossier et le zooplancton des rivières et des lacs inondés. — *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 69: 57-78.
- PINEL-ALLOUL, B., P. LEGENDRE & É. MAGNIN, 1979. Zooplancton limnétique de 46 lacs et 17 rivières du territoire de la Baie de James. — *Can. J. Zool.*, 57: 1693-1709.
- PINEL-ALLOUL, B., É. MAGNIN & G. CODIN-BLUMER, 1982a. Effets de la mise en eau du réservoir Desaulniers (Territoire de la Baie de James) sur le zooplancton d'une rivière et d'une tourbière réticulée. — *Hydrobiologia*, 86: 271-296.
- PINEL-ALLOUL, B., É. MAGNIN, G. CODIN-BLUMER & P. ROSS, 1982b. Zooplankton population dynamics during and after impoundment in a small reservoir (James Bay, Québec). — *Can. Wat. Res. J.*, 71: 168-188.
- RIDLEY, J. E. & J. A. STEEL, 1975. Ecological aspects of river impoundments. — Page 565-587 in B. A. Whitton (ed.). *River ecology*. Blackwell Scientific Publications, 725 p.
- ROY, D., 1985. Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande, 1978-1984: zooplancton. — Rapport de recherche de la Société d'Énergie de la Baie James, 92 p.
- SCHETAGNE, R. & D. ROY, 1985. Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande, 1977-1984: physico-chimie et pigments chlorophylliens. — Rapport de recherche de la Société d'Énergie de la Baie James, 158 p.
- VOLLENWEIDER, R. A., 1975. Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. — *Schweiz. Z. Hydrol.*, 37: 53-84.
- VOLLENWEIDER, R. A., 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. — *Memorie Ist. ital. Idrobiol.*, 33: 53-83.
- YAN, N. & R. STRUSS, 1980. Crustaceous zooplankton communities of acidic, metal-contaminated lakes near Sudbury, Ontario. — *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, 37: 2282-2283.
- WETZEL, R. G., 1975. *Limnology*. — W. B. Saunders Company, Philadelphia, 743 p.

IMPORTANCE DE LA CONSIDÉRATION DES EFFETS CONVECTIFS PAR LES MODÈLES PRÉVISIONNELS DE LA DYNAMIQUE DU PLANCTON

K. A. MORRISON et N. THÉRIEN

Faculté des sciences appliquées, Université de Sherbrooke
Sherbrooke (Québec) J1K 2R1

Résumé

Afin d'examiner l'influence d'effets convectifs sur la densité du phytoplancton, nous avons utilisé un modèle prévisionnel de la dynamique du plancton. Celui-ci fut appliqué à quatre stations du réservoir LG-2, deux de ces stations étant soumises à des débits hydrauliques importants. Des données temporelles sur la densité du phytoplancton, la concentration des éléments nutritifs, la température et les débits de l'eau étaient disponibles pour plusieurs années. Un modèle incorporant les phénomènes biologiques essentiels (croissance, respiration, prédation, etc.), mais aucun effet convectif fut d'abord utilisé. Pour les stations influencées par les affluents et effluents du réservoir, les résultats furent insatisfaisants. La prise en compte des effets convectifs par le modèle généra des résultats significativement améliorés. Les simulations démontrèrent qu'en certains endroits d'un plan d'eau, on doit tenir compte des effets convectifs si l'on veut parvenir à des prévisions réalistes.

Abstract

To examine the influence of convective effects on phytoplankton density, we have used a predictive simulation model of plankton dynamics. The model was applied to four stations in the LG-2 reservoir, two of these stations having important hydraulic flows. Data on phytoplankton density, nutrient concentrations, water temperature, and flow rates were available over a period of several years. A model including essential biological processes (growth, respiration, sedimentation, etc.) but no convective effects was applied. For the stations influenced by flows, results were not very satisfactory. When convective effects were included, model results were much improved. The simulation results demonstrate that in certain parts of a water body, convective effects must be considered if realistic predictions are desired.

Introduction

L'évaluation de l'importance des concentrations des éléments nutritifs pour les populations de phytoplancton peut être faite de deux façons: par modélisation statistique (v.g. Riley & Prepas, 1985) ou par modélisation dynamique (v.g. Morrison *et al.*, 1987). Dans les deux cas, on fait des hypothèses sur les équations qui sont aptes à décrire les réponses fonctionnelles du phytoplancton à ces concentrations. Ces deux façons de procéder diffèrent par la facilité d'incorporer des facteurs importants autres que les éléments nutritifs. La modélisation statistique est d'application limitée, puisque ces autres facteurs doivent être représentés par des relations linéaires. Ainsi pour l'équation classique de régression linéaire:

$$Y_i = B_0 + B_1X_{1i} + B_2X_{2i} + \dots + B_nX_{ni} + e_i \quad (1)$$

Les variables «X» peuvent être les variables mesurées, ou peuvent être le résultat d'une formule utilisant des mesures. Les paramètres sont multipliés directement par ces variables, et le modèle est donc linéaire pour les paramètres. Il est en fait toujours possible de poser un modèle non linéaire et d'utiliser des techniques itératives pour trouver certains paramètres, mais cette approche est relativement peu utilisée.

Les modèles dynamiques ne sont pas limités de la même façon et on peut combiner des expressions linéaires et non linéaires pour les modèles posés. Il y a un autre avantage des modèles dynamiques: les effets temporels présents et passés sont dictés par la nature même des équations utilisées. Par exemple, un facteur affectant une population à un moment donné aura une influence résiduelle sur la même population pendant une certaine période de temps. C'est facile d'inclure un tel facteur dans un modèle dynamique mais, en général difficile, sinon impos-

sible à représenter dans la forme linéaire d'un modèle statistique. Dans le cas du phytoplancton, un exemple est la considération des effets convectifs sur la concentration de biomasse.

Par effets convectifs, on entend les changements dans la concentration d'un volume d'eau donné originant du mélange avec des eaux environnantes ayant des concentrations différentes. Par exemple, le mélange avec des eaux environnantes, plus pauvres en concentration, aurait un effet de dilution de la concentration du volume d'eau considéré. Ce sont donc des effets de nature physique qui résultent, dans le cas d'un écoulement, de la considération des affluents et effluents à une masse d'eau avec leurs concentrations respectives.

Dans cet article, nous examinons l'influence des effets convectifs sur la densité du phytoplancton pour démontrer l'importance de ce facteur dans certaines situations. À cet effet, nous utilisons un modèle prévisionnel de la dynamique du plancton déjà calibré pour des eaux calmes. Nous l'appliquons à quatre stations localisées dans le réservoir LG-2, deux stations qui sont en eaux calmes (débits faibles des affluents et effluents) et deux stations soumises à des débits convectifs importants. Pour ces deux dernières stations, nous comparons les prévisions du modèle avec et sans la considération des effets convectifs.

Matériel et méthodes

LE MODÈLE

Le modèle décrivant le taux net de changement de la biomasse du phytoplancton en fonction du temps peut être représenté par l'équation différentielle suivante:

$$dB/dt = CR - R - S - P + CV \quad (2)$$

- où B : concentration de la biomasse du phytoplancton ($g \cdot m^{-3}$)
 CR: taux de croissance de la biomasse ($g \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$)
 R : taux de respiration de la biomasse ($g \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$)
 S : taux de sédimentation de la biomasse ($g \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$)
 P : taux de prédation sur la biomasse par le zooplancton ($g \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$)
 CV: taux net de changement de la biomasse causé par les effets de la convection ($g \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$)

Cette équation est typique des formulations utilisées par le passé pour exprimer la dynamique des populations planctoniques (Jorgensen,

1980; Swartzman & Bently, 1979). Le détail des expressions mathématiques décrivant les taux de l'équation (2) a également été présenté ailleurs (Thérien *et al.*, 1982; Thérien & Morrison, 1983 a,b).

Si les effets convectifs dans une zone volumétrique du réservoir sont considérés négligeables, alors:

$$CV = 0 \quad (3)$$

Si au contraire, N affluents, chacun ayant un débit volumétrique DEB_i ($m^3 \cdot d^{-1}$) et une concentration en biomasse B_i ($g \cdot m^{-3}$), $i = 1, \dots, N$, affectent une telle zone de volume VOL (m^3) alors:

$$CV = \frac{[\sum_{i=1}^N (DEB_i B_i) - B (\sum_{i=1}^N DEB_i)]}{VOL} \quad (4)$$

Pour plus de détails concernant cette équation, se référer à l'annexe.

STATIONS ET DONNÉES

Nous avons examiné quatre stations dont l'emplacement dans le réservoir LG-2 du territoire de la Baie James est indiqué sur la figure 1. Deux stations (G2403 et G2405) sont localisées loin des affluents et effluents importants, et Payre & de Broissia (1983) ont trouvé que les courants convectifs étaient faibles autour de celles-ci. Par contre, les deux autres stations (G2400 et G2404) sont localisées respectivement à la sortie du réservoir et à l'entrée de la rivière Sakami, avec des courants convectifs importants (de l'ordre de $10^3 m^3 \cdot s^{-1}$). Les profondeurs aux stations G2400, G2403, G2404 et G2405 sont respectivement de 140 m, 40 m, 85 m et 20 m.

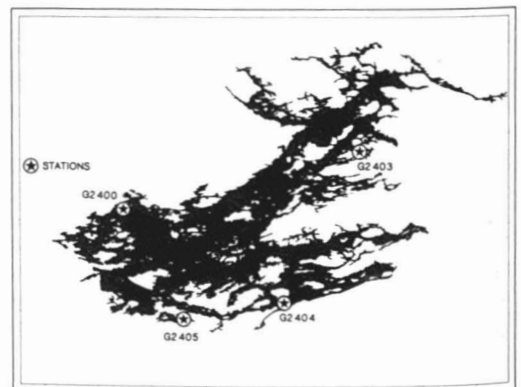


Figure 1. Localisation des stations dans le réservoir LG-2.

Les données temporelles sont disponibles pour les variables suivantes aux différentes stations: la chlorophylle *a*, le phosphore total, l'azote Kjeldahl, la température, l'oxygène dissous, et la biomasse du zooplancton. Aussi disponibles pour les stations G2400 et G2404 sont les débits entrant et sortant du réservoir. Toutes les mesures étaient faites par le personnel de la Société d'Énergie de la Baie James (SEBJ), et les techniques utilisées sont présentées dans Schetagne & Roy (1985).

Pour transformer les mesures de chlorophylle *a* en biomasse de phytoplancton, nous avons utilisé un facteur multiplicateur de 100 (Ahlgren, 1970). Donc:

$$B = 100 \text{ chlorophylle } a \quad (5)$$

EFFETS CONVECTIFS

Station G2404

Pour la station G2404, le débit volumétrique entrant était calculé comme la somme du débit de la rivière Sakami en amont du lac Sakami et le débit sortant du réservoir Eastmain-Opinaca vers le lac Sakami. Les concentrations de biomasse entrant étaient les concentrations mesurées dans le lac Sakami, en amont de la station G2404.

Station G2400

La situation pour la station G2400 était plus complexe que pour G2404. Il y avait trois entrées importantes: les rivières La Grande, Sakami et Kanaapscow. Chaque débit avait des concentrations spécifiques. L'équation (4) devient dans ce cas:

$$CV = \frac{[\sum_{i=1}^3 (DEB_i B_i) - B (\sum_{i=1}^3 DEB_i)]}{VOL} \quad (6)$$

où DEB_i et B_i représentent respectivement le débit volumétrique et la concentration en biomasse de l'affluent (*i*) avec: affluent (1) = rivière La Grande; affluent (2) = rivière Sakami; affluent (3) = rivière Kanaapscow.

CALCUL DES VOLUMES

Payre & de Broissia (1983) ont trouvé les vitesses des divers écoulements dans le réservoir LG-2 en utilisant un modèle d'éléments finis. Pour chaque nœud du quadrillage du réservoir, la position, la direction et la vitesse linéaire de l'écoulement étaient calculées en utilisant la relation:

$$\frac{\text{Débit}}{VOL} = \frac{(\text{Vitesse linéaire})}{DISTANCE} \quad (7)$$

où DISTANCE est la distance entre les nœuds.

Il fut possible de calculer des volumes représentatifs pour les stations suivantes:

$$\begin{aligned} VOL (G2400) &= 0,7075 \cdot 10^9 \text{ m}^3 \\ VOL (G2404) &= 0,2434 \cdot 10^9 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

Plus de détails sont disponibles dans Thérien & Morrison (1983b) concernant ces calculs.

ÉVALUATION DES MODÈLES

Pour une évaluation du lissage des équations, nous avons calculé un coefficient de détermination COEFF pour chaque simulation. Nous l'avons calculé comme suit:

$$COEFF = 1 - \frac{\sum_{j=1}^n (OBS_j - PREV_j)^2}{\sum_{j=1}^n OBS_j^2} \quad (8)$$

où OBS_j : observation «*j*» de la densité de biomasse ($g \cdot m^{-3}$)
 $PREV_j$: prévision du modèle à la même date que l'observation «*j*» ($g \cdot m^{-3}$)
n: nombre d'observations

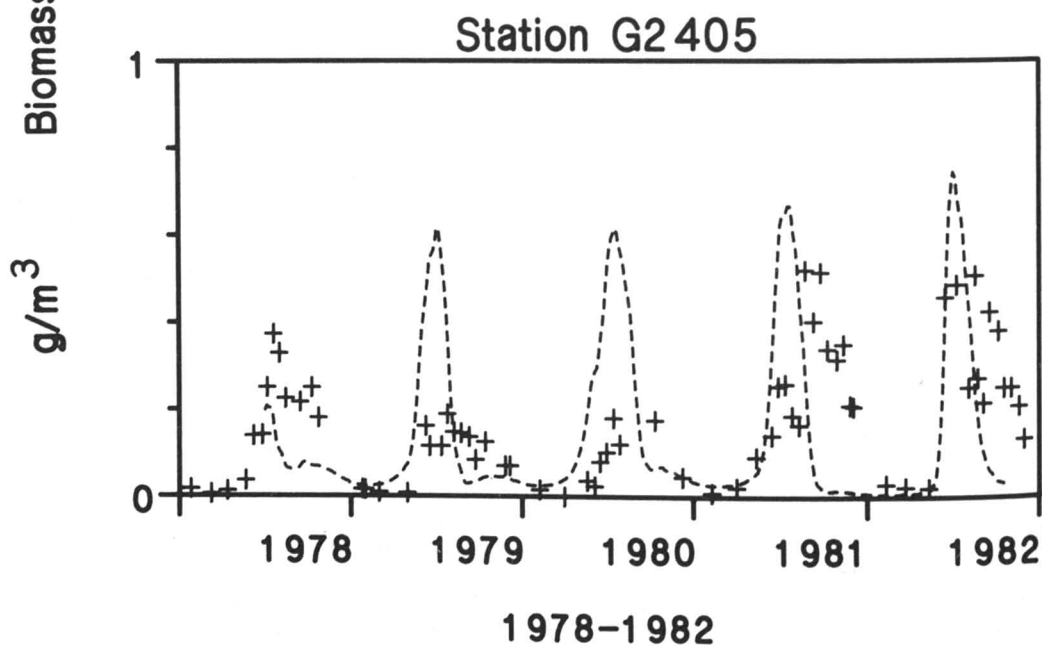
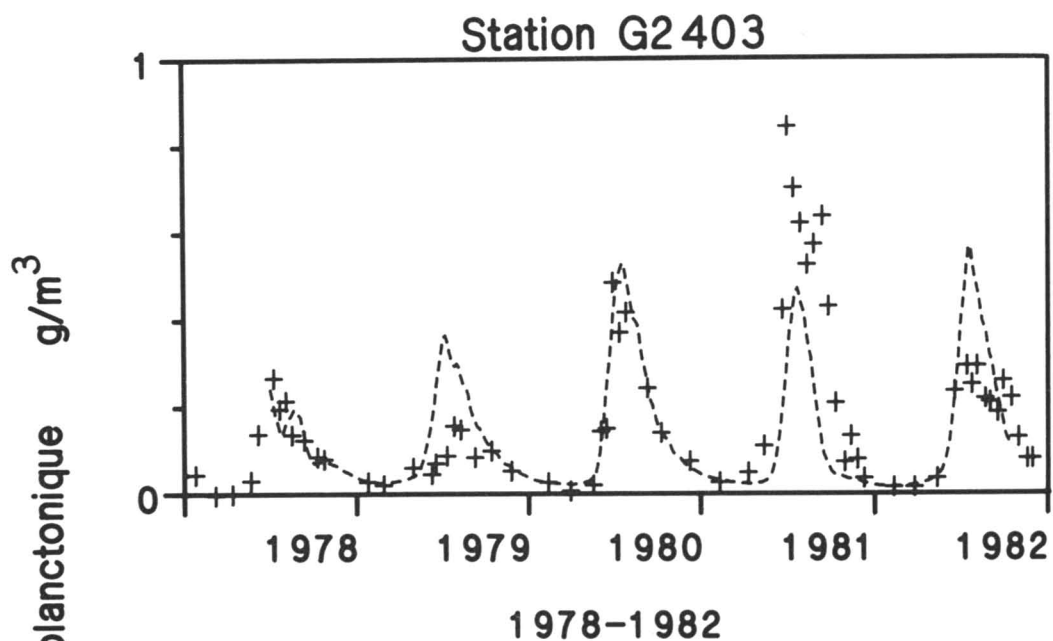
Ce coefficient COEFF correspond au coefficient R^2 d'un modèle de régression linéaire sans ordonnée à l'origine.

Les chercheurs utilisant souvent les relations log-log pour les modèles de régression linéaire, nous avons aussi calculé un coefficient en remplaçant les valeurs numériques des observations et des prévisions dans l'équation (8) par leurs valeurs logarithmiques.

Résultats

STATIONS EN EAUX CALMES

Les prévisions du modèle pour deux stations en eaux calmes (G2403 et G2405) sont indiquées sur la figure 2, et comparées avec les observations. On peut dire que les prévisions sont qualitativement en accord avec les observations pour la station G2403 sauf pendant le remplissage du réservoir (automne 1978-automne 1979), période pendant laquelle cette station aurait été soumise à des effets convectifs importants. Le modèle sous-estime aussi les concentrations en 1981 et



+ + Données expérimentales - - - Simulation sans effet convectif

Figure 2. Données expérimentales et résultats du modèle pour les stations en eaux calmes (G2403 et G2405).

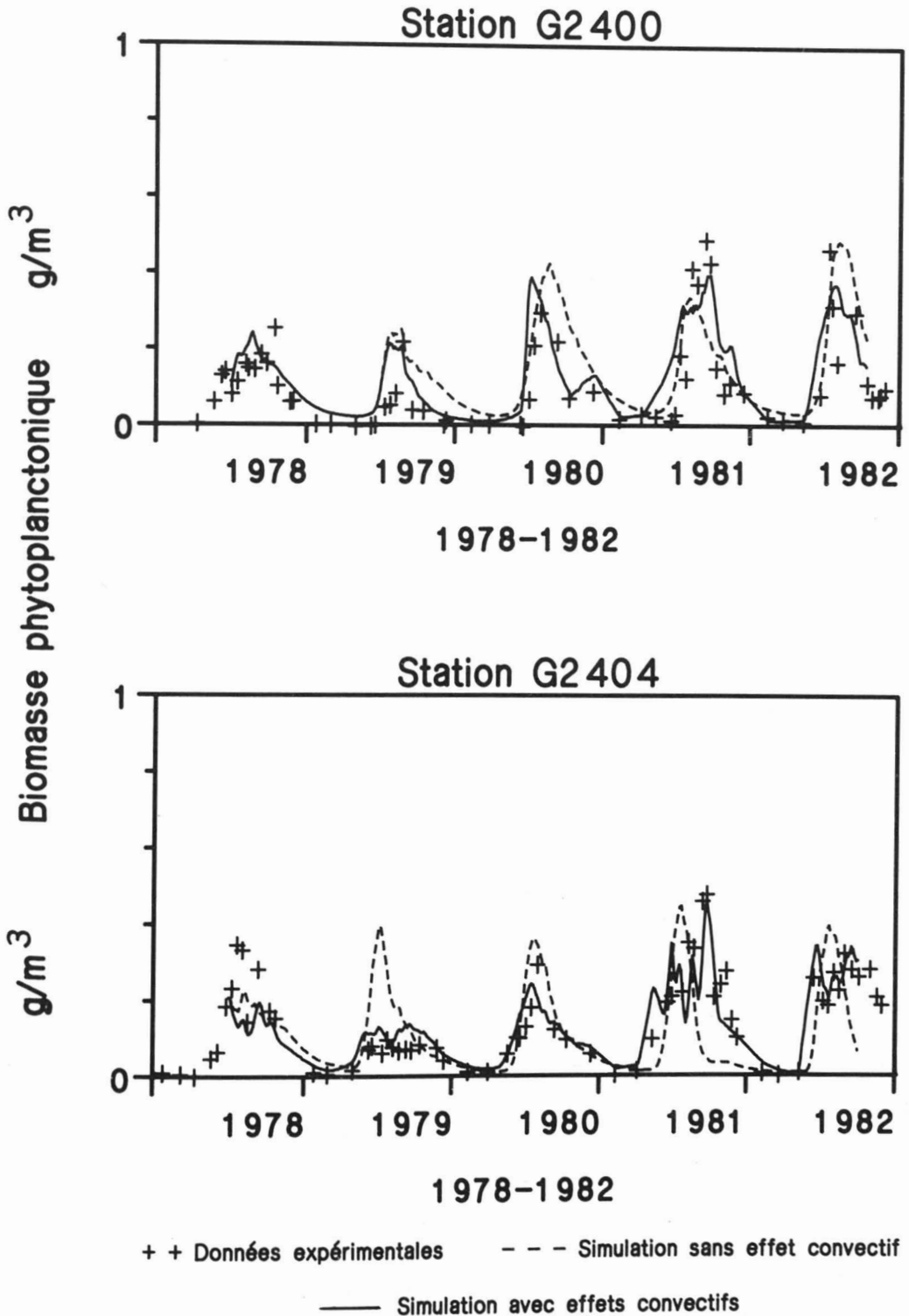


Figure 3. Données expérimentales et résultats du modèle pour les stations soumises à des débits convectifs importants (G2400 et G2404).

TABLEAU I
Valeurs du coefficient de détermination

<i>Simulation</i>	<i>n</i>	<i>Linéaire</i>	<i>Logarithmique</i>
G2403 sans effet convectif	56	0,6850	0,8981
G2405 sans effet convectif	57	0,0020	0,6024
G2400 sans effet convectif	57	0,7021	0,8771
G2400 avec effet convectif	57	0,7368	0,8991
G2404 sans effet convectif	57	0,5411	0,8525
G2404 avec effet convectif	57	0,8802	0,9734

les surestime à la mi-été 1982. Le coefficient de détermination (tableau I) indique que le modèle explique 69% de la variation linéaire et 90% de la variation logarithmique. Pour la station G2405, il y a toujours une surestimation de la concentration au début de chaque saison estivale, suivie par une sous-estimation à la fin de la saison. Le coefficient de détermination linéaire est très faible, indiquant que pour cette station le modèle ne donne pas de résultats satisfaisants. Par contre, la valeur logarithmique est de 60%.

STATIONS SOUMISES À DES DÉBITS CONVECTIFS IMPORTANTS

Les prévisions du modèle avec et sans effets convectifs sont indiquées sur la figure 3, et comparées avec les observations faites à deux stations soumises à des débits convectifs importants (G2400 et G2404). Pour la station G2404, il y a une surestimation de la biomasse pendant le remplissage du réservoir pour les simulations sans effet convectif. Pour la station G2400 cette surestimation apparaît plus tardivement. L'inclusion des effets convectifs a amélioré les prévisions pendant cette période. D'autre part, il y a certaines périodes pour lesquelles les prévisions sont meilleures, en 1980 à la station G2400 et en 1981 à la station G2404. Il y a une amélioration assez importante à la fin de l'été 1981 à cette dernière station, pour laquelle le modèle sans effet convectif avait beaucoup sous-estimé la biomasse. Si on considère le coefficient de détermination, on trouve que pour la station G2400, le modèle sans effet convectif explique 70% de la variation linéaire (88% de la variation logarithmique). L'inclusion des effets convectifs augmente ces pourcentages à 74% (linéaire) et 90% (logarithmique). Pour la station G2404 sans effet convectif, la valeur linéaire est 54%, et la valeur logarithmique est 85%. Le modèle avec effets convectifs améliore ces valeurs jusqu'à 88% pour le calcul linéaire et 97% pour le calcul logarithmique.

Discussion

Si on ne considère aucun effet convectif, le modèle est acceptable pour trois stations seulement: G2400, G2404 et surtout G2403. En incluant des effets convectifs aux stations pour lesquelles nous avons assez d'informations sur les débits (G2400 et G2404), on trouve une amélioration des prévisions, particulièrement pour la station G2404 où le modèle devient très satisfaisant. Les caractéristiques des stations peuvent expliquer ces résultats. La station G2400 est très profonde, avec un grand volume représentatif. D'autre part, étant donné que cette station est à la sortie du réservoir, les eaux qui y arrivent sont déjà stabilisées aux conditions du réservoir, et n'auraient pas des concentrations très différentes de celles y existant. L'inclusion des effets convectifs améliorent les prévisions, mais pas grandement. La station G2403 a une profondeur moyenne, et elle est située loin des affluents ou effluents majeurs. La station G2404 est située à côté d'un affluent important qui doit influencer fortement la concentration de la biomasse. Il est plus difficile d'expliquer pourquoi le modèle ne fonctionne pas aussi bien pour la station G2405. Comme à G2403, cette station est loin des affluents-effluents, et il n'y a donc pas d'effets convectifs significatifs dû aux débits des écoulements environnants. G2405 est la station la moins profonde (20 m). Schetagne & Roy (1985) ont d'ailleurs indiqué que, sauf pendant les mois de juillet et août pendant lesquels une faible stratification est observable, les eaux peuvent être considérées bien mélangées pendant le restant de la saison estivale. Riley & Prepas (1985), de leur côté, ont montré que les relations phosphore-chlorophylle sont significativement différentes dans les eaux mélangées. Sans écoulement convectif notable, les vents peuvent être la cause principale d'uniformité de la masse d'eau, un facteur que le modèle ne considère pas explicitement. Étant donné la profondeur relativement

moins grande des eaux environnantes de G2405, la possibilité d'une mise en suspension des algues et des nutrimentis ne peut être négligée.

Nos résultats démontrent l'importance des effets convectifs sur la densité du phytoplancton. L'estimation de la valeur numérique de certains paramètres des modèles dynamiques et statistiques à partir de données expérimentales pourrait être influencée par la présence ou non de tels effets. Dans le cas d'un modèle statistique, les valeurs estimées pour les paramètres sont biaisées si on ne considère pas toutes les variables importantes, bien que ces valeurs soient peu influencées par les variables non importantes (Draper & Smith, 1966; Johnson, 1981). À divers degrés, c'est sans doute la même situation pour les modèles dynamiques. Si des facteurs risquent d'être importants, il faut trouver une façon de les inclure dans un tel modèle.

Un autre aspect relativement plus inquiétant de nos résultats est le fait qu'en considérant les erreurs d'une façon linéaire, on a trouvé que les résultats du modèle étaient peu satisfaisants pour la station G2405. Par contre, en les traitant de façon logarithmique, ces résultats devenaient acceptables. Étant donné que les transformations log-log sont souvent utilisées, ceci suggère qu'il serait prudent de toujours calculer en plus les déviations linéaires d'un tel modèle.

Remerciements

Les auteurs remercient la Société d'Énergie de la Baie James (SEBJ) pour leur soutien financier à la réalisation de cette étude. Des remerciements plus particuliers sont adressés à messieurs D. Roy et R. Schetagne de la SEBJ pour les discussions fructueuses et les renseignements fournis.

Références

- AHLGREN, G., 1970. Limnological studies of Lake Norviken, an eutrophicated Swedish lake. II. Phytoplankton and its production. — *Schweiz. Z. Hydrol.*, 32: 353-396.
- DRAPER, N. & H. SMITH, 1966. Applied regression analysis. — Wiley-Interscience, New York, 407 p.
- JOHNSON, D., 1981. How to measure habitat — a statistical perspective. — Pages 53-57 in D. Capen (ed.). The use of multivariate statistics in studies of wildlife habitat. USDA Forest Serv. gen. tech. Rep. RM-87, Rocky Mountain Forest and Range experimental Station, Fort Collins, Colorado, 249 p.
- JORGENSEN, S. E., 1980. Lake management — water development, supply and management. Vol. 14. — Pergamon Press, Oxford, 167 p.
- MORRISON, K., N. THÉRIEN & B. MARCOS, 1987. Comparison of six models for nutrient limitations on phytoplankton growth. — *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, vol. 44.
- PAYRE, G. & M. DE BROISSIA, 1983. Déplacement des masses d'eau. — Rapport à la SEBJ de l'Université de Sherbrooke, 200 p.
- RILEY, E. & E. PREPAS, 1985. Comparison of the phosphorus-chlorophyll relationships in mixed and stratified lakes. — *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, 42: 831-835.
- SCHETAGNE, R. & D. ROY, 1985. Réseau de surveillance écologique du Complexe La Grande 1977-1984. Physico-chimie et pigments chlorophylliens. — Direction de l'Environnement, SEBJ, 158 p.
- SWARTZMAN, G. & R. BENTLY, 1979. A review and comparison of plankton simulation models. — *I.S.E.M. Journal*, 1: 30-81.
- THÉRIEN, N. & K. MORRISON, 1983a. Modèle de simulation de la dynamique planctonique avec application au réservoir LG-2. — Rapport à la SEBJ de l'Université de Sherbrooke, 75 p.
- THÉRIEN, N. & K. MORRISON, 1983b. Évolution des masses planctoniques à l'ensemble de LG-2. — Rapport à la SEBJ de l'Université de Sherbrooke, 78 p.
- THÉRIEN, N., K. MORRISON, M. DE BROISSIA & B. MARCOS, 1982. Simulation model of plankton dynamics in reservoirs of the La Grande River complex. — *Naturaliste can.*, 109: 869-881.

Annexe

Le taux de changement de la masse de plancton dans un volume d'eau VOL peut être relié aux débits massiques entrant et sortant de celui-ci de la façon suivante:

$$dM/dt = \sum_{i=1}^N FLE_i - FLS \quad (A-1)$$

- où M : la masse totale dans VOL (g)
 FLE_i: le flux massique de plancton dans l'affluent « i » (g • d⁻¹)
 FLS : le flux massique de l'effluent total (g • d⁻¹)
 N : le nombre d'affluents

Puisque la masse totale de plancton est le produit de la concentration de la biomasse B et du volume VOL:

$$M = (VOL) (B) \quad (A-2)$$

Le flux massique est également représenté par le produit du débit et de la concentration. Pour le flux massique de chacun des affluents « i »:

$$FLE_i = DEB_i B_i \quad (A-3)$$

Si le volume d'eau VOL est bien mélangé, la concentration dans l'effluent est égale à la concentration de biomasse B dans le volume VOL, et le flux massique de plancton dans l'effluent ayant un débit volumétrique DEB_{sort} s'exprime par:

$$FLS = DEB_{\text{sort}} B \quad (A-4)$$

Par définition, la dérivée du produit suivant s'écrit:

$$d(VOL)(B)/dt = VOL(dB/dt) + B(dVOL/dt) \quad (A-5)$$

Un bilan hydraulique différentiel montre que le taux de changement du volume VOL peut s'écrire:

$$dVOL/dt = \sum_{i=1}^N DEB_i - DEB_{\text{sort}} \quad (A-6)$$

Par substitution de la relation (A-2) dans (A-1) et la considération des relations (A-5) et (A-6) on peut isoler le terme suivant:

$$VOL (dB/dt) = \sum_{i=1}^N FLE_i - FLS - B \left(\sum_{i=1}^N DEB_i \right) + FLS \quad (A-7)$$

Considérant les relations (A-3) et (A-4) on peut maintenant écrire:

$$VOL(dB/dt) = \sum_{i=1}^N DEB_i B_i - B \left(\sum_{i=1}^N DEB_i \right) \quad (A-8)$$

et enfin

$$\frac{dB}{dt} = \frac{\left[\sum_{i=1}^N DEB_i B_i - B \left(\sum_{i=1}^N DEB_i \right) \right]}{VOL} \quad (A-9)$$

QUALITÉ DE L'EAU DE LA RETENUE AL MASSIRA AU MAROC

H. ABOUZAID, A. FOUTLANE et L. BOURCHICH

Division de contrôle de la qualité des eaux
Office national de l'eau potable (O.N.E.P.)
B. P. Rabat-Chellah-Rabat, Maroc

Résumé

La retenue Al Massira est située sur l'oued Oum Er Rbia et fut mise en eau en 1979. L'évolution de la qualité de l'eau du lac-réservoir est suivie par le laboratoire central de l'Office national de l'eau potable depuis sa mise en eau par la détermination d'un certain nombre de paramètres physiques, chimiques et biologiques. Les résultats montrent des stratifications thermiques dans la masse d'eau et des déficits en oxygène dissous dans l'hypolimnion pendant la période estivale. L'étude du phytoplancton a permis de mettre en évidence des biomasses importantes à certaines périodes de l'année. Les espèces rencontrées telles *Peridinium cinctum*, *Closterium aciculare*, *Cosmarium* sp. et *Tetraedron muticum*, sont caractéristiques des lacs mésotrophes à eutrophes situés dans les climats tempérés. Les groupes dominants sont les Chlorococcales, les desmidiacées et les dinophycées. La charge moyenne en phosphore total dans la zone trophogène et la valeur moyenne de pénétration de la lumière permettent également de classer le lac Al Massira dans la catégorie des lacs mésotrophes à eutrophes.

Abstract

Al Massira reservoir started to form when the dam that blocked the Oum Er Rbia River was closed in 1979. A water quality study of the reservoir was carried out by the central laboratory of the National Organization of Water Supply through the control of some physical, chemical and biological parameters. The results showed a temperature stratification of water and oxygen deficit in the hypolimnion during summer and a high phytoplankton biomass in certain periods of the year. The species encountered like *Peridinium cinctum*, *Closterium aciculare*, *Cosmarium* sp. and *Tetraedron muticum*, are characteristic of mesotrophic to eutrophic lakes situated in temperate climate. The dominant groups are Chlorococcales, Desmidiaceae and Dinophyceae. The total phosphorus mean load in the euphotic zone and the light penetration mean value permit also to classify the Al Massira reservoir into mesotrophic to eutrophic categories.

Introduction

La retenue Al Massira, construite sur l'oued Oum Er Rbia et mise en eau au cours de 1979, représente la plus grande des retenues marocaines. Elle est située à 90 km environ au sud de Casablanca (fig. 1). Cet ouvrage est à buts multiples: la fourniture d'eau pour la boisson et l'industrie (en projet), l'irrigation et la production d'énergie électrique. Le lac-réservoir Al Massira est le second barrage le long de l'oued après celui de Kasba Tadla; la distance entre les deux ouvrages est environ 125 km. Les principales caractéristiques de la retenue sont présentées dans le tableau I.

Le but de cette étude est de fournir un aperçu des fluctuations de la qualité de l'eau du lac-réservoir Al Massira à la lumière des résultats obtenus pendant la période d'étude 1980-1985.

Matériel et méthodes

La qualité de l'eau de la retenue Al Massira fut contrôlée une fois par trois mois au cours de 1980 et 1981 et une fois par mois à partir de 1982. La station de prélèvements se situe à quelques mètres du barrage.

MESURES PHYSIQUES ET CHIMIQUES

L'eau a été prélevée au moyen d'une bouteille de Ruttner de 2,5 L à la surface et à 0,5 m environ du fond du lac. Tous les prélèvements ont été effectués à partir d'un bateau. La température, la transparence (au disque de Secchi de 30 cm), le pH de l'eau (électrode de verre) ont été déterminés sur place, au moment du prélèvement. Toutes les autres analyses ont été effectuées au laboratoire. Les méthodes suivantes ont été utilisées: (1) orthophosphates: dosage colorimétrique

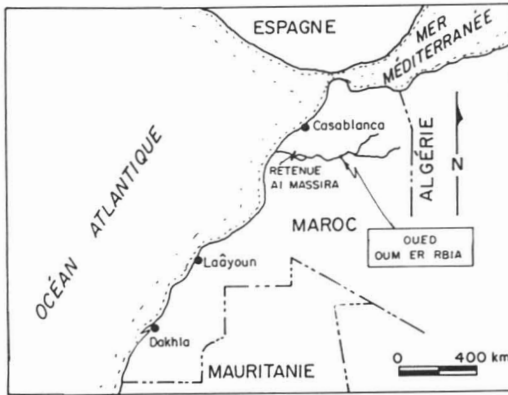


Figure 1. Localisation du lac-réservoir Al Massira.

au bleu de méthylène; (2) phosphore total: minéralisation en milieu acide suivie du dosage colorimétrique; (3) azote Kjeldahl: minéralisation d'après la méthode micro-Kjeldahl suivie du dosage colorimétrique; (4) ammoniacque: dosage colorimétrique par la méthode au bleu d'indophénol; (5) nitrates: dosage après réduction en nitrite et formation d'un composé diazoté coloré; (6) chlorures: dosage titrimétrique au nitrate mercurique; (7) fer et manganèse: dosage au moyen d'un spectrophotomètre d'absorption atomique Varian techtron AA-1475 B.

PHYTOPLANCTON

Des échantillons d'eau de la retenue furent prélevés du barrage à l'aide de l'échantillonneur Ruttner à 0,20 m au-dessous de la surface de l'eau. Le sous-échantillon destiné à l'analyse planctonique fut fixé au lugol. Au laboratoire, 10 à 50 mL furent mis à sédimenter pendant au moins 24 h. Le comptage des cellules était effectué à l'aide d'un microscope inversé Wild M40 suivant la méthode d'Utermöhl (1958). Les résultats des

comptages furent ensuite convertis en biomasse volume (biovolume) selon la méthode de Lohmann (1908).

Les identifications des espèces algales ont été faites essentiellement en se fondant sur Bourrelly (1966, 1968, 1970), Philipose (1967), Huber-Pestalozzi (1938, 1941, 1942, 1955, 1961, 1968, 1972) et Hustedt (1930).

ZOOPLANCTON

Le prélèvement d'échantillons consistait en des traits verticaux de deux filets de vide de maille de 200 et de 55 μm depuis 6 m de profondeur jusqu'à la surface. Ces deux filets ont un diamètre d'ouverture de 17 cm et une longueur de 1 m. Le filtrat était récupéré dans un flacon en verre de 500 mL et fixé également au lugol. Au laboratoire, le contenu du flacon était versé dans un cône de sédimentation gradué et le volume des organismes sédimentés lu sur le cône après 24 h; le résultat est exprimé en mL/m^3 . Un millilitre du dépôt était prélevé pour remplir une chambre de comptage de type Sedgewick Rafter dans laquelle était effectué le dénombrement des principaux genres. En tenant compte du volume d'eau filtré et du facteur de concentration, les résultats sont exprimés en nombre d'individus par mètre cube d'échantillon.

L'identification des organismes du zooplancton a été effectuée principalement en s'appuyant sur Dussart (1967, 1969), Ruttner-Kolisko (1974), Rosalind (1978), Amoros (1984) et Korineks (1984).

Résultats et discussion

HYDROLOGIE

La retenue est alimentée par l'oued Oum Er Rbia, le seul fleuve pérenne de toute la région et dont le débit d'étiage est voisin de $30 \text{ m}^3/\text{s}$. Les apports liquides totaux dans la retenue ont deux origines: les apports de crues naturelles et ceux provenant des lâchers de barrages situés en amont d'Al Massira. Les apports liquides totaux à la retenue, estimés par l'Administration de l'hydraulique du Maroc, à partir des bilans hydrauliques mensuels de la retenue (tableau II), montrent que les apports sont caractérisés par une grande irrégularité d'une année à l'autre allant de 755 à $3179 \times 10^6 \text{ m}^3$ pour la période d'observation. Les débits mensuels moyens sont assez irréguliers dans le temps et sont essentiellement concentrés pendant la période hivernale. L'apport maximal de $380 \times 10^6 \text{ m}^3$ est enregistré pendant le mois d'octobre 1979. Le débit mensuel minimal est relevé le mois d'août 1983 et correspond à $33,6 \times 10^6 \text{ m}^3$.

TABLEAU I

Caractéristiques de la retenue Al Massira

Paramètres	Valeurs
Surface du bassin versant (km^2)	28 500
Profondeur maximale (m)	40
Profondeur moyenne à la côte normale (m)	20
Longueur (km)	30
Cote normale (NGM)	285
Volume au niveau normal 10^6 m^3	2 800
Temps de séjour (mois)	10-42

TABLEAU II

Apports liquides totaux à la retenue Al Massira

Année agricole	Volume (10 ⁶ m ³)	Débit moyen annuel (m ³ /s)
1978-1979	3 179	101
1979-1980	2 298	72,8
1980-1981	1 254	39,8
1981-1982	1 216	38,6
1982-1983	771	24,4
1983-1984	755	23,9
1984-1985	923	29,3

pectivement 23,6°C (en septembre 1984) et 13°C (en janvier et avril 1983 ainsi qu'en février 1985). Durant les trois dernières années, le cycle annuel de la température semble assez régulier; après une période d'homothermie hivernale (entre le début de décembre et le début de janvier), l'écart de température entre la surface et le fond de la retenue croît pour atteindre son maximum en période estivale. L'écart maximal de température constaté lors de la période de stratification estivale (23 juillet 1980) entre la surface et le fond est de 6,8°C.

Transparence

Les paramètres qui sont plus ou moins directement liés à la pénétration de la lumière dans l'eau sont la profondeur du disque de Secchi, les matières en suspension et la turbidité mesurée par effet néphélométrique. Durant la période d'étude, la profondeur du disque de Secchi a varié entre 1 et 6 m, les faibles valeurs coïncidant avec une biomasse de phytoplancton total relativement importante. Les valeurs élevées de la profondeur du disque de Secchi ont été enregistrées à des périodes où les quantités du phytoplancton total sont faibles.

QUALITÉ DE L'EAU

Les valeurs des principales variables physiques et chimiques sont présentées dans le tableau III.

Température

La retenue Al Massira appartient au type des lacs monomictiques chauds. À la surface de la retenue, la valeur maximale de 26,2°C a été enregistrée en septembre 1980 et la valeur minimale de 12,1°C a été relevée en février 1983 (fig. 2A). Les valeurs correspondantes au fond sont res-

TABLEAU III

Principaux paramètres de qualité de l'eau de la retenue Al Massira

Variable	Niveau de mesure	Minimum	Maximum
Température de l'eau (°C)	Surface	12,1	26,2
	Fond	13	23,5
pH	Surface	8,05	9,10
	Fond	7,30	8,40
Oxygène dissous (mg O ₂ /L)	Surface	4,5	11,5
	Fond	0,0	9,0
Nitrates (mg NO ₃ /L)	Surface	0,40	9,84
	Fond	0,39	8,95
Phosphates totaux (mg PO ₄ /L)	Surface	0,016	0,68
	Fond	0,025	0,43
Orthophosphates (mg PO ₄ /L)	Surface	0,00	0,58
	Fond	0,00	0,21
Minéralisation totale (mg/L)	Surface	656	1339
	Fond	594	1227
Fer (mg/L)	Surface	0,00	0,31
	Fond	0,01	0,31
Manganèse (mg/L)	Surface	0,00	0,05
	Fond	0,00	0,47
Chlorures (mg/L)	Surface	229	410
	Fond	196	390
Profondeur du disque de Secchi (cm)	—	100	600
Biomasse du phytoplancton (µg/L)	Surface	900	52 000

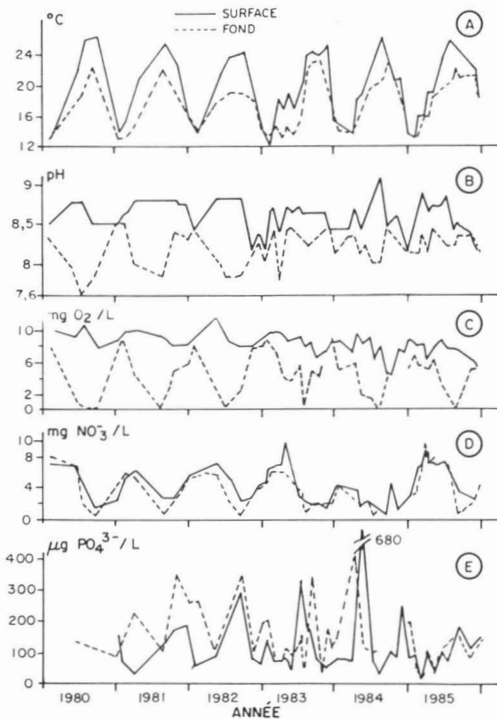


Figure 2. Fluctuations en surface et au fond des variables suivantes : (A) température; (B) pH; (C) oxygène dissous; (D) nitrates; (E) phosphates totaux.

La figure 3 illustre les variations de profondeur du disque de Secchi. Les matières en suspension montrent une variation régulière entre 0 et 18 mg/L avec une valeur exceptionnelle de 83 mg/L enregistrée le 19 janvier 1983.

pH

Le pH de l'eau de surface de la retenue oscille entre 8,05 et 9,1, observées respectivement pendant les mois d'août 1984 et novembre 1985 (fig. 2B). Les valeurs extrêmes pour le fond sont

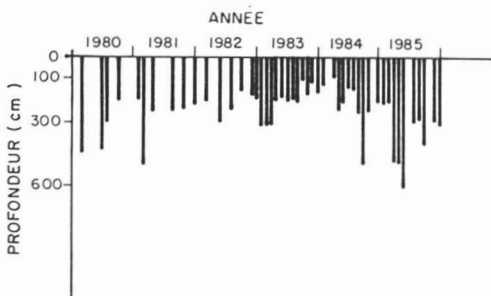


Figure 3. Fluctuations de la transparence (disque de Secchi).

7,6 (juillet 1980) et 8,5 (février 1981). L'évolution annuelle du pH accuse des irrégularités tant à la surface qu'au fond de la retenue. Ces irrégularités peuvent s'expliquer par les variations de l'ensoleillement, donc par le changement de l'énergie disponible pour la photosynthèse ou par la chute de la population algale. Cependant, le pH au fond de la retenue le plus élevé en période d'homothermie, diminue au cours de la période estivale, sans toutefois jamais atteindre des valeurs pouvant entraîner la mobilisation du phosphore, du fer et du manganèse à partir des sédiments.

Oxygène

Dans l'épilimnion, l'oxygène dissous varie entre 4,5 et 11,5 mg/L (fig. 2C). Dans l'hypolimnion, la valeur maximale de 8,5 mg/L a été enregistrée en janvier 1983. L'absence d'oxygène dissous y a été constatée au mois de septembre 1980. Des quantités d'oxygène inférieures au milligramme par litre y ont été enregistrées à plusieurs reprises aux périodes suivantes : juillet 1980 et 1982, août 1981 et 1984 et septembre 1985. Les nitrates sont alors presque totalement consommés (concentrations voisines de 0,40 mg NO₃/L), ce qui explique probablement le rôle des nitrates dans le retardement de l'apparition de l'anaérobiose totale dans la couche hypolimnion par le biais de la réaction de dénitrification constatée dans l'étude d'une autre retenue au Maroc (Abouzaid *et al.*, 1984).

Matières azotées

Les teneurs en nitrates sont moins dépendantes des apports liquides dans la retenue. En surface, elles sont comprises entre 0,6 et 9,8 mg NO₃/L, au fond de la retenue elles varient de 0,4 à 7,8 mg NO₃/L (fig. 2D). Leur concentration maximale, aussi bien à la surface qu'au fond du barrage, est constatée après la fin de la période d'homothermie. La consommation des nitrates à la surface de la retenue est causée par leur utilisation au cours de la production algale. Au fond, leur diminution est imputée au fait qu'ils servent à maintenir les conditions oxygènes.

Les autres formes d'azote dosées, l'azote Kjeldahl et l'azote ammoniacal, montrent des valeurs comprises respectivement entre 0,14-1,28 mg N/L et 0,01-0,30 mg de N-NH₄⁺/L.

Phosphates

Les concentrations en phosphates totaux dans le barrage ne sont pas liées directement aux apports liquides à la retenue. Cela est probablement lié à l'action des barrages situés en amont d'Al Massira qui ôtent à l'eau une partie du phosphore, essentiellement sous forme particulaire, par sédimentation.

TABLEAU IV
Biomasse maximale du phytoplancton produite
dans l'année par chaque espèce¹

	Unité ²	Volume unitaire (µm ³)	Année				
			1981	1982	1983	1984	1985
CHLOROPHYCÉES							
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> var. <i>acicularis</i>	C	50	—	2	—	—	2
<i>Ankyra judai</i>	C	2 100	—	25	74	—	403
<i>Botryococcus braunii</i>	Col.	14 000	—	—	—	490	364
<i>Carteria cordiformis</i>	C	2 000	70	174	36	—	36
<i>Chodatella quadriseta</i>	C	900	660	115	770	126	440
<i>Closterium aciculare</i>	C	130	—	5	3	7	5
<i>C. aciculare</i> var. <i>subpronum</i>	C	3 900	—	—	9 395	16 684	1 158
<i>Coelastrum microporum</i>	Col.	15 600	546	359	281	281	546
<i>C. reticulatum</i>	Col.	9 400	20	113	113	—	329
<i>Cosmarium</i> sp.	C	3 700	5 920	5 772	1 103	3 293	3 293
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	Col.	82 000	—	—	—	1 476	738
<i>Oocystis</i> sp.	Col.	11 000	770	2 431	1 155	957	968
<i>O. crassa</i>	C.	5 700	2 189	9 855	3 682	3 984	6 766
<i>Pediastrum duplex</i>	Col.	29 500	—	531	1 564	531	266
<i>P. simplex</i>	Col.	36 500	1 278	657	2 373	1 278	657
<i>Phacotus lenticularis</i>	C	900	—	—	16	—	—
<i>Scenedesmus bijugatus</i>	Col.	7 800	203	452	452	413	960
<i>S. quadricauda</i>	Col.	1 400	49	17	25	25	98
<i>Staurastrum paradoxum</i>	C	9 000	630	522	630	162	—
<i>Tetraedron muticum</i>	C	400	5	23	484	1 166	52
DIATOMÉES							
<i>Chaetoceros muelleri</i>	C	160	—	—	—	62	3
<i>Cyclotella</i> sp.	C	1 800	8	839	880	220	63
<i>Melosira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	F	2 500	—	—	—	—	290
<i>Nitzschia acicularis</i>	C	500	—	—	9	27	—
<i>Nitzschia</i> sp.	C	800	—	—	14	21	—
<i>Synedra acus</i>	C	2 600	91	182	637	408	115
CYANOPHYCÉES							
<i>Anabaena</i> sp.	F	3 100	84	—	—	202	28
<i>Aphanizomenon</i> sp.	F	2 500	—	—	2 738	245	—
<i>Lyngbya limnetica</i>	F	600	—	111	759	4	254
<i>Merismopedia glauca</i>	Col.	500	—	—	—	9	9
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Col.	119 000	—	4 165	2 142	—	1 071
<i>Oscillatoria</i> sp.	F	6 600	706	—	2 515	1 386	264
DINOPHYCÉES							
<i>Ceratium hirundinella</i>	C	103 000	3 605	1 236	1 854	1 854	1 854
<i>Peridinium cinctum</i>	C	68 000	45 152	3 944	8 296	7 140	5 916
CRYPTOPHYCÉES							
<i>Croomonas caudata</i>	C	150	—	18	7	32	47
<i>Cryptomonas</i> sp.	C	2 500	438	263	830	743	873
EUGLÉNOPHYCÉES							
<i>Phacus orbicularis</i>	C	9 600	—	—	173	—	—
<i>Trachelomonas</i> sp.	C	2 600	—	31	47	—	44
CHRYSOPHYCÉES							
<i>Dinobryon</i> sp.	C	1 500	—	—	74	—	—

¹ Biomasse exprimée en µg/L.

² C: cellule; Col.: colonie; F: filament de 200 µm

À la surface de la retenue, les valeurs du phosphore total varient généralement entre 25 et 240 $\mu\text{g PO}_4/\text{L}$ avec des valeurs exceptionnelles: 310 $\mu\text{g}/\text{L}$ le 21 septembre 1982, 330 le 15 juillet 1983 et 680 le 11 mai 1984 (fig. 2E). Ces valeurs élevées peuvent être liées aux rejets de la laverie de l'Office cherifien des phosphates qui aboutissent dans l'oued Oum Er Rbia en amont de la retenue Al Massira. Le même ordre général de grandeur de teneur en phosphore est observé dans les couches profondes du barrage, les valeurs extrêmes obtenues ont été 340 $\mu\text{g PO}_4/\text{L}$ le 20 octobre 1981, le 21 septembre 1982 et le 8 septembre 1983 ainsi que 430 $\mu\text{g}/\text{L}$ le 11 avril 1984. Ces valeurs élevées peuvent être dues aux effets de sources de pollution dans le bassin versant, étant donné que les valeurs limites du pH et le phénomène d'anaérobiose, susceptibles de libérer du phosphore des sédiments, ne sont pas observés dans la retenue au moment des prélèvements correspondants.

PHYTOPLANCTON

Les espèces rencontrées au cours des comptages durant la période d'étude sont regroupées dans le tableau IV, ainsi que leur biomasse maximale produite dans l'année. Les figures 4 et 5 montrent respectivement les variations de la biomasse du phytoplancton total et des principales classes d'algues identifiées dans le lac-réservoir.

Du point de vue biomasse, abondance numérique et diversité spécifique, les chlorophycées ont dominé durant la période d'étude à l'exception de l'année 1981 où les dinophycées ont montré parfois des biomasses plus importantes (avril et août). Les composantes des chlorophycées sont essentiellement *Chodatella quadriseta*, *Cosmarium* sp., *Oocystis crassa*, *Pediastrum simplex*, *Scenedesmus bijugatus*, *Staurastrum paradoxum*, *Tetraedron muticum* et *Closterium aciculare* var. *subpronum*. Cette dernière, rencontrée depuis octobre 1983 à février 1985, a dominé les autres espèces de novembre 1983 à août 1984 et en janvier 1985 avec des biomasses de l'ordre de 6 000 à 17 000 $\mu\text{g}/\text{L}$. À partir de février 1985, cette espèce n'est plus rencontrée.

Les cyanophycées (fig. 5) sont moins fréquentes et moins abondantes. Il y a eu d'abord une faible et courte apparition d'*Anabaena* et d'*Oscillatoria* en octobre 1981, puis de *Lyngbya* en novembre 1982. L'année 1983 a montré une plus grande diversité et abondance avec *Lyngbya* jusqu'en septembre (maximum en juillet), *Microcystis* de juin à août, *Aphanizomenon* d'août à novembre, *Oscillatoria* de septembre à novembre. L'année 1984 est caractérisée par la disparition de *Lyngbya* à l'exception du mois de juillet, *O-*

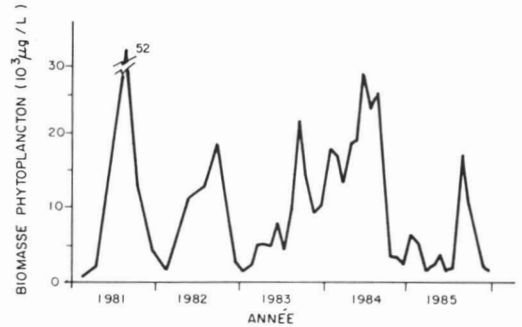


Figure 4. Fluctuations de la biomasse de phytoplancton.

cillatoria, *Anabaena* et *Aphanizomenon* d'août à décembre avec dominance d'*Oscillatoria* en août, *Aphanizomenon* de novembre à août. En 1985, nous n'avons rencontré que *Lyngbya* et *Oscillatoria*, la première de juin à septembre avec un pic en août, la deuxième en novembre et décembre mais en très faible quantité.

Les diatomées sont plus fréquentes mais moins abondantes; les principaux représentants en sont *Cyclotella* et *Synedra* avec dominance de la première en février 1981, décembre 1982, février et mars 1983 et la deuxième en août 1983 et décembre 1985. Les autres espèces moins fréquentes sont *Nitzschia acicularis*, observé en mai 1983 et de janvier à mars 1984, *Chaetoceros muelleri* en octobre 1984 où il était l'espèce dominante et *Melosira granulata* apparu uniquement en mars 1985.

Les dinophycées (fig. 5) sont représentées par *Peridinium cinctum* et *Ceratium hirundinella*. À l'exception du mois d'août 1981 où *Peridinium* a atteint un maximum de 45 152 $\mu\text{g}/\text{L}$, celui-ci n'a jamais dépassé 8 300 $\mu\text{g}/\text{L}$ au cours des années suivantes. *Ceratium* reste relativement peu abondant et moins fréquent que *Peridinium*. Cependant, comparés aux autres composantes du phytoplancton, *Peridinium* et *Ceratium* représentent des biomasses importantes dues à leur volume cellulaire, respectivement égal à 68 et à $103 \times 10^3 \mu\text{m}^3$ (tableau IV).

Les cryptophycées montrent une présence constante durant toute la période d'étude mais avec une abondance relativement faible. Les maxima relevés vont en croissant de 1981 à 1984.

En résumé, de 1981 à 1985, il est noté des changements qualitatifs et quantitatifs dans la communauté phytoplanctonique, notamment une diminution de l'importance de *Cosmarium* à partir de février 1985 où de nouvelles espèces sont apparues tels *Microcystis*, *Aphanizomenon* et *Oscillatoria* avec dominance de *Lyngbya* en 1983,

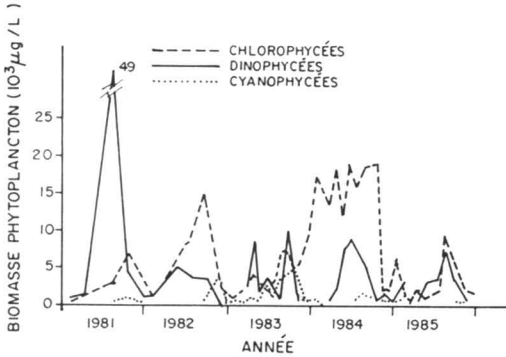


Figure 5. Fluctuations de la biomasse des principales classes d'algues.

d'*Oscillatoria* en 1984 et de *Lyngbya* en 1985. L'apparition de *Closterium acicule* var. *subpronum* en décembre 1983 et qui a montré une multiplication intense durant toute l'année 1984 où elle était l'espèce dominante, a disparu à partir de février 1985. *Peridinium cinctum*, présent durant toute la période d'étude, n'a jamais été aussi abondant qu'en 1981. Signalons également une courte apparition de *Chaetoceros muelleri* en octobre 1984 et de *Melosira granulata* en mars 1985.

Ces changements peuvent être considérés comme témoins d'une retenue à la recherche d'un équilibre mais à tendance parfois nettement eutrophe.

ZOOPLANCTON

Les échantillons de zooplancton utilisés pour les comptages et la détermination des volumes, contiennent parfois des quantités non négligeables de phytoplancton. Les volumes du plancton retenu par les filets de vide de maille respectivement de 200 et de 55 µm font l'objet de la figure 6. Les comptages n'ont pas été effectués en 1984 mais une estimation du pourcentage relatif des espèces montrait une nette dominance de *Diaphanosoma brachyurum*, particulièrement durant l'été. Les taxons les plus abondants sont dans l'ordre d'importance numérique: *Diaphanosoma*, *Daphnia*, les cyclopoïdes et les rotifères (essentiellement *Asplanchna*).

Dans les cladocères, on trouve *Daphnia galeata*, *D. longispina*, *D. magna*, *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia reticulata* et *Diaphanosoma brachyurum*. La richesse spécifique et l'abondance des cladocères peuvent s'expliquer par l'abondance des Chlorococcales tels *Chodatella*, *Coelastrum*, *Oocystis*, *Pediastrum*, *Scenedesmus* et *Tetraedron*, ainsi que par les détritux qui en résultent. Le rotifère *Asplanchna* semble y trouver également des conditions favorables à son dé-

veloppement. *Asplanchna* serait le seul consommateur de *Peridinium cinctum* et pourrait donc jouer un rôle dans le contrôle de son développement (Serruya, 1975).

Les copépodes sont représentés essentiellement par les cyclopoïdes, à l'exception des prélèvements du 17 avril 1984 et du 23 janvier 1986 où nous avons relevé la présence d'un calanoïde, *Neolovenula alluandi*, signalée par Dussart (1967) comme espèce vivant dans les eaux temporaires au printemps. Depuis son identification, cette espèce a été rencontrée en abondance dans d'autres lacs-réservoirs marocains où elle est parfois l'espèce dominante, comme par exemple dans le lac d'El Kansera. À côté de *Asplanchna*, les rotifères les plus fréquents sont *Filina opoliensis*, *Keratella quadrata*, *K. valga* et *Polyarthra* sp.

ÉTAT TROPHIQUE

Les modèles mathématiques permettant d'établir le diagnostic relatif à l'état trophique des lacs sont actuellement développés pour les lacs de climat tempéré froid. Ces derniers sont en général dimictiques, avec des apports liquides beaucoup plus réguliers et un niveau d'eau stable dans le temps. Ils ne peuvent donc pas être appliqués aux cas de lacs-réservoirs en climat chaud, sans subir de profondes modifications (R. A. Vollenweider, comm. pers.) Il existe un autre problème d'application. Les bassins versants des lacs en climat chaud sont en effet peu boisés et conséquemment fortement exposés à l'érosion, de sorte que le calcul de la charge de phosphore en surface — paramètre essentiel de ces modèles — est rendu très difficile, parce qu'il est fondé sur les apports à la retenue. Par ailleurs, les apports en éléments nutritifs par les rivières, essentiellement d'origine diffuse, sont extrêmement élevés et nettement supérieurs à la charge réelle de phosphore observée dans les retenues.

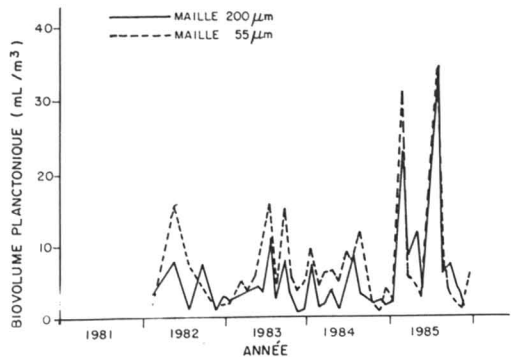


Figure 6. Fluctuations des volumes de plancton obtenus par les filets de vide de maille de 55 µm et de 200 µm.

En dépit des limitations précitées, une tentative a été effectuée pour déterminer l'état trophique de la retenue d'Al Massira sur la base des graphiques de distribution de la probabilité d'état trophique en fonction de certains paramètres de la qualité de l'eau mesurés au niveau de la retenue. Cette tentative a permis de classer le lac Al Massira, avec 39 µg/L de phosphore total et 264 cm de transparence au disque de Secchi, parmi les retenues mésotrophes avec une probabilité de 65 % et eutrophes avec une probabilité de 35 %. Les espèces tels *Closterium aciculare*, *Cosmarium punctulatum*, *Tetraedron muticum* sont entre autres caractéristiques des lacs mésotrophes à eutrophes situés dans les climats tempérés. D'une façon générale, la nature et l'abondance du phytoplancton, notamment les Chlorococcales, les desmidiacées, les cyanophycées et les dinophycées, amènent à classer également le lac Al Massira dans la catégorie des lacs mésotrophes à tendance eutrophe (Hutchinson, 1967).

Conclusion

Les résultats obtenus au cours de la période d'étude ont mis en exergue que le lac-réservoir Al Massira présente des symptômes révélateurs de la dégradation de la qualité de l'eau tels que le déficit en oxygène dans l'hypolimnion et une biomasse importante en période estivale. Le lac a été classé également dans la catégorie des lacs mésotrophes à tendance eutrophe, ce qui incite à prendre des dispositions appropriées lors de l'utilisation des eaux du lac pour la production d'eau de consommation et d'eau à usage industriel.

Références

- ABOUZAIID, H., L. LANDNER, & T. FALKOWSKI, 1984. Résultats de l'étude de l'eutrophisation dans le cas du lac de barrage Sidi Mohammed Ben Abdellah au Maroc. — Bull. Qualité Eau, Vol. IX: 35-39.
- AMOROS, C., 1984. Crustacés cladocères. — Bull. Soc. linn. Lyon, 53^e année, n° 3, p. 72-112.
- BOURRELY, P., 1966. Les algues d'eau douce. Tome I: les algues vertes. — N. Boubée & Cie, Paris, 551 p.
- BOURRELY, P., 1968. Les algues d'eau douce. Tome II: les algues jaunes et brunes, Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées. — N. Boubée & Cie, Paris, 438 p.
- BOURRELY, P., 1970. Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome III: les algues bleues et rouges, les Euglénophycées, Périidiniens et Cryptomonadines. — N. Boubée & Cie, Paris, 512 p.
- DUSSART, B., 1967. Les copépodes des eaux continentales de l'Europe occidentale. Tome I: Calanoïdes et Harpacticoides. — N. Boubée & Cie, Paris, 500 p.
- DUSSART, B., 1969. Les copépodes des eaux continentales de l'Europe occidentale. Tome II: Cyclopoïdes et biologie. — N. Boubée & Cie, Paris, 292 p.
- HUBER-PESTALOZZI, G., 1938. Das phytoplankton des Süßwassers. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchh and lung (Nägele u. obermiller). Allgemeiner Teil, Blaualgen, Bacterien und, Pilze. Teil 1. — Die Binnengewasser, Bd. 16, 342 p.
- HUBER-PESTALOZZI, G., 1941. Das phytoplankton des Süßwassers. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchh and lung (Nägele u. obermiller). Chrysophyceae/Farblose Flagellaten/heterolonten. Teil 2, Hälfte 1. — Die Binnengewasser, 365 p.
- HUBER-PESTALOZZI, G., 1942. Das phytoplankton des Süßwassers. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchh and lung (Nägele u. obermiller). Diatomeen Hälfte 2. — Binnengewasser, 549 p.
- HUBER-PESTALOZZI, G., 1955. Das phytoplankton des Süßwassers. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchh and lung (Nägele u. obermiller). Euglenophyceae. Teil 4. — Binnengewasser, Bd. 16, 606 p.
- HUBER-PESTALOZZI, G., 1961. Das phytoplankton des Süßwassers. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchh and lung (Nägele u. obermiller). Chlorophyceae (Grünalgen), ordnung: Volvocales. Teil 5. — Die Binnengewasser, Bd. 16, 744 p.
- HUBER-PESTALOZZI, G., 1968. Das phytoplankton des Süßwassers E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchh and lung (Nägele u. obermiller). Cryptophyceae, Chloromonadophyceae, Dinophyceae. Teil 3. — Die Binnengewasser, Bd. 16, 322 p.
- HUBER-PESTALOZZI, G., 1972. Das phytoplankton des Süßwassers. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchh and lung (Nägele u. obermiller). Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Tetrasporales. Teil 6. — Die Binnengewasser, Bd. 16, 115 p.
- HUSTEDT, F., 1930. Bacillariophyta (Diatomaceae). — In A. Pascher (ed.). Die Süßwasserflora Mitteleuropas. Gustav Fischer, Jena, 466 p.
- HUTCHINSON, G. E., 1967. A treatise on limnology. Vol. II. — John Wiley and Sons Inc., New York, 1115 p.
- KORINEKS, V., 1984. Cladocères. Volume XIII, Fascicule 2. — Cercle hydrobiologique de Bruxelles, 117 p.
- LOHMANN, H., 1908. Untersuchungen. Zur Feststellung des vollständigen Gehaltes des Meeres an Plankton. — Wiss. Meeresunters, Abt. Kiel, 10: 132-170.
- PHILIPOSE, M. I., 1967. Chlorococcales. — Indian Council of agricultural Research, New Delhi, 365 p.
- ROSALIND, M. P., 1978. A key to the British freshwater planktonic rotifera. — Scient. Publs Freshwat. biol. Ass., no. 38, 178 p.
- RUTTNER-KOLISKO, A., 1974. Plankton rotifers, biology and taxonomy. Volume XXVI, Part I [English translation from German]. — Die Binnengewasser, Stuttgart, 146 p.
- SERRUYA, C., 1975. Nitrogen and phosphorus balances and load biomass relationship in Lake Kinneret. — Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol., 19: 1357-1369.
- UTERMÖHL, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitative Phytoplankton: Methodik. — Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol., 9: 1-38.

CHARGE ÉNERGÉTIQUE DE DIFFÉRENTES CLASSES DE TAILLE PHYTOPLANCTONNIQUES EN MILIEU LACUSTRE EUTROPHE

C. AMBLARD et G. BOURDIER

*Laboratoire de zoologie, U.A. CNRS 040138
Université de Clermont II, B.P. 45
63170 Aubière, France*

Résumé

Les valeurs globales de charge énergétique adénylique (CE: $ATP + 1/2 ADP / ATP + ADP + AMP$) obtenues en milieu naturel étant le plus souvent le résultat d'une moyenne entre différentes populations phytoplanctoniques, le dosage des nucléotides adényliques a été réalisé sur trois classes de taille. Conformément au niveau trophique du lac étudié, la fraction nanoplanctonique (0,2-12 μm) représente, en général, une partie relativement faible de la biomasse totale estimée à partir de l'ATP (moyenne de 22 %). En outre, les valeurs de CE du microplancton (12-160 μm) apparaissent régulièrement plus élevées que celles du nanoplancton (0,2-12 μm). Pour le microplancton, les valeurs extrêmes sont 0,63 et 0,88 (moyenne: 0,76) alors que le nanoplancton présente des valeurs allant de 0,44 à 0,81 (moyenne de 0,63). Les relations entre les valeurs de CE observées pour les différentes classes de taille phytoplanctoniques et l'intensité des phénomènes d'assimilation photosynthétique de ces dernières sont examinées.

Abstract

Adenine nucleotides and energy charge measurements were carried out on various size fractions of natural phytoplankton in an eutrophic lake. Nanoplankton (0,2-12 μm) biomass represented a low part (mean: 22 %) of total biomass, in accordance with the trophic status of this lake. In addition, microplankton (12-160 μm) energy charge were higher than nanoplankton one. Indeed, extreme values of microplanktonic fraction were respectively 0.63 and 0.88 (mean: 0.76), whereas nanoplankton values ranged between 0.44 to 0.81 (mean: 0.63). Lastly, relations between energy charge values of these various size fractions and productivity were considered.

Introduction

Métabolite spécifique de la matière vivante, l'ATP est en quantité relativement constante dans la cellule, bien que soumis à des variations selon l'état physiologique des organismes (Karl, 1980). Ces deux propriétés font de l'ATP un paramètre estimatif de la biomasse microplanctonique, au sens strict du terme.

Par ailleurs, l'ATP joue un rôle majeur dans le métabolisme cellulaire, dans la mesure où il constitue l'intermédiaire obligatoire dans tous les processus de transfert d'énergie chimique. Selon Atkinson (1968), l'état d'énergie de la cellule est assez bien représenté par le niveau de remplissage, en liaisons phosphate riches en énergie, du système ADP-ATP-AMP. Pour mesurer cet « état d'énergie », la charge énergétique (CE) a été définie par le rapport suivant:

$$CE = \frac{ATP + 1/2 ADP}{ATP + ADP + AMP}$$

Cependant, l'une des grandes difficultés pour l'étude, en milieu naturel, d'indicateurs écophysiologiques tels que la charge énergétique, réside dans le fait que les valeurs obtenues résultent d'une moyenne entre des populations phytoplanctoniques susceptibles de présenter des états physiologiques différents, et peuvent donner, ainsi, une image déformée de la réalité. Ce problème se pose, d'ailleurs, pratiquement pour tous les descripteurs de l'activité biologique utilisés en milieu naturel. La réalisation d'un fractionnement par classe de taille est une première étape vers la résolution de cette difficulté. Dans cette optique, lors d'une étude réalisée au lac d'Aydat (France), le dosage des nucléotides adényliques a permis par sa sensibilité, de différencier trois classes de taille: 0,2-12 μm ,

12-160 μm et 0,2-160 μm . Ce fractionnement a été effectué avec deux objectifs principaux : estimer l'importance relative de ces deux fractions phytoplanctoniques et connaître les valeurs respectives de la charge énergétique des classes correspondantes.

La limite supérieure de la fraction nanoplanctonique (12 μm) peut paraître faible, mais elle a été retenue, compte tenu de l'importance de l'extraction, afin de réaliser les filtrations à 0,2 μm et à 12 μm strictement dans les mêmes conditions, avec notamment le même type de membranes filtrantes de la marque *Sartorius*. De plus, il faut préciser qu'il n'existe pas de définition stricte de la fraction nanoplanctonique puisque selon les auteurs, la limite supérieure de cette classe fluctue entre 10 et 60 μm (Rai, 1982).

Matériel et méthodes

L'étude a porté sur le lac d'Aydat (France), lac à caractère eutrophe dont les caractéristiques morphométriques ont été mentionnées par Millérioux (1976). Les prélèvements ont été effectués au point central du lac qui présente une profondeur de 15 m, et aux différents niveaux suivants : près de la surface, -1, -2, -4, -7, -10 m et près du fond. Les résultats présentés ici correspondent à une série de 32 campagnes hebdomadaires de prélèvements, réalisées d'avril à novembre 1984, soit au total 224 échantillons. Ces résultats font partie d'une étude globale menée sur la structure et le fonctionnement (dynamique, biomasse, activité métabolique) des communautés planctoniques de ce lac et dont les principales conclusions sont développées par ailleurs (Amblard, 1986).

PRÉLÈVEMENTS

Les échantillons prélevés à la bouteille Van Dorn et préfiltrés sur un filtre d'ouverture de maille de 160 μm afin d'éliminer la plus grande partie du zooplancton, furent traités aussi rapidement que possible, en évitant de leur faire subir des variations de température et de luminosité trop importantes. Pour cela les flacons de prélèvements aussitôt remplis, furent disposés dans un récipient contenant de l'eau à une température proche de celle du lac, les échantillons provenant des zones les plus profondes étant partiellement recouverts d'une toile opaque.

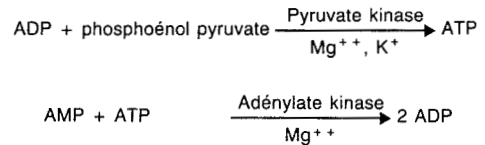
EXTRACTION

Les cellules microplanctoniques sont recueillies sur filtres *Sartorius* (porosité de 0,2 ou 12 μm , diamètre de 5 cm), après une filtration sous vide réalisée avec une pression très faible, et toujours inférieure à 100 mm de Hg. Avant qu'il ne soit

complètement sec, le filtre est alors placé dans un tube contenant deux mL de DMSO (diméthylsulfoxyde à 99 % Merck), tube qui est agité pendant 20 secondes sur vortex. Deux minutes plus tard, 10 mL de tampon MOPS sont ajoutés dans le tube qui est de nouveau agité sur vortex pendant 20 secondes (Amblard & El Magouri, 1985). L'extrait est d'abord refroidi dans une glacière puis ensuite congelé dans l'azote liquide sur le terrain, afin que le refroidissement soit rapide mais progressif. Le volume de filtration a été fixé à 20 ou 50 mL selon l'abondance du microplancton.

DOSAGE ENZYMATIQUE

Le dosage est réalisé par la méthode à la luciférase (Strehler & Totter, 1952) après conversion de l'AMP et de l'ADP en ATP (Pradet, 1967) selon un protocole expérimental décrit par ailleurs (Amblard, 1979). Ces transformations enzymatiques sont effectuées selon les équations suivantes :



La quantification de l'émission de lumière est effectuée grâce à un photomètre PICO-ATP (Jobin et Yvon). Toutes les possibilités d'inhibition de l'émission lumineuse sont corrigées par l'emploi systématique de standards internes.

INTERFÉRENCE BACTÉRIENNE

Les dénombrements bactériens réalisés en microscopie à épifluorescence sur ce lac (Marvalin, 1985) aboutissent à des densités de l'ordre de 10^5 à 10^6 cellules $\cdot \text{mL}^{-1}$. Si l'on retient la transformation proposée par Fuhrman & Azam *in* Hanson & Lowery (1985), à savoir 1 cellule bactérienne = 5×10^{-15} g de carbone, cette interférence bactérienne ne représente, en moyenne, que 1 à 5 % de la biomasse microplanctonique totale. Selon Watson *et al.* (1977), cette transformation sous-estime la biomasse bactérienne. Mais il faut préciser, en contrepartie, qu'une proportion non négligeable des cellules bactériennes dénombrées en microscopie à épifluorescence est morte et donc n'interfère pas dans les dosages d'ATP. De plus, selon Karl & Holm-Hansen (1978), la valeur moyenne du rapport carbone/ATP est de 500 pour les bactéries et seulement 250 pour les algues. Cette différence a pour conséquence de diminuer encore de moitié, au niveau des teneurs en ATP, l'interférence bactérienne, calculée ci-dessus en termes de carbone.

Il apparaît donc que, même si une interférence bactérienne existe, elle est ici limitée et les variations des teneurs en nucléotides adényliques sont à rattacher essentiellement aux cellules algales, comme le confirment par ailleurs, les liens très étroits existant entre les nucléotides adényliques et la chlorophylle *a* (Amblard, 1986). De plus, cette interférence n'est, sans doute, pas plus importante dans la fraction nanoplanctonique que dans la fraction microplanctonique dans la mesure où, selon Marvalin (1985), l'essentiel de la biomasse bactérienne est fixée sur des particules d'origine phytoplanktonique.

PRÉCISION DES MESURES

Elle a été calculée à partir de 8 extractions réalisées au DMSO sur un même échantillon. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau I.

Enfin, lors du dosage enzymatique, chaque valeur de nucléotide adénylique présentée dans cette étude correspond à une valeur moyenne obtenue à partir de 3 dosages effectués sur le même extrait (coefficient de variation ≤ 5%).

Résultats

IMPORTANCE RELATIVE DES FRACTIONS PHYTOPLANCTONIQUES

Si l'on considère les concentrations en ATP, la fraction microplanctonique (12-160 µm) présente des valeurs allant de 766 pmoles · L⁻¹ (tableau II: sortie 18, le 13-08, à 10 m) à 5676 pmoles · L⁻¹ (sortie 27, le 9-10, en surface).

Les concentrations en ATP correspondant à la fraction microplanctonique et à la fraction totale (0,2-160 µm) indiquent clairement que les distributions spatio-temporelles de ces deux fractions sont pratiquement identiques, avec notamment de fortes valeurs au printemps et au début de l'été

dans l'épilimnion lors des développements de *Melosira italica* var. *subarctica* puis de *Fragilaria crotonensis* (tableau II: sorties 3-9, 12-16).

Inversement, de faibles valeurs sont observées de façon concomitante, à partir du mois d'août (sortie 19) jusqu'à la fin de notre étude sur toute la colonne d'eau, exception faite du développement en fleur d'eau de la cyanophycée *Anabaena flos-aquae* qui se manifeste, en surface dans les deux cas, par les valeurs maximales enregistrées (sortie 27). Ces observations indiquent déjà clairement l'influence prépondérante de la fraction microplanctonique dans la biomasse phytoplanktonique totale.

La biomasse nanoplanctonique apparaît dans ces conditions relativement peu importante. Les plus fortes valeurs sont observées dans la zone 0-4 m au début de notre étude (sorties 3-6) avec des valeurs supérieures à 1000 pmoles · L⁻¹. À la fin de l'été et en automne, la tendance s'inverse, la fraction nanoplanctonique est assez fréquemment plus importante dans l'hypolimnion où elle dépasse alors régulièrement 500 pmoles · L⁻¹ (sorties 22, 24, 27, 29, 31).

En pourcentage, cette fraction nanoplanctonique représente de 0 (sortie 6 en surface, et sortie 30 à 10 m) à 56 % (sortie 32 à 2 m) de la biomasse totale. Ces deux valeurs extrêmes sont cependant tout à fait exceptionnelles, puisque près de 55 % des valeurs sont comprises entre 10 et 30 % (moyenne pour 224 observations: 22 %; médiane: 21 %; classe modale: 10-20 %) (fig. 1).

CHARGE ÉNERGÉTIQUE DES FRACTIONS PHYTOPLANCTONIQUES

De façon claire, les valeurs de charge énergétique de la fraction microplanctonique (12-160 µm) apparaissent régulièrement plus élevées que celles de la fraction nanoplanctonique

TABLEAU I
Reproductibilité du dosage des nucléotides adényliques

Nucléotides adényliques	Valeur moyenne* (pmoles · L ⁻¹)	Écart type	Coefficient de variation**
ATP	1 938	167	8,6%
ADP	1 747	135	7,7%
AMP	231	70	30,6%
Σ = (ATP + ADP + AMP)	3 918	294	7,5%

* N = 8

** Coefficient de variation: $\frac{\text{Écart type} \times 100}{\text{Moyenne}}$

TABLEAU II
Concentrations en ATP (pmoles \cdot L⁻¹)

Profondeur (m)	Classe de taille 0,2-160 μ m							Classe de taille 12-160 μ m						
	0	1	2	4	7	10	15	0	1	2	4	7	10	15
Campagne de prélèvements														
1	2261	3878	3783	3496	3020	2484	3076	2078	3565	2853	3302	2760	2256	2905
2	3793	3111	3795	2449	2834	2531	2410	2285	2737	2730	2397	2715	2450	2236
3	4940	3887	4885	4859	2896	1367	1520	3904	3501	3342	3968	1614	1110	1182
4	4902	4807	4177	4767	2355	2672	1234	3546	4048	3561	3281	1914	1738	974
5	4102	5965	5736	5152	2630	2401	960	4146	4742	3274	4329	1820	1504	815
6	5214	4824	4162	4314	3263	2796	2231	3968	4226	3618	4268	2779	2093	1570
7	4551	4619	4294	5016	3421	2157	2504	3327	3753	3366	3852	3026	1901	1247
8	3888	4415	4427	4046	3579	2413	1183	2687	3280	3115	3436	3274	1709	925
9	3823	4362	4392	4584	2869	1687	2224	3074	3424	3585	3499	2409	1244	1054
10	2791	2871	2587	2698	3272	2111	1858	1876	1760	1950	2033	2121	1518	1061
11	3348	2538	3301	3048	3654	1944	2448	2442	1318	1656	2242	3025	1877	1796
12	3806	3729	4323	5052	2155	1781	1664	3160	2983	4138	4473	1886	1661	1020
13	3372	4118	3761	4261	2764	1851	1859	2998	3643	2645	3489	1781	1602	1661
14	4427	4979	4000	5350	4934	2071	1963	3936	3538	3318	4843	4788	1184	1124
15	4065	4041	4112	5787	5301	1437	1262	3052	3247	2381	4570	5148	1328	1048
16	4438	3538	4278	5622	2163	1240	1540	4210	3234	3901	5023	2143	1098	1134
17	3858	3181	3858	3977	2467	1329	1956	2993	2676	3330	2492	2031	1037	1755
18	2827	2796	3477	3528	2020	1072	1291	2180	2296	2355	3038	1700	766	941
19	1886	2101	2025	2381	1450	1142	1289	1756	1885	1671	2088	1259	896	986
20	2941	2321	2857	2321	1259	1131	1294	2433	2407	1939	1739	1087	1001	937
21	2604	2564	2208	3415	2792	1578	1801	2078	1841	2133	3027	1709	1012	992
22	2529	2929	2656	2645	2948	2829	2480	2062	1510	2142	1768	2118	1432	1534
23	2348	1958	2344	1785	2164	2896	1003	2029	1717	2261	1623	1719	2502	992
24	2266	2060	1745	1913	1460	2203	2071	1190	1727	1431	1371	1384	1363	1227
25	2840	1962	3551	2482	1828	2246	1910	2645	1835	1907	2184	1813	1684	1037
26	1918	1935	2242	1514	2221	1591	1718	1185	1390	1474	1428	1206	1028	1534
27	6756	4144	4032	3771	2825	2790	4534	5676	3096	3703	2923	1714	1692	2648
28	1574	1700	1700	1651	1433	1595	1720	1257	1632	1547	1256	1240	1495	1296
29	3007	2304	1754	1829	1308	1697	3038	2695	1692	1631	1628	1587	1262	1353
30	2093	1953	2218	2097	2056	1791	2155	1621	1564	1374	1712	1572	1438	1656
31	2334	2512	3707	3163	3357	2705	3111	1935	1426	1615	1992	2219	1756	2033
32	2745	2614	2537	2009	2159	1988	2494	1713	1658	1658	1754	1819	1530	1777

(0,2-12 μ m). En effet, dans 27 cas seulement sur 224 échantillons, la charge énergétique de la classe 0,2-12 μ m est supérieure à la charge énergétique de la classe 12-160 μ m correspondante. Pour cette dernière classe (12-160 μ m), les valeurs extrêmes observées sont respectivement 0,63 et 0,88 (valeur moyenne pour 224 observations: 0,76), alors que la fraction nanoplanctonique présente des valeurs allant de 0,44 à 0,81 (moyenne: 0,63).

Pour la classe nanoplanctonique, la plus grande partie des valeurs (74 %) se situe entre 0,55 et 0,70 (classe modale: 0,60-0,65; valeur médiane: 0,63) alors que pour la classe de taille 12-160 μ m, 91 % des valeurs sont situées entre

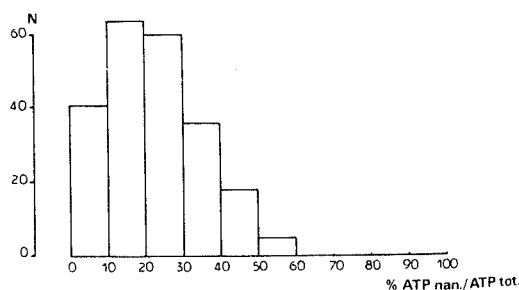


Figure 1. Histogramme des fréquences du pourcentage de la biomasse nanoplanctonique par rapport à la biomasse totale exprimée à partir de l'ATP (N = 224 observations.)

0,70 et 0,85 (classe modale: 0,75-0,80; valeur médiane: 0,76) (fig. 2).

Conséquence directe de ces observations, les valeurs de charge énergétique de la fraction totale (0,2-160 μm) sont intermédiaires avec comme valeurs extrêmes 0,56 et 0,86 (moyenne: 0,72). Ces valeurs sont cependant plus proches de celles de la classe microplanctonique, dans la mesure où cette dernière fraction représente quantitativement, le plus souvent, 70 à 80 % de la biomasse totale. En effet, 81 % des valeurs de cette classe (0,2-160 μm) sont comprises entre 0,65 et 0,80 (classe modale: 0,70-0,75; valeur médiane: 0,72) (fig. 2).

Discussion

Au cours de cette étude réalisée en milieu lacustre eutrophe, nous avons donc pu constater que la fraction nanoplanctonique (0,2-12 μm) représente une fraction relativement faible de la biomasse totale (0,2-160 μm), lorsque celle-ci est estimée à partir de l'ATP (moyenne: 22 %; σ : 16).

Les valeurs obtenues sur ce lac sont légèrement inférieures à celles rapportées par Balvay *et al.* (1984) sur le lac Léman (2 à 63 %, moyenne: 30 %). La différence est assez nettement plus grande avec les pourcentages notés par Paerl & Mackenzie (1977) sur les lacs Tahoe et Taupo (20 à 70 %) et par Rai (1982) pour un lac allemand (moyenne: 75 %). Il faut cependant préciser que lors de cette dernière étude, la limite supérieure du nanoplancton était fixée à 35 μm . En fait, tous les travaux réalisés sur ce sujet mettent en évidence une importance quantitative prépondérante de la fraction nanoplanctonique en milieu oligotrophe, importance qui s'affaiblit en milieux mésotrophe et eutrophe modéré et réaugmente en milieu eutrophe très marqué (Pavoni, 1963; Gliwicz, 1969; Munawar *et al.*, 1978). Plus précisément, si l'on se réfère au schéma proposé par Pavoni (1963), qui a comparé l'importance relative du nanoplancton dans des lacs de niveaux trophiques différents, le pourcentage moyen obtenu au lac d'Aydat (22 %) situe ce lac dans la catégorie des lacs eutrophes modérés. Ce résultat est tout à fait conforme au niveau trophique de ce lac défini par ailleurs (Amblard, 1986) selon les paramètres classiques (éléments nutritifs, chlorophylle a, assimilation photosynthétique, etc.).

Du fait notamment d'un rapport cellulaire surface/volume élevé, favorable aux échanges avec le milieu, le nanoplancton présente un métabolisme plus actif avec une capacité d'assimilation photosynthétique par unité de biomasse plus

importante que celle du microplancton. En effet, l'élévation du rapport surface/volume pour les algues de petite taille, favorise d'une part, la prise d'éléments nutritifs, notamment dans les eaux pauvres, en raison de nombreux sites d'assimilation et d'une diminution de la dépense énergétique pour le transport jusqu'aux sites d'utilisation (Takahashi & Bienfang, 1983) et d'autre part, la flottabilité des cellules (Malone, 1971; Smith & Kalff, 1983). En outre, les algues nanoplanctoniques présentent une plus grande quantité de chlorophylle a par unité de biomasse (Munawar *et al.*, 1978). Ces caractéristiques confèrent au nanoplancton des avantages compétitifs pour une meilleure utilisation des éléments nutritifs et de l'énergie lumineuse, et expliquent ainsi que l'influence du nanoplancton en terme de production peut être jusqu'à quatre fois plus grande que

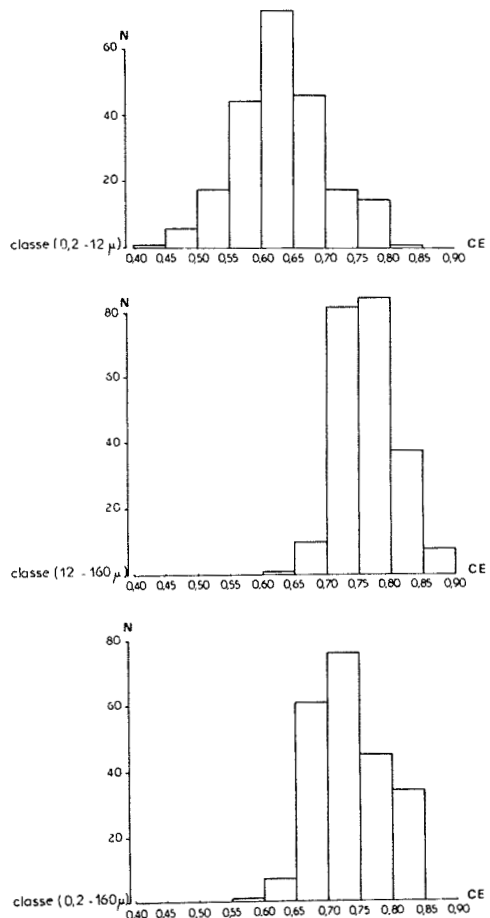


Figure 2. Histogramme des fréquences des valeurs de charge énergétique des différentes classes de taille du phytoplancton (N = 224 observations).

son importance quantitative (Gulati, 1975; Paerl & Mackenzie, 1977; Munawar *et al.*, 1978). Cette différence entre importance quantitative et importance productive est naturellement accentuée par le fait que le nanoplancton, de par sa taille, est brouté électivement par le zooplancton. Dans les lacs très eutrophes, le retour à la prépondérance des cellules de petite taille est à rattacher aux conditions limitantes du développement du phytoplancton, qui sont alors, essentiellement, liées à l'auto-ombrage (Munawar *et al.*, 1978; Paerl, 1977; Spodnievska, 1983) et en raison de la relation non linéaire qui existe entre le volume cellulaire et l'ombrage (Harris, 1978).

Le nanoplancton présente généralement une capacité d'assimilation photosynthétique par unité de biomasse élevée (Paerl & Mackenzie, 1977; Munawar *et al.*, 1978). Sur le lac d'Aydat, l'étude de la contribution des différentes fractions de taille phytoplanctoniques à la production primaire totale mesurée au ^{14}C (Aleya, 1985), confirme les résultats précédents. Il est donc intéressant de constater que le nanoplancton est affecté de valeurs de charge énergétique relativement plus faibles que celles observées pour les cellules phytoplanctoniques de grande taille et moins productives. Ce résultat corrobore l'hypothèse, selon laquelle les phénomènes intenses d'assimilation photosynthétique se traduisent, dans la cellule algale, par une évolution du *pool* des nucléotides adényliques vers les formes les moins chargées en liaisons phosphate riches en énergie (ADP, AMP) (Amblard, 1987). Cette évolution peut être interprétée comme la conséquence du monde d'hydrolyse de l'ATP ($\text{ATP} \rightarrow \text{AMP} + \text{P} \sim \text{P}$) pour les processus de biosynthèses cellulaires (Lehninger, 1969), même si cette orientation doit rester compatible avec la régulation du *pool* des nucléotides adényliques par l'adénylate kinase.

À notre connaissance, les travaux ayant trait à la charge énergétique de différentes classes de taille planctoniques en milieu naturel sont extrêmement rares. Romano (1982) rapporte quelques valeurs de charge énergétique par fractions de taille, mais la comparaison avec nos résultats est difficile, dans la mesure où les classes de taille retenues par cet auteur se chevauchent. En revanche, les travaux de Hanson & Lowery (1985), effectués également en milieu marin, aboutissent, si l'on en juge aux figures présentées, à des résultats sensiblement analogues, sans que cet auteur n'envisage les relations avec la production primaire.

Références

ALEYA, L., 1985. Contribution à l'étude de la produc-

tion primaire et de la biomasse par classes de taille d'un lac eutrophe: le lac d'Aydat. — DEA Protistologie, Univ. Clermont II, 58 p.

AMBLARD, C., 1979. Applications du dosage des adénosines 5'-phosphate à l'étude d'un phytoplancton lacustre (Lac Pavin). — Annls Stn Biol. Besse en Chandesse, 13: 1-196.

AMBLARD, C., 1986. Les nucléotides adényliques: intérêts pour l'étude de la biomasse, de l'activité métabolique et de la structure des peuplements phytoplanctoniques lacustres. — Thèse Doctorat d'Etat, Univ. Clermont II, 317 p.

AMBLARD, C., 1987. Les successions phytoplanctoniques en milieu lacustre. — Année biol., 26: 1-34.

AMBLARD, C. & H. EL MAGOURI, 1985. Incidence de la méthode d'extraction des nucléotides adényliques sur les valeurs de la charge énergétique des peuplements microplanctoniques. — Revue fr. Sci. Eau, 4: 277-292.

ATKINSON, D. E., 1968. The energy charge of the adenylate pool as a regulatory parameter. Interaction with feedback modifiers. — Biochemistry, 7: 4030-4034.

BALVAY, G., I. C. DRUART, J. PELLETIER, E. PONGRATZ & R. REVACLIER, 1984. Le plancton. — Pages 261-313 in CIPEL (ed.). Le Léman, Synthèse 1957-1982, 650 p.

GLIWICZ, Z. M., 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. — Ecol. Pol. Ser. A., 17: 1-46.

GULATI, R. D., 1975. A study on the role of the herbivorous zooplankton community as a primary consumers of phytoplankton in Dutch Lakes. — Verh. Int. Ver. Limnol., 19: 1202-1210.

HANSON, R. B. & H. K. LOWERY, 1985. Spatial distribution, structure, biomass, and physiology of microbial assemblages across the Southern Ocean frontal zones during the late austral winter. — Appl. envir. Microbiol., 49,5: 1029-1039.

HARRIS, G. P., 1978. Photosynthesis, productivity and growth: the physiological ecology of phytoplankton. — Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 10: 1-171.

KARL, D. M., 1980. Cellular nucleotides measurements and applications in microbial ecology. — Microbiol. Rev., 44: 739-796.

KARL, D. M. & O. HOLM-HANSEN, 1978. Methodology and measurement of adenylate energy charge ratios in environmental samples. — Mar. Biol., 48: 185-197.

LEHNINGER, A. L., 1969. Bioénergétique. — Ediscience Paris, 238 p.

MALONE, T. C., 1971. The relative importance of netplankton and nanoplankton as primary producers in tropical oceanic and neritic phytoplankton communities. — Limnol. Oceanogr., 16: 633-639.

MARVALIN, O., 1985. Contribution à l'étude des communautés bactériennes hétérotrophes du lac d'Aydat. — DEA Protistologie, Univ. Clermont II, 29 p.

MILLÉRIOUX, G., 1976. Contribution à l'étude du lac d'Aydat. — Doctorat 3^e cycle, Univ. Clermont, 107 p.

- MUNAWAR, M., I. F. MUNAWAR & G. DUPUIS, 1978. Relative importance of nanoplankton in Lake Superior, phytoplankton biomass, and community metabolism. — *J. Great Lakes Res. int. Ass. Great Lakes Res.*, 4: 462-480.
- PAERL, H. W., 1977. Ultraphytoplankton biomass and production in some New Zealand lakes. — *N. Z. J. mar. Freshwat. Res.*, 11: 297-305.
- PAERL, H. W. & L. A. MACKENZIE, 1977. A comparative study of the diurnal fixation pattern of nanoplankton and netplankton. — *Limnol. Oceanogr.*, 22: 732-738.
- PAVONI, M., 1963. Die Bedeutung des Nanoplankton. — *Schweiz. Z. Hydrol.*, 25: 219-341.
- PRADET, A., 1967. Étude des adénosines 5'-mono, di et triphosphates dans les tissus végétaux. I. Dosage enzymatique. — *Physiol. veg.*, 5: 209-221.
- RAI, H., 1982. Primary production of various size fractions of natural phytoplankton communities in a North German lake. — *Arch. Hydrobiol.*, 95: 395-412.
- ROMANO, J. C., 1982. Les nucléotides adényliques (ATP, ADP, AMP) dans le milieu marin (matière organique particulière des eaux et sédiments superficiels). Application à l'étude de la microbiomasse. — Thèse Doctorat d'État, Univ. Aix-Marseille, 2, 199 p.
- SMITH, R. E. H. & J. KALFF, 1983. Competition for phosphorus among co-occurring phytoplankton. — *Limnol. Oceanogr.*, 28: 448-464.
- SPODNIIEWSKA, I., 1983. Ecological characteristics of lakes in northeastern Poland versus their trophic gradient. VI. The phytoplankton of 43 lakes. — *Ekol. pol.*, 31: 353-381.
- STREHLER, B. L. & J. R. TOTTER, 1952. Firefly luminescence in the study of energy transfer mechanisms, 1. Substrate and enzyme determination. — *Archs Biochem. Biophys.*, 40: 28-41.
- TAKAHASHI, M. & P. K. BIENFANG, 1983. Size structure of phytoplankton biomass and photosynthesis in subtropical Hawaiian waters. — *Mar. Biol.*, 76: 203-211.
- WATSON, S. W., T. J. NOTISKY, M. L. QUIMBY & F. W. VALOIS, 1977. Determination of bacterial number and biomass in marine environment. — *Appl. envir. Microbiol.*, 33: 940-946.

INTENSITÉ DU BROUTAGE DANS LE LAC LÉMAN EN RELATION AVEC LA STRUCTURE DE TAILLES DES PARTICULES: VARIATIONS NYCTHÉMÉRALES

M. GAWLER et N. ANGELI

Institut de limnologie
F-74203 Thonon-les-Bains, France

Résumé

Nous avons examiné au cours d'un cycle de 24 heures les variations d'intensité du broutage global en relation avec la répartition spatio-temporelle du zooplancton et la ration disponible (seston de petite taille). Le taux de broutage global a été mesuré *in situ* toutes les 4 heures par radiotracer. Des échantillons de phytoplancton et de zooplancton, récoltés toutes les heures, ont été soumis ultérieurement à une analyse de la structure des tailles faite à l'aide d'un compteur automatique de particules (HIAC). Dans la strate proche de la surface, le taux de broutage à minuit était d'un ordre de grandeur plus élevé qu'à midi (respectivement 170 et 13% de la masse d'eau filtrée par jour). Ceci résulte non seulement des migrations verticales du zooplancton (poids frais 5 fois plus élevé la nuit dans la strate superficielle), mais semble aussi lié à une intensification du taux de filtration par unité de biomasse. Cette intensification, s'ajoutant à la forte modification jour-nuit du spectre de tailles du zooplancton, impliquerait une efficacité du broutage par unité de poids plus importante pour les grands individus que pour les petits.

Abstract

Diel variations in community grazing rate (CGR) were studied in relation to the vertical distribution of sestonic particles. CGR was measured *in situ* every 4 hours by radiotracer. Zooplankton and phytoplankton samples were collected every hour and were subsequently analysed according to particle size structure by means of a HIAC automatic particle counter. In the surface layer, CGR was 13 times greater at midnight than at noon (170 and 13%·d⁻¹ respectively). This seems to be the result not only of zooplankton vertical migration (wet weight 5 times greater at night in the upper 3 m), but also of increased weight specific filtering rates (SFR). The modification from day to night of the size structure of the zooplankton community together with the increase in SFR would imply that the filtering rate per unit biomass is greater for larger individuals.

Introduction

L'étude du broutage dans les écosystèmes aquatiques tente de préciser les relations trophodynamiques entre les éléments essentiels du réseau alimentaire. Pour estimer, à l'échelle de la saison, l'impact du zooplancton herbivore sur le phytoplancton, il est indispensable de prendre en considération les éventuelles variations nycthémerales de l'activité du broutage. Le phénomène des migrations verticales, très répandu chez les animaux pélagiques, régit en effet le partage de l'espace et des ressources, modulant les relations de compétition ou de convivialité interspécifique et intraspécifique, de même que les relations prédateur-proie. Les migrations sont généralement déclenchées par des variations

d'intensité lumineuse (Hutchinson, 1967; Ringelberg, 1980) — facteur connu pour ses effets chronobiologiques et capable d'entraîner la synchronisation de certains rythmes endogènes.

Haney & Hall (1975) ont suggéré que les variations nycthémerales du taux de filtration du zooplancton relèvent, comme les migrations, d'activités circadiennes. Des éléments confirmant l'existence d'une horloge interne réglant ces activités sont fournis par Harris (1963), Duval & Geen (1976), Starkweather (1975) et Haney (1985). Il est intéressant de noter l'absence conjointe de migrations et de variations nycthémerales du broutage dans un réservoir turbide (Secchi: 0,3 m) où la lumière n'influence qu'une faible fraction de la colonne d'eau (Hart, 1986).

Il paraît logique de postuler l'existence d'une liaison entre les migrations verticales des animaux planctoniques et leurs rythmes de nutrition. Dans certains cas, les espèces sujettes aux migrations ne montrent pas de variations du taux d'ingestion (Nauwerck, 1959), alors que d'autres organismes, qui ne semblent pas migrer, filtrent plus rapidement la nuit (Haney & Hall, 1975; Mackas & Bohrer, 1976; Hayward, 1980), ou encore, conservent des rythmes circadiens d'activité après la disparition de tout stimulus externe (Buchanan & Haney, 1980). Cependant, la plupart des études conduites au niveau de l'espèce appuient l'hypothèse d'une étroite liaison entre migrations et variations nyctémérales d'alimentation (Gauld, 1953; Haney & Hall, 1975; Mackas & Bohrer, 1976; Hart, 1977; Harding *et al.*, 1986). Par contre, les résultats provenant de mesures globales du broutage, faites non plus au niveau de l'espèce, mais à celui du peuplement, paraissent plus contradictoires. Dans deux petits lacs mésotrophes, ni Gulati *et al.* (1982), ni Lampert & Taylor (1985) ne trouvent de différences jour-nuit dans les taux de broutage spécifique (par unité de biomasse). Haney (1973), par contre, a constaté dans un petit lac eutrophe une intensification nocturne du broutage global spécifique par un facteur 2; il en déduit qu'au moins certains éléments du zooplancton présentent des variations nyctémérales du taux de filtration.

Notre objectif était d'examiner dans le Léman, au cours d'un cycle de 24 heures, les variations de l'intensité du broutage global en relation avec les migrations verticales du zooplancton et la répartition spatio-temporelle de la nourriture disponible. Cette recherche tente de répondre à deux questions: (1) Quel est le facteur principal induisant les migrations — un gain énergétique, hypothèse de McLaren (1963) et d'Enright (1977) — ou bien l'évitement de la prédation, hypothèse de Zaret & Suffern (1976) et de Stich & Lampert (1981, 1984)? (2) Est-ce que l'accroissement nocturne du taux de broutage global résulte simplement d'une plus forte abondance du zooplancton (Gulati *et al.*, 1982; Lampert & Taylor, 1985) — ou implique également un taux de filtration plus rapide (Haney & Hall, 1975; Haney, 1985)?

Matériel et méthodes

Le Léman (Lake Geneva), situé entre la France et la Suisse, est un lac grand (582 km²) et profond (profondeur maximale de 309 m, moyenne de 152 m). Encore oligotrophe voici quelques décennies et maintenant méso-eutrophe, ce lac présente généralement, comme d'autres lacs stratifiés (Sommer *et al.*, 1986), une phase des

eaux claires typique — la transparence (Secchi) pouvant passer en juin, en une ou deux semaines, de 2 à 12 m.

L'échantillonnage s'est déroulé à 1 km au large de Thonon, sur un fond de 120 m, les 24 et 25 juin 1985 (coucher et lever du soleil respectivement à 22:09 et 04:59). D'abord calme et ensoleillé, le temps s'est couvert, tournant à la pluie vers 17:00. Un vent léger s'est levé à minuit (≈01:00, heure locale), pour se calmer à 05:00, début d'une seconde matinée ensoleillée. Ne pouvant nous ancrer, nous avons dérivé, surtout après minuit, d'environ 0,5 km vers le sud-ouest.

Sur un profil vertical (2, 5, 10, 20, 30 m), nous avons mesuré *in situ* toutes les 4 heures, le taux de filtration globale du zooplancton >200 µm, en employant la technique de Haney (1971), avec une chambre de broutage améliorée (Gawler & Chapuis, 1987). La nourriture traceur, marquée au ¹⁴C, était une algue verte d'une taille d'environ 5 µm: *Selenastrum capricornutum*, provenant d'une culture pure et axénique en chémostat. Les méthodes développées pour mesurer les taux de broutage sont décrites dans un autre article (Gawler *et al.*, 1987). Chaque profil (5 incubations successives de 5 minutes) prenait 40 à 50 min; il n'était donc pas possible, avec une seule chambre de broutage, de faire des réplicats, c'est-à-dire d'autres profils simultanés.

Des échantillons du phytoplancton ont été pris lors des mesures de broutage, afin d'estimer l'importance de la ration disponible pour des herbivores. Ceux-ci étant essentiellement représentés par des daphnies, filtreurs qui exploitent préférentiellement les particules <30 µm (Reynolds, 1984), nous considérons arbitrairement, pour des raisons techniques, que cette fraction disponible se rapporte aux particules de 3 à 27 µm en équivalent diamètre sphérique.

Pour l'étude du régime des migrations, le zooplancton a été recueilli toutes les heures, par traits verticaux, à l'aide d'un filet fermant (diamètre d'ouverture de 24 cm, vide de maille 200 µm). Chaque série de traits découpait la strate 0-50 m en 5 segments contigus: 0-3, 3-7, 7-15, 15-30 et 30-50 m. Des contraintes matérielles nous ont empêchées d'échantillonner les eaux plus profondes (50-120 m). L'exploration des variations d'abondance et de structure de tailles des récoltes de phytoplancton et de zooplancton, fixées au formol, a été réalisée en différé, à l'aide d'un compteur de particules à capteur optique (HIAC/ROYCO). Le principe de cet équipement repose sur l'atténuation d'un faisceau de lumière blanche lors du passage d'une particule. Pour un débit constant donné, on peut définir un volume critique de particules au-dessous duquel

la réponse du capteur (amplitude du signal) est une fonction linéaire de la surface projetée des particules véhiculées au travers de l'appareil. Douze potentiomètres réglables permettent le seuillage du signal en autant de segments et l'affectation automatique des particules aux classes de tailles ainsi définies par l'opérateur. Les surfaces mesurées sont converties en équivalent diamètre sphérique (EDS), puis en poids frais (PF), en admettant qu'un millilitre est égal à un gramme. Nous avons utilisé deux capteurs de sensibilités nominales de 5-300 μm et 50-2500 μm EDS et dont les sensibilités effectives pour nos mesures étaient de 3-170 μm et 70-1800 μm EDS. Les abaques de calibration fournies par le constructeur ont été rectifiées à l'aide de particules monodimensionnelles (cultures d'algues, ovules et larves de métazoaires) couvrant la plage 3-1800 μm EDS.

Résultats et discussion

Lors de cette étude, le lac était bien stratifié tant au point de vue physique (15,8°C à 2 m; 7,5°C à 30 m; thermocline vers 15 m) qu'au point de vue biologique. On observait un pic de chlorophylle vers 2 m avec une teneur moyenne de 19,0 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ dans la couche 0-5 m chutant à 1,0 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ en dessous de 7,5 m. La transparence au disque de Secchi atteignait 7,80 m le 24 juin. Après une phase d'eaux claires mi-juin, le phytoplancton (principalement constitué à ce moment de *Cryptomonas* sp., *Peridinium willei* et *Ceratium hirundinella*) se développait à nouveau rapidement. Le peuplement zooplanctonique se trouvait fortement dominé par *Daphnia* spp., qui semblent représentées par des espèces hybrides: *D. hyalina*, *D. galeata* (J. Hrbáček, comm. pers. à G. Balvay). Les deux autres taxons les plus importants étaient *Eudiaptomus gracilis* et *Cyclops* spp.

La figure 1 rend compte des variations nycthémerales de l'activité du broutage et de l'abondance du zooplancton dans chacune des strates échantillonnées. Dans les strates superficielles (2 et 5 m), durant les périodes diurnes (09:00-21:00, 09:00), le taux de broutage global variait de 11 à 75% de la masse d'eau filtrée par jour (% $\cdot\text{jour}^{-1}$). À minuit, on observait des valeurs significativement plus élevées: respectivement 170 et 188% $\cdot\text{jour}^{-1}$ à 2 et 5 m. Cette augmentation nocturne de l'activité des filtreurs suit l'arrivée en surface d'un zooplancton de grande taille (770-1800 μm EDS), alors que durant la journée en eau superficielle, le zooplancton reste dominé, tant en biomasse qu'en nombre, par des individus de plus petite taille (200-770 μm EDS). Dans les strates plus profondes (10, 20, 30 m), qui

semblent constituer pour le zooplancton en migration une zone de passage, les variations nycthémerales du taux de broutage global s'estompent fortement. Seule la mesure de minuit à 30 m (21 % $\cdot\text{jour}^{-1}$) diffère significativement de la moyenne diurne ($\bar{X} \pm \text{E.T.} = 6,9 \pm 5,7\% \cdot \text{jour}^{-1}$). On observe dans les eaux superficielles de fortes modifications jour-nuit du spectre de tailles du zooplancton. Le régime de variations se trouve en conséquence inversé dans les eaux profondes (30-50 m), désertées la nuit par les animaux de grande taille (fig. 1).

Nous constatons, comme Gulati *et al.* (1982) et Lampert & Taylor (1985), que l'abondance du zooplancton dans la colonne d'eau échantillonnée (0-50 m) augmentait de façon notable et persistante durant la nuit, avec pour les animaux > 200 μm EDS des poids frais moyens diurnes et nocturnes, respectivement de 51 ± 8 et $102 \pm 14 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$. Si cela reflète non pas une hétérogénéité horizontale, mais la migration d'individus provenant de strates plus profondes, notre maille spatiale et temporelle de récolte conduirait à une estimation de déplacement vertical supérieure à 30 m en quelques heures. Une telle amplitude de migration est également observée pour *D. hyalina* en été dans un autre grand lac alpin, le lac de Constance (Geller, 1986).

On remarque sur la figure 1 que la majeure partie des grands individus du zooplancton colonisent la nuit, durant 6 à 7 h, les couches superficielles riches en phytoplancton.

Les réactions à la lumière sont assurément d'importance primordiale pour interpréter la distribution verticale et les régimes de migration des espèces planctoniques (Hutchinson, 1967; Ringelberg, 1980), mais de nombreux autres facteurs interfèrent. L'occurrence précise de la remontée du zooplancton a ainsi des implications importantes pour l'analyse des facteurs écologiques réglant les déplacements verticaux. Selon Cushing (1951), la remontée commence en général bien avant le coucher du soleil et se poursuit jusqu'à minuit, où a lieu une légère descente. Un second mouvement vers la surface se produit à l'aube, suivi par un rapide retour en profondeur. Zaret & Suffern (1976), puis divers autres auteurs (v.g. Stich & Lampert, 1981, 1984; Gliwicz, 1986), ont avancé des arguments convaincants sur la valeur adaptative des migrations verticales comme mécanisme minimisant la prédation visuelle. Enright (1977) défend, par contre, l'hypothèse d'une adaptation métabolique (McLaren, 1963), qui permet aux animaux de rester dans une région plus froide pendant la journée et de maximiser la charge énergétique du repas, par suite de la plus grande richesse en glucides du

phytoplancton à la fin de la période de photosynthèse. Si cette hypothèse est juste, les herbivores ont intérêt à monter se nourrir bien avant le coucher du soleil, ce qui ne serait pas le cas si l'évitement de la prédation était déterminant. Nos résultats semblent infirmer le mécanisme proposé par Enright, l'activité minimale du broutage étant observée à 21:00, avant le coucher du soleil (fig. 1 et 2).

Les populations de cladocères peuvent présenter dans un même milieu un fort polymorphisme génétique (Hebert, 1980). Ce phénomène

est directement impliqué dans la diversité des réponses phototactiques des cladocères (Dumont *et al.*, 1985). Il est par suite également impliqué dans la variabilité des régimes de migrations observables en des régions voisines d'un même lac (Weider, 1984). Cette diversification des comportements pourrait élargir, au niveau intraspécifique, la dimension des niches. D'après les expériences de Dumont *et al.* (1985), le phototactisme positif des cladocères serait un caractère génétique, récessif et probablement polygénique, ce qui favoriserait la pérennité d'un génotype de faible valeur adaptative dans des

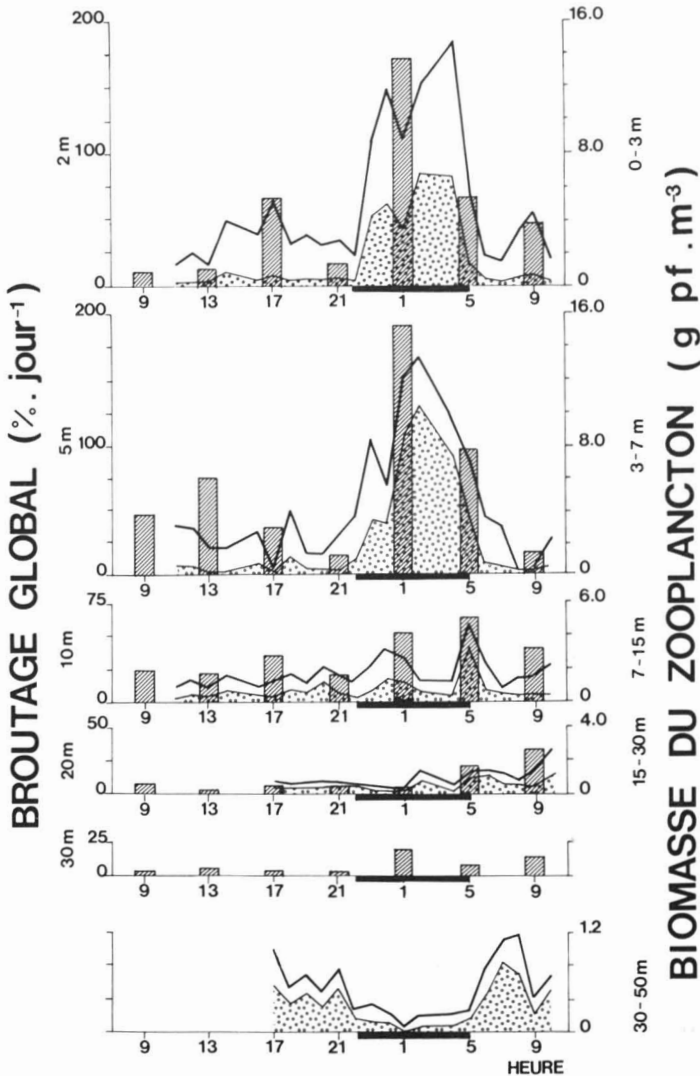


Figure 1. Variations nyctémérales, par strate de profondeur: du taux de broutage global (histogrammes), de la biomasse du zooplancton, 200-1800 µm EDS (trait gras) et de la contribution des individus de grande taille, 770-1800 µm EDS (trame pointillée). Noter la différence d'échelle pour la strate 30-50 m.

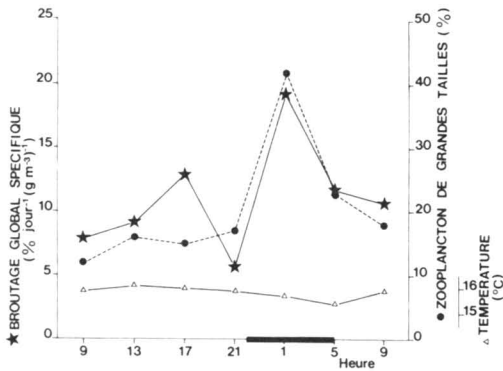


Figure 2. Variations nycthémerales dans la couche superficielle (0-3 m): (★-★) taux de broutage global par unité de poids frais du zooplancton; (●-●) pourcentage des individus de grande taille (770-1800 μm EDS) par rapport au macrozooplancton total (200-1800 μm EDS); (Δ - Δ) température.

milieux où intervient une prédation visuelle. Dans le cas des migrations que nous avons observées, vers l'eau profonde durant la journée, vers la surface durant la nuit, le déterminisme pourrait relever d'une sélection naturelle impliquant conjointement la fragilité de populations sans pigments protecteurs et la prédation. Le Léman compte en effet des populations de poissons qui sont des prédateurs visuels (Ponton, 1986) ainsi que des populations de prédateurs invertébrés, *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*. Dans ce lac sont donc réunies à certaines périodes, des conditions requises pour induire les migrations verticales: herbivores dépourvus de pigments protecteurs, abondance de prédateurs visuels et concentration dans la couche superficielle de la nourriture disponible.

Haney (1985) a montré que, surtout pendant la nuit, *Daphnia* peut augmenter rapidement son taux de filtration en réponse à un accroissement de la nourriture disponible: comportement opportuniste qui lui assure une alimentation plus efficace. Une liaison étroite entre les changements d'intensité de la filtration chez *Daphnia* spp. et leurs migrations verticales a été proposée par Haney & Hall (1975), qui ont relevé les plus fortes valeurs du taux de filtration lors de la phase la plus accusée de la montée verticale. La chute du taux de filtration a aussi été associée à une descente rapide à l'aube. Sans observer de «midnight sinking» dans un milieu où l'axe vertical se trouvait très réduit, ces auteurs ont néanmoins constaté un rythme nocturne bimodal des taux de filtration. Duval & Geen (1976) ont démontré une bimodalité semblable dans un peuplement mixte placé à l'obscurité totale. Dans le domaine

marin, où le zooplancton est dominé par les calanoides, une bimodalité nocturne d'ingestion est effectivement associée à la descente des animaux à minuit (Simard *et al.*, 1985; Harding *et al.*, 1986). Pour le broutage, notre pas d'échantillonnage (4 h) ne permet pas de recueillir une information détaillée sur les rythmes nocturnes. Pourtant, et bien que les variations observées ne soient pas statistiquement significatives, nos données sur l'abondance du zooplancton, obtenues selon un pas temporel plus serré, suggèrent une bimodalité du patron nocturne, avec à minuit, une redescende de faible amplitude dans la couche superficielle (fig. 1).

Dans cette zone proche de la surface, le taux du broutage global spécifique (par unité de poids frais du zooplancton) était deux fois plus élevé à minuit ($19,2\% \cdot \text{jour}^{-1} \cdot (\text{g} \cdot \text{m}^{-3})^{-1}$) que pendant la journée ($\bar{X} \pm \text{E.T.} = 9,3 \pm 2,7\% \cdot \text{jour}^{-1} \cdot (\text{g} \cdot \text{m}^{-3})^{-1}$) (fig. 2). Ce phénomène apparaît indépendant de la température, mais va de pair la nuit avec un important remaniement du spectre des biomasses et un glissement du mode vers les grandes tailles. Pour les animaux de grande taille, une amplitude plus importante de variation journalière de l'activité du broutage a été démontrée par Haney & Hall (1975), Hart (1977), Daro (1980), Starkweather (1983) et Haney (1985). La longueur moyenne d'une daphnie adulte à cette époque était d'environ 1,8 mm. Cette augmentation nocturne du taux de broutage spécifique par un facteur 2 concorde avec certains des résultats de Haney (1973). Dans les strates plus profondes, nous n'avons pas observé des taux de broutage spécifique systématiquement plus élevés durant la nuit.

On remarque aussi sur la figure 2 un accroissement de l'activité du broutage spécifique à 17:00. Ceci pourrait relever d'une variation aléatoire, d'un rythme endogène (voir la figure 2 très semblable dans Starkweather, 1975), d'une plus forte abondance en nourriture (fig. 3), ou encore d'un phénomène passager déclenché par les changements d'intensité lumineuse à ce moment-là (ciel couvert et pluie faisant suite à un après-midi ensoleillé).

Les relations entre l'abondance du zooplancton, l'activité du broutage, la ration disponible et la ration ingérée calculée sont illustrées dans la figure 3. Le découpage arbitraire des classes de valeurs y suit une progression géométrique de raison 2. La ration ingérée calculée est le produit de la ration disponible (seston 3-27 μm EDS) par le taux de broutage. Les méthodes de comptages automatisés des particules, appliquées à l'analyse de la structure de tailles de la biomasse planctonique, ne fournissent pas d'information

sur la qualité de la nourriture disponible. Elles ont néanmoins le mérite d'être compatibles avec le dépouillement d'un nombre élevé d'échantillons et avec la mise en œuvre de plans d'échantillonnage réduisant les inévitables interférences entre structures spatiales et temporelles, point d'achoppement actuel de la valeur informative des observations *in situ* sur les activités nycthérales du plancton.

On voit (fig. 3) que la plupart des variations de l'activité du broutage s'expliquent par l'abondance du zooplancton. Les variations temporelles du nanophytoplancton, la « ration disponible », paraissent moins cohérentes, bien qu'en étroite relation avec les mesures de transparence (Secchi de 7,80 m le premier matin, mais de 5,45 m le lendemain). Le pic observé dans la matinée du second jour résulte d'une forte accumulation de débris variés. Ceci attire l'attention sur l'hétérogénéité horizontale, rencontrée surtout dans les grands lacs, et sur l'importance éventuelle de la

variabilité locale des abondances et des structures biologiques aux courtes échelles temporelles.

Conclusion

Dans les eaux de surface, de même que sur toute la colonne 0-30 m, l'activité du broutage a été minimale avant le coucher du soleil et maximale pendant la nuit. Le recoupement des informations sur l'activité alimentaire des phytophages et leur régime de migrations corrobore, pour l'époque étudiée et les conditions ambiantes du moment, l'hypothèse d'une sélection des lignées opérant moins dans le sens d'une maximisation des gains métaboliques que d'un évitement de la prédation. Il nous semble que l'intensification nocturne du taux de broutage global dans les eaux superficielles n'est pas le simple résultat d'une élévation momentanée de la biomasse zooplanctonique, mais implique aussi une modification comportementale de l'activité des filtreurs.

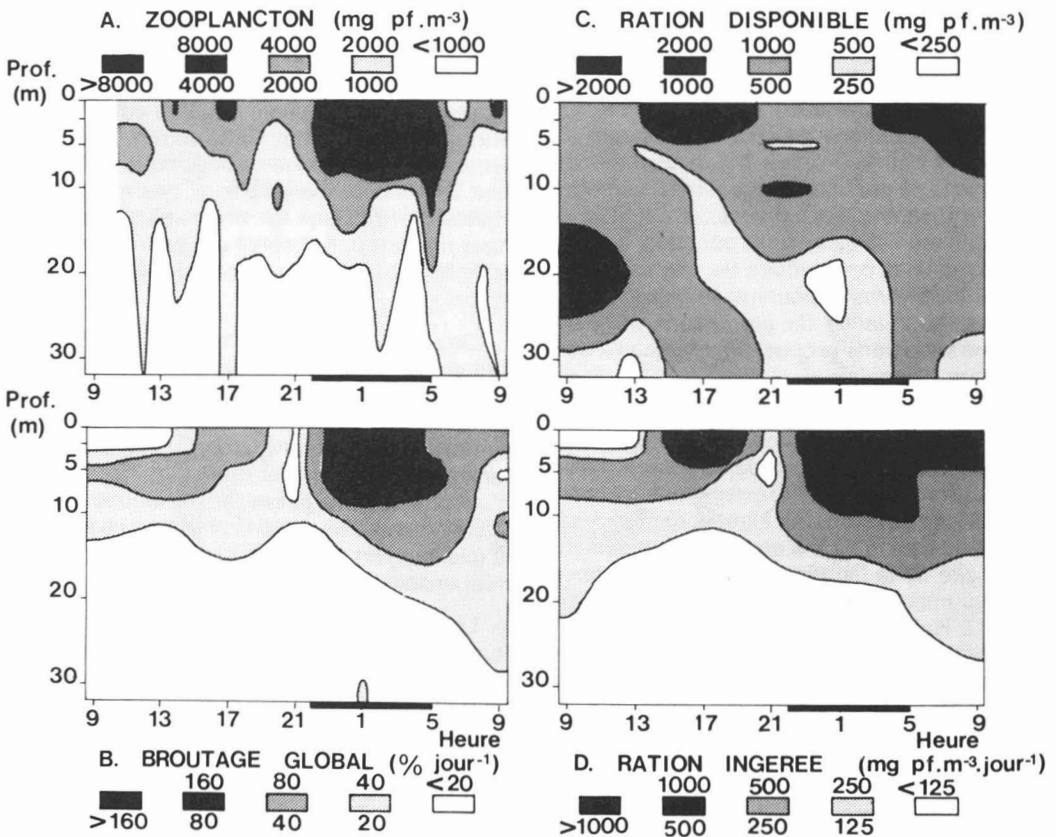


Figure 3. Variations spatio-temporelles sur 24 h: A. biomasse du zooplancton, 200-1800 μ m EDS; B. taux de broutage global; C. ration disponible (seston 3-27 μ m EDS); D. ration ingérée calculée.

Pour des études ultérieures, cette recherche initiale montre l'intérêt de prévoir des chroniques beaucoup plus serrées tant pour les mesures relatives à l'alimentation des herbivores, que pour les mesures concernant les stimuli biotiques et abiotiques aux fluctuations desquelles, des animaux adaptés à un environnement changeant peuvent répondre rapidement.

Remerciements

Nous avons le plaisir de remercier S. Mourelatos, J.-P. Moille et l'équipe « Prélèvements » pour leur aide sur le terrain, M. Feuillade et M. Menthon pour la culture d'algues axéniques, S. Dallot et P. Nival pour leurs conseils ainsi que l'accès à leur équipement d'analyse de particules, la Société *Pacific Scientific* pour le prêt généreux des capteurs HIAC, M. Colon pour les dessins, et G. Balvay, A. Blondel, H. Dumont et B. Pinel-Ailoul pour leurs critiques du manuscrit.

Ces recherches ont été financées par l'Institut national de la recherche agronomique (INRA), le Centre national de la recherche scientifique (C.N.R.S.) et le Programme interdisciplinaire de recherche sur l'environnement (PIREN).

Références

- BUCHANAN, C. & J. HANEY, 1980. Vertical migrations of zooplankton in the Arctic: a test of environmental controls. — Pages 69-79 in W. C. Kerfoot (ed.). *Evolution and ecology of zooplankton communities*. Univ. Press New England, Hanover, 793 p.
- CUSHING, D. H., 1951. The vertical migration of planktonic Crustacea. — *Biol. Rev.*, 26: 158-192.
- DARO, M. H., 1980. Field study of the diel feeding of a population of *Calanus finmarchicus* at the end of a phytoplankton bloom. — *Meteor. Forsch.-Ergebnisse*, 22: 123-132.
- DUMONT, H. J., Y. GUISEZ, I. CARELS & H. M. VERHEYE, 1985. Experimental isolation of positively and negatively phototactic phenotypes from a natural population of *Daphnia magna* Strauss: a contribution to the genetics of vertical migration. — *Hydrobiologia*, 126: 121-127.
- DUVAL, W. S. & G. H. GEEN, 1976. Diel feeding and respiration rhythms in zooplankton. — *Limnol. Oceanogr.*, 21: 823-829.
- ENRIGHT, J. T., 1977. Diurnal vertical migration: adaptive significance and timing. Part I. Selective advantage: a metabolic model. — *Limnol. Oceanogr.*, 22: 856-872.
- GAULD, D. T., 1953. Diurnal variations in the grazing of planktonic copepods. — *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 31: 461-474.
- GAWLER, M. & R. CHAPUIS, 1987. An improved version of the Haney grazing chamber. — *Freshwat. Biol.*, 18: 1-4.
- GAWLER M., P. BLANC, J.-C. DRUART & J. P. PELLETIER, 1987. Dynamique de quelques populations majeures du phytoplancton printanier du lac Léman en relation avec le broutage et les sels nutritifs. — Pages 412-419 in Actes du colloque C.N.R.S. Biologie des populations. Lyon, 1986, 699 p.
- GELLER, W., 1986. Diurnal vertical migration of zooplankton in a temperate great lake (L. Constance): a starvation avoidance mechanism? — *Arch. Hydrobiol., Suppl.*, 74: 1-60.
- GLIWICZ, M. Z., 1986. Predation and the evolution of vertical migration in zooplankton. — *Nature*, 320: 746-748.
- GULATI, R. D., K. SIEWERTSEN & G. POSTEMA, 1982. The zooplankton: its community structure, food and feeding, and role in the ecosystem of Lake Veichten. — *Hydrobiologia*, 95: 127-163.
- HANEY, J. F., 1971. An *in situ* method for the measurement of zooplankton grazing rates. — *Limnol. Oceanogr.*, 16: 970-977.
- HANEY, J. F., 1973. An *in situ* examination of the grazing activities of natural zooplankton communities. — *Arch. Hydrobiol.*, 72: 87-132.
- HANEY, J. F., 1985. Regulation of cladoceran filtering rates in nature by body size, food concentration, and diel feeding patterns. — *Limnol. Oceanogr.*, 30: 397-411.
- HANEY, J. F. & D. J. HALL, 1975. Diel vertical migration and filter-feeding activities of *Daphnia*. — *Arch. Hydrobiol.*, 75: 413-441.
- HARDING, G. C., W. P. VASS, B. T. HARGRAVE & S. PEARRE Jr., 1986. Diel vertical movements and feeding activity of zooplankton in St. Georges Bay, N. S., using net tows and a newly developed passive trap. — *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 952-967.
- HARRIS, J. E., 1963. The rate of endogenous rhythms in vertical migration. — *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 43: 153-166.
- HART, R. C., 1977. Feeding rhythmicity in a migratory copepod (*Pseudodiaptomus hessei* (Mrázek)). — *Freshwat. Biol.*, 7: 1-8.
- HART, R. C., 1986. Aspects of the feeding ecology of turbid water zooplankton. *In situ* studies of community filtration rates in silt-laden Lake le Roux, Orange River, South Africa. — *J. Plankton Res.*, 8: 401-426.
- HAYWARD, T. L., 1980. Spatial and temporal feeding patterns of copepods from the North Pacific Central Gyre. — *Mar. Biol.*, 58: 295-309.
- HEBERT, P. D. N., 1980. The genetics of cladocera. — Pages 329-336 in W. C. Kerfoot (ed.). *Evolution and ecology of zooplankton communities*. Univ. Press New England, Hanover, 793 p.
- HUTCHINSON, G. E., 1967. A treatise on limnology. 2. Introduction to lake biology and the limnoplankton. — John Wiley & Sons Inc., New York, 1115 p.
- LAMPERT, W. & B. E. TAYLOR, 1985. Zooplankton grazing in a eutrophic lake: implications of diel vertical migration. — *Ecology*, 66: 68-82.
- MACKAS, D. & R. BOHRER, 1976. Fluorescence analysis of zooplankton gut contents and an investigation of diel feeding patterns. — *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 25: 77-85.

- McLAREN, I. A., 1963. Effects of temperature on growth of zooplankton, and the adaptive value of vertical migration. — *J. Fish. Res. Bd Can.*, 20: 685-727.
- NAUWERCK, A., 1959. Zur Bestimmung der Filtrier-rate limnischer Planktontiere. — *Arch. Hydrobiol., Suppl.*, 25: 83-101.
- PONTON, D., 1986. Croissance et alimentation de deux poissons planctonophages du lac Léman: le Corégone et le Gardon. — Thèse 3^e cycle, Univ. Lyon I, 158 p.
- REYNOLDS, C. S., 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. — Cambridge Univ. Press, Cambridge, 384 p.
- RINGELBERG, J., 1980. Introductory remarks: causal and teleological aspects of diurnal vertical migration. — Pages 65-68 in W. C. Kerfoot (ed.). Evolution and ecology of zooplankton communities. Univ. Press New England, Hanover, 793 p.
- SIMARD, Y., G. LACROIX & L. LEGENDRE, 1985. *In situ* twilight grazing rhythm during diel vertical migrations of a scattering layer of *Calanus finmarchicus*. — *Limnol. Oceanogr.*, 30: 598-606.
- SOMMER, U., Z. M. GLIWICZ, W. LAMPERT & A. DUNCAN, 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. — *Arch. Hydrobiol.*, 106: 433-471.
- STARKWEATHER, P. L., 1975. Diel patterns of grazing in *Daphnia pulex* Leydig. — *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 19: 2851-2857.
- STARKWEATHER, P. L., 1983. Daily patterns of feeding behavior in *Daphnia* and related microcrustacea: implications for cladoceran autecology and the zooplankton community. — *Hydrobiologia*, 100: 203-221.
- STICH, H.-B. & W. LAMPERT, 1981. Predator evasion as an explanation of diurnal vertical migration by zooplankton. — *Nature*, 293: 396-398.
- STICH, H.-B. & W. LAMPERT, 1984. Growth and reproduction of migrating and non-migrating *Daphnia* species under simulated food and temperature conditions of diurnal vertical migration. — *Oecologia*, 61: 192-196.
- WEIDER, L. J., 1984. Spatial heterogeneity of *Daphnia* genotypes: vertical migration and habitat partitioning. — *Limnol. Oceanogr.*, 29: 225-235.
- ZARET, T. M. & J. S. SUFFERN, 1976. Vertical migration in zooplankton as a predator avoidance mechanism. — *Limnol. Oceanogr.*, 21: 804-813.

SUCCESSIONS ET STRATÉGIES DE DÉVELOPPEMENT AU SEIN DES COMMUNAUTÉS BACTÉRIENNES

O. MARVALIN

*Laboratoire de zoologie, UA CNRS 138
Université de Clermont-II
BP 45 63170 Aubière, France*

Résumé

Nous avons suivi au cours d'un cycle annuel l'abondance et l'activité hétérotrophe potentielle du compartiment bactérien en zone euphotique (0-4 m) d'un lac eutrophe du Massif Central français. L'abondance bactérienne a été estimée par microscopie en épifluorescence, après coloration des cellules par l'acridine orange. Pour l'activité, nous avons choisi de suivre l'évolution d'un traceur organique: le ^{14}C glucose, au cours d'incubation de 4 h. Au terme de cette étude, on constate une amplitude annuelle des abondances cellulaires qui varie de 0,98 à $12,72 \times 10^6$ cellules / mL. Les variations de l'activité hétérotrophe sont de 0,036 à 1,24 mg C / m^2/h , sur la colonne d'eau 0-4 m. La minéralisation pour sa part, représente en moyenne 30 % de l'assimilation. Nos résultats laissent supposer que les divers peuplements bactériens qui se succèdent au cours du cycle annuel présentent des stratégies de développement différentes. On assiste en effet au remplacement d'un peuplement bactérien printanier présentant les caractéristiques des stratèges r (petites cellules à stratégie de colonisation), par un peuplement estival se rapprochant des stratèges K (cellules plus grosses, diversifiées, à développement plus lent).

Abstract

The annual cycle of the bacterial abundance and heterotrophic potential were measured in the euphotic zone (0-4 m) of an eutrophic lake in the Massif Central in France. Bacterial abundance was estimated by epifluorescence microscopy, after cell staining with acridine orange. ^{14}C glucose was used as a tracer to measure heterotrophic activity in 4-hour incubations. Bacterial density varies between 0.98 to 12.72×10^6 cells / mL. In the upper 4 metres of the water column, heterotrophic activity varies from 0.036 to 1.24 mg C / m^2/h . Mineralization was approximately 30 % of the glucose assimilation. The types of bacterial populations which succeed each other during the year indicate different developmental strategies. During spring, small bodied r strategists quickly colonise the water column, while larger and slower growing K strategists persist during summer.

Introduction

Le phytoplancton et son activité ont fait l'objet de nombreux travaux sur le site d'Aydat. En revanche, le bactérioplancton trop souvent négligé dans les études d'écologie en général n'a jamais été étudié sur ce site.

La connaissance de la biomasse et de l'activité bactérienne est pourtant indispensable à la compréhension du fonctionnement d'une partie de l'écosystème lacustre (Williams, 1981; Azam & Ammerman, 1984).

Nous nous sommes intéressés à l'abondance cellulaire et à la biomasse bactérienne. Leurs déterminations ont été réalisées lors de comp-

tage en microscopie à épifluorescence, cette technique permettant de très bonnes estimations (Porter & Feig, 1980). De plus, lors de nos observations, nous avons pris en compte certains critères écologiques, tels que le pourcentage de cellules en division (Newell & Christian, 1981) ou encore la fixation des cellules sur particules, de récents travaux ayant montré l'importance de cette fixation lors de l'étude de processus tels que l'assimilation et la minéralisation (Pedros-Alio & Brock, 1983).

Notre travail prend aussi en considération l'activité hétérotrophe potentielle des bactéries par estimation de la vitesse maximale (V_{max}) d'assimilation et de respiration du glucose, lors-

que ce dernier n'est pas limitant (Parsons & Strickland, 1962).

Cette approche nous semble susceptible d'apporter des indications au niveau d'une éventuelle distinction entre stratégies r et stratégies K au sein de la communauté bactérienne, selon le concept des sélections r et K mis en évidence ces dernières années au niveau du compartiment phytoplanctonique (Sommer, 1981; Amblard, sous presse).

Ce concept de stratégies r et K au niveau du bactérioplancton a été proposé par Martin (1980) à la suite de travaux réalisés en laboratoire sur des communautés marines en culture. Toutefois, ces phénomènes restent encore assez mal connus pour les populations naturelles.

Matériel et méthodes

SITE

Formée par le barrage de la vallée d'une petite rivière, la Veyre, par les coulées volcaniques des puys de la Vache et de Lassolas, cette pièce d'eau située à 825 m d'altitude couvre une superficie de 60 ha pour une profondeur maximale de 15,5 m. C'est un lac dimictique à caractère eutrophe, dont les caractéristiques morphométriques ont été présentées par Millerioux (1976), (tableau I).

PRÉLÈVEMENTS

Les échantillons ont été prélevés de façon hebdomadaire d'avril à novembre 1985 au point central du lac, aux profondeurs 0, 1, 2 et 4 m, soit au sein de la zone euphotique où se réalise la totalité de la production primaire.

Les prélèvements ont été effectués à la boueille Van Dorn en PVC opaque, modifiée pour opérer horizontalement en raison de l'importante

stratification des eaux. Avant tout traitement l'eau est préfiltrée sur un filet de vide de maille de 63 μm , afin d'éliminer la plus grande part du zooplancton qui introduit de fortes valeurs de *quenching* lors des comptages en scintillation liquide.

ABONDANCE ET BIOMASSE

Le dénombrement a été réalisé à 2 m selon le protocole de Hobbie *et al.* (1977). Des échantillons de 5 mL préalablement fixés à la formaldéhyde (concentration finale de 2 %) sont colorés par de l'acridine orange (0,01 %) durant 5 minutes. Les cellules sont ensuite isolées par une filtration sous dépression modérée (inférieure à 120 mm de Hg) sur une membrane nucléopore en polycarbonate (porosité de 0,2 μm , précoloree par de l'irgalan noir).

Pour évaluer le biais de contamination, on réalise un contrôle, en remplaçant l'échantillon par un volume équivalent d'eau préfiltrée sur 0,2 μm . Ces contrôles présentent toujours peu de cellules (2-5 par champ).

Les caractères pris en compte lors des comptages sont les suivants: (1) Le nombre de cellules. (2) Leur taille et forme; nous avons distingué 4 grandes catégories: cocci, ovale, bâtonnet et vibrion. Dans chaque catégorie, chaque cellule comptée est mesurée grâce à une échelle micrométrique afin de calculer son biovolume. La biomasse bactérienne moyenne est estimée en utilisant le facteur de conversion $1,21 \times 10^{-13}$ g C/ μm^3 (Watson *et al.*, 1977). (3) Leur coloration, qui varie de vert à orange selon la proportion d'ADN et d'ARN (Yamabe, 1973; Löber, 1981). Bien que ce point puisse être contesté, nous avons pris en compte ce paramètre qui pourrait être un critère d'activité (Prevot, 1986). (4) Le pourcentage de cellules en division (Hagström *et al.*, 1979). (5) Le pourcentage de cellules fixées sur particules (Kirchman & Mitchell, 1982).

TABLEAU I

Caractéristiques morphométriques du lac d'Aydat d'après Millerioux (1976)

Altitude du plan d'eau	825 m
Superficie	$6,03 \times 10^5 \text{ m}^2$
Volume	$4,145,000 \text{ m}^3$
Longueur	1175 m
Largeur	456 m
Profondeur maximale (zm)	15,5 m
Profondeur moyenne (z)	7,4 m
z/zm	0,48
Ligne de rivage	5000 m
Surface du bassin versant	$3,1 \times 10^7 \text{ m}^2$
Creux du lac (zm/\sqrt{S})	0,020 m

L'observation s'effectue sous un microscope à épifluorescence Leitz Laborlux (grossissement final de 1250). Le comptage est réalisé sur 20 champs par filtre et porte sur 200 cellules, la précision de comptage estimée à 7% au seuil de confiance 90% étant jugée suffisante (Cassel *in Overbeck & Kadota, 1972*).

ACTIVITÉ HÉTÉROTROPHE

L'activité hétérotrophe a été déterminée par des mesures d'assimilation d'une molécule organique radioactive, selon la méthode de Wright & Hobbie (1966) et Hobbie & Wright (1965). Nous avons choisi d'utiliser le glucose (D-U- ^{14}C glucose Amersham, activité spécifique de 9,25 MBq, 10, 18 GBq/mMol), cette molécule étant la plus utilisée par les communautés bactériennes (Berland *et al.*, 1976).

La réalisation de cinétiques du type Michaelis-Menten à partir de concentrations croissantes de substrat a permis d'estimer une vitesse maximale potentielle d'assimilation (V_{max}). Les échantillons de chaque niveau étudié sont répartis en 10 séries de 3 piluliers stériles de 20 mL. Les 5 premières séries sont immédiatement fixées par addition de formaldéhyde (concentration finale de 2%) afin d'estimer la part non biologique de la fixation du traceur dans les cellules. Dans les 10 séries de triplicats sont ajoutées des quantités croissantes de traceur allant de 0,0084 à

1,65 $\mu\text{g C/L}$, soit une activité de 6,25 à $125 \times 10^{-3} \mu\text{Ci/20 mL}$. Les échantillons sont ensuite placés en incubation à l'obscurité, *in situ*, pour une durée de 4 heures. En fin d'incubation, les échantillons sont fixés à l'aide de formaldéhyde (concentration finale de 2%). Les cellules sont recueillies sur une membrane filtrante Sartorius en acétate de cellulose (porosité de 0,2 μm), par filtration sous vide (dépression modérée inférieure à 120 mm de Hg).

Les filtres sont placés dans 4,5 mL de cocktail Ready Solv EP Beckmann et comptés en scintillation liquide (compteur Beckmann LS 9800).

Parallèlement, la part du carbone organique respiré durant la période d'incubation de 4 heures a été estimée. La technique employée est celle proposée par Brown (1979), modifiée par Goulder (1980). Le filtrat de chaque échantillon est récupéré et acidifié (pH 2-3) par addition d'acide ortho-phosphorique, le CO_2 dégagé durant 12 heures d'agitation est piégé sur un filtre Whatman imbibé de phényléthylamine. Les filtres sont comptés en scintillation liquide. On peut ainsi définir pour chaque échantillon un coefficient respiratoire (CR):

$$\text{CR} = \text{R/R} + \text{A}$$

où R = V_{max} respiration
A = V_{max} assimilation

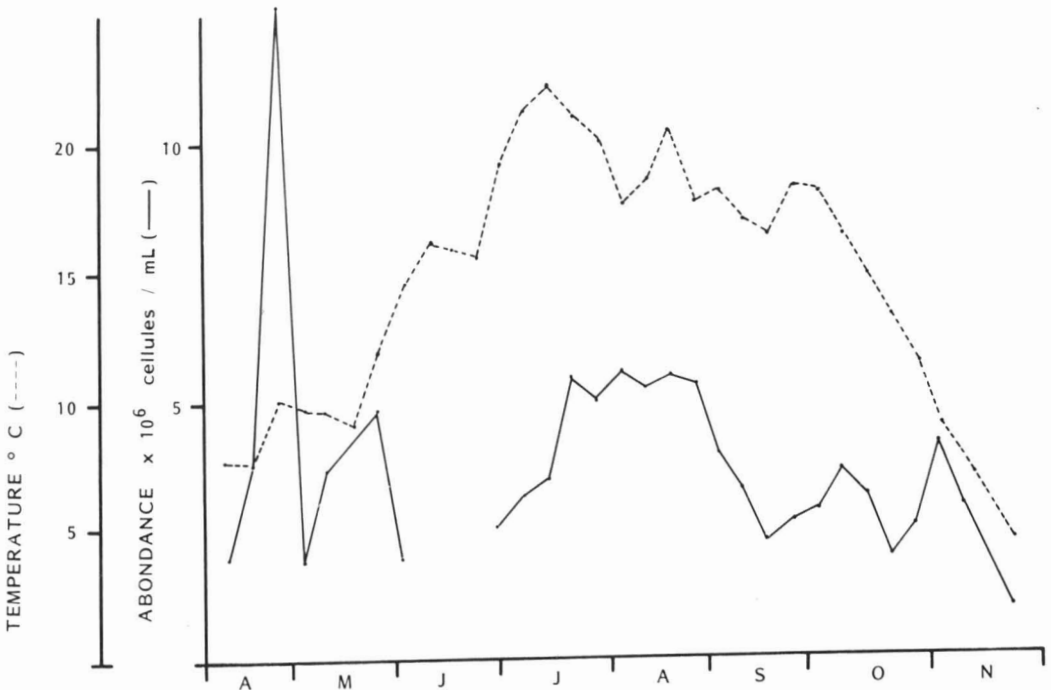


Figure 1. Variations hebdomadaires de l'abondance bactérienne à 2 m (—) et de la température (----).

Résultats

ABONDANCE CELLULAIRE ET BIOMASSE

L'abondance cellulaire à 2 m varie de 0,98 à $12,72 \times 10^6$ cellules/mL au cours de l'année (fig. 1), le minimum étant atteint fin novembre et le maximum le 23 avril. L'abondance bactérienne moyenne est de $3,77 \times 10^6$ cellules/mL sur l'ensemble de l'année. Les biomasses, pour leur part, évoluent de 17,90 à $0,20 \times 10^{-5}$ g C/L tous prélèvements confondus (fig. 2). La valeur moyenne de la biomasse est de $8,17 \times 10^{-5}$ g C/L. Les valeurs les plus élevées sont relevées en été, l'augmentation de la biomasse apparaissant parallèle à celle de la température.

L'observation en épifluorescence montre que d'avril à la mi-mai, 80% du peuplement bactérien est formé de cellules rondes de 0,2 à 0,3 μm , soit un biovolume de 0,005 à 0,013 μm^3 . Durant l'été, nous assistons à l'augmentation des biovolumes cellulaires avec l'apparition de formes nouvelles, telles que des bâtonnets, des vibrions, dont la taille varie de 0,5 à 1,2 μm , soit un biovolume correspondant de 0,23 à 0,70 μm^3 . Ces cellules de grande taille représentent alors 45 à 50% du peuplement.

Cette augmentation de volume et cet accroissement de biomasse apparaissent lors de la fixa-

tion des bactéries sur des particules organiques de grande taille ou sur des cellules algales.

Le pourcentage de cellules vertes et oranges évolue lui aussi au cours de l'année. Au printemps on trouve 50-60% de cellules vertes contre seulement 15-20% en été.

Pour ce qui est des fréquences de cellules en division, elles passent de 12% au printemps à 3,5-4% en été.

ASSIMILATION

Tout au long de notre étude, nous avons noté une très grande reproductibilité entre les répliquats (les variations maximales observées entre les triplicats étant de 18%). En ce qui concerne les valeurs des blancs, elles représentent entre 1 et 9% des valeurs d'assimilation. Lors des calculs, ces valeurs d'assimilation non biologique ont été retranchées de celles des échantillons.

Exprimée par unité de surface sur la colonne d'eau 0-4 m, l'activité potentielle varie de 0,036 à 1,24 mg C/m²/h (fig. 3) et présente des périodes d'intensification en été.

RESPIRATION

En été, les valeurs des coefficients respiratoires sont plus élevées que celles enregistrées en fin de cycle: 0,25 à 0,63, en juillet-août, contre 0,11 à 0,23 à partir du mois de septembre (fig. 3).

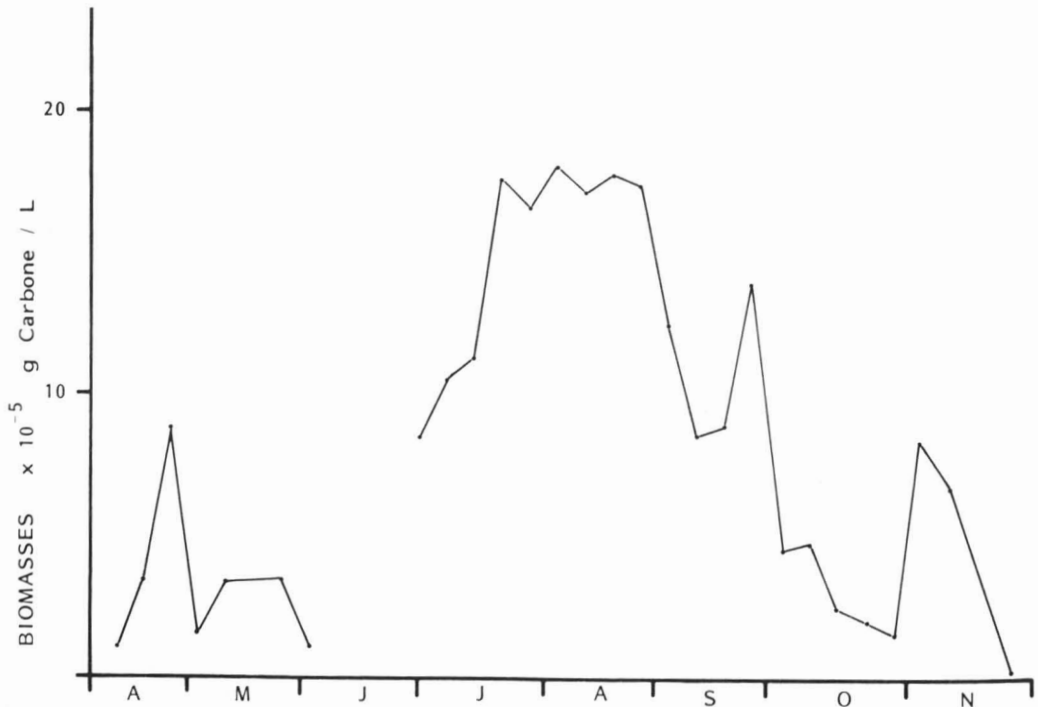


Figure 2. Variations hebdomadaires de la biomasse bactérienne à 2 m.

La minéralisation représente en moyenne 30% des valeurs de l'assimilation.

Discussion

L'abondance bactérienne relevée au lac d'Aydat (1 à 12×10^6 cellules/mL) correspond aux densités cellulaires classiquement rapportées pour un milieu eutrophe (Hobbie, 1979; Kato, 1985). On constate au printemps que l'abondance bactérienne est soumise à de brusques variations puisque en avril la population passe de 3,65 à 12,72 et de 12,72 à $1,84 \times 10^6$ cellules/mL en l'espace de deux semaines. Ce développement est consécutif à un *bloom* phytoplanktonique et à un pic précoce de production primaire (L. Aleya, comm. pers.). Ces réponses bactériennes aux variations affectant le compartiment phytoplanktonique, souvent rapportées (Pedros-Alio & Brock, 1982; Jacq *et al.*, 1985), montrent que nous sommes en présence de cellules capables d'une réponse très rapide face à une modification de la quantité de substrat disponible dans le milieu. Elles se divisent alors rapidement et abondamment (12% de cellules en division). En juillet-août au contraire, l'abondance bactérienne ne fluctue que très peu malgré l'existence d'une importante variabilité au sein du compartiment phytoplanktonique à cette époque. Cela s'accompagne natu-

rellement d'une diminution du taux de cellules en division (4%). Les bactéries en période printanière semblent donc axées sur la colonisation du milieu avec de nombreuses divisions cellulaires, phénomène qui s'estompe en été. De très forts taux de cellules en division (10-16%) ont ainsi été rapportés pour des milieux particulièrement contraignants (Hanson *et al.*, 1983).

Ces phénomènes de colonisation du milieu sont connus pour le phytoplancton avec la mise en place d'espèces pionnières peu diversifiées, de petite taille (*Melosira*, *Cyclotella*, etc.), mais à division active.

Si, d'une façon globale, (exception faite du 23 avril), l'abondance bactérienne ne varie que d'un facteur 2 au cours de l'année, la biomasse est pour sa part soumise à de plus grandes variations au cours du cycle, puisqu'elle passe de $3,18 \times 10^{-5}$ g C/L au printemps à $13,56 \times 10^{-5}$ g C/L en été (valeurs moyennes). Cet accroissement de biomasse (x 4) est dû aux variations morphologiques des cellules. Les biomasses sont faibles au début du cycle et ce, malgré une importante densité cellulaire ($8,74 \times 10^{-5}$ g C/L le 23 avril pour $12,72 \times 10^6$ cellules/mL). Au printemps, 80% du peuplement est constitué de cellules rondes (coccis de 0,2 à 0,3 μm , soit un biovolume de 0,005 à 0,013 μm^3). En été, on assiste à une fixation de 45-50% des cellules,

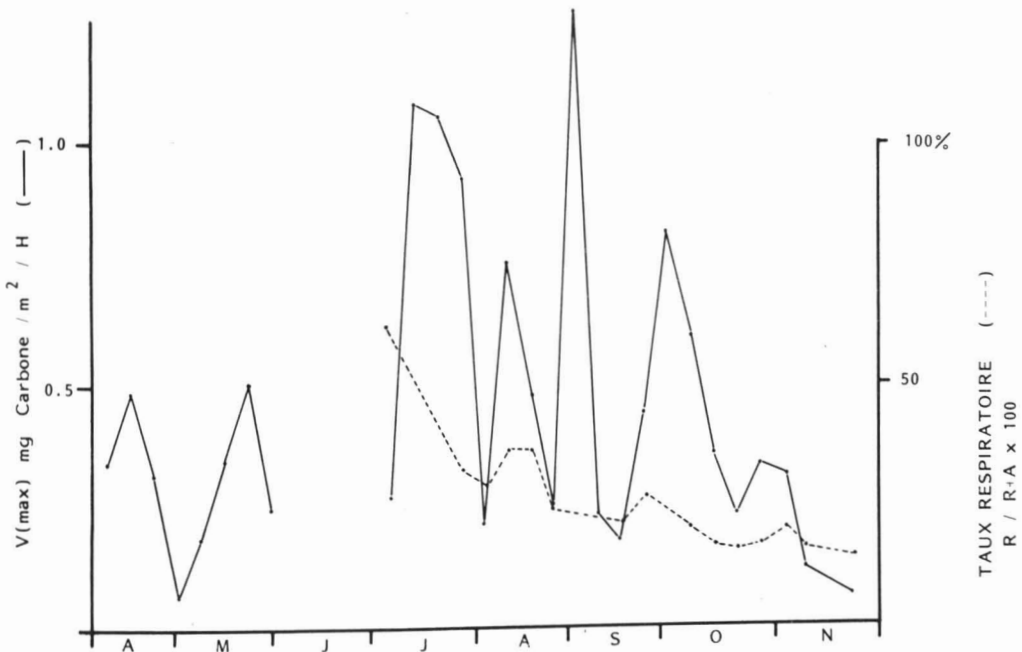


Figure 3. Évolution temporelle des valeurs intégrées de l'activité hétérotrophe potentielle (—) en zone 0-4 m, exprimées par unité de surface ($\text{mg C} / \text{m}^2/\text{h}$) et des taux respiratoires à 2 m (----).

associée à une augmentation de la taille des bactéries et de leur biomasse. Nous avons constaté l'apparition de formes nouvelles (phénotypiquement différentes) à partir du mois de juin (bâtonnets vibrions de 0,5 à 1,2 μm , soit un biovolume de 0,23 à 0,70 μm^3), qui confèrent à la biomasse ses valeurs élevées (14×10^{-5} g C/L pour seulement 5×10^6 cellules/mL en juillet-août).

Cette augmentation de la taille moyenne des cellules fixées a été rapportée par plusieurs auteurs dont Kirchman (1983) et Alldredge *et al.* (1986). Ces derniers ont observé parallèlement à une fixation des cellules en été, l'apparition de bactéries de plus grande taille. Ils suggèrent que ces bactéries possèdent un métabolisme très différent de celui des cellules libres et évoquent la possibilité d'une affiliation taxonomique différente entre les deux formes bactériennes libre et fixée. Cette diversité taxonomique semble confirmée, lors de notre étude au cours des expériences de cinétique de Michaelis-Menten montrant qu'il est difficile de linéariser les courbes obtenues en période estivale. En effet, on se trouve face à des courbes à plusieurs plateaux ou courbes multiphasiques caractéristiques de peuplements plurispécifiques (Azam & Hadson, 1981), avec en outre, des cellules ne présentant pas le même Km pour le substrat utilisé. Par contre, au printemps ou en fin de cycle, on retrouve la courbe à un seul plateau, caractéristique des cinétiques de Michaelis-Menten.

Si l'on considère avec prudence le critère de la coloration pour faire la distinction entre cellules inactives et mortes (vertes) et cellules actives (oranges) (Daley & Hobbie 1975), on constate que la proportion cellules vertes/total décroît au cours de la saison avec 50-60% de cellules vertes au printemps contre seulement 15-20% en été. De forts taux de mortalité ont été rapportés lors des *blooms* printaniers de phytoplancton, alors que le peuplement est orienté vers une phase de colo-

nisation du milieu (Amblard, sous presse). Cette forte mortalité est caractéristique des phases de rapide développement cellulaire. En été, au contraire, les algues présentent parallèlement à une plus grande diversité, de faibles taux de mortalité.

L'abondance bactérienne varie peu au cours du temps par rapport à l'activité hétérotrophe potentielle. Cette dernière présente ses plus fortes valeurs en été alors que l'abondance cellulaire est relativement constante.

L'activité hétérotrophe est corrélée significativement avec la température au seuil de 1% ($r = 0,591$ pour 26 degrés de liberté), de plus, ses variations sont en relation avec celles de la production primaire (L. Aleya, J. Devaux et O. Marvalin, en prép.), les deux activités étant significativement corrélées au seuil de 1% ($r = 0,650$ pour 26 degrés de liberté). Ce résultat est à rapprocher d'un certain nombre de données de la littérature attribuant au phytoplancton un rôle prépondérant sur l'intensité du métabolisme bactérien (Bell & Sakshaug, 1980; Feuillade *et al.*, 1986).

En ce qui concerne les valeurs de la minéralisation, Kirchman (1983) a montré pour des bactéries fixées, une orientation métabolique différente par rapport aux cellules libres. En été, il relève pour les épibactéries un faible taux d'incorporation de thymidine, mais un fort taux d'assimilation de glucose. Les cellules s'orientent donc plutôt vers le maintien des structures en place (respiration importante du substrat), que vers la division cellulaire. Il semble en effet, au vu de nos résultats, qu'une même quantité de glucose serve plus à des fins énergétiques en été, qu'à la production de biomasse (plus forts taux respiratoires, biomasse cellulaire constante, moins de cellules en division).

Nos résultats laissent supposer que divers peuplements bactériens se succèdent au cours

TABLEAU II

Caractères généraux des modèles démographiques r et K d'après Blondel (1979)

Caractères généraux	Sélection r	Sélection K
Milieu	Imprévisible et contraignant	Stable et prévisible
Développement	Rapide	Lent
Stratégie de croissance	Stratégie de quantité	Utilisation optimale de l'énergie
Mortalité au stade adulte	Lourde	Faible
Rapport production/biomasse	Élevé	Faible
Taille des organismes	Généralement petite	Généralement grande
Diversité spécifique	Faible	Forte
Mode de dispersion	Espèces mobiles	Espèces sédentaires

TABLEAU III

Synthèse des résultats obtenus à Aydat pour le compartiment bactérien

Caractères généraux	Sélection r	Sélection K
Milieu	Période de brassage	Stratification thermique
Développement	12% de cellules en division	4% de cellules en division
Stratégie de croissance	Colonisation printanière	Forts taux respiratoires en été
Mortalité	50-60% cellules vertes	15-20% de cellules vertes
Rapport production/biomasse	/	/
Taille des organismes	80% cocci de 0,2-0,3µm	50% cellules de 0,5-1,2µm
Diversité	Cocci	Bâtonnets vibrions
Mode de dispersion	Bactéries libres	Épibactéries

du cycle annuel en adoptant des stratégies de développement différentes.

L'étude des stratégies de développement des espèces et des peuplements a été développée à partir des concepts proposés par Cole (1954), Mac Arthur & Wilson (1967), ou Barbault (1976).

Ces concepts n'ont été que récemment appliqués aux successions phytoplanctoniques (Sommer, 1981; Amblard, sous presse). Les caractères mis en évidence lors de ces phases de successions correspondent aux critères généraux proposés par Blondel en 1979, résumés dans le tableau II. Nous avons dressé un tableau récapitulatif similaire, qui prend en compte les différents résultats obtenus à Aydat, afin de mettre en évidence les phases de successions entre sélection r et sélection K au sein du compartiment bactérien (tableau III).

Les résultats obtenus au cours de ce cycle annuel de prélèvements sur le lac d'Aydat laissent donc entrevoir au niveau du compartiment bactérien le passage d'organismes à stratégie de développement de type r, observés au printemps, à des organismes assimilables à des stratégies K en été.

Remerciements

Je remercie l'Unité de protistologie (Laboratoire de zoologie) de l'Université de Clermont-II pour son accueil, l'ensemble des chercheurs de l'équipe régionale d'hydrobiologie, ainsi que la région Auvergne et la fondation J. Moulin qui ont mis à notre disposition le site d'Aydat. Cette étude a été réalisée grâce au financement accordé par le CNRS dans le cadre du GRECO 81 et le PIREN (ASP eau).

Références

ALLDREDGE, A. L., J. J. COLE & D. A. CARON, 1986. Production of heterotrophic bacteria inhabiting mac-

rosopic organic aggregates (marine snow) from surface waters. — *Limnol. Oceanogr.*, 31: 68-78.

AMBLARD, C. (sous presse). Les successions phytoplanctoniques en milieu lacustre. — *Annls Biol.*

AZAM, F. & R. E. HADSON, 1981. Multiphasic kinetics for D glucose uptake by assemblages of natural marine bacteria. — *Mar. Biol.*, 6: 213-222.

AZAM, F. & J. W. AMMERMAN, 1984. Cycling of organic matter by bacterioplankton in pelagic systems: microenvironmental considerations. — Pages 345-360 in M.J.R. Fasham (ed.). *Flows of energy and materials in marine ecosystems*. Plenum.

BARBAULT, R., 1976. La notion de stratégie démographique en écologie. — *Bull. Ecol.*, 7: 373-390.

BELL, W. H. & E. SAKSHAUG, 1980. Bacterial utilisation of algal extracellular products 2. A kinetic study of natural populations. — *Limnol. Oceanogr.*, 25: 1021-1033.

BERLAND, B. R., D. J. BONIN, J. P. DURBEC & S. Y. MAESTRINI, 1976. Bactéries hétérotrophes aérobies prélevées devant le delta du Rhône. III. Utilisation potentielle de différents substrats organiques comme source de carbone. — *Hydrobiologia*, 50: 3-10.

BROWN, K. A., 1979. A modified procedure for determining [¹⁴C]CO₂ produced by respiration in water or sediment samples. — *Limnol. Oceanogr.*, 24: 1141-1145.

BLONDEL, J., 1979. *Biogéographie et écologie*. — Masson, Paris, 173 p.

COLE, L. C., 1954. The population consequence of life history phenomenon. — *Q. Rev. Biol.*, 29: 103-107.

DALEY, R. J. & J. E. HOBBIE, 1975. Direct counts of aquatic bacteria by a modified epifluorescence technique. — *Limnol. Oceanogr.*, 20: 875-882.

FEUILLADE, M., P. DUFOUR, J. FEUILLADE, J. P. PELLETIER, 1986. Excrétion de carbone organique par le phytoplancton lémanique. — *Schweiz. Z. Hydrol.*, 48: 18-33.

GOULDER, R., 1980. Seasonal variation in heterotrophic activity and population density of planktonic bacteria in a clean river. — *J. Ecol.*, 68: 349-363.

HAGSTRÖM, A., V. LARSON, P. HORSTEDT & S. NORMARK, 1979. Frequency of dividing cells,

- a new approach to the determination of bacterial growth rates in aquatic environment. — *Appl. envir. Microbiol.*, 37: 805-812.
- HANSON, R. B., D. SHAFER, T. RYAN, D. M. POPE & H. K. LOWERY, 1983. Bacterioplankton in antarctic ocean waters during late austral winter: abundance, frequency of dividing cells, and estimates of production. — *Appl. envir. Microbiol.*, 45: 1622-1632.
- HOBBIE, J. E. & R. T. WRIGHT, 1965. Bioassay with bacterial uptake kinetics: glucose in freshwaters. — *Limnol. Oceanogr.*, 10: 471-474.
- HOBBIE, J. E., R. J. DALEY & S. JASPER, 1977. Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. — *Appl. envir. Microbiol.*, 33: 1225-1228.
- HOBBIE, J. E., 1979. Activity and bacterial biomass. — *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 12: 59-63.
- JACQ, E., B. QUEGUINER, D. PRIEUR & P. TREGUER, 1985. Modification de l'aspect des peuplements bactériens en relation avec un bloom phytoplanctonique en rade de Brest. — *Oceanis*, 11: 213-222.
- KATO, K., 1985. Seasonal observations of heterotrophic activity and active bacterial number in lake Constance. — *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 66: 309-319.
- KIRCHMAN, D., 1983. The production of bacteria attached to particles suspended in a freshwater pond. — *Limnol. Oceanogr.*, 28: 858-872.
- KIRCHMAN, D. & R. MITCHELL, 1982. Contribution of particle bound bacteria to total microheterotrophic activity in five ponds and two marshes. — *Appl. envir. Microbiol.*, 43: 200-209.
- LÖBER, G., 1981. The fluorescence of dye nucleic acid complex. — *J. Luminescence*, 22: 221-265.
- MacARTHUR, R. H. & O. E. WILSON, 1967. The theory of Island biogeography. — Princeton Univ. Press., Princeton, New Jersey.
- MARTIN, Y., 1980. Communautés bactériennes hétérotrophes associées à des cultures continues de phytoplancton marin naturel. — *Vie Marine, Hors Série n° 1*, 84 p.
- MILLERIOUX, G., 1976. Contribution à l'étude du lac d'Aydat (Puy de Dôme). — Thèse de 3ième cycle, Univ. Clermont-II, 107 p.
- NEWELL, S. Y. & R. R. CHRISTIAN, 1981. Frequency of dividing cells as an estimator of bacterial productivity. — *Appl. envir. Microbiol.*, 42: 23-31.
- OVERBECK, Y. I. & H. KADOTA, 1972. Technics for assessment of microbial production and decomposition in freshwater. — IBP Handbook no. 23, Blackwell scientific Publications Ltd, London.
- PARSONS, T. R. & J.D.H. STRICKLAND, 1962. On the production of particulate organic carbon by heterotrophic process in sea water. — *Deep Sea Res.*, 8: 211-222.
- PEDROS-ALIO, C. & T. D. BROCK, 1982. Assessing biomass and production of bacteria in eutrophic lake Mendota, Wisconsin. — *Appl. envir. Microbiol.*, 44: 203-218.
- PEDROS-ALIO, C. & T. D. BROCK, 1983. The importance of attachment to particles for planktonic bacteria. — *Arch. Hydrobiol.*, 98: 355-379.
- PORTER, K. G. & Y. S. FEIG, 1980. The use of DAPI identifying and counting aquatic microflora. — *Limnol. Oceanogr.*, 25: 943-948.
- PREVOT, S., 1986. Évolution des populations microbiennes (protozoaires et bactéries) dans un système de fermentation artificielle: le Rusitec. — Rapport d'activité, Univ. Clermont II, 31 p.
- SOMMER, U., 1981. The role of r and K selection in the succession of phytoplankton in lake Constance. — *Acta Oecologica*, 2: 327-342.
- WATSON, S. W., T. Y. NOVITSKY, M. L. QUIMBY & F. W. VALOIS, 1977. Determination of bacterial number and biomass in marine environment. — *Appl. envir. Microbiol.*, 33: 940-946.
- WILLIAMS, P. J. Le B., 1981. Incorporation of microheterotrophic process into the classical paradigm of the planktonic food web. — *Kiel Meeresforsch. Sondh.*, 5: 1-28.
- WRIGHT, R. T. & J. E. HOBBIE, 1966. Use of glucose and acetate by bacteria and algae in aquatic ecosystems. — *Ecology*, 47: 447-461.
- YAMABE, S., 1973. Further fluorospectrophotometric studies on the binding of acridine orange with DNA. — *Archs Biochem. Biophys.*, 154: 19-27.

EFFETS DU PENTACHLOROPHÉNOL DANS UN ÉCOSYSTÈME LITTORAL LACUSTRE RECONSTITUÉ: ACTIONS SUR LA DÉCOMPOSITION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE ET LES ÉCHANGES ÉNERGÉTIQUES

G. MERLIN et G. BLAKE

Laboratoire de biologie
Faculté des sciences et des techniques de Chambéry
Université de Savoie, B.P. 1104 F, 73011 Chambéry Cedex France

Résumé

Le pentachlorophénol (PCP) est un pesticide à large spectre de toxicité, utilisé principalement comme fongicide. On en retrouve dans les rivières et dans les lacs. L'objectif de notre travail était d'apprécier les effets du PCP sur des écosystèmes aquatiques simplifiés, composés de sédiments lacustres, d'eau et de macrophytes (*Lemna minor* et *Schoenoplectus lacustris*). Les expériences sont menées avec contrôle de la lumière et de la température, et les échanges énergétiques sont étudiés par le biais des activités photosynthétiques et respiratoires. Les expériences de décomposition de matière organique végétale, marquée au ^{14}C , montrent que l'inhibition est plus forte à l'obscurité pour de fortes concentrations (3 à 5 ppm). La photosynthèse est inhibée par le PCP jusqu'à des concentrations de 5 ppm: les macrophytes sont moins sensibles que les microphytes mais leur photosynthèse et leur respiration sont réduites de 50 %. L'augmentation de consommation d'oxygène pendant les premiers jours de contact avec le PCP peut être due à des relargages de composés cellulaires dans le milieu à la suite de la mort du matériel végétal. Dans nos conditions de culture, la méthanogénèse est inhibée dès $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. En étudiant la dégradation du PCP- ^{14}C , nous avons constaté que 50 % de la radioactivité se retrouvait dans les microphytes et 15 % dans les sédiments; à l'obscurité, 51 % était liée aux composés organiques. Les différences de réponses au PCP par les composants des écosystèmes simplifiés présentés dans notre étude montrent combien il est difficile de prévoir les effets d'une contamination par une substance toxique comme le PCP.

Abstract

Pentachlorophenol (PCP) is a wide spectrum pesticide, mainly used as fungicide that may be found in streams and lakes. The objectives of this work were to estimate the effects of PCP on simplified aquatic ecosystems. Microcosms contaminated by this product contain lacustrine sediments, water and macrophytes (*Lemna minor* and *Schoenoplectus lacustris*). Experiments were carried out under daylight or dark conditions and energetic exchanges were studied through photosynthesis and respiration activities. Experiments of decomposition of ^{14}C -labelled plant material in presence of PCP showed that for high concentrations of toxic (3 to 5 ppm), inhibition is more developed in dark conditions. Photosynthesis is inhibited by PCP up to 5 ppm concentrations: macrophytes are less sensitive than microphytes but their photosynthesis and respiration are reduced down to 50%. Increased consumption of oxygen during the first days of contact with PCP may be explained by leaching of cell products in medium and decay of plant material. In our experimental conditions, methanogenesis was reduced for concentrations above $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. The degradation of PCP- ^{14}C was studied and we could verify that 50% of PCP was retained by microphytes and 15% by sediments; under dark conditions, 51% of PCP was linked to organic compounds. Differences of the PCP sensitivity of components of the simplified ecosystems presented in this study show how difficult it is to predict the effect of contamination by toxic substance such as PCP.

Introduction

Le pentachlorophénol (PCP) est un pesticide organochloré à large spectre de toxicité. Il est principalement utilisé comme fongicide pour la

préservation des bois, mais également en tant que bactéricide, herbicide, insecticide, molluscicide et algicide dans des industries aussi diverses que celles du bois, du textile, de la papeterie, de l'agriculture et des peintures. Ceci explique son

importante production: 2 100 tonnes au Canada en 1981 (Jones, 1984), 4 500 tonnes en France en 1986. Sa persistance due à des propriétés physico-chimiques particulières font que l'on en retrouve de quelques nanogrammes à plusieurs microgrammes dans l'atmosphère, dans les précipitations, dans les cours d'eau et dans les lacs ainsi que dans leurs sédiments (Crosby, 1981; Jones, 1984; Rault, sous presse). Encore peu d'informations traitent des effets du pentachlorophénol sur le compartiment végétal d'un écosystème aquatique, en particulier pour ce qui concerne les échanges énergétiques. Notre objectif est d'approcher ces effets en utilisant un écosystème aquatique simplifié représentant schématiquement une zone littorale lacustre.

Matériel et méthodes

PRINCIPE

Nous utilisons des écosystèmes simplifiés comprenant trois compartiments principaux: (1) l'atmosphère; (2) les sédiments d'origine lacustre; (3) l'eau qui contient essentiellement des végétaux (algues périphtiques, planctoniques, macrophytes fixées ou flottantes), des animaux (poissons et crustacés). La contamination est réalisée par du pentachlorophénol en quantité suffisante pour perturber gravement l'activité photosynthétique des chloroplastes et des photosystèmes isolés (Senger & Ruhl, 1980) et celle des phosphorylations oxydatives de mitochondries

végétales isolées (Ravanel & Tissot, 1986). Pour l'évaluation des perturbations des échanges énergétiques, nous avons suivi d'une part la dégradation de matière organique d'origine végétale introduite dans le milieu, et d'autre part nous avons mesuré les intensités photosynthétiques et respiratoires des végétaux aquatiques présents dans les écosystèmes, ainsi que la méthanogénèse présente dans les sédiments lacustres. Pour l'étude des effets du PCP sur la photosynthèse et la respiration des microphytes, des cultures axéniques d'algues unicellulaires ont été réalisées en complément.

PROTOCOLES EXPÉRIMENTAUX

Écosystèmes simplifiés

Le dispositif expérimental utilisé est représenté par la figure 1. L'eau (2 L par enceinte) et les sédiments proviennent du lac d'Aiguebelette (Savoie, France), lac de type jurassien à l'état eutrophe peu avancé et dont les eaux sont riches en bicarbonates. Les sédiments, de nature limono-sableuse, contiennent 9 % de matière organique (Blake & Lascombes, 1978). Les enceintes sont constituées d'un cylindre d'Altuglass[®] (H: 19 cm, Φ : 17 cm) percé d'orifices permettant la circulation d'air et les prélèvements d'eau par seringue en cours d'expérimentation. Elles sont placées en chambre thermostatée et éclairée. Les conditions expérimentales sont présentées dans le tableau I. Le débit de renouvellement de l'air est de $2 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$. Des expériences témoins (sans PCP) sont ef-

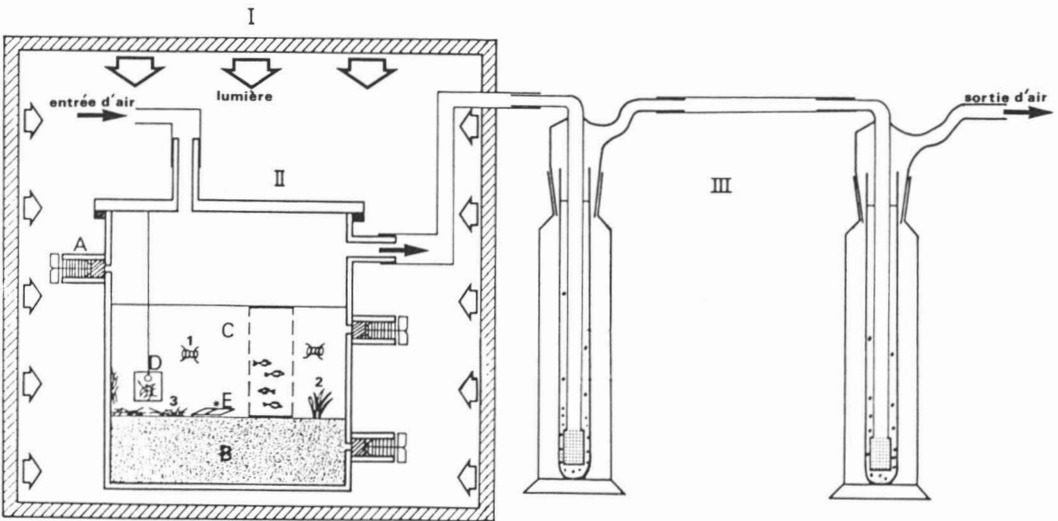


Figure 1. Dispositif expérimental simulant une zone littorale lacustre simplifiée: (I): enceinte thermostatée; (II): enceinte de culture; (III): dispositif pour piéger le CO_2 ; (A): septum pour prélèvements; (B): sédiments; (C): eau; (D): plaque d'Altuglass[®] pour la fixation des microphytes; (E): matière végétale marquée au ^{14}C ; (1): phytoplancton; (2): macrophytes; (3): périphyton.

TABLEAU I

Conditions expérimentales et pourcentage de matière végétale dégradée en fin d'expérience

	Série I ¹					Série II ²						
Matière organique	Maïs marqué au ¹⁴ C					Maïs marqué au ¹⁴ C				<i>Phragmites australis</i>		
N° de l'enceinte	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	6	7
Quantité de matière organique introduite	11,1 mg	8,3 mg	9,7 mg	11,5 mg	9,5 mg	30 mg				51,5 mg		
Condition de culture	obscurité	lumière 15 h à 5000 lux				lumière 15 h à 5000 lux		obscurité		lumière 15 h à 5000 lux		obscurité
Concentration en PCP en mg•L ⁻¹	0	0	1	2	3	0	5	0	5	0	5	5
% de matière végétale dégradée en fin d'expérience	37	56,6	56	41	58	26,6	37	28,3	17,3	26,4	24,9	22,7
% par rapport au témoin	—	témoin	98,9	73,21	102,4	témoin	139	témoin	61,1	témoin	94,3	—

¹ Expérience d'une durée de 34 jours effectuée à 22°C.² Expérience d'une durée de 23 jours effectuée à 23°C.

fectuées en parallèle pour chaque série. Afin d'apprécier l'action de la lumière, certaines enceintes sont maintenues en obscurité permanente à l'aide de papier d'aluminium.

Deux types de protocoles d'expérimentation ont été réalisés : (1) Avec de la matière organique composée de feuilles de maïs marquées au ^{14}C (activité spécifique : $28 \mu\text{Ci}\cdot\text{g}^{-1}$ de carbone) et avec 1, 2, 3 et 5 ppm de pentachlorophénol pur à 99 % (Aldrich Chemie, Stenheim R.F.A.). (2) Avec de la matière organique composée de feuilles de *Phragmites australis* et avec 5 ppm de pentachlorophénol uniformément marqué au ^{14}C (activité spécifique : $0,1 \mu\text{Ci}\cdot\text{mg}^{-1}$). Ceci nous a permis de suivre la répartition et la concentration dans différents composants de l'écosystème du ^{14}C issu, soit de la matière organique dégradée, soit du pentachlorophénol. Le protocole analytique représentant les différentes phases de dosage de la radioactivité présente dans l'eau est décrit

dans la figure 2. Toutes les expériences effectuées avec ces écosystèmes simplifiés ont été réalisées en duplicata; les résultats présentés correspondent aux valeurs moyennes de ces réplicats.

Cultures d'algues axéniques

L'espèce *Chlorella pyrenoidosa* Chick est cultivée en semi-continu dans des fermenteurs contenant 1 500 mL de milieu de Moyse (Fogg, 1975) suivant les mêmes conditions de culture que les écosystèmes simplifiés. Leur croissance est déterminée par numération effectuée simultanément par un compteur à particules (COULTRONIX, France), par une cellule de Malassez et par la mesure de la densité optique à 686 nm.

Mesures

Pour déterminer la radioactivité des échantillons, les comptages sont effectués par scintillation liquide, en présence d'Instagel[®], de Soluène 350[®]

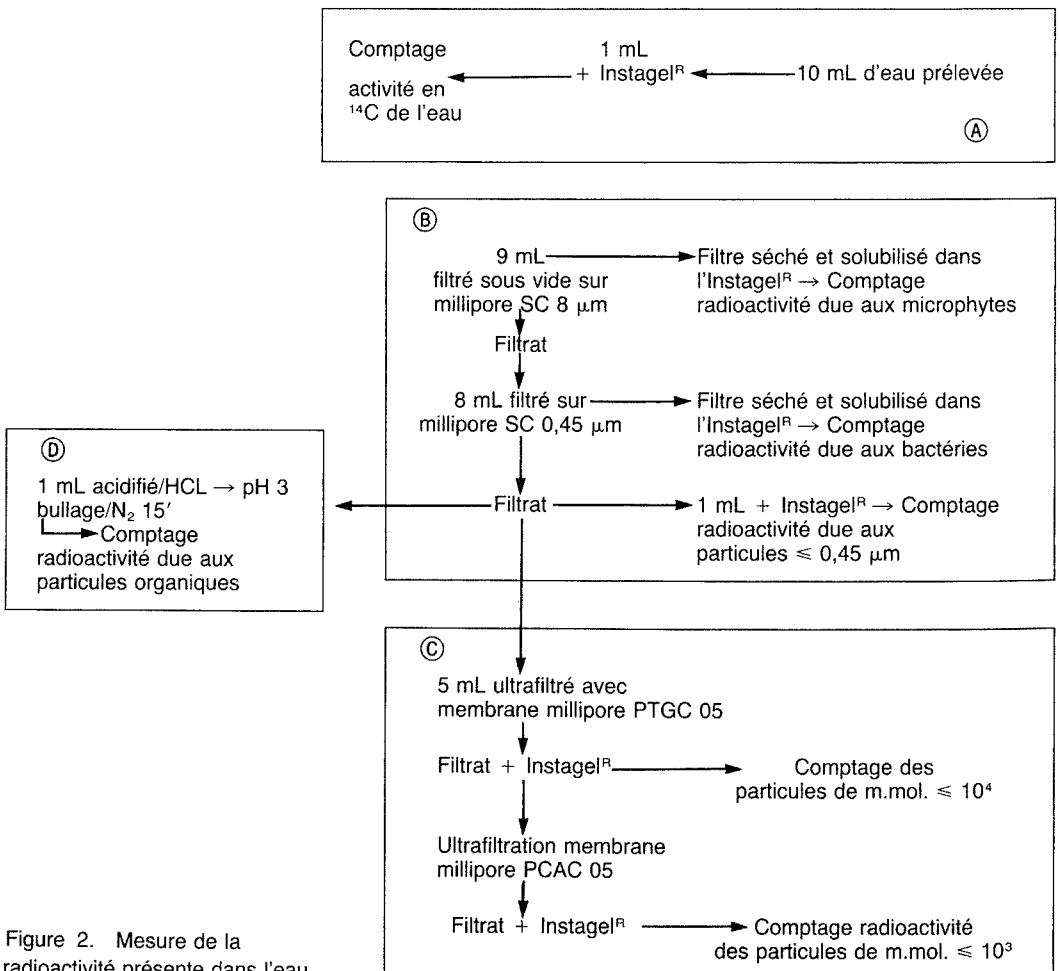


Figure 2. Mesure de la radioactivité présente dans l'eau.

et de Carbosorb^R, à l'aide d'un compteur Inter-technique SL 32.

Pour étudier la méthanogénèse des sédiments lacustres, 30 g de sédiments (poids sec) sont placés dans 30 mL d'eau, dans des flacons de type «pénicilline», sous azote à 35°C pendant plusieurs jours. Toutes ces expériences ont été réalisées en triplicata; les résultats présentés sont les moyennes de ceux-ci. Tous les 2 à 3 jours, la quantité de méthane dégagée par les sédiments est mesurée à l'aide d'une seringue en verre et par chromatographie en phase gazeuse (Blake, 1985).

Les échanges d'oxygène sont mesurés à 25°C par polarographie à l'électrode de Clark (Hansatech Std, Kings Lynn G.B.). Les échantillons sont lavés, rincés puis remis en suspension: (1) dans un mL d'eau ou dans un mL de milieu de culture, pour les organismes entiers; (2) dans un mL de milieu contenant 0,3 M de mannitol, 2 mM d'EDTA et 50 mM de tampon M.O.P.S. pour les fragments foliaires. On détermine ensuite les masses de matière fraîche et de matière sèche, ainsi que la teneur en chlorophylle des échantillons. Le pH, la conductivité et les teneurs

en carbone, phosphore et azote sont déterminés d'après les méthodes standards (normes A.F.N.O.R.).

Résultats

ACTION DU PCP SUR LA DÉCOMPOSITION DE LA MATIÈRE VÉGÉTALE

L'inhibition de la décomposition végétale par le pentachlorophénol est plus intense à l'obscurité qu'en présence de lumière, et pour de fortes concentrations (3 et 5 ppm), on note même à la lumière, pour le maïs, un taux de décomposition supérieur à celui des témoins (tableau I). La quantité de ¹⁴C libéré dans l'eau lors de la dégradation du maïs marqué est plus importante à l'obscurité. L'effet inhibiteur du pentachlorophénol se révèle dans ce cas au cours des 5 premiers jours (fig. 3). En présence de lumière, la quantité de ¹⁴C présente dans l'eau est supérieure à celle du témoin lorsque la concentration en PCP est de 3 ou 5 ppm comme l'illustre la figure 3. On note qu'à l'obscurité, la quantité de ¹⁴C présente dans l'eau est principalement due à la part fixée par les bactéries (radioactivité mesurée sur le

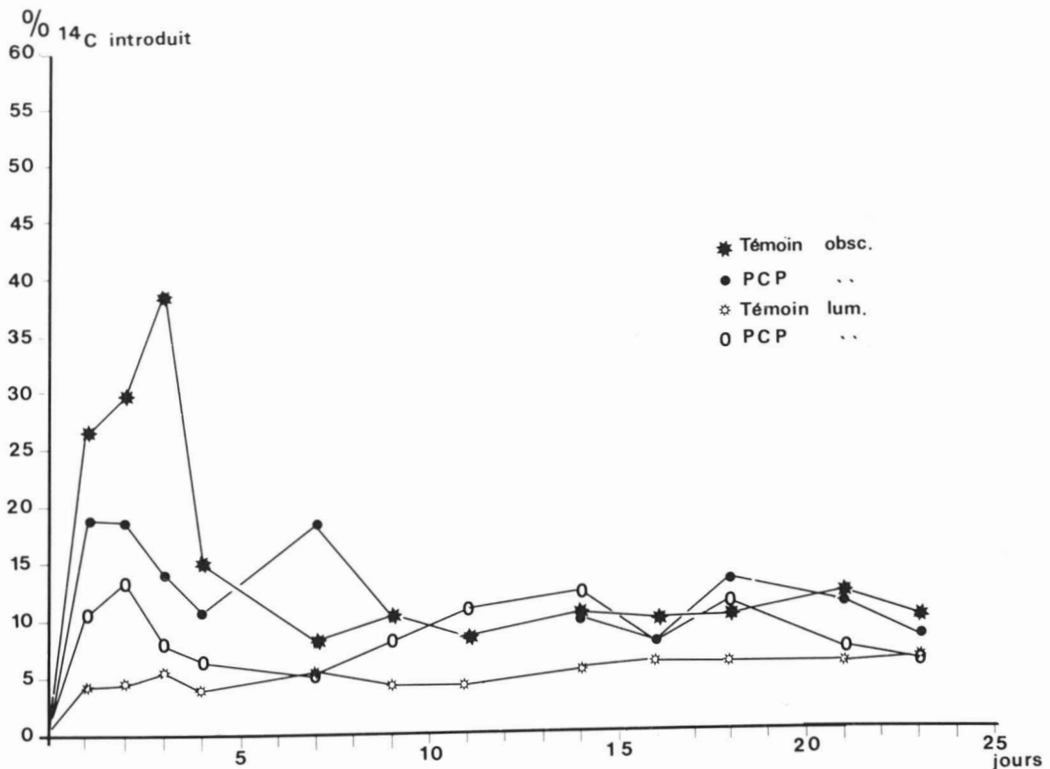


Figure 3. Dynamique de libération du ¹⁴C provenant de la matière organique dégradée, en présence, de 5 ppm de PCP.

filtre de porosité de 0,45 μm) (fig. 4), le facteur de corrélation étant de 0,9314 ($r^2 = 0,8676$; $F = 58,95$). Le compartiment bactérien est donc le principal responsable de la baisse du taux de décomposition de la matière organique à l'obscurité en présence de PCP. L'écosystème exposé à la lumière est de structure plus complexe, par la présence en particulier d'organismes autotrophes comme les végétaux microphytes et macrophytes, et de décomposeurs et détritivores, ce qui explique la faible corrélation entre la radioactivité de l'eau brute et celle fixée par les bactéries ($r = 0,4654$; $R^2 = 0,2166$; $F = 2,48$) (fig. 4). Si l'on suit la répartition du ^{14}C provenant de la dégradation, dans tous les cas l'atmosphère est le compartiment le plus riche. Le carbone marqué est présent sous forme de CO_2 et résulte de la respiration des organismes présents. Jusqu'à 3 ppm, le pentachlorophénol ne semble pas modifier de façon nette la répartition du carbone issu de la dégradation (fig. 5 et 6).

L'observation au microscope photonique des échantillons de matière végétale dégradée du témoin lumière, révèle la présence de nombreux rotifères, de nématodes, de protozoaires ciliés et de microphytes (diatomées, cyanophycées et

Scenedesmus). Pour les échantillons provenant des enceintes contaminées par le PCP, on constate la disparition des diatomées et des nématodes principalement.

EFFETS SPÉCIFIQUES

Action sur les activités photosynthétiques et oxydatives

Les mesures d'intensité photosynthétique et respiratoire d'algues vertes filamenteuses et de scirpes (*Schoenoplectus lacustris*) prélevées dans les écosystèmes reconstitués, révèlent une forte inhibition de ces activités métaboliques en présence de 5 ppm de pentachlorophénol (tableau II et fig. 7). Cet effet est maximal après 8 jours puis tend à disparaître au bout d'une vingtaine de jours. Les algues vertes filamenteuses se révèlent être les organismes végétaux les plus sensibles. On note une forte mortalité et les individus survivants, au bout de 23 jours, ont leur photosynthèse inhibée encore à 70 %.

Les végétaux supérieurs comme les scirpes paraissent moins sensibles, dans ce cas on ne note pas de toxicité aigüe mais leurs activités photosynthétiques et respiratoires sont diminuées de moitié.

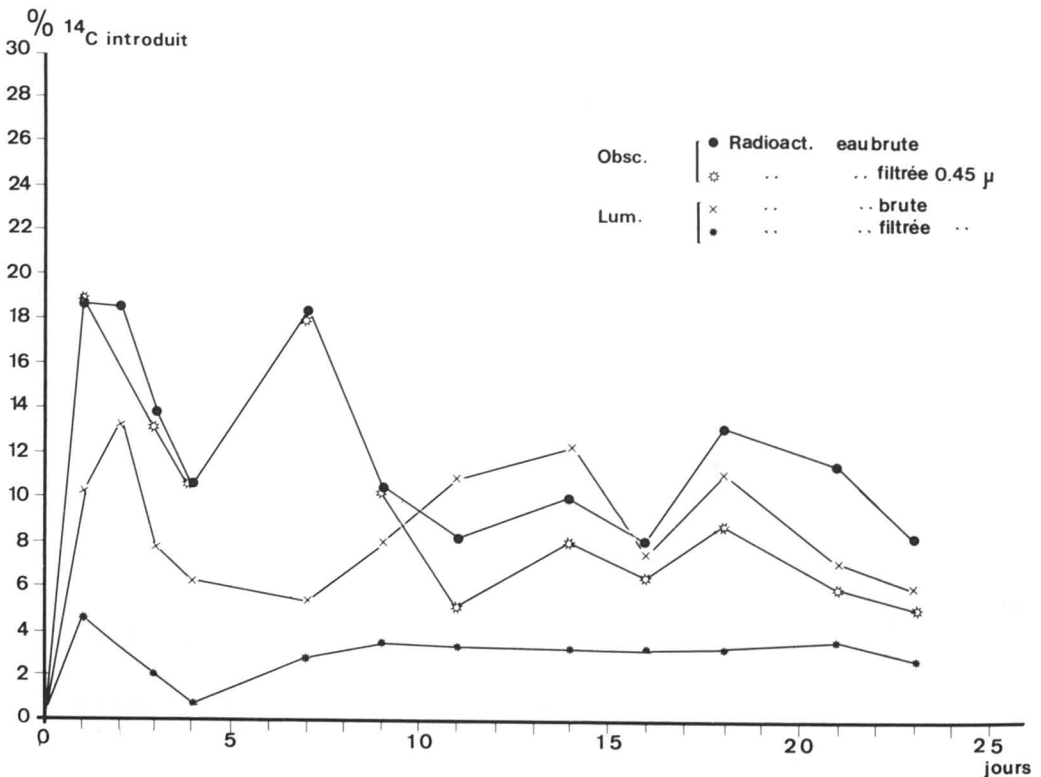


Figure 4. Dynamique de libération du ^{14}C dans l'eau brute.

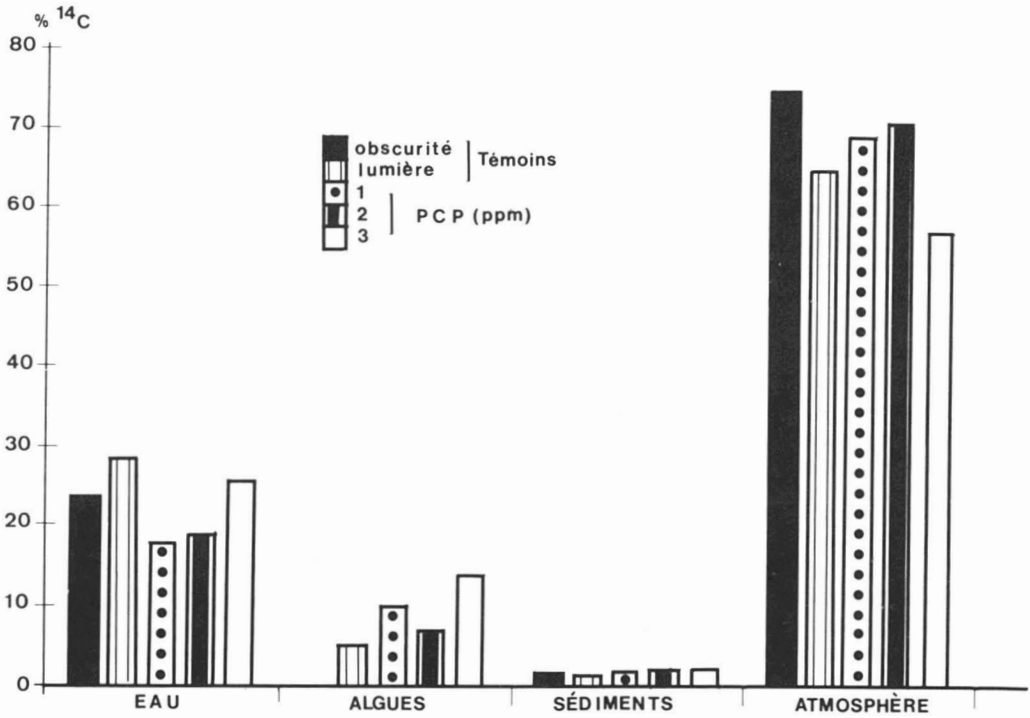


Figure 5. Répartition du ^{14}C provenant de la matière organique dégradée, en fonction de la concentration en PCP.

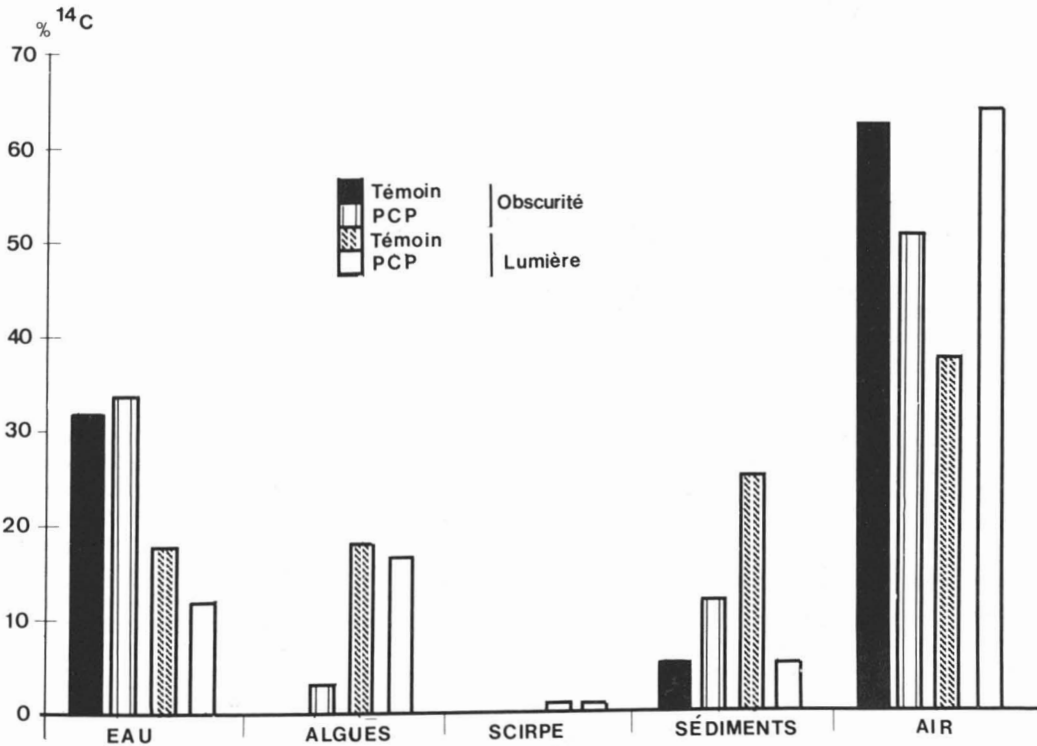


Figure 6. Répartition du ^{14}C provenant de la matière organique dégradée, pour une concentration en PCP de 5 ppm.

TABLEAU II
Pourcentage d'inhibition des échanges d'O₂

		Respiration	Photosynthèse apparente	Photosynthèse réelle
Algues vertes filamenteuses	après 8 jours	44 à 73 %	100 %	75 à 100 %
	après 23 jours	65 à 70 %	70 %	70 %
Scirpe	après 8 jours	≈ 50 %	≈ 50 %	≈ 50 %

Action sur les chlorelles

L'étude des effets du pentachlorophénol sur des chlorelles en culture nous permet d'apprécier son action sur les microphytes. Le comportement est sensiblement différent (fig. 8). Au cours des premiers jours, on observe une augmentation de la consommation d'oxygène d'un facteur 2 environ, alors que la photosynthèse est inhibée de près de 40 % pour une contamination de 1 ppm, ce qui traduit une sensibilité plus grande au pesticide, en comparaison des autres espèces. On ajoute une substance découplante des phosphorylations oxydatives comme le FCCP (Carbonyl cyanide p-trifluoro-méthoxy-phénylhydrazone) qui agit en abolissant le gradient de protons responsable du contrôle de la respiration cellulaire. On constate que l'intensité respiratoire du témoin est augmentée d'un facteur 2 alors que le facteur d'amplification de celle de l'essai n'est que de 1,22; ce qui peut vouloir dire que le PCP a déjà découplé l'activité respiratoire de certaines chlorelles contaminées. Le découplage par le PCP est le principal effet toxique sur des mitochondries isolées (Ravanel & Tissut, 1986). L'augmentation de la consommation d'oxygène par les chlorelles contaminées peut pour une part être due à la nécrose de certains individus. La consommation d'oxygène résulte alors non pas du phénomène de la respiration cellulaire mais de son utilisation par des composés cellulaires relargués dans le milieu à la suite de la nécrose du microphyte. On observe en effet au cours des trois premiers jours une forte mortalité des chlorelles (fig. 9). Ensuite la division cellulaire reprend et parallèlement, l'inhibition de la photosynthèse après 4 jours d'expérience tend à disparaître et la respiration des chlorelles semble de nouveau contrôlée.

Action sur la méthanogénèse

Dans nos conditions expérimentales comme la plupart du temps dans le milieu naturel, sous 3 cm de sédiments, la méthanogénèse se déroule. Pour une concentration de 100 µg·L⁻¹, le pentachlorophénol exerce une action inhibitrice sur les communautés bactériennes responsables de ces réactions métaboliques. À partir du 30^e jour,

l'action est beaucoup moins sensible pour les faibles concentrations mais encore importante pour une concentration de 0,5 ppm (fig. 10). À 0,2 ppm, l'inhibition de la méthanogénèse est encore de 25 % et de 50 % pour 0,5 ppm. On constate de plus que les courbes de production de CH₄ par les sédiments lacustres sont de type

$$y = \frac{ax}{b+x}$$

où x = jours. Chaque courbe tend donc vers une production maximale propre à la concentration en PCP; l'inhibition paraît donc définitive.

DEVENIR DU ¹⁴C PROVENANT DU PCP MARQUÉ

L'étude du devenir d'un pesticide dans un écosystème permet de renseigner sur son écotoxicité. Les voies de dégradation du pentachlorophénol, les possibilités d'accumulation et de relargage dans une zone littorale lacustre peuvent ainsi être appréhendées, de même que les relations entre la répartition de ¹⁴C provenant du PCP et les effets écotoxiques observés. En présence ou en absence de lumière, la quantité de radioactivité mesurée sous forme de ¹⁴CO₂ est négligeable: 0,03 % (fig. 11-12). Ceci veut dire que le pentachlorophénol, après plus de 20 jours de présence dans les enceintes expérimentales, n'a pas entièrement été dégradé, soit par des voies métaboliques, soit par des voies physico-chimiques puisque le CO₂ est l'un des composés obtenus en fin de dégradation du PCP (Crosby, 1981). En établissant le bilan de la répartition de la radioactivité en fin d'expérience, on constate que le compartiment sédimentaire, à la lumière et à l'obscurité, contient une fraction importante (12,2 et 16,1 %) de la radioactivité introduite. Ceci est lié en particulier à la forte teneur en carbone organique total des sédiments (Karickhoff, 1981). La différence de radioactivité de l'eau entre l'enceinte lumineuse et l'enceinte obscure correspond à la teneur en radioactivité du compartiment des macrophytes à la lumière (27 %) (fig. 11-12). De même si l'on étudie la répartition du ¹⁴C présent dans l'eau (fig. 11-12), on constate que la moitié de la radioactivité se trouve dans les organismes retenus par le filtre de 8 µm (c'est-à-dire princi-

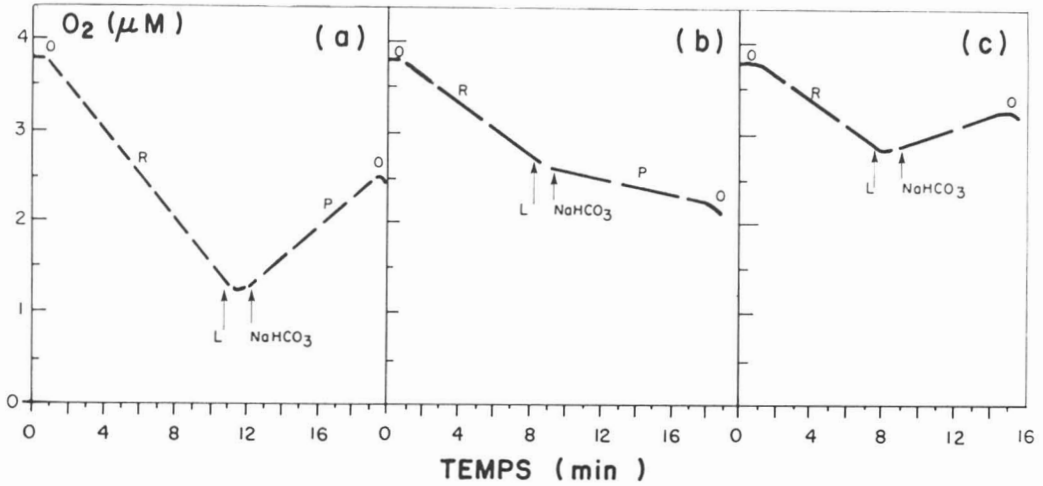


Figure 7. Effets du PCP sur les activités photosynthétiques et respiratoires (O_2 produit ou consommé par gramme de matière sèche) des végétaux des enceintes expérimentales. (a) témoin; (b) PCP 5 ppm après 8 jours d'expérience; (c) PCP 5 ppm après 23 jours d'expérience; O: obscurité; R: respiration; L: lumière; P: photosynthèse.

palement les microphytes) en conditions d'éclairage, alors que le filtrat de $0,45 \mu m$ (les composés solubles) représentent seulement 23%. À l'obscurité, où le compartiment des microphytes est pratiquement inexistant (quelques algues hétérotrophes subsistent), 51,2% de la radioactivité se retrouvent dans les composés solubles, principalement liés aux molécules de masses molaires supérieures à $10^4 M$. Le compartiment végétal contient une part importante de la radioactivité issue du pentachlorophénol marqué, soit environ 50% de la radioactivité totale.

Dans le cas de l'expérience menée avec les chlorelles, après 7 jours d'expérience, 7% de la radioactivité se retrouvent dans les algues, 85,4%

dans le milieu de culture et 7,4% sous forme de $^{14}CO_2$. Ceci traduit une dégradation par les voies métaboliques du pentachlorophénol, plus importante que dans les enceintes modélisant une zone littorale lacustre. Les analyses du milieu de culture effectuées par chromatographie liquide haute performance, révèlent une forte dégradation du pentachlorophénol; la concentration finale du milieu de culture est 25 fois inférieure à la concentration initiale avec apparition de nombreux produits de dégradation.

Discussion

La sensibilité des communautés aquatiques vis-à-vis du pentachlorophénol varie selon leur

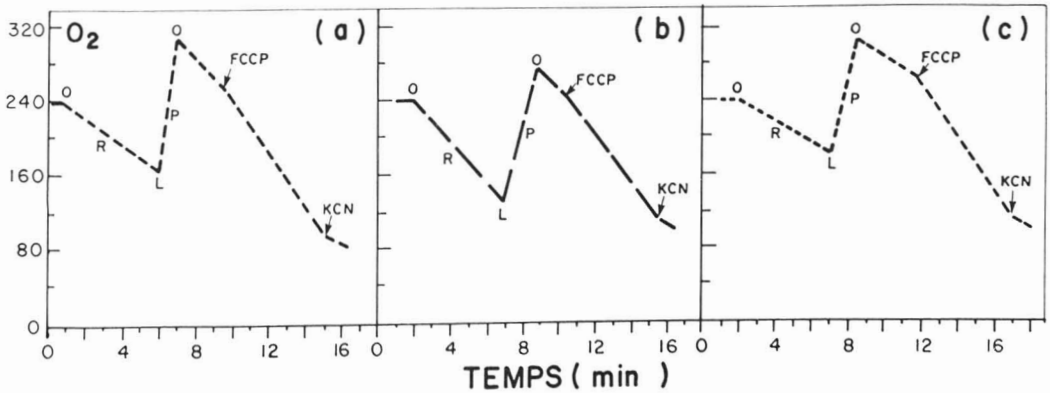


Figure 8. Consommation et production de O_2 (unité: 40 nmoles/unité D.O.) (a) au temps 0; (b) après 1 jour de contamination; (c) après 4 jours de contamination; O: obscurité; R: respiration; L: lumière; P: photosynthèse. Additions de FCCP ($4 \mu M$); de KCN (0,3 mM).

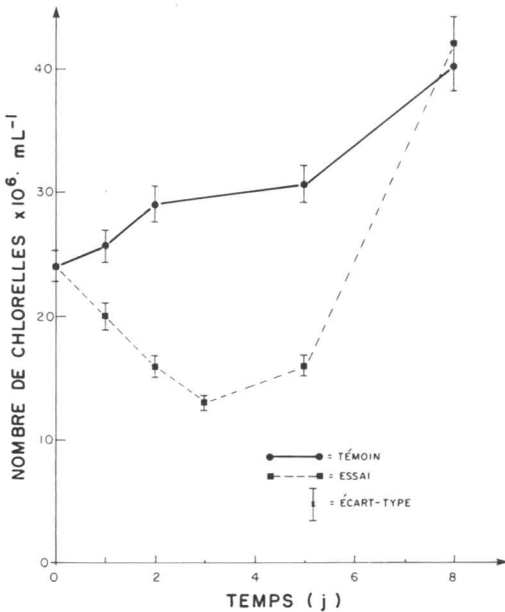


Figure 9. Effets du PCP sur la croissance de chlorophylles en culture.

capacité d'absorption du toxique, son niveau de concentration et les conditions physico-chimiques du milieu (Lu & Metcalf, 1975; Jones, 1984; Richards & Shich, 1986).

Il était intéressant d'étudier le comportement des communautés végétales vis-à-vis d'une concentration hautement toxique pour les communautés animales aquatiques (comme l'indique la mort rapide des guppys, *Poecilia reticulata*, placées en début et après 15 jours d'expérience dans nos enceintes), compte tenu de leurs rôles prédominants en tant que sources d'énergie pour l'écosystème (production d'oxygène par le biais de la photosynthèse et production importante de matière organique). Les effets de la contamination dépendent principalement des caractéristiques biologiques des espèces végétales présentes. Ainsi, les macrophytes enracinés (comme les scirpes) sont les moins atteints. On n'observe pas de mortalité et l'inhibition de la photosynthèse n'est pas totale, contrairement aux effets observés, sur les algues filamenteuses prélevées dans les enceintes de culture et sur les chlorophylles en culture axénique. Les variations d'échanges d'oxygène entre les organismes et le milieu, mesurées à l'électrode à oxygène, traduisent en fait l'activité des organites transducteurs d'énergie (Chevallier *et al.*, 1978). D'après nos mesures, il s'avère que l'activité photosynthétique est sensible au pentachlorophénol. Une des raisons peut être l'in-

hibition des transferts électroniques au sein des photosystèmes des chloroplastes ainsi que l'attestent les expériences conduites sur les chloroplastes ou les photosystèmes isolés (Ravanel *et al.*, 1983; Senger & Ruhl, 1980). L'augmentation de consommation d'oxygène par les chlorophylles en début de contamination est due à la fois aux nécroses des tissus cellulaires, et à la fois au phénomène du découplage des phosphorylations oxydatives des mitochondries. Cet effet de découplage sur des mitochondries isolées est en rapport avec les propriétés physico-chimiques du pentachlorophénol comme le pK_a , la lipophilie et le nombre de chlores (Ravanel & Tissut, 1986); ces mêmes propriétés conditionnent sa dégradation ou son accumulation dans les milieux aquatiques (Richards & Shich, 1986). L'effet du pentachlorophénol sur une autre source d'énergie, la décomposition de la matière organique, est moins nette. En dessous de 3 ppm on note une légère inhibition, alors que de fortes concentrations semblent accélérer le processus de la décomposition malgré la disparition de certains organismes décomposeurs ou détritivores. Le compartiment bactérien paraît alors jouer le rôle principal, surtout en absence de lumière. L'inhibition plus importante observée à l'obscurité, correspond à une présence en PCP plus forte que dans les enceintes lumineuses, le pentachlorophénol étant un composé photolytique (Crosby, 1981). La photolyse peut être rapide dans certaines conditions: un temps de demi-vie de 12 à 15 heures (Pignatello *et al.*, 1983; Crossland & Wolff, 1985). Dans le cas de nos expériences, la photolyse n'est pas le phénomène majeur de la disparition, du fait principalement de l'absorption par les parois des enceintes des UV de longueur d'onde inférieure à 350 nm correspondant au spectre d'absorption du PCP ($\lambda_{max} = 320 \text{ nm}$ à pH 8) et du faible rendement en UV de l'éclairage

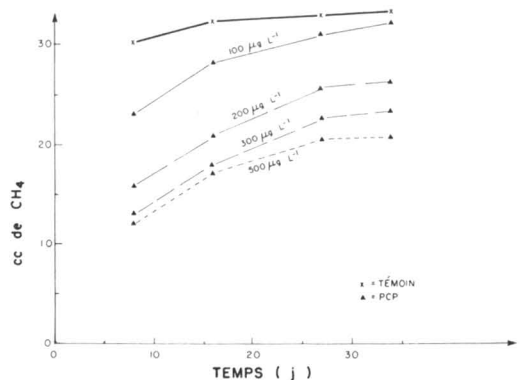


Figure 10. Production de CH_4 par des sédiments lacustres contaminés par du PCP.

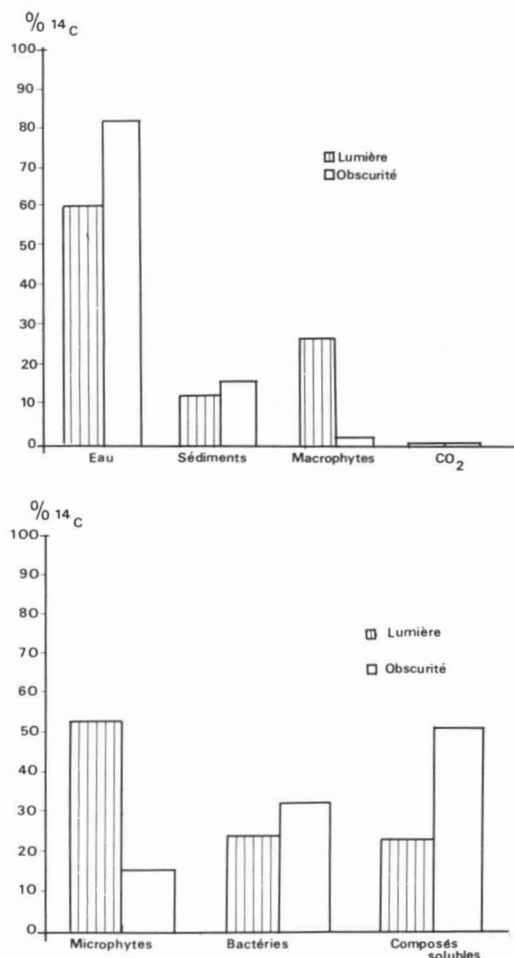


Figure 11-12. Répartition de la radioactivité dans les enceintes contaminées au PCP-¹⁴C.

utilisé. Cette quasi-absence de photodégradation permet au PCP de s'accumuler dans le compartiment végétal et les sédiments, ce qui se traduit par une baisse d'activité de la photosynthèse et également de la méthanogénèse. La production de méthane correspondant à un ensemble d'une dizaine de réactions métaboliques est un bon indicateur de l'activité bactérienne des sédiments et de leur sensibilité au pentachlorophénol dès 0,1 ppm.

Conclusion

Cette première approche des effets du pentachlorophénol sur un écosystème littoral lacustre met en évidence quelques points importants. L'absence de radiations lumineuses absorbées par le pentachlorophénol et provoquant sa pho-

tolyse, entraîne une concentration du PCP dans certains compartiments fonctionnels de l'écosystème (végétaux, litière, sédiments). Nous avons par ailleurs démontré que le PCP pourrait gravement perturber les échanges énergétiques au sein de ce même écosystème, notamment en réduisant ou en inhibant les activités photosynthétiques et de méthanogénèse se déroulant dans ces compartiments fonctionnels. On constate également de profondes modifications de la structure de l'écosystème contaminé, surtout si la concentration en PCP est élevée (> 3 ppm). Pour des concentrations inférieures à 1 ou 2 ppm de pentachlorophénol, les désordres causés aux sources énergétiques ne paraissent pas perturber profondément le système biologique. Pour des concentrations supérieures, on constate un déséquilibre important entre les activités consommatrices d'énergie (consommation d'oxygène lors de la décomposition de la matière organique: respiration) et les activités de production.

La destruction de certaines communautés biologiques, les plus sensibles au pentachlorophénol, augmente la charge organique du milieu contaminé et entraîne une consommation d'oxygène accrue, par la libération de substances oxydantes et la présence croissante de bactéries. On peut donc s'attendre à ce que le milieu en aérobie tende vers un milieu en anaérobie partielle ou totale, le rétablissement de la bio-cénose originale devenant alors plus difficile et plus aléatoire. Cette hypothèse est actuellement en cours de vérification sur des bassins expérimentaux de plus grande dimension et en condition lumineuse bien définies.

Remerciements

Les auteurs remercient vivement M. le Professeur Luu Duc pour la fourniture de PCP-¹⁴C, synthétisé par ses soins, ainsi que Mlle Allary, Mesdames Benoit-Guyod, Rochat et Tissot de l'Université scientifique et médicale de Grenoble pour l'aide apportée aux travaux entrepris dans le cadre de cette Action thématique programmée (A.T.P.) du Centre national de la recherche scientifique (C.N.R.S.).

Références

- BLAKE, G., 1985. Les macrophytes lacustres: production et décomposition. — Thèse d'État, Univ. Grenoble, 2 volumes, 168 p.
- BLAKE, G. & C. LASCOMBES, 1978. Le lac d'Aiguebelette, état de la qualité des eaux et évolution. — *Annls C.U.S.*, 3: 95-119.
- CHEVALLIER, D., F. NURIT & R. DOUCE, 1978. Interactions between mitochondria and chloroplasts in moss spare cells. — Pages 349-356 in G. Ducet & C. Lance (ed.). *Plant mitochondria*. Edition Elsevier North. Holland, Biochemical Press, 324 p.

- CROSBY, D. G., 1981. Environmental chemistry of pentachlorophenol. — *Pure appl. Chem.*, 53: 1051-1080.
- CROSSLAND, N. O. & C. J. M. WOLFF, 1985. Fate and biological effects of pentachlorophenol in outdoor ponds. — *Envir. Toxicol. Chem.*, 4: 73-86.
- FOGG, G. E., 1975. Algal cultures and phytoplankton ecology. 2nd edition. — Univ. Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, 703 p.
- JONES, P. A., 1984. Chlorophenols and their impurities in the Canadian environment: 1983 supplement. — Report EPS 3 EP. 84.3, Economic and Technical Review, Environmental Protection Programs Directorate, 93 p.
- KARICKHOFF, S. W., 1981. Semi-empirical estimation of absorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. — *Chemosphere*, 10: 833-846.
- LU, P. Y. & R. L. METCALF, 1975. Environmental fate and biodegradability of benzene derivatives as studied in a model aquatic ecosystem. — *Envir. Health Perspect.*, 10: 269-284.
- PIGNATELLO, J. J., M. M. MARTINSON, Y. G. STEIRT, R. E. CARLSON & R. L. CRAWFORD, 1983. Biodegradation and photolysis of pentachlorophenol in artificial freshwater streams. — *Appl. env. Microbiol.*, 46: 1024-1031.
- RAULT, S. (sous presse). Utilisation du pentachlorophénol. — Rapport du ministère de l'Environnement.
- RAVANEL, P., G. TAILLANDIER, M. TISSUT & J. L. BENOÎT-GUYOD, 1983. Effets des phénols chlorés sur le fonctionnement des organites transducteurs d'énergie. — C.r. 108^e Congr. natn. Soc. savantes, Grenoble, 2: 187-198.
- RAVANEL, P. & M. TISSUT, 1986. Toxicity of pentachlorophenol on isolated plant mitochondria. — *Phytochemistry*, 25: 577-583.
- RICHARDS, D. J. & W. K. SHICH, 1986. Biological fate of organic priority pollutants in the aquatic environment. — *Wat. Res.*, 20: 1077-1090.
- SENGER, H. & D. RUHL, 1980. The influence of pentachlorophenol on the biosynthesis of *S. aminolevulinic acid* and chlorophyll. — *Int. J. Biochem.*, 12: 1045-1048.

DIRECTIVES AUX AUTEURS

ORIENTATION DE LA REVUE

Le *Naturaliste canadien* (*Revue d'écologie et de systématique*) publie des articles inédits, rédigés en français ou en anglais, *découlant de travaux de recherche* en écologie fondamentale et appliquée, en systématique et dans certains domaines apparentés. Tout manuscrit soumis est l'objet d'une évaluation externe par des pairs.

PRÉSENTATION GÉNÉRALE

Les manuscrits, dactylographiés à *double interligne* sur le recto de feuilles de 21,5 × 28 cm, seront expédiés en *quatre* exemplaires à l'adresse suivante: LE NATURALISTE CANADIEN, Département de biologie, Université Laval, Sainte-Foy, Québec G1K 7P4 (Canada).

Les éléments du manuscrit sont les suivants: (1) le titre, le nom de l'auteur, le nom et l'adresse de l'institution à laquelle appartient l'auteur; (2) un titre courant d'un maximum de 60 lettres et espaces; (3) un résumé français et un résumé anglais; (4) le texte; (5) sur des feuilles séparées, les tableaux (numérotés en chiffres romains) et les légendes des figures (numérotées en chiffres arabes).

TEXTE

La Direction de la revue recommande le plan suivant: résumé, *abstract*, introduction, matériel et méthodes, résultats, discussion, conclusion, remerciements et références bibliographiques.

On tiendra compte des remarques suivantes: (1) les caractères soulignés d'un trait simple sont composés en italique; (2) les notes inframarginales doivent être réduites à un strict minimum et numérotées consécutivement; (3) pour les unités de mesure, on doit utiliser le SI (système international d'unités).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Elles sont indiquées dans le texte par le nom de l'auteur et l'année de publication. Dans la liste, à la fin du manuscrit, elles sont citées par ordre alphabétique des noms d'auteurs, en s'inspirant de la présentation suivante:

BOUCHARD, A. & P. F. MAYCOCK, 1978. Les forêts décidues et mixtes de la région appalachienne du sud québécois. — *Naturaliste can.*, 105: 383-415.

LEGENDRE, L. & P. LEGENDRE, 1979. Écologie numérique. 1. Le traitement multiple des don-

nées écologiques. — Masson, Paris & Les Presses de l'Université du Québec, Montréal, 197 p.

LEVINS, R., 1975. Evolution in communities near equilibrium. — Pages 16-50 in M. L. Cody & J. M. Diamond (eds.). *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge, Mass., 545 p.

Les titres des périodiques doivent être abrégés selon «World List of Scientific Periodicals».

ILLUSTRATIONS

Les *photographies* doivent être tirées sur papier glacé et fortement contrastées. On regroupe, autant que possible, les photographies sur une même planche, en les collant sur un carton rigide, sans oublier de les numéroté proprement et lisiblement au coin droit. Quatre séries sont requises.

Les *dessins* doivent être faits à l'encre de Chine sur papier à dessin blanc. Le lettrage doit être fait à l'aide d'un appareil à dessin ou l'équivalent (mais non à la machine à écrire ou par l'imprimante d'un ordinateur). Il doit être suffisamment grand pour avoir, après la réduction finale, au moins 2 mm de hauteur. En plus de l'original, on est prié de fournir trois copies de chacun des graphiques.

Dans le cas des dessins et des photographies, bien tenir compte de leur réduction à un format ne dépassant pas 12,5 × 20 cm, légende comprise.

On présentera la liste des légendes sur une page séparée. On indiquera cependant à l'endos des photographies et des dessins le nom de l'auteur et le numéro de figure.

FRAIS

La revue n'impose aucune charge aux auteurs, mais elle invite ceux qui le peuvent à contribuer aux frais de publication.

Par ailleurs, la Direction de la revue limite ses frais de clichage à trois clichés par article et ses frais de composition de tableaux à trois tableaux par article. Les clichés additionnels, les hors-textes, les tableaux démesurés ou trop denses, de même que les corrections d'auteur, sont entièrement à la charge des auteurs.

TIRÉS À PART

La revue offre gracieusement vingt-cinq tirés à part de chaque article.

INFORMATION FOR CONTRIBUTORS

EDITORIAL POLICY

Are considered for publication in "Le Naturaliste canadien" (Revue d'écologie et de systématique) manuscripts in French or in English, based on *original research* in basic and applied ecology, systematics, and related sciences. Every manuscript will be subjected to normal reviewing process by external referees.

GENERAL PRACTICES

Manuscripts should be typewritten in *double* spacing throughout, on one side of bond paper 21.5 × 28 cm, and submitted *in four copies* to: LE NATURALISTE CANADIEN, Département de biologie, Université Laval, Sainte-Foy, Québec G1K 7P4 (Canada).

The sequence of material should be: (1) title, author's name, author's affiliation and address; (2) a running head of no more than 60 letters and spaces; (3) a French and an English abstract; (4) the manuscript proper; (5) on separate pages, Tables (numbered consecutively in Roman numerals) and Figure captions (numbered consecutively in Arabic numerals).

MANUSCRIPT DETAILS

The arrangement of the contents should generally be as follows: *Résumé*, Abstract, Introduction, Materials and methods, Results, Discussion, Conclusion, Acknowledgments, and References.

In preparing copy please take the following remarks into account: (1) underscore only where italics are intended; (2) footnotes are to be avoided as far as possible, but if they must be used they should be numbered consecutively; (3) SI units should be used.

REFERENCES

Literature references in the text should be by author, followed by year of publication. All papers referred to in the manuscript should be listed alphabetically by first author, according to the following examples:

BOUCHARD, A. & P. F. MAYCOCK, 1978. Les forêts décidues et mixtes de la région appalachienne du sud québécois. — *Naturaliste can.*, 105: 383-415.

LEGENDTRE, L. & P. LEGENDRE, 1979. Écologie numérique. 1. Le traitement multiple des données écologiques. — Masson, Paris & Les Presses de l'Université du Québec, Montréal, 197 p.

LEVINS, R., 1975. Evolution in communities near equilibrium. — Pages 16-50 in M. L. Cody & J.M. Diamond (eds.). *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge, Mass., 545 p.

Abbreviations for titles of periodicals should follow the "World List of Scientific Periodicals".

ILLUSTRATIONS

Prints of *photographs* should be made on glossy paper with a wide range in tone. They should be cropped, mounted with rubber cement on white cardboard, and clearly numbered at the right corner of each photograph. Four complete sets of photographs must be submitted.

Drawings should be made with black india ink on white drawing paper. All lettering should be made with a lettering system (but no part of it type-written nor computer-printed). All lettering must be sufficiently large to be at least 2 mm on final reproduction. One original and three clean copies of each drawing should be submitted.

Drawings and photographs must be made to a scale allowing reduction to an area not exceeding 12.5 × 20 cm inclusive of captions.

Captions should be typed in paragraph form on a separate page. Each illustration should be clearly labelled on the back, giving the name of the author and the figure number.

CHARGES

There is no systematic page charges, but any contribution toward cost of publication is welcomed.

The first three figures and the first three Tables of each paper are free of charge. However, additional Figures, Tables or Figures requiring a fold-out leaf, broad or unusually dense Tables, as well as alterations in proof are fully charged to the author.

REPRINTS

Twenty-five reprints are offered free of charge.

Limnologie des réservoirs

GRÉGOIRE, A. Caractéristiques hydrobiologiques des réservoirs français à objectif énergétique	351-356
MESSIER, D. & D. ROY Concentrations en mercure chez les poissons au complexe hydroélectrique de La Grande Rivière (Québec)	357-368
MÉTHOT, G. & B. PINEL-ALLOUL Fluctuations du zooplancton dans le réservoir LG-2 (Baie James, Québec): relation avec la qualité physico-chimique et trophique des eaux	369-379
MORRISON, K.A. & N. THÉRIEN Importance de la considération des effets convectifs par les modèles pré- visionnels de la dynamique du plancton	381-388
ABOUZAID, H., A. FOUTLANE & L. BOURCHICH Qualité de l'eau de la retenue Al Massira au Maroc	389-396

Milieux lacustres alpins

AMBLARD, C. & G. BOURDIER Charge énergétique de différentes classes de taille phytoplanctoniques en milieu lacustre eutrophe	397-403
GAWLER, M. & N. ANGELI Intensité du broutage dans le lac Léman en relation avec la structure de tailles des particules: variations nyctémérales	405-412
MARVALIN, O. Successions et stratégies de développement au sein des communautés bactériennes	413-420
MERLIN, G. & G. BLAKE Effets du pentachlorophénol dans un écosystème littoral lacustre reconstitué: actions sur la décomposition de la matière organique et les échanges énergétiques	421-432

Études biologiques du comportement. –

Naturaliste canadien (*Revue d'écologie et de systématique*)

vol. 113, n° 3, 1986, 69 pages, 15 \$

Expédier votre chèque ou mandat à:

Le Naturaliste canadien
Revue d'écologie et de systématique
Département de biologie, Pavillon Alexandre-Vachon
Université Laval, Sainte-Foy (Québec) G1K 7P4

Biological studies of behavior. –

Naturaliste canadien (*Revue d'écologie et de systématique*),

vol. 113, n° 3, 1986, 69 pages, 15 \$

Send your cheque or money order to:

Le Naturaliste canadien
Revue d'écologie et de systématique
Département de biologie, Pavillon Alexandre-Vachon
Université Laval, Sainte-Foy (Québec) G1K 7P4



**Limnologie fondamentale et effets anthropogéniques
(précipitations acides, réservoirs)**

Basic limnology and anthropogenic effects (acid rain, reservoirs)

LACROIX, G. Note liminaire	244
MOREAU, G. Avant-propos	245-246

**Impact des précipitations acides
sur l'environnement aquatique**

HAEMMERLI, J. Évolution temporelle de la qualité des eaux des lacs du réseau Tadpa- Québec	247-259
PIHAN, J.-C. Situation du réseau hydrographique du Massif Vosgien (nord-est de la France) face au problème des précipitations acides	261-267
WALSH, G., G. VERREAULT & Y. VIGNEAULT Acidification minérale et organique des rivières de la Côte-Nord (golfe du Saint-Laurent)	269-282
BÉDARD, Y. & H.G. JONES Flux des anions d'acides forts dans les eaux de surface lors de la fonte printanière en milieu nordique	283-294
PINEL-ALLOUL, B., G. MÉTHOT & G. CODIN-BLUMER Structure spatiale du zooplancton des lacs du Québec: relation avec l'acidité	295-305
ALLARD, M. & G. MOREAU Influence d'une acidification expérimentale sur les larves de Chironomidae (Diptera) d'un milieu lotique semi-naturel	307-313

Eaux courantes et milieux associés

LÉGLIZE, L. & C. CROCHARD Vérification expérimentale du choix de <i>Dreissena polymorpha</i> Pallas (La- mellibranche) comme bioindicateur de contamination métallique	315-323
GARNIER, J., J.F. LELONG & M. MEYBECK Comparaison physico-chimique et biologique de sept bassins artificiels dans les alluvions de la région parisienne	325-342
PÉREZ, E. Rythme circadien d'activité chez la truite juvénile: influence de la perception de congénères	343-350

(Suite au verso)
(Continued on inside back cover)

LE
NATURALISTE
CANADIEN

REVUE D'ÉCOLOGIE ET DE SYSTÉMATIQUE

VOLUME 114
NUMÉRO 4
1987

UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

LE NATURALISTE CANADIEN

Revue d'écologie et de systématique

CN ISSN 0028-0798

RÉDACTEUR

PIERRE MORISSET

ADMINISTRATEUR

ANDRÉ CARDINAL

COMITÉ DE RÉDACTION

DENIS BARABÉ, *Jardin botanique de la ville de Montréal*

CYRILLE BARRETTE, *Département de biologie, Université Laval*

PIERRE BELLEFLEUR, *Département des sciences forestières, Université Laval*

BERNARD BERNIER, *Département des sciences forestières, Université Laval*

CARL M. BOYD, *Département d'océanographie, Université Dalhousie, Halifax*

EDWIN BOURGET, *Département de biologie, Université Laval*

PIERRE COUILLARD, *Département des sciences biologiques, Université de Montréal*

JEAN-MARC DESCHÊNES, *Centre de recherches phytotechniques, Agriculture Canada, Ottawa*

ROBERT GAUTHIER, *Herbier Louis-Marie, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval*

PIERRE LEGENDRE, *Département de sciences biologiques, Université de Montréal*

WILLIAM C. LEGGETT, *Département de biologie, Université McGill*

JEREMY MCNEIL, *Département de biologie, Université Laval*

BERNARD J.R. PHILOGÈNE, *Département de biologie, Université d'Ottawa*

Publication trimestrielle de l'Université Laval, LE NATURALISTE CANADIEN (Revue d'écologie et de systématique) publie des articles *inédits*, rédigés en français ou en anglais, découlant de travaux de recherche en écologie, en systématique et dans certains domaines apparentés. La revue s'intéresse également aux aspects appliqués, notamment dans la perspective des ressources agricoles, forestières et halieutiques du Québec et du Canada oriental et nordique.

LE NATURALISTE CANADIEN (Revue d'écologie et de systématique) est placé sous la responsabilité des doyens de trois facultés de l'Université Laval: Faculté des sciences et de génie, Faculté de foresterie et de géodésie et Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation. Il est publié grâce à des subventions du Fonds F.C.A.R. du Québec pour l'aide et le soutien à la recherche et du Conseil de la recherche en sciences naturelles et en génie du Canada.

Toute demande concernant les droits de reproduction doit être soumise à: L'Administrateur, LE NATURALISTE CANADIEN, Département de biologie, Université Laval, Sainte-Foy, Québec G1K 7P4.

Toute correspondance touchant les abonnements doit être adressée aux Presses de l'Université Laval, Case postale 2447, Québec G1K 7R4. L'abonnement annuel est de \$19 (personnel), \$21 (personnel, étranger) et \$38 (collectif, multi-user). Le numéro régulier se vend \$10.

Répertorié dans Biological Abstracts, Asher's
Guide, Botanical Periodicals, RADAR et Périodex

Courrier de la deuxième classe — Enregistrement n° 1768

Dépôt légal — Quatrième trimestre 1987. Bibliothèque nationale du Québec — Bibliothèque nationale d'Ottawa

SEP 8 1988

ÉNERGIE ET RESSOURCES
CENTRE DE DOCUMENTATION
TERRES ET FORÊTS**LA TÉLÉDÉTECTION DES MILIEUX HUMIDES:
COMPARAISON DES IMAGES MSS, TM et SPOT**

P. LAFRANCE, J.-M. M. DUBOIS et F. BONN

*Centre d'applications et de recherches en télédétection et
Département de géographie, Université de Sherbrooke
2500, boulevard Université, Sherbrooke (Québec) J1K 2R1***Résumé**

La présente étude a été menée sur un complexe de *bogs* (tourbières ombrotrophes), de fens et de prairies humides salées de la côte sud de l'île d'Anticosti (Québec, Canada), où des données sur la couverture du sol ont été recueillies sur le terrain au mois d'août 1984. Cette étude évalue et compare des méthodes de rehaussement pour interprétation visuelle (étalement linéaire de contraste, rapports de bandes et transformation en composantes principales) et une méthode de classification automatique non supervisée. Une image du capteur MSS du satellite Landsat 1 (1976), une image du capteur TM de Landsat 4 (1982) et une simulation d'image du capteur HRV du satellite SPOT (1982) ont été traitées numériquement avec le logiciel ARIES-II de DIPIX. Les rehaussements ont été interprétés visuellement et les résultats comparés à une carte de référence préparée à l'aide des données de terrain et de photographies aériennes au 1:13 000. L'interprétation visuelle de deux rehaussements d'image SPOT, l'un n'utilisant que le mode multispectral, l'autre intégrant le mode panchromatique et le mode multispectral, permet de cartographier neuf classes de milieux humides et d'accéder à des niveaux de détails dans la détection des surfaces, jusqu'à maintenant réservés à la photographie aérienne. D'autre part, l'étalement linéaire de contraste des bandes 4, 5 et 7 d'une image MSS nous semble mieux adapté à un travail à petite échelle.

Abstract

The present study was carried out on a wetland complex consisting of bogs, fens and brackish wet meadows located on the south coast of Anticosti Island (Québec, Canada). Field surveys of soil cover types were carried out in August 1984. The objective of the study is to assess and compare three enhancement methods (linear stretch of contrast, band ratioing and principal component transformation) for the purpose of visual interpretation, and a method of unsupervised automatic classification. A Landsat 1 MSS image (1976), a Landsat 4 TM image (1982) and a simulated SPOT image (1982) were digitally treated with an ARIES-II image analysis system. The enhancements were visually interpreted. The results were compared to the reference map prepared from field surveys and from 1:13,000 aerial photographs. Based on visual interpretation of two enhancements of the simulated SPOT image, it is possible to map nine classes of wetlands and to detect surfaces with a level of detail hitherto reserved to aerial photography. One enhancement used only the SPOT multispectral mode and the other integrated the panchromatic mode with the multispectral mode. On the other hand, a linear stretch of bands 4, 5 and 7 of the MSS image is better adapted to small-scale work.

Introduction

Un milieu humide est un milieu dont le faciès est très fortement influencé par la présence de la nappe phréatique près ou au-dessus de la surface du sol. Les étangs peu profonds, herbiers aqua-

tiques, marais, prairies humides, marécages, fens et *bogs* (tourbières ombrotrophes) sont autant de classes de milieux humides (Jacques & Hamel, 1982). On estime que les milieux humides couvrent 18 % des terres du Canada, (Zoltai, 1980) et autour de 10 % de celles du Québec (Tarnocai, 1984).

Il existe des besoins d'inventaire des milieux humides à différentes échelles. Dans les régions aménagées ou exploitées par l'humain, l'inventaire n'est pas encore complet alors que, dans les régions peu ou pas peuplées, il est à peine amorcé. Il existe aussi des besoins de surveillance de certains milieux humides menacés par des modifications de leur environnement, comme les empiétements côtiers ou le drainage agricole.

Les méthodes traditionnelles d'inventaire, par levés de terrain et télé-interprétation, sont facilement applicables dans les régions pour lesquelles il existe une bonne couverture de photographies aériennes et où la plupart des sites sont aisément accessibles. Il n'en est pas de même pour les territoires peu peuplés pour lesquels les photographies aériennes sont à plus petite échelle et où le réseau routier rudimentaire rend l'accès aux sites difficile. L'inventaire de ces régions est donc long et coûteux. La télédétection par satellite peut être profitable dans un tel contexte. Les images satellitaires multispectrales couvrent de grandes surfaces, avec une résolution spatiale de plus en plus fine (30 m × 30 m pour Thematic Mapper et 20 m × 20 m pour SPOT) qui pourrait maintenant convenir à des applications exigeant un niveau de détail plus élevé. Leur pouvoir de discrimination entre les différentes classes de couverture du sol, les milieux humides en particulier, n'est cependant pas encore complètement connu.

Carter & Richardson (1981) ont analysé les résultats de plusieurs expériences de télédétection des milieux humides, menées jusqu'en 1981 aux États-Unis. La plupart de ces expériences portaient sur des classifications, supervisées ou non, des données du capteur MSS de Landsat. Ils concluent que l'exactitude moyenne obtenue de 70 % est trop faible pour que les résultats puissent servir à la gestion du territoire. Ils identifièrent comme cause de ces piètres résultats, la faible résolution spatiale du capteur (79 m × 57 m) et l'hétérogénéité spatiale et spectrale des milieux humides.

D'autres travaux ont donné lieu à des conclusions plus positives. Notons entre autres les travaux d'inventaire de Barnard *et al.* (1981) et de Pala & Boissonneau (1982). Ces deux équipes ont cartographié les milieux humides au 1:250 000, au moyen d'images MSS de Landsat. Les premiers ont utilisé une méthode de classification non supervisée pour inventorier deux classes de marais et les plans d'eau. Ils considèrent avoir atteint cet objectif, mais on doit cependant noter qu'il ne s'agissait pas de cartographier les milieux humides en général, mais seulement deux classes bien déterminées. Les seconds ont eu recours à une classification supervisée suivie de retouches manuelles pour identifier douze classes de milieux

humides. Bien que les auteurs semblent satisfaits des résultats, ils ne précisent pas comment l'exactitude de ceux-ci a été évaluée. De plus, la méthode de classification et de retouche semble délicate et doit nécessiter beaucoup de temps d'ordinateur. Pour sa part, Wickware (1978) a réussi à représenter l'évolution temporelle d'un vaste complexe de milieux humides continentaux, à l'aide de classifications supervisées d'images MSS. Il conclut que les images Landsat ont procuré une somme d'information valable qui n'aurait pas été disponible autrement.

Au début des années 1980, l'arrivée imminente sur le marché de données à résolutions spatiale, spectrale et radiométrique améliorées, provenant des capteurs Thematic Mapper (TM) de Landsat et Haute Résolution Visible (HRV) de SPOT, a donné lieu à des expériences de comparaison entre anciens et nouveaux capteurs. Tomlins & Thomson (1981) ont comparé des classifications supervisées d'une image MSS de Landsat et d'une simulation d'image du capteur TM, sur un milieu humide d'estuaire. Ils ont noté une nette amélioration avec TM, autant pour le nombre de classes distinguées que pour l'exactitude de la classification. Cependant, en comparant systématiquement des données simulées de MSS et de TM, Dottavio & Dottavio (1984) n'ont pas remarqué d'amélioration notable. Leur étude portait sur de grandes surfaces homogènes de marais côtiers.

Plus récemment, Jensen *et al.* (1986) ont réalisé la cartographie détaillée d'un milieu humide continental à l'aide d'une image d'une résolution spatiale de 3 m × 3 m, enregistrée par le capteur aéroporté Daedalus. La classification supervisée avait une exactitude moyenne de 83 % et une seule classe (le marais émergeant non persistant) avait une exactitude de moins de 80 %.

Les méthodes de rehaussement d'image, suivies de l'interprétation visuelle des résultats, ont été moins expérimentées que les classifications automatiques. Pourtant, en milieu naturel, il semble que les premières soient mieux adaptées (Beaubien, 1980). De plus, la comparaison des images des trois capteurs, MSS et TM de Landsat et HRV de SPOT, ayant des résolutions spatiale, spectrale et radiométrique différentes, n'a pas été faite jusqu'à maintenant sur un même territoire. Notre objectif est donc d'évaluer et de comparer, sur un même territoire, certaines possibilités et limites des images des capteurs MSS, TM et HRV, pour la télédétection des milieux humides.

Matériel et méthodes

Le territoire étudié est situé entre les rivières du Brick et Galiote, sur la côte sud de l'île d'Anti-

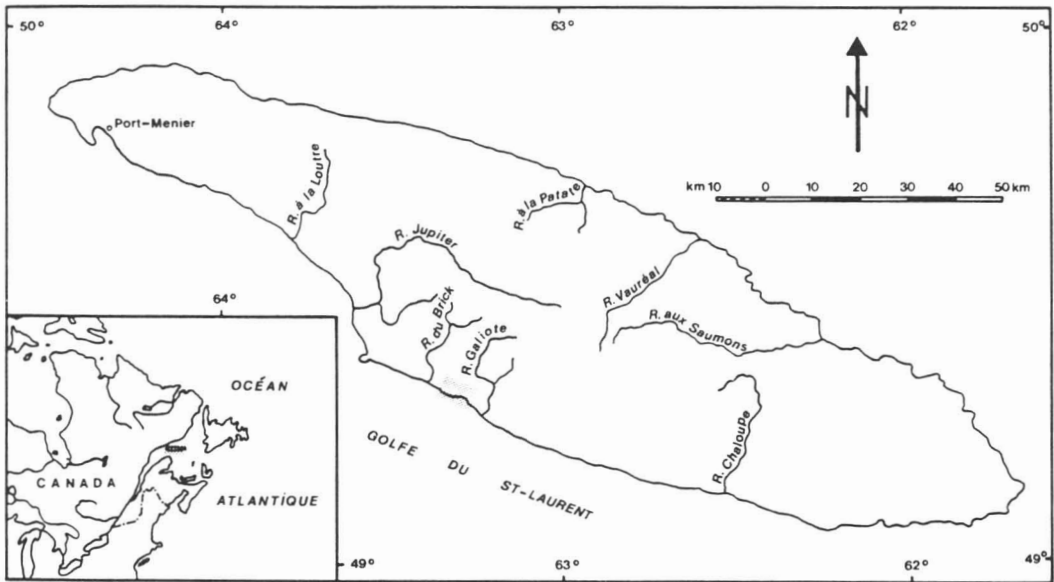


Figure 1. Zone d'étude, île d'Anticosti, Québec.

costi, dans le golfe du Saint-Laurent (fig. 1). Le substratum rocheux y est constitué de roches calcaires. Une bande de dépôts littoraux anciens, pouvant atteindre une largeur de 2 km, longe la côte. La plus grande partie du territoire est couverte par la sapinière à épinette blanche (Desloges & Emond, 1974). Sur les dépôts littoraux anciens s'est développé un complexe de *bogs* (tourbières ombrotrophes) et de fens et, dans une lagune (le Grand lac Salé), on retrouve de petites surfaces de prairie humide salée.

Nous avons d'abord interprété, de façon préliminaire, des photographies aériennes en couleurs au 1:13 000 de la zone d'étude. Sur ces photographies, nous avons choisi 69 sites représentatifs, par la teinte, la texture et l'arrangement, des unités de photo-interprétation. Nous nous sommes rendus sur le terrain au mois d'août 1984 pour recueillir des données sur ces sites (Lafrance, 1987). Le fait que les dates des images et des levés au sol ne coïncident pas n'est pas important, car les milieux qui nous intéressent n'ont pas changé de façon notable durant la période concernée. À chacun des sites, nous avons noté les détails importants de la physionomie du milieu (hauteur et densité de la végétation, hauteur de la nappe phréatique, énergie du micro-relief) et nous avons dressé la liste des taxons physionomiquement dominants, en les classant par ordre décroissant de surfaces couvertes. Ces dernières étaient évaluées sommairement. La surface considérée à chaque site était fixée en fonction de la variabilité de la physionomie du milieu.

Les données de terrain nous ont permis de distinguer les classes de la carte de référence et ont appuyé la photo-interprétation finale. Nous avons aussi tenu compte, à cette étape, des résultats des travaux de Grondin (1982). Nous avons ainsi pu tracer la carte de référence qui apparaît en arrière-plan des figures 7, 8, 9 et 10. La légende de cette carte est inspirée en partie du niveau de la classe de la classification de Jacques & Hamel (1982) et en partie du niveau de la classe physionomique et du régime trophique de la classification de Couillard & Grondin (1986).

Les principales caractéristiques des images des capteurs MSS, TM et HRV sont présentées à la figure 2. En télédétection, la résolution spatiale est habituellement exprimée par la dimension de la surface du sol représentée par la donnée élémentaire d'une image (pixel). La résolution spectrale est le nombre de bandes spectrales que comprend une image ainsi que la position de ces bandes dans le spectre. Enfin, un élément important de la résolution radiométrique est le nombre de niveaux de quantification accordé à un pixel. Ajoutons que le capteur TM possède, en plus des bandes illustrées à la figure 2, une bande infrarouge thermique (de 10,4 à 12,5 μm) identifiée par le numéro 6 et ayant une résolution spatiale de 120 m \times 120 m.

L'image MSS du satellite Landsat 1 que nous avons utilisée date du 26 août 1976. L'image TM de Landsat 4 a pour sa part été enregistrée le 14 septembre 1982. Les conditions atmosphériques

Capteur		MSS	TM	HRV	
Taille du pixel (m)		79 X 57	30 X 30	20 X 20	10 X 10
Niveaux de quantification		64	256	256	64
Nombre de bandes		4	6	3	1
Position des bandes dans le spectre	0,5 μm		1 bleu		panchromatique
	0,6	4 vert	2 vert	1 vert	
	0,7	5 rouge	3 rouge	2 rouge	
	0,8	6 proche-ir			
	0,9		4 proche-ir	3 proche-ir	
	1,0	7 proche-ir			
	1,1				
	1,2				
	1,3				
	1,4				
	1,5				
	1,6		5 moyen-ir		
	1,7				
1,8					
1,9					
2,0					
2,1					
2,2		7 moyen-ir			
2,3					

Figure 2. Principales caractéristiques des images des capteurs MSS, TM et HRV.

n'étaient pas idéales au-dessus de l'île d'Anticosti à cette dernière date. Il y avait un voile d'humidité au-dessus du territoire étudié et une masse nuageuse à proximité. Cette image est la meilleure parmi les rares images de l'île d'Anticosti enregistrées entre les lancements de Landsat 4 et 5 et le début de l'étude. Les véritables images SPOT n'étant pas encore disponibles au moment où notre étude a été menée, nous en avons simulé une à partir d'une image du capteur aéroporté Daedalus, enregistrée le 17 juillet 1982 dans le cadre d'un projet connexe (Perras *et al.*, 1985). La résolution spectrale de SPOT a été simulée avec la méthode mise au point par Simard (1981) et modifiée par Ahern (1982). Des rééchantillonnages à 20 m \times 20 m pour le mode multispectral et à 10 m \times 10 m pour le mode panchromatique, au moyen de la méthode de convolution cubique, ont permis d'imiter la résolution spatiale. Nous avons profité de cette étape pour effectuer une correction géométrique de l'image, afin de la rendre superposable à la carte topographique et de faciliter la comparaison avec les images MSS et TM.

Trois types de rehaussement ont été expérimentés à l'aide du logiciel de traitement d'image ARIES-II (Dipix Systems Limited, 1986): des étalonnages linéaires de contraste, des rapports de bandes et la transformation en composantes principales. Ces opérations ont été faites à partir des statistiques de portions d'image composées

presque exclusivement de milieux humides. Ceci a permis d'accentuer au maximum les différences entre ces milieux. Les images individuelles ainsi produites ont été soumises à un traitement ayant pour but d'identifier des triplets optimaux d'images, en vue de leur affichage avec les faisceaux rouge, vert et bleu d'un écran vidéo ou avec les trois axes de l'espace couleur décrit par Taylor (1974).

Pour sélectionner les triplets, nous avons d'abord calculé les corrélations entre images (Moik, 1980) au-dessus des milieux humides. Ensuite, nous avons exécuté la somme des trois corrélations existant entre trois images et ceci pour toutes les combinaisons possibles d'images prises trois à trois parmi un ensemble plus grand. Il ne s'agissait pas ici de calculer les sommes des corrélations entre classes de milieux humides, mais bien les sommes de corrélations entre trois images et ceci pour toutes les combinaisons d'images possibles. Ensuite, nous avons classé les combinaisons par ordre croissant de somme de corrélations. Les combinaisons ayant les plus basses sommes devaient produire des images couleurs avec une plus grande quantité d'information. Enfin, pour quelques combinaisons ainsi identifiées, nous avons analysé les distributions spectrales des différentes classes de milieux humides. Seules les combinaisons permettant de différencier un maximum de classes étaient alors retenues pour la production d'images couleurs.

Un rehaussement intéressant n'a pas suivi la méthode décrite plus haut: il s'agit de l'intégration de la bande panchromatique de SPOT, ayant une résolution spatiale de 10 m \times 10 m, à l'information contenue dans les bandes multispectrales, n'ayant qu'une résolution de 20 m \times 20 m. La méthode que nous avons employée diffère sensiblement de celle décrite par Cliche *et al.* (1985). Dans notre cas, nous avons associé: (1) le rapport de la bande 2 sur la bande 3 à l'axe rouge-vert de l'espace couleur de Taylor (1974); (2) le rapport de la bande 2 sur la bande 1 à l'axe bleu-jaune; (3) la bande panchromatique à l'axe de brillance. Les pixels des deux rapports avaient préalablement été rééchantillonnés pour représenter des surfaces de 10 m \times 10 m. Les caractéristiques des rapports et des axes font que l'image résultante ressemble à une photographie infrarouge fausses couleurs, avec la végétation active en rouge. La résolution spatiale de la bande panchromatique ajoute de la finesse aux détails spatiaux.

Tous ces rehaussements ont été photographiés sur diapositives couleurs à l'aide d'une photocopimante de type Imapro, périphérique du système ARIES-II. Ces diapositives ont ensuite été projetées sur la carte de référence et interprétées visuellement.

TABLEAU I
Triplets d'images MSS, TM et SPOT

Rang	Images			Somme des corrélations
<i>MSS</i>				
1	4	7/5	5/4	0,598
2	4	6/5	5/4	0,677
3	4	5	7/5	0,874
4	4	6/4	C2	0,892
5	4	5	6/5	0,948
6	4	7/4	6/5	0,950
7	4	7/4	C2	0,952
8	4	6/4	5/4	0,980
9	4	7/4	5/4	0,982
10	4	6/5	6/4	0,995
11	6	C1	C2	1,002
89	4	5	7	1,680
<i>TM</i>				
1	C1	C2	C3	0,001
2	3	5/4	4/3	0,213
3	5	C2	C3	0,241
4	4	5/4	C3	0,260
5	5/2	C2	C3	0,300
6	2	C2	C3	0,316
7	2	5/4	4/2	0,360
8	5/4	4/2	C3	0,369
9	3	7/4	4/3	0,392
10	2	5/4	4/3	0,396
254	2	3	4	1,296
309	3	4	5	1,400
<i>SPOT</i>				
1	C1	C2	C3	0,001
2	3	C2	C3	0,188
3	2	3/2	C3	0,299
4	3/1	C2	C3	0,597
5	2	3	C3	0,638
6	2	3/1	C3	0,650
7	1	3/2	2/1	0,755
8	2	C1	C3	0,768
9	3/2	C1	C3	0,799
10	3/2	C2	C3	0,816
71	1	2	3	1,885

Plusieurs expériences de classification non supervisée ont été réalisées à l'aide du logiciel ARIES-II (Dipix Systems Limited, 1986) et quelques-unes avec le logiciel VICAR (Colwell, 1983). Les résultats des classifications ont eux aussi été comparés à la carte de référence.

Résultats

IMAGE MSS

Onze images MSS ont été soumises au processus d'identification des triplets optimaux. Ce

sont les quatre bandes spectrales, les rapports 7/5, 7/4, 6/5, 6/4 et 5/4 et les deux premières composantes principales (C1 et C2). Les 3^e et 4^e composantes principales ne contenaient pas suffisamment d'information pour qu'il soit utile de les inclure dans la suite des opérations. Les triplets ayant les plus basses sommes de corrélations sont présentés au tableau I. Nous y avons ajouté le triplet classique formé des bandes spectrales 4, 5 et 7. Le chiffre dans la colonne de gauche indique le rang du triplet dans l'ensemble des 165 combinaisons possibles de onze images prises trois à trois.

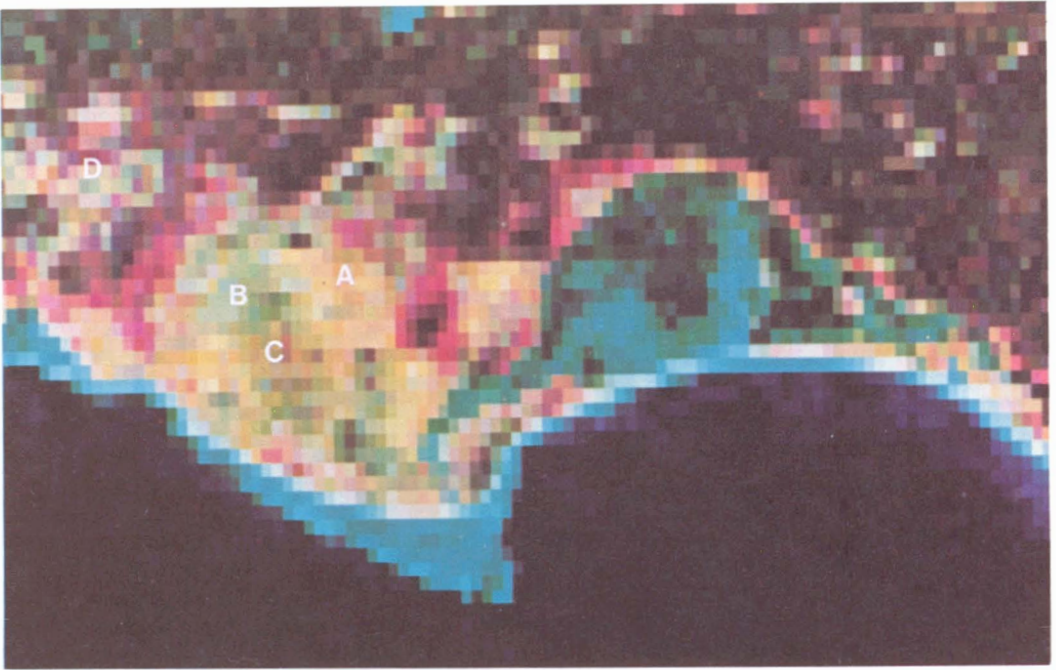


Figure 3. Le secteur de la pointe de la Tourbe et du lac Salé, île d'Anticosti, Québec. Bandes MSS 7, 5 et 4, étalées linéairement, affichées avec les faisceaux rouge, vert et bleu. Les lettres désignent des couleurs identifiées au tableau II.

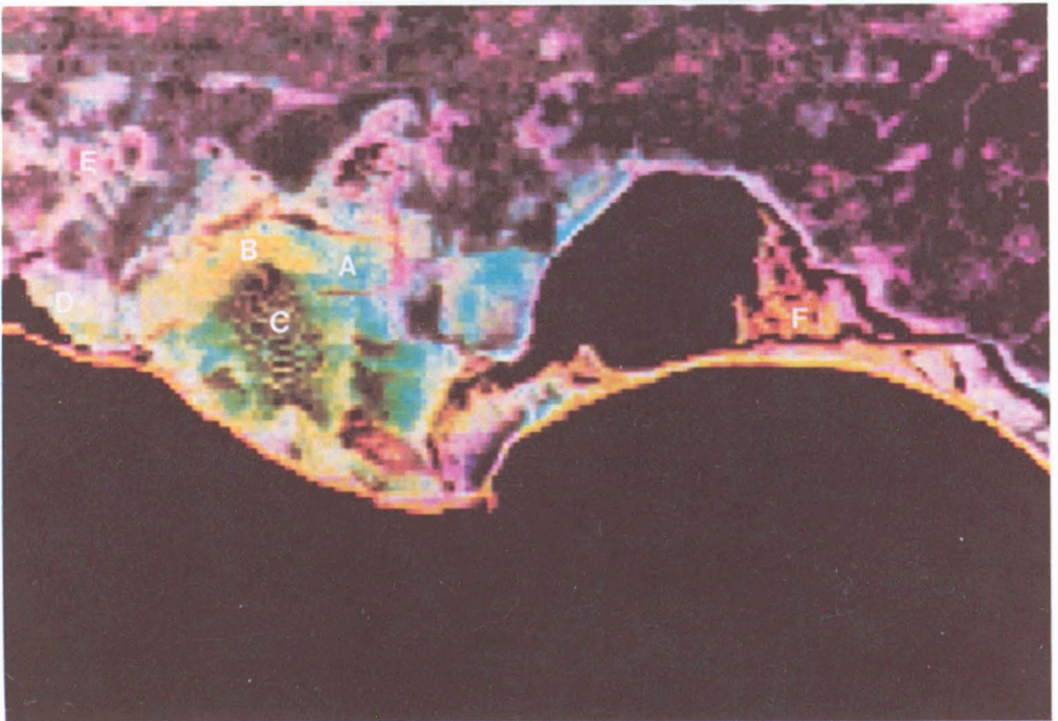


Figure 4. Le secteur de la pointe de la Tourbe et du lac Salé, île d'Anticosti, Québec. Trois premières composantes principales de TM, affichées dans l'espace couleur de Taylor. Les lettres désignent des couleurs identifiées au tableau II.

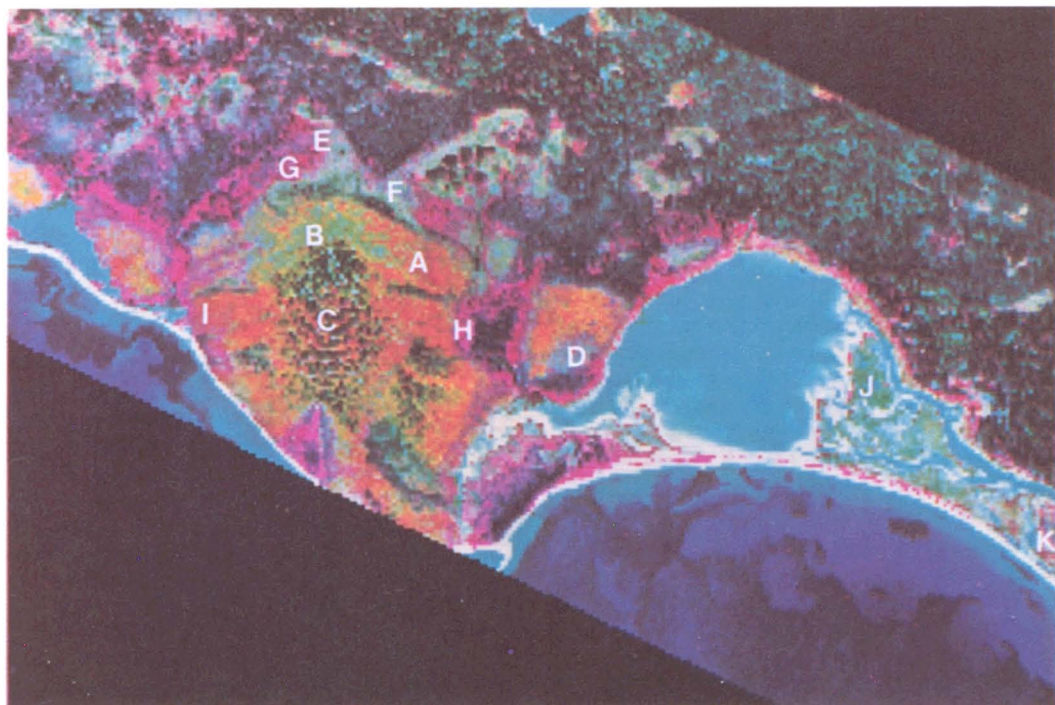


Figure 5. Le secteur de la pointe de la Tourbe et du lac Salé, île d'Anticosti, Québec. Trois composantes principales de SPOT (20 m \times 20 m), affichées avec les faisceaux rouge, vert et bleu. Les lettres désignent des couleurs identifiées au tableau II.

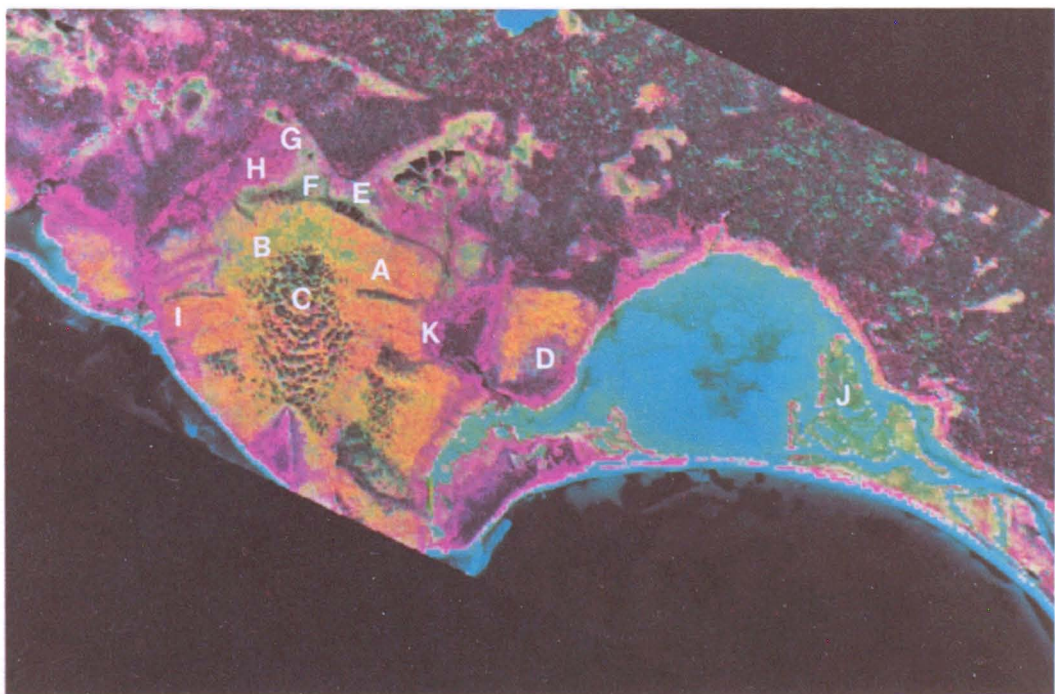


Figure 6. Le secteur de la pointe de la Tourbe et du lac Salé, île d'Anticosti, Québec. Image SPOT (10 m \times 10 m), intégrant le mode panchromatique et le mode multispectral. Les lettres désignent des couleurs identifiées au tableau II.

TABLEAU II

Guide d'interprétation des images et identification des confusions entre les douzes classes de milieux humides, les herbaçaies et les arbustaias¹

Classes de la carte de référence	Images							
	MSS		TM		SPOT (20 m × 20 m)		SPOT (10 m × 10 m)	
	Apparence	Confusions	Apparence	Confusions	Apparence	Confusions	Apparence	Confusions
1. Bog	—	—	—	—	—	—	—	—
1.1 Bog à sphaignes	orange pâle (A)	1.4, 3 peu	vert à turquoise (A)	—	orange (A)	3, légère	orange (A)	—
1.2 Bog à sphaignes et lichens	gris orangé (B)	—	orange pâle (B)	1.4, 3	gris sur fond orange (B)	—	vert sur fond orange (B)	—
1.3 Bog à mares d'eau ou de vase	orange foncé (C)	—	vert foncé (C) présence de mares noires	2.2	taches vert foncé sur fond orange (C)	2.2 peu	taches noires sur fond orange	2.2
1.4 Bog arbustif	orange ou gris à rouge	1.1 ou 2	orange pâle ou gris (D)	1.2 et 3 ou 2	gris orangé à gris bleuté (D)	—	orange tacheté de gris à gris (D)	—
1.5 Bog boisé	pas visible	—	pas visible	—	rose à vert foncé	2.3, forêt	rose à vert foncé	2.3, forêt
2. Fen	gris à rouge (D)	1.4, 4, 6, 7	rose à gris (E)	1.4, 4, 6, 7	—	—	—	—
2.1 Fen herbacé	gris à rouge (D)	2	rose à gris (E)	2	gris verdâtre (F)	—	vert jaunâtre (E)	—
2.2 Fen herbacé à mares d'eau ou de vase	gris à rouge (D)	2	rose à gris (E)	1.3, 2	taches foncées sur fond gris verdâtre	1.3, 2.1	taches foncées sur fond vert jaunâtre (F)	1.3
2.3 Fen arbustif ou arboré lâche	gris à rouge (D)	2	rose à gris (E)	2	rose (E)	—	rouge grisâtre (G)	—
2.4 Fen arbustif ou arboré dense	gris à rouge (D)	2	rose à gris (E)	2	rouge (G)	6, 7	rouge (H)	6, 7
3. Tourbière mixte	orange pâle	1.1	orange	1.2, 1.4	orange tacheté de rose (I)	1.1 légère	orange foncé tacheté de rouge (I)	1.4
4. Prairie humide salée	gris à rouge et noir	2, 6, 7	orange foncé à rose (F)	2 et plage	—	—	—	—
4.1 Prairie humide salée à joncs et carex	gris à rouge et noir	4	orange foncé à rose (F)	4	gris verdâtre (J)	—	vert à rose grisâtre (J)	—
4.2 Prairie humide salée à herbacées et arbustes	gris à rouge et noir	4	orange foncé à rose (F)	4	rose (K)	—	rouge à rose grisâtre	4.1, 7
6. Herbaçaie non humide	rouge	2, 4, 7	rose	2, 7	rouge	2.4, 7	rouge à rose vif	2.4, 7
7. Arbustaie non humide	rouge	2, 4, 6	rose	2, 6	rouge (H)	2.4, 6	rouge (K)	2.4, 6

¹ Les lettres majuscules dans le tableau réfèrent aux couleurs des figures 3 à 6, respectivement.

À l'étape de l'analyse des distributions spectrales, nous avons considéré un nombre de classes de milieux humides moindre que celui de la carte de référence. En effet, à cause de la résolution spatiale de MSS et de la taille des unités de certaines classes, nous ne pouvions obtenir de signatures spectrales représentatives. Nous n'avons donc considéré que les classes suivantes : *bog* à sphaignes, *bog* à sphaignes et lichens, *bog* à mares d'eau ou de vase, *bog* arbustif et fen. Selon les distributions spectrales, aucune des douze combinaisons étudiées ne permettait de distinguer parfaitement ces cinq classes. C'est entre le *bog* à sphaignes et le *bog* arbustif et entre le *bog* à mares d'eau ou de vase et le fen que des recouvrements persistaient le plus souvent. Les quatre premiers triplets et le triplet classique (n° 89) ont présenté les plus faibles recouvrements et ont été retenus pour affichage sur l'écran vidéo. Lors de la confrontation de ces cinq images avec la carte de référence, nous avons constaté que la combinaison des bandes 4, 5 et 7, ayant subi un étalement linéaire de contraste, n'était pas surpassée par les autres combinaisons. C'est donc cette image, présentée à la figure 3, que nous avons retenue comme meilleur produit MSS.

Le tableau II présente un guide d'interprétation de l'image MSS de la figure 3 et souligne les confusions qui existent entre les classes de milieux humides. La figure 7 représente les surfaces non identifiables sur l'image MSS. Les surfaces ombrées se confondent pour la plupart les unes avec les autres à trois exceptions près. Premièrement, les surfaces de fen herbacé à mares d'eau ou de vase qui se trouvent sur le *bog* à sphaignes ne se confondent pas avec toutes les surfaces ombrées, mais seulement avec le *bog* à mares d'eau ou de vase. Deuxièmement, les îlots de prairie humide salée à joncs et carex, situés à l'est du Grand lac Salé, disparaissent dans leur environnement d'eau peu profonde. Troisièmement, la tourbière mixte se confond avec le *bog* à sphaignes.

IMAGE TM

Dans le cas de TM, nous avons utilisé seize images pour former les triplets. Ce sont les bandes spectrales 2, 3, 4, 5 et 7, les rapports 7/4, 7/3, 7/2, 5/4, 5/3, 5/2, 4/3 et 4/2 et les trois premières composantes principales. La bande spectrale 1 était trop affectée par la diffusion atmosphérique pour être utile, tandis que la bande 6, n'ayant qu'une résolution spatiale de 120 m × 120 m, n'apportait pas beaucoup d'information sur les milieux humides se présentant sous forme de petites surfaces imbriquées les unes dans les autres. Les triplets ayant les plus basses sommes de corrélations sont présentés au tableau I. Nous y avons ajouté le triplet conventionnel formé des

bandes spectrales 2, 3 et 4 et un triplet jugé prometteur, formé des bandes 3, 4 et 5. Précisons qu'il existe 560 combinaisons différentes de seize images prises trois à trois.

L'analyse des distributions spectrales a révélé que les 1^{er}, 3^e, 4^e, 5^e et 8^e triplets présentaient le moins de recouvrement entre les classes de milieux humides. Seuls le fen herbacé et le fen arbustif ou arboré lâche se chevauchaient de façon importante. Ces combinaisons ont été affichées sur l'écran vidéo, de même que le triplet formé des bandes 2, 3 et 4 et celui formé des bandes 3, 4 et 5. Lors de l'examen de ces images, l'affichage des trois premières composantes principales dans l'espace couleur de Taylor (1974) (fig. 4) s'est avéré être le meilleur produit. Il ne surpassait cependant que de peu le triplet formé des bandes 3, 4 et 5. Le guide d'interprétation de la figure 4 est présenté au tableau II.

Seulement cinq classes sur douze ont pu être discernées. La résolution spatiale de 30 m × 30 m n'est pas encore assez fine pour permettre la distinction des petites surfaces de fen. La figure 8 représente les surfaces problématiques sur l'image TM. Elles sont presque aussi importantes que sur l'image MSS, mais il faut noter que les contours sont mieux définis et qu'un degré supérieur de classification est atteint. Les milieux humides en général ont moins de contraste avec le reste du territoire que sur l'image MSS.

IMAGES SPOT SIMULÉES

Dans le cas de SPOT 20 m × 20 m, les neuf images suivantes ont été soumises au processus d'identification des triplets optimaux : les trois bandes spectrales, les rapports 3/2, 3/1 et 2/1 et les trois composantes principales. Les triplets ayant les plus basses sommes de corrélations sont présentés au tableau I. Nous y avons ajouté le triplet habituel formé des trois bandes spectrales de SPOT (n° 71). Il y a 84 combinaisons possibles de neuf images prises trois à trois.

Nous avons constaté, lors de l'analyse des distributions spectrales, que ces triplets présentaient à peu près les mêmes recouvrements entre classes. Celles qui se confondaient le plus souvent étaient le *bog* arbustif, le fen herbacé et le fen arbustif ou arboré lâche. Après avoir observé les images sur l'écran vidéo, nous avons conclu que le triplet formé des trois composantes principales, affichées avec les faisceaux rouge, vert et bleu (fig. 5, tableau II), offrait les meilleurs contrastes entre les classes de milieux humides. Il était suivi de près par le triplet formé des trois bandes spectrales de SPOT.

Cette image SPOT simulée permet de discerner beaucoup plus de détails importants que les

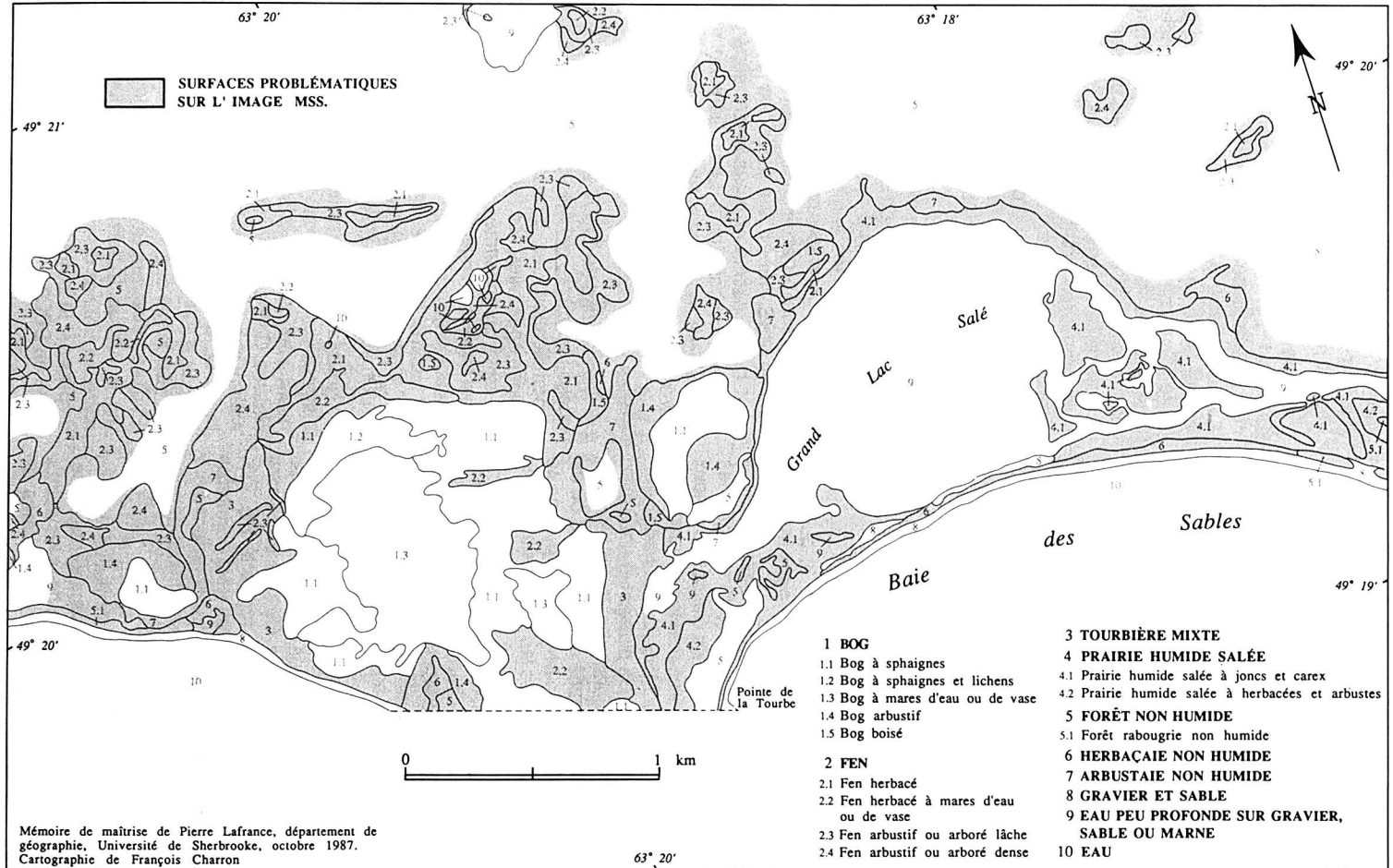


Figure 7. Les milieux humides du secteur de la pointe de la Tourbe, île d'Anticosti, Québec: surfaces problématiques sur l'image MSS.

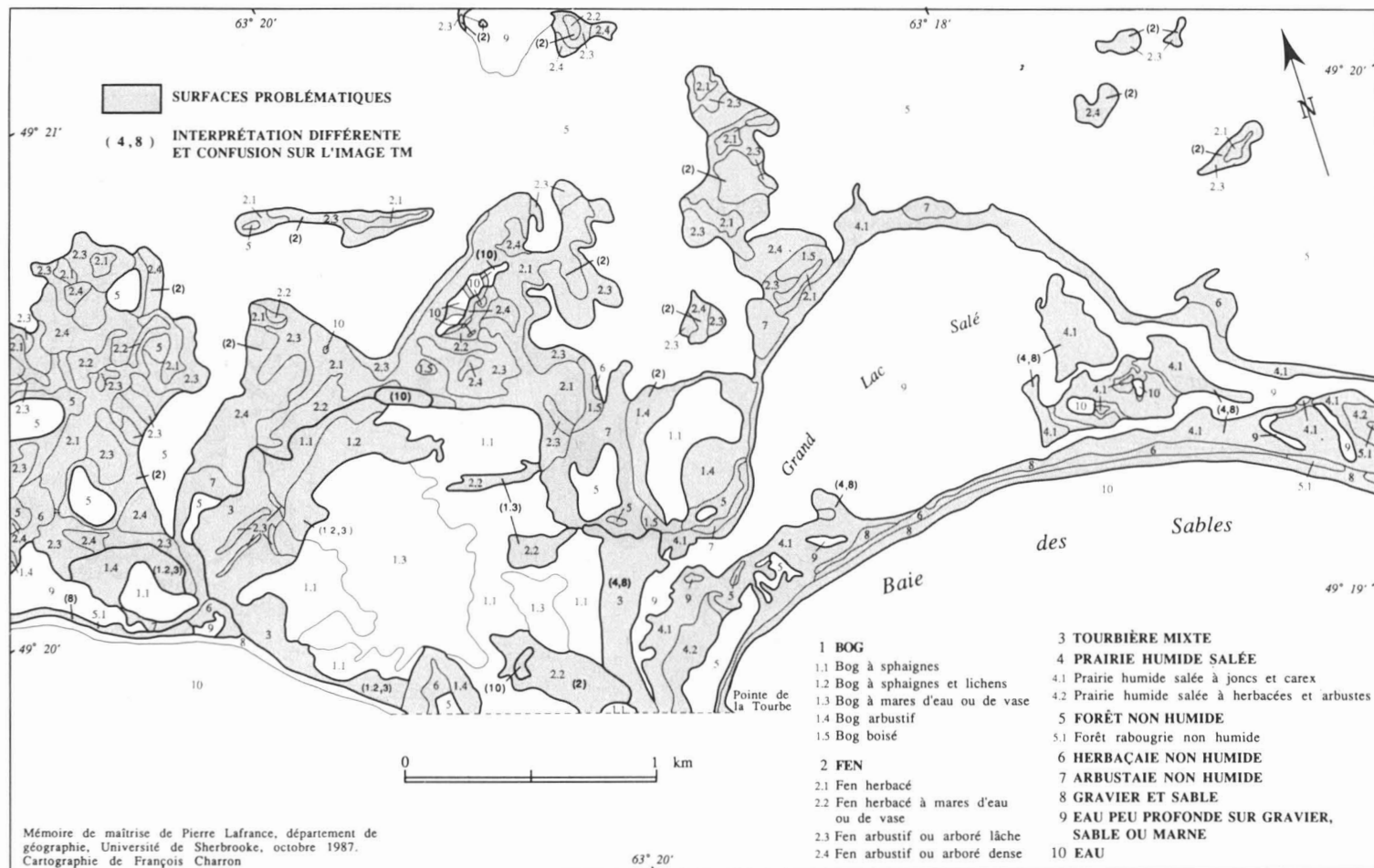


Figure 8. Les milieux humides du secteur de la pointe de la Tourbe, île d'Anticosti, Québec: surfaces problématiques sur l'image TM.

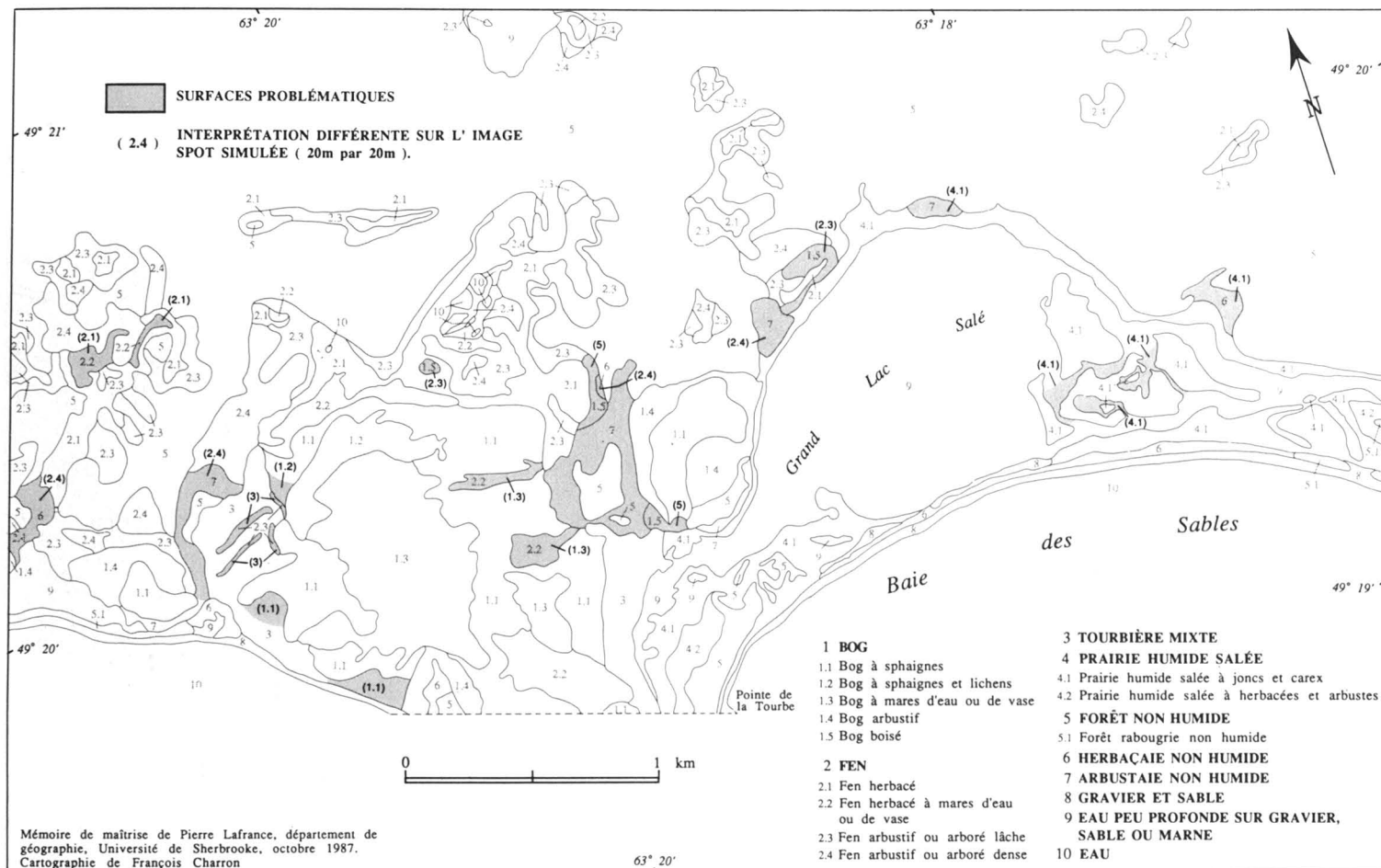


Figure 9. Les milieux humides du secteur de la pointe de la Tourbe, île d'Anticosti, Québec : surfaces problématiques sur l'image SPOT (20 m × 20 m).

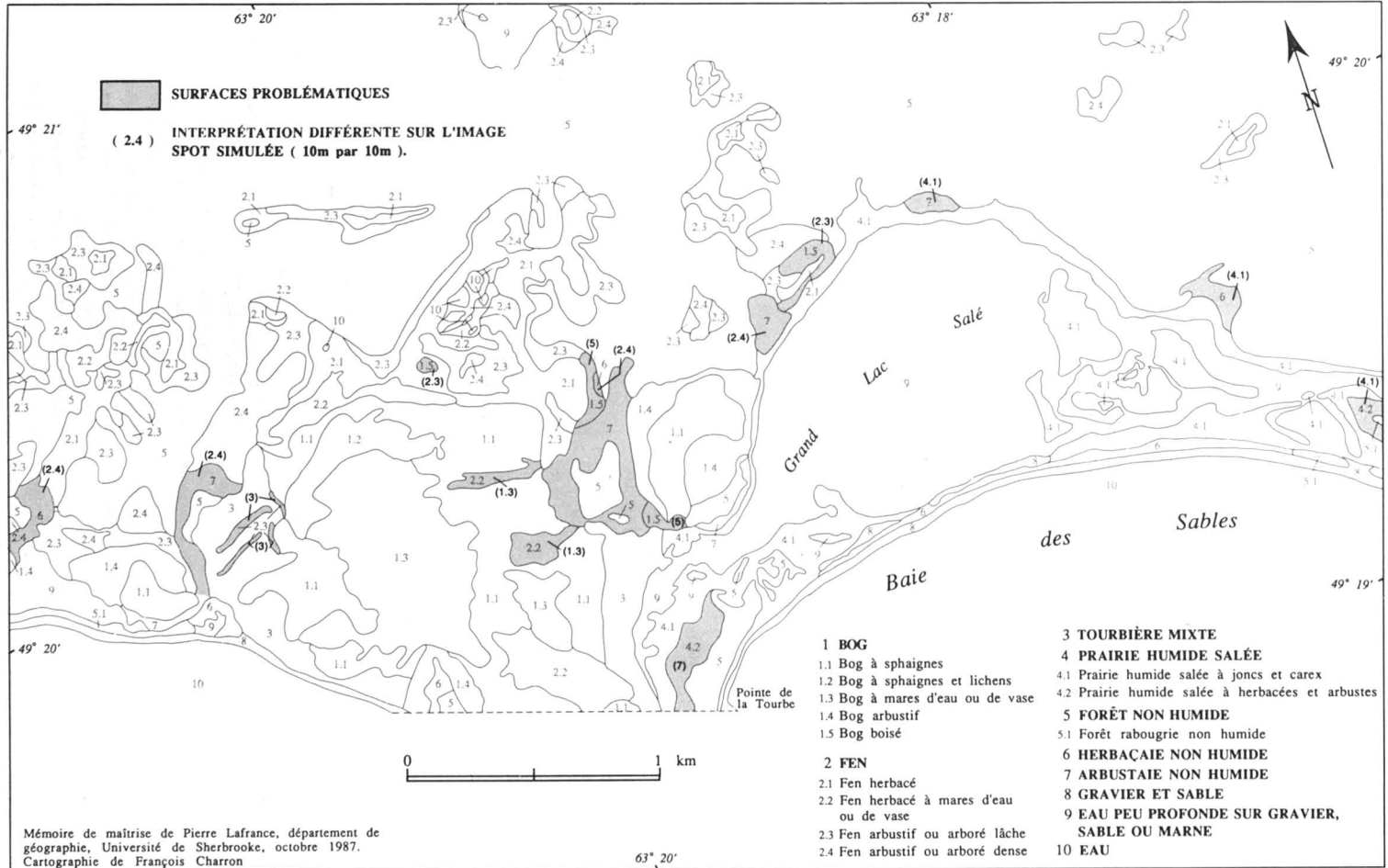


Figure 10. Les milieux humides du secteur de la pointe de la Tourbe, île d'Anticosti, Québec : surfaces problématiques sur l'image SPOT (10 m × 10 m).

images MSS et TM. Elle nous a permis de distinguer neuf classes sur douze, notre maximum, et même certaines se présentant sous forme de très petites surfaces. La figure 9 représente les surfaces problématiques sur cette image. La diminution de ces surfaces est radicale par rapport à l'image TM.

Dans le cas de SPOT 10 m \times 10 m, une seule image couleur a été réalisée et évaluée (fig. 6, tableau II). Elle ne permet pas de distinguer plus de classes que l'image d'une résolution de 20 m \times 20 m. La figure 10 représente les surfaces problématiques sur cette image; l'amélioration par rapport à l'image SPOT 20 m \times 20 m est mineure.

CLASSIFICATIONS NON SUPERVISÉES

Les résultats de nos expériences de classification non supervisée ont été beaucoup moins satisfaisants que ceux de nos rehaussements. Ils ne nous ont pas permis de distinguer autant de classes de milieux humides que par une interprétation visuelle des mêmes images. Certaines classes, que nous aurions aimé différencier, étaient groupées dans des classes hybrides. De plus, les cas de classification erronée étaient nombreux (Lafrance, 1987).

Discussion

Le premier point qui doit retenir notre attention est l'efficacité relative des méthodes de rehaussement. La transformation en composantes principales s'est avérée la meilleure pour TM et SPOT, alors que pour MSS c'est l'étalement linéaire de contraste qui nous a donné les meilleurs résultats. Les rapports de bandes ne nous ont été utiles que dans le cas de la superposition de l'image panchromatique de SPOT à l'image multispectrale. Même si les composantes principales nous ont donné de meilleurs résultats pour TM et SPOT, il est intéressant de noter que, pour ces mêmes capteurs, l'étalement linéaire de contraste donnait des images de qualité presque aussi bonne. Ainsi, la méthode de rehaussement la plus simple serait aussi l'une des plus efficaces pour les trois capteurs, si on prend soin de l'appliquer spécifiquement au sujet étudié, dans notre cas les milieux humides.

L'affichage selon les trois axes de l'espace couleur de Taylor (1974) est utile lorsqu'on dispose, d'une part, d'une image qui offre un bon contraste entre les milieux humides en général et le reste du territoire et, d'autre part, de deux autres images qui présentent des contrastes à l'intérieur des milieux humides. On associe alors la première image à la brillance et les deux autres aux axes de couleur. Ceci permet à la fois de bien distinguer

les milieux humides en général du reste du territoire et de différencier un maximum de classes parmi ceux-ci.

Les résultats que nous avons obtenus avec l'image MSS démontrent que l'intérêt de ces images est réduit sur des régions comparables à la zone d'étude. Par contre, nous avons constaté que sur l'image MSS, les zones de milieux humides en général offriraient un bon contraste avec le reste du territoire. Ceci suggère que les images MSS seraient efficaces pour des inventaires à petite échelle (1:250 000), ce qui a été confirmé par les travaux de Barnard *et al.* (1981) et de Pala & Boissonneau (1982).

Pour sa part, l'image TM ne nous a pas donné les résultats escomptés. À cause de la résolution spatiale plus fine et du nombre accru de bandes spectrales présumément mieux choisies, nous nous attendions à une amélioration beaucoup plus grande par rapport à MSS. Cependant, on doit noter ici qu'il est généralement reconnu que la fin de la période végétative n'est pas le moment idéal pour la télédétection des milieux humides (Tomlins & Thomson, 1981). Le faible pouvoir de discrimination de notre image TM est donc sûrement attribuable en partie à la date tardive d'acquisition (14 septembre) et aux mauvaises conditions atmosphériques qui régnaient ce jour-là. Nous ne pouvons donc pas porter de jugement définitif sur la valeur de ce capteur.

C'est l'image SPOT 20 m \times 20 m qui nous permet enfin d'appréhender réellement la distribution et la structure des milieux humides de la zone d'étude. Tout en conservant, du moins à notre échelle de travail, l'aspect granuleux d'une image satellitaire, elle est facile à interpréter et offre de bons contrastes entre plusieurs classes de milieux humides. Nos résultats nous suggèrent qu'elle pourrait être un outil intéressant d'inventaire détaillé et de surveillance des milieux humides à une échelle aussi grande que le 1:13 000.

La méthode que nous avons utilisée pour créer une image SPOT en couleurs d'une résolution de 10 m \times 10 m est particulièrement intéressante car elle est très simple à appliquer sur le logiciel ARIES-II. Son interprétation est facilitée du fait de l'apparition de certaines textures et de détails intéressants comme les lanières et les mares sur le fen. Parmi les images que nous avons étudiées, c'est celle qui se rapproche le plus d'une photographie aérienne; ceci en fait un outil avantageux pour l'inventaire détaillé de régions restreintes ou la surveillance de sites particuliers. La limite de cette image pour ces usages est encore la résolution spatiale; cette dernière ne permet pas de distinguer certaines classes dont la seule différence est la texture. Dans plusieurs cas, cette limite

ne sera pas un obstacle à l'utilisation de telles images.

Il est important de noter l'apparente inefficacité de la méthode de sélection des triplets optimaux. Dans le cas de MSS, le triplet classique (bandes 4, 5 et 7), classé 89^e, nous a donné de meilleurs résultats que les onze premiers triplets, ayant pourtant des sommes de corrélations inférieures. Pour ce qui est de TM, le triplet des bandes 3, 4 et 5, classé au 309^e rang, ne s'est avéré que très légèrement inférieur au triplet classé premier, formé des trois premières composantes principales. Avec SPOT, le même phénomène se présente alors que les trois bandes spectrales (71^e rang) forment une image plus valable que plusieurs triplets en tête de liste. Seul le triplet de première position, formé des trois composantes principales, est meilleur (Lafrance, 1987).

La plus grande partie de nos expériences de classification non supervisée a été faite à l'aide du programme UC du logiciel ARIES-II. Ce programme ne tient compte ni du contexte ni de la texture, qui sont pourtant deux critères très significatifs. Le fait que certaines classes soient groupées dans des classes hybrides est probablement dû à la méthode qu'emploie le programme pour identifier les classes. Il recherche les pics de l'histogramme multidimensionnel de l'image. Or, certains pics peuvent correspondre à des chevauchements spectraux entre classes très voisines plutôt qu'à des classes uniques. Le programme USTATS de VICAR emploie une autre méthode d'identification des classes, qui tient compte, dans sa première étape du moins, de la contiguïté spatiale des pixels avant de les associer dans une même classe. On aurait intérêt à expérimenter plus à fond ce programme et d'autres algorithmes de classification non supervisée avant de tirer des conclusions définitives sur cette méthode.

Conclusion

Les images SPOT ont l'avantage d'une extraordinaire finesse comparativement aux images MSS; par contre, le nombre beaucoup plus grand de pixels occasionne des coûts importants lorsque de grandes surfaces doivent être traitées. Les images MSS permettent, pour leur part, de traiter de grandes surfaces, de façon grossière, à de faibles coûts. Par contre, si on tente de travailler à plus grande échelle avec ces mêmes images, on atteint très rapidement la limite de la résolution spatiale. Bien que notre image TM, qui est affectée par des problèmes atmosphériques, ne nous ait pas donné de bons résultats, nous croyons que les images de ce capteur pourraient permettre

d'approcher les résultats obtenus avec l'image SPOT multispectrale. Cependant, cette hypothèse est encore à vérifier. D'autres expériences, avec des images TM de meilleure qualité, devraient être faites. Maintenant que le satellite SPOT est en mesure de nous fournir de véritables images, le potentiel révélé dans notre étude par des simulations pourrait être vérifié.

Enfin, nous croyons que des méthodes opérationnelles peuvent déjà être mises au point, à partir de méthodes de rehaussement. Ces dernières ont l'avantage d'être simples et rapides et de mettre à profit les connaissances d'interprètes familiers avec les milieux humides. De plus, les images résultant de ces rehaussements possèdent certains avantages sur les photographies aériennes classiques: elles peuvent être traitées pour mettre les milieux humides en évidence, elles offrent la couleur comme critère supplémentaire de discrimination, elles couvrent de grandes surfaces qu'on peut donc traiter en blocs et, enfin, elles facilitent les mesures planimétriques du fait de leur exactitude géométrique et de la taille connue de leurs pixels.

Remerciements

Cette étude a été subventionnée par le Fonds pour la formation de chercheurs et l'aide à la recherche du Québec et le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada. La lecture critique de madame Chantal Seuthé, qui a permis d'apporter plusieurs corrections importantes, a été très appréciée. Nous adressons aussi des remerciements aux autorités du ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche à Port-Menier, qui ont facilité le séjour sur l'île d'Anticosti, et à Sylvie Careau, François Charron et Marc Lacroix pour leur participation à la réalisation des figures.

Références

- AHERN, F. J., 1982. Spectral band weights for SPOT and MSS simulation. — Note technique, Centre canadien de télédétection, Ottawa, 4 p.
- BARNARD, T., R. J. MACFARLANE, T. NERAASEN, R. P. MROCYNSKI, J. JACOBSEN & R. SCHMIDT, 1981. Waterfowl habitat inventory of Alberta, Saskatchewan and Manitoba by remote sensing. — Pages 150-158 in W. G. Best & S.-A. Weselake (éd.). Compte rendu du septième symposium canadien sur la télédétection. Centre manitobain de télédétection (Winnipeg) et Institut aéronautique et spatial du Canada (Ottawa), 600 p.
- BEAUBIEN, J., 1980. Les accentuations numériques d'images Landsat versus les classifications automatisées pour la cartographie végétale. — Pages 301-305 in T. T. Alfoldi (éd.). Compte rendu du sixième symposium canadien sur la télédétection. Centre canadien de télédétection et Institut aéronautique et spatial du Canada (Ottawa), 699 p.

- CARTER, V. & K. A. RICHARDSON, 1981. Landsat digital analysis: implications for wetland management. — Pages 220-229 in 1981 Machine processing of remotely sensed data symposium. LARS, Purdue Univ., West Lafayette, Indiana, 720 p.
- CLICHE, G., F. BONN & P. TEILLET, 1985. Integration of the SPOT panchromatic channel into its multispectral mode for image sharpness enhancement. — *Photogramm. Engng Remote Sens.*, 51: 311-316.
- COLWELL, R. N., 1983. Manual of remote sensing. — Am. Soc. Photogramm., Falls Church, Virginia, 2440 p.
- COUILLARD, L. & P. GRONDIN, 1986. La végétation des milieux humides du Québec. — Les publications du Québec et ministère de l'Environnement du Québec, Québec, 400 p.
- DESLOGES, C. & J. EMOND, 1974. Les grandes unités naturelles de l'île d'Anticosti. — Service de l'aménagement des terres, ministère des Terres et Forêts du Québec, Québec, 95 p.
- DIPIX SYSTEMS LIMITED, 1986. Aries system user's manual. — Dipix Systems Limited, Ottawa, Ontario.
- DOTTAVIO, C. L. & F. D. DOTTAVIO, 1984. Potential benefits of new sensors to wetland mapping. — *Photogramm. Engng Remote Sens.*, 50: 599-606.
- GRONDIN, P., 1982. Brève description biophysique et évaluation de la réserve écologique potentielle du lac Salé, île d'Anticosti. — Rapport non publié, Direction des réserves écologiques et des sites naturels, ministère de l'Environnement du Québec, Québec, 39 p.
- JACQUES, D. & C. HAMEL, 1982. Système de classification des terres humides du Québec. — Direction générale de la faune, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Québec, 131 p.
- JENSEN, J. R., M. E. HODGSON, E. CHRISTENSEN, H. E. MACKAY, L. R. TINNEY & R. SHARITZ, 1986. Remote sensing inland wetlands: a multispectral approach. — *Photogramm. Engng Remote Sens.*, 52: 87-100.
- LAFRANCE, P., 1987. Évaluation de rehaussements et de classifications non supervisées d'images MSS, TM et SPOT, pour la télédétection d'un complexe de milieux humides de l'île d'Anticosti, Québec. — Mémoire de maîtrise, Univ. Sherbrooke, Sherbrooke (Québec), 90 p.
- MOIK, J. G., 1980. Digital processing of remotely sensed images. — National aeronautics and space administration, Washington, publication NASA SP-431, p. 12-15.
- PALA, S. & A. BOISSONNEAU, 1982. Wetland classification maps for the Hudson Bay lowland. — *Naturaliste can.*, 109: 653-659.
- PERRAS, S., F. BONN, H. GWYN & J.-M. DUBOIS, 1985. Classification multispectrale et apport de la bande TM7, dans la distinction des dépôts meubles de l'île d'Anticosti, Québec. — *Can. J. Earth Sci.*, 22: 1139-1148.
- SIMARD, R., 1981. Résultats de simulations d'images stéréoscopiques HRV SPOT sur le site de Gun Lake, Colombie Britannique. — Centre canadien de télédétection, Ottawa, 11 p.
- TARNOCAI, C., 1980. Canadian wetland registry. — Pages 9-38 in C. D. A. Rubec & F. C. Pollett (éd.). Compte rendu d'un atelier sur les terres humides du Canada. Une réunion du groupe de travail des terres humides, Saskatchewan, 11-13 juin 1979. Série de la classification écologique du territoire, Direction générale des terres, Environnement Canada, Ottawa, n° 12, 90 p.
- TARNOCAI, C., 1984. Peat resources of Canada. — Programme d'énergie de la tourbe, Conseil national de recherches du Canada, NRCC 24140.
- TAYLOR, M. M., 1974. Principal components colour display of ERTS imagery. — Pages 296-313 in Compte rendu du deuxième symposium canadien sur la télédétection. Centre canadien de télédétection, Ottawa, 500 p.
- TOMLINS, G. F. & K. P. B. THOMSON, 1981. Toward an operational, satellite-based, wetland monitoring program for the Fraser River estuary, British Columbia. — Pages 74-82 in W. C. Best & S.-A. Weselake (éd.). Compte rendu du septième symposium canadien de télédétection. Centre manitobain de télédétection (Winnipeg) et Institut aéronautique et spatial du Canada (Ottawa), 600 p.
- WICKWARE, G. M., 1978. Wetland mapping and environmental monitoring using digital Landsat data. — Pages 150-157 in A. MacEwan (éd.). Compte rendu du cinquième symposium canadien sur la télédétection. Pacific forest research center (Victoria) et Institut aéronautique et spatial du Canada (Ottawa), 602 p.
- ZOLTAI, S. C., 1980. An outline of the wetland regions of Canada. — Pages 1-8 in C. D. A. Rubec & F. C. Pollett (éd.). Compte rendu d'un atelier sur les terres humides du Canada. Une réunion du groupe de travail des terres humides, Saskatchewan, 11-13 juin 1979. Série de la classification écologique du territoire, Direction générale des terres, Environnement Canada, Ottawa, n° 12, 90 p.

THE NEUTRALIZATION OF ACID PRECIPITATION BY BEECH AND MAPLE STANDS IN SOUTHERN QUÉBEC

T. R. MOORE and M. A. DUBREUIL

Department of Geography, McGill University
805, Sherbrooke Street West, Montréal (Québec) H3A 2K6

Résumé

Les précipitations, l'égouttement du feuillage, l'écoulement le long du tronc et les solutions de lessivage de la litière ont été mesurés et analysés à deux sites au mont Saint-Hilaire (Québec), de mai à octobre 1984 inclusivement. Un des sites était dominé par le hêtre et l'autre, par l'érable à sucre. Les précipitations étaient très acides (pH moyen de 3,9); cependant, l'eau mise en contact avec le feuillage et le tronc ainsi que les solutions de lessivage de la litière (pH 5,2) présentaient des pH plus élevés (4,3 à 4,5). Il existait une forte corrélation entre le pH de la précipitation et celui de l'égouttement, celui de l'écoulement et celui du lessivage de la litière, sur une base d'échantillonnage hebdomadaire ou par épisode de précipitation. Au cours de la période d'étude, l'égouttement des eaux à travers le feuillage et l'écoulement le long du tronc ont neutralisé 69 % et 80 % du H^+ déposé dans les précipitations; pour les solutions de lessivage de la litière, la neutralisation atteint 99 %. Le lessivage du Ca^{2+} et du Mg^{2+} des arbres semble être la cause principale de cette neutralisation. L'égouttement des eaux à travers les arbres n'a contribué qu'à une légère augmentation des dépôts de NH_4^+ et NO_3^- , mais ces ions furent fortement retenus par la litière. Les concentrations de SO_4^{2-} dans les précipitations étaient élevées (moyenne de $5,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), mais l'écoulement des eaux à travers la forêt ne produisit qu'une augmentation relativement faible des dépôts de SO_4^{2-} , ce qui suggère que les dépôts secs ne sont pas importants.

Abstract

Incident precipitation, throughfall, stemflow and forest floor leachate were measured and analyzed at two stands at Mont Saint-Hilaire (Québec) from May to October, 1984. One stand was dominated by beech and the other by sugar maple. Precipitation was very acid with mean pH of 3.9, but this value was raised as the water became throughfall and stemflow (pH of 4.3 to 4.5) and forest floor leachate (pH of 5.2). There was a strong correlation between the pH of the precipitation and that of the throughfall, stemflow and forest floor leachate, on a weekly or event sampling basis. Over the period, 69 and 80 % of the H^+ deposited in precipitation was neutralized as the water passed into throughfall and stemflow, and the forest floor raised this value to 99 %. Leaching of Ca^{2+} and Mg^{2+} from the trees appears to have caused most of this neutralization. Deposition of NH_4^+ and NO_3^- was only slightly increased by passage through the tree cover, but there was strong retention of these ions by the forest floor. Concentrations of SO_4^{2-} were high (mean $5.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) in precipitation, but there was relatively little increase in deposition by passage through the forest, suggesting that dry deposition is not important.

Introduction

The area of maximum acid deposition in North America coincides with the distribution of temperate, deciduous hardwood forests, largely dominated by beech, maple, oak and birch. There are two important aspects of the interaction of forest cover with acid deposition. One is the neutralization of the acidity by the trees and the forest floor, before the water reaches the mineral soil or the groundwater and stream systems. The second is the effect of this acid deposition on increased foliar leaching of nutrients with possible subse-

quent effects on nutrient cycling and tree growth. Concern has been expressed on the effect of acid precipitation on forest growth in southern Québec, especially in maple stands.

Several studies have examined the modification of acid precipitation chemistry by deciduous forest stands, notably Cronan (1984) and Eaton *et al.* (1973) in New Hampshire, Mollitor & Raynal (1982, 1983) in New York, Mahendrapa (1983) and Ingersoll & Krause (1983) in New Brunswick and Robitaille (pers. comm.) and Jones *et al.* (1983) in Québec. Their results are variable and, in most

cases, have dealt with mixed stands, on an annual or a seasonal basis, rather than focussing on differences among individual storms.

In this paper, we report on the chemical modification of acid precipitation by two forest stands in southern Québec, one dominated by beech (*Fagus grandifolia* Ehrh.) and the other by sugar maple (*Acer saccharum* Marsh.). Measurements were made from May to October, 1984, and include budgets of major cations and anions as they pass through the forest as throughfall, stemflow and forest floor leachate. Differences in response among storms are examined to illustrate the mechanisms whereby these modifications are brought about.

Methods

Two 15 × 15 m plots were established on the lower slopes of Mont Saint-Hilaire, 30 km east of Montréal. One plot was dominated by beech, with a smaller component of maple. The plot contained 933 and 711 stems·ha⁻¹, and 35.4 and 4.0 m²·ha⁻¹ breast-height stem area of beech and maple, respectively. The second plot, 50 m away, was dominated by maple, but with several large white ash (*Fraxinus americana* L.). There were 1467 and 267 stems·ha⁻¹, and 21.7 and 10.4 m²·ha⁻¹ of maple and ash, respectively. There was no evidence of ill-health in the stands, though a recent ice storm may have removed damaged branches.

The soils beneath the plots are shallow and stony, derived from the underlying syenite and gabbro, with additional fluvioglacial material. They have 5 cm thick organic LFH surface horizons and are classified as Dystochrepts (Soil Survey Staff, 1975) or Dystric Brunisols (Canada Soil Survey Committee, 1978).

Precipitation measurements were made with a standard raingauge and a tipping bucket gauge at an open site 100 m east of the two plots. Samples of wet deposition were collected by a Sangamon wet-dry collector, 600 m north of the two plots. For comparison, rainfall measurements and storm tracks were obtained from the Saint-Hubert airport meteorological station, 20 km west of Mont Saint-Hilaire.

Throughfall in the plots was collected in 5 opaque plastic buckets, 32 cm diameter and previously washed with dilute acid and deionised water. From May to August, the samples were collected on an event basis, with the bucket lid being removed just prior to the storm. In September and October, samples were collected on a weekly basis; the fall of litter and detritus into the open

bucket was reduced by placing a 1 mm mesh fiberglass net over the top of the bucket.

Stemflow was collected by placing plastic tubing collars around 10 beech, 13 maple and 3 ash trees in the plots. The collars drained into plastic bottles or buckets, which were kept covered.

The forest floor leachate was collected in 4 lysimeters at each plot, placed beneath the LFH or O horizons. The lysimeters were made of 50 × 38 cm plastic trays, covered with a 1 mm mesh fiberglass net, similar to those described by Jordan (1968). A tube from the base of the tray ran into a bottle which collected the leachate. Samples were collected with same frequency as throughfall and stemflow.

A water budget for each plot was constructed by using the mean depths of water collected as precipitation, throughfall and forest floor leachate. Estimates for the stemflow component at each plot were made from regressions of the volume of stemflow per rainfall amount (L·mm⁻¹) at each monitored tree against stem area. These regressions were then used to calculate the total stemflow for each tree species at each plot, based on the stem area.

After collection, the samples were filtered through Whatman 40 paper and analyzed as follows, within 4 weeks of collection and within one week for NH₄⁺ and NO₃⁻: pH with a pH meter; Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺ and Mn by atomic absorption spectrophotometry; NH₄⁺ by the phenolhypochlorite method (Solorzano, 1969); SO₄²⁻ by flame emission spectroscopy of barium (Wagner & Steele, 1982); Cl⁻ by the mercury (II) thiocyanate method (Florence & Farrar, 1971); NO₃⁻ by the brucine method (Jenkins & Medsker, 1964); dissolved organic carbon on selected samples by the dichromate digestion method (Moore, 1985).

To assess the variability in chemical composition of the replicate samples, individual samples were analyzed for three events. Coefficients of variation between the replicates were relatively small, averaging 0.2 to 0.3. Analyses for the other events and for weekly samples were done on bulked samples.

A chemical budget for the two plots was constructed using the depths of precipitation, throughfall, stemflow and forest floor leachate and their chemical composition. Where samples or analyses were missing, volume-weighted mean values were used. One storm, on August 31, was omitted because of missing data on depths and pH.

Leaves began to senesce from early September onwards and litterfall began in late September, being completed by the end of October.

Results

The period was drier than average, with 458 mm of precipitation recorded at the Saint-Hubert station, May to October, 1984, compared to the long-term average of 516 mm. The precipitation was very acidic, pH values for individual events or weeks ranging from 3.5 to 4.9, with a weighted average of 3.9. Examination of storm tracks revealed that most passed over the Great Lake States and southern or central Ontario, with very few storms from the north. SO_4^{2-} was the dominant anion in the precipitation, concentrations ranging from 1.8 to 14.0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, with a weighted mean of 5.7 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; NO_3^- concentrations ranged from 0.03 to 1.57 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ with a weighted mean of 0.63 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Table I). There was no significant correlation (at the $P \leq 0.05$ level) between pH and either SO_4^{2-} or NO_3^- concentrations. The overall budget for the two plots for the May to October period is presented in Table I and shows that the two forest stands behave similarly in their modi-

fication of the precipitation chemistry, though there are some differences. Of the total precipitation of 321 mm recorded at Mont Saint-Hilaire, throughfall represented 71 and 73 %, stemflow 5 and 3 % and forest floor leachate 27 and 26 % at the beech and maple plots, respectively.

Major reductions in H^+ deposition occurred as the precipitation passed through the forest and its floor. Throughfall pH averaged 4.3 (beech) and 4.5 (maple) and stemflow pH averaged 4.3 (beech), 4.5 (maple) and 4.7 (ash). Further neutralization occurred as the throughfall passed through the forest floor, raising the average pH to 5.2 at both plots. Reaction with the tree canopy and stem reduced H^+ deposition from precipitation by 69 % (beech) and 80 % (maple), and passage of water through the forest floor lowered this value to 99 % of the value in precipitation.

There was a strong relationship between the pH of the precipitation and that of the throughfall,

TABLE I

Deposition (upper line $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) and volume weighted mean concentration (lower line in $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) of major ions in precipitation (P), throughfall (TF), stemflow (SF) and forest floor leachate (FFL) at the beech and maple plots for the period May 15 to November 2, 1984

	Precipitation	Beech plot*				Maple plot*			
		TF	SF _B	SF _M	FFL	TF	SF _M	SF _A	FFL
Water (mm)	321	226	15	1	87	233	5	5	82
H ⁺	0.409 0.124	0.120 0.053	0.008 0.053	0.000 0.059	0.006 0.007	0.076 0.033	0.003 0.056	0.001 0.018	0.005 0.006
Ca ²⁺	2.00 0.62	5.26 2.33	0.33 2.19	0.01 2.01	3.25 3.73	6.94 2.98	0.09 1.84	0.27 5.28	6.38 7.75
Mg ²⁺	0.26 0.08	0.85 0.38	0.08 0.54	0.00 0.34	0.71 0.82	1.17 0.50	0.02 0.46	0.08 1.52	1.07 1.30
K ⁺	6.01 1.87	5.25 2.32	1.32 8.65	0.06 9.16	3.88 4.46	6.94 2.98	0.47 9.79	0.68 13.26	6.80 8.27
Na ⁺	3.93 1.23	2.33 1.03	0.20 1.32	0.01 1.25	1.37 1.58	2.59 1.11	0.05 1.06	0.07 1.45	1.46 1.77
Mn	0.04 0.01	0.25 0.11	0.02 0.14	0.00 0.09	0.12 0.14	0.13 0.06	0.00 0.05	0.00 0.03	0.06 0.07
NH ₄ ⁺	1.32 0.41	1.55 0.68	0.49 3.18	0.01 1.28	0.43 0.49	1.44 0.62	0.12 2.45	0.01 0.26	0.23 0.28
SO ₄ ²⁻	18.27 5.70	19.69 8.71	2.57 16.81	0.08 12.99	12.10 13.92	21.91 9.40	0.74 15.43	1.09 21.34	13.75 16.70
Cl ⁻	1.14 0.36	1.75 0.78	0.24 1.55	0.01 1.21	1.31 1.51	2.22 0.95	0.07 1.54	0.08 1.51	2.00 2.43
NO ₃ ⁻	2.01 0.63	2.39 1.06	0.32 2.08	0.01 1.64	0.72 0.82	2.70 1.16	0.08 1.75	0.05 0.97	0.90 1.09

* Indices B, M, A refer to beech, maple and ash, respectively.

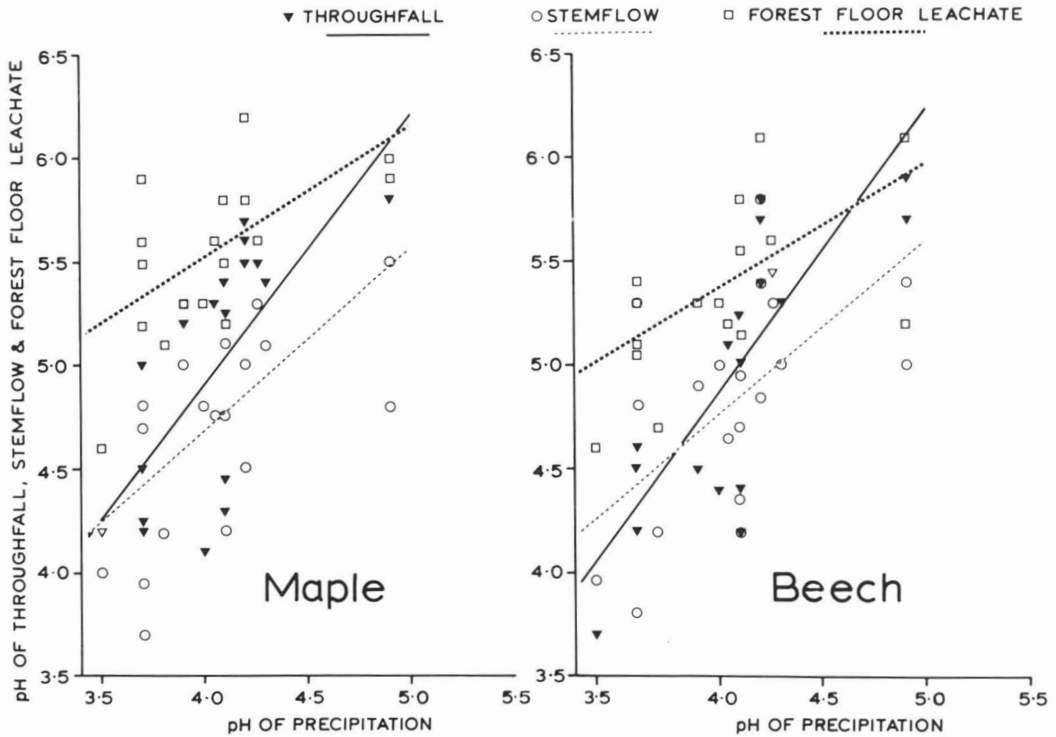


Figure 1. Relationships between the pH of precipitation (P) and that of throughfall (TF), stemflow (SF), and forest floor leachate (FFL). Lines represent the regression between the variables, all correlations being significant at the $P \leq 0.05$ level. The regression lines are as followed:

Maple plot: TF = 1.26 P - 0.15; $r^2 = 0.594$
 SF = 0.69 P + 1.94; $r^2 = 0.279$
 FFL = 0.39 P + 4.00; $r^2 = 0.187$

Beech plot: TF = 0.39 P - 0.79; $r^2 = 0.682$
 SF = 0.79 P + 1.59; $r^2 = 0.308$
 FFL = 0.48 P + 3.46; $r^2 = 0.295$

stemflow and forest floor leachate, all correlations being significant at the $P \leq 0.05$ level (Fig. 1). The strongest relationship was between throughfall and rain, with correlation coefficients equal to 0.77 (maple) and 0.83 (beech).

The divalent cations, Ca^{2+} and Mg^{2+} , showed large increases in both concentration and deposition from precipitation to throughfall and stemflow. Deposition ratios, the ratio of input in precipitation to that in throughfall plus stemflow, (Parker, 1983) ranged from 2.8 to 4.4, with the higher values for Mg^{2+} . The results suggest a significant retention of Ca^{2+} and Mg^{2+} by the forest floor at the beech plot, whereas there is little retention of these two elements by the forest floor of the maple plot.

The pattern for K^+ reveals only minor increases in deposition from precipitation to throughfall and

stemflow, with ratios of 1.09 and 1.18 at the beech and maple plots, respectively. There is a substantial reduction of throughfall K^+ by the forest floor at the beech site, whereas the maple site shows a very small increase. Na^+ is retained by both the forest canopy and stemflow, with a deposition ratio of 0.6, and further retention occurs in the forest floor. To a large extent, the different patterns for the cations reflect the high concentrations of K^+ and Na^+ recorded in the precipitation. Mn is a relatively unimportant cation, in contrast to the results for a yellow birch stand reported by Jones *et al.* (1983). The deposition ratios for Mn are high (6.8 and 3.0) and there is retention by the forest floor.

Changes in cation composition with individual event or weekly collection are illustrated by triangular diagrams, the apices representing H^+ ,

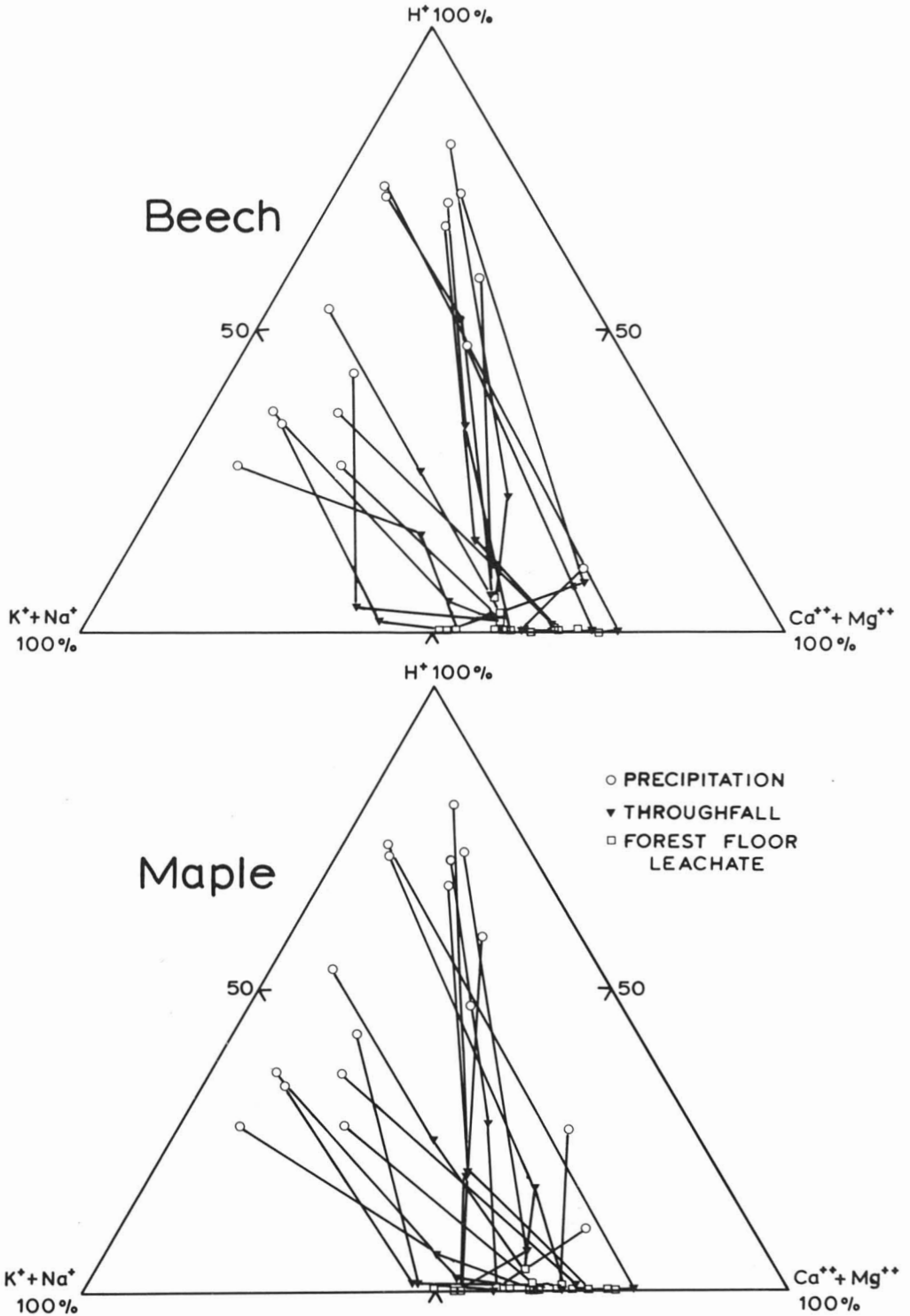


Figure 2. Triangular diagrams representing changes in cationic composition of water as it passes from precipitation to throughfall and forest floor leachate, for individual events and weekly samples.

$\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ and $\text{K}^+ + \text{Na}^+$, expressed on an equivalent basis (Fig. 2). The cationic composition of precipitation varies considerably, but there is an overall trend to increase the proportions of Ca^{2+} and Mg^{2+} in throughfall. The strong role of the forest floor in bringing the composition to relatively stable values can be seen by the narrow range at both the beech and maple plots.

For the overall budget, the loss of H^+ can be compared to the gain of basic cations, as water passes from precipitation to throughfall and stemflow. On an equivalent basis, the loss of H^+ is partially accounted for by the gain in basic cations, with loss/gain ratios of 0.69 and 0.95 at the beech and maple plots, respectively.

There is a small increase in deposition of NH_4^+ with passage through the forest, with deposition ratios of 1.6 and 1.1 for the beech and maple plots, respectively. There is, however, a major retention of NH_4^+ of 72 % (beech) and 84 % (maple) by the forest floor. NO_3^- also shows small increases, with deposition ratios of 1.4 at both plots and with a major retention of 70 (beech) and 67 % (maple) by the forest floor.

The SO_4^{2-} deposition ratios are low: 1.2 (beech) and 1.3 (maple). This increase in deposition by passage through the canopy may be due to either foliar leaching or the washing off of SO_4^{2-} deposited on the leaves prior to rainfall. Dry deposition was not monitored, but if it is a major source of increased SO_4^{2-} deposition, then one might expect that there would be an increase in the net deposition (throughfall + stemflow - precipitation) with an increase in the length of the dry period prior to rainfall, assuming that dry deposition remains relatively constant. There is, however, no significant correlation (at the $P \leq 0.10$ level) between net deposition and the length of the preceding dry period, for the individual rainfall events. One event, with a very high concentration of SO_4^{2-} in precipitation ($11.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), showed a pronounced decrease in SO_4^{2-} deposition in throughfall and stemflow, suggesting that SO_4^{2-} may have been retained by the canopy.

The analyses for dissolved organic carbon (DOC) show increases as the water passes through the forest. Whereas precipitation contains an average of $2 \text{ mg DOC} \cdot \text{L}^{-1}$, averages of 9 and $12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ are recorded in throughfall at the beech and maple sites, respectively. Beech stemflow averages $21 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, that for maple $27 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and that for ash $33 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Concentrations of DOC in the forest floor leachate average 30 and $38 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ for the beech and maple sites, respectively, with higher values occurring during litterfall.

Discussion

Although limited to only one summer, this study has revealed the extremely acid nature of precipitation at Mont Saint-Hilaire during 1984, with a weighted mean pH of 3.9. This value is similar to, but lower than, other studies in southern Canada and northeastern USA (e.g. Cronan, 1984; Eaton *et al.*, 1973; Mollitor & Raynal, 1983; Robitaille, pers. comm.). The low pH may reflect the downwind location of Mont Saint-Hilaire from the Montréal urban area. The rise in pH to 4.3 and to 4.5 as the precipitation passes into throughfall is consistent with the results for other deciduous forests recently collated by Miller (1984). The rise in pH of stemflow to 4.3 and to 4.7 is, however, contrary to the general trend reported by Miller (1984), though this may be related to the very acid nature of the incident precipitation at Mont Saint-Hilaire. The further neutralization by the forest floor, raising the pH to 5.2, corroborates the findings of DeWalle *et al.* (1985) and Richter *et al.* (1983) for similar forests.

Of greater significance than changes of pH is the proportion of deposited H^+ neutralized by the forest stands and the forest floor. The high degree of neutralization by the forest (69 and 81 % for the beech and maple stands, respectively, rising to 99 % for the forest floor) is in agreement with studies of other temperate, deciduous forests, collated in Table II. Although there is considerable variation in species composition and incident precipitation chemistry, between 50 and 90 % of the H^+ deposited is neutralized by the tree cover. The exceptions to this are the beech and oak and birch stands studied by Mayer & Ulrich (1977) and Skeffington (1983). In both cases, the soils are very acid with the upper 20 cm having pH values lower than 3.5 in 0.01 M CaCl_2 . Foster (1985), in a maple-birch forest in western Ontario, has shown that the forest canopy reduced H^+ concentrations by about 50 %, but that the acidity was increased as the water passed through the forest floor, though neutralization occurred in the upper mineral subsoil.

These studies also confirm the further neutralizing power of the forest floor, though such studies are rare. Many of these studies have been conducted only during the summer months, when the neutralizing power of the forest canopy should be at a maximum. During the winter, one should expect that the forest floor, with its input of fresh litter, would take over a larger role in neutralizing the acid deposition, and this is supported by the year round study of Richter *et al.* (1983). There may also be significant variations in acid deposition and forest neutralization from year to year, as shown by the results of Mahendrapa (1983).

TABLE II

The neutralization of acid deposition by temperate, deciduous forests, expressed as a percentage for the throughfall (TF), stemflow (SF) and forest floor (FF) components*

Location	Species	pH of precipitation	Period	% H neutralized by			Source
				TF	TF + SF	TF + SF + FF	
South Québec, Canada	Beech	3.9	May-Oct.	71	69	99	This study
South Québec, Canada	Maple	3.9	May-Oct.	81	80	99	This study
New Hampshire, U.S.A.	Maple/ beech/birch	4.1	May-Oct.	91	91	n.d.	Eaton <i>et al.</i> (1973)
South Québec, Canada	Maple	4.1	June-Oct.	82	82	n.d.	Robitaille (pers. comm.)
New York, U.S.A.	Maple/ beech/birch	4.1	Year-round	44	n.d.	n.d.	Mollitor & Raynal (1983)
New Hampshire, U.S.A.	Beech/ maple/birch	4.1	July-Oct.	47	n.d.	n.d.	Cronan (1984)
New Brunswick, Canada	Maple	4.4	May-Oct.	71	70	n.d.	Mahendrappa (1983)
New Brunswick, Canada	Birch	4.5	May-Oct.	48	40	n.d.	Mahendrappa (1983)
New Brunswick, Canada	Aspen	4.2	May-Oct.	81	80	n.d.	Mahendrappa (1983)
Tennessee, U.S.A.	Oak/hickory /poplar	4.3	Year-round	60	n.d.	99	Richter <i>et al.</i> (1983)
Tennessee, U.S.A.	Poplar/oak /maple	4.3	Year-round	73	n.d.	99	Richter <i>et al.</i> (1983)
South Sweden	Beech	5.2	Apr.-Nov.	77	48	n.d.	Nihlgard (1970)
South Germany	Beech	4.1	Year-round	n.d.	-34	-122	Mayer & Ulrich (1977)
South England	Oak	4.2	Year-round	-105	n.d.	n.d.	Skeffington (1983)
South England	Birch	4.2	Year-round	-156	n.d.	n.d.	Skeffington (1983)

* n.d.: not determined

The influence of individual event pH on the acidity of throughfall, stemflow and forest floor leachate is supported by the data for a similar forest stand depicted by Mollitor & Raynal (1983), but is in contrast to the findings of Moore (1983), who could find no such relationship.

It is important to note that the acidity measurements in this study were made by pH meter and therefore represent the strong acid component. In a study of oak canopy interactions, Hoffman *et al.* (1980) noted that the strong acidity in precipitation was replaced by weak acidity in the throughfall, with an overall conservation of total acidity. They postulated that part of the weak acidity in throughfall may be ascribed to organic acids and showed that DOC concentrations were about 12 mg·L⁻¹, compared to about 2 mg·L⁻¹ in incident precipitation. DeWalle *et al.* (1985) have also re-

cently shown the correlation between weak acidity and transmittance at a wavelength of 400 nm, a surrogate for DOC. The pronounced increases in DOC observed as precipitation passes through the canopy and the forest floor at the beech and maple sites in the present study suggests that organic acids may play an important role.

In this study, most of the neutralization appears to have been achieved by displacement of the divalent cations, Ca²⁺ and Mg²⁺, whereas Cronan (1984), Eaton *et al.* (1973), Mollitor & Raynal (1983) and Robitaille (pers. comm.) found that the highest net removal was of K⁺, followed by Ca²⁺ and Mg²⁺ and that K⁺ had the highest concentrations in throughfall. The relative importance of the base cations being replaced may be site and species specific, as there appears to be little leaching of K⁺ in German forests affected by acid deposition

(Miller, 1984). Sugar maple experimentally leached with acid solutions by Wood & Bormann (1975) showed the greatest increase in throughfall concentrations of Mg^{2+} .

It is difficult to relate nutrient cation leaching from the forest canopy to potential damage to trees from acid precipitation. A similar study by Richter *et al.* (1983) suggests that the leached base cations form only a relatively small component of the reservoir contained in the foliage. However, increased foliar leaching of Ca^{2+} and Mg^{2+} , especially the latter, may be significant, as Miller (1984) has reported on the possible relationship between losses of these two elements and forest damage in Germany.

In the present study, measurements of the deposition of atmospheric ions have been restricted to precipitation, though the results from beneath the canopy will also reflect the influence of dry deposition. Lindberg *et al.* (1986) have recently shown that for an oak forest in Tennessee, a major proportion of the total atmospheric deposition of ions can occur as dry deposition, through deposition of fine particles and adsorption of vapors by the canopy. The narrow deposition ratio recorded for SO_4^{2-} in the Mont Saint-Hilaire study suggests that either dry deposition is relatively unimportant or that much of the sulphur input is retained by the trees. Cronan (1984), Mollitor & Raynal (1983), Richter *et al.* (1983) and Robitaille (pers. comm.) also observed little increase in SO_4^{2-} deposition, though Eaton *et al.* (1973) noted a five-fold increase. Dry deposition of SO_4^{2-} may be an important source in some areas (e.g. McColl & Bush, 1978; Nihlgard, 1970).

The beech and maple canopies have little effect on the deposition of NH_4^+ and NO_3^- , with the major uptake occurring in the forest floor, a pattern similar to that reported for deciduous forests by Cronan (1984), Richter *et al.* (1983) and Robitaille (pers. comm.).

References

- CANADA SOIL SURVEY COMMITTEE, 1978. The Canadian system of soil classification. — Canada Dept. Agriculture, Ottawa, Publ. no. 1646, 164 p.
- CRONAN, C. S., 1984. Biogeochemical responses of forest canopies to acid precipitation. — Pages 65-79 in R. A. Linthurst (ed.). Direct and indirect effects of acidic deposition on vegetation. Butterworth, Boston (Massachusetts), 117 p.
- DeWALLE, D. R., G. C. RIBBLETT, J. D. HELVEY & J. KOCHENDORFER, 1985. Laboratory investigation of leachate chemistry from six Appalachian forest types subjected to simulated acid rain. — J. envir. Qual., 14: 234-240.
- EATON, J. S., G. E. LIKENS & F. H. BORMANN, 1973. Throughfall and stemflow in a northern hardwood forest. — J. Ecol., 61: 495-508.
- FLORENCE, T. M. & Y. J. FARRAR, 1971. Spectrophotometric determination of chloride at the parts-per-billion level by the mercury (II) thiocyanate method. — Analytica chim. Acta, 54: 373-377.
- FOSTER, N. W., 1985. Neutralization of acid precipitation within a maple-birch ecosystem. — TAPPI J., 68: 104-106.
- HOFFMAN, W. A., S. E. LINDBERG & R. R. TURNER, 1980. Precipitation acidity: the role of the forest canopy in acid exchange. — J. envir. Qual., 9: 95-100.
- INGERSOLL, R. C. & H. H. KRAUSE, 1983. Composition of throughfall from variable forest cover types exposed to acid rain in central New Brunswick. — Canadian forestry service, Environment Canada, Poster abstracts, Acid rain and forest resources conference, Québec City, June 14-17, 1983, p. P27.
- JENKINS, D. & L. L. MEDSKER, 1964. Brucine method for determination of nitrate in ocean, estuarine and forest waters. — Analyt. Chem., 36: 610-612.
- JONES, H. G., J. C. AUCLAIR, D. CLUIS & M. OUELLET, 1983. Seasonal precipitation chemical characteristics and its influence on stream and lake waters in the Laurentian Park region of Québec, eastern Canada. — Canadian forestry service, Environment Canada, Poster abstracts, Acid rain and forest resources conference, Québec City, June 14-17, 1983, p. P35.
- JORDAN, C. F., 1968. A simple, tension-free lysimeter. — Soil Sci., 105: 81-86.
- LINDBERG, S. E., G. M. LOVETT, D. D. RICHTER & D. W. JOHNSON, 1986. Atmospheric deposition and canopy interactions of major ions in a forest. — Science, 231: 141-145.
- MAHENDRAPPA, M. K., 1983. Chemical characteristics of precipitation and hydrogen input in throughfall and stemflow under some eastern Canadian forest stands. — Can. J. For. Res., 13: 948-955.
- MAYER, R. & B. ULRICH, 1977. Acidity of precipitation as influenced by the filtering of atmospheric sulfur and nitrogen compounds — its role in the element balance and effect on soil. — Wat. Air Soil Pollut., 7: 409-416.
- McCOLL, J. G. & D. S. BUSH, 1978. Precipitation and throughfall chemistry in the San Francisco Bay area. — J. envir. Qual., 7: 352-357.
- MILLER, H. G., 1984. Deposition-plant-soil interactions. — Phil. Trans. R. Soc., B, 305: 339-352.
- MOLLITOR, A. V. & D. J. RAYNAL, 1982. Acid precipitation and ionic movements in Adirondack forest soils. — Soil Sci. Soc. Am. J., 46: 137-141.
- MOLLITOR, A. V. & D. J. RAYNAL, 1983. Atmospheric deposition and ionic input in Adirondack forests. — J. Air Pollut. Control Ass., 33: 1032-1036.
- MOORE, I. D., 1983. Throughfall pH: effect of precipitation, timing and amount. — Wat. Resour. Bull., 19: 961-965.
- MOORE, T. R., 1985. The spectrophotometric determination of dissolved organic carbon in peat waters. — Soil Sci. Soc. Am. J., 49: 1590-1592.

- NIHLGARD, B., 1970. Precipitation, its chemical composition and effect on soil water in a beech and spruce forest in south Sweden. — *Oikos*, 21: 208-217.
- PARKER, G. G., 1983. Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. — *Adv. ecol. Res.*, 13: 57-133.
- RICHTER, D. D., D. W. JOHNSON & D. E. TODD, 1983. Atmospheric sulfur deposition, neutralization and ion leaching in two deciduous forest ecosystems. — *J. envir. Qual.*, 12: 263-270.
- SKEFFINGTON, R. A., 1983. Soil properties under three species of tree in southern England in relation to acid deposition in throughfall. — Pages 219-231 *in* B. Ulrich & J. Pankrath (ed.). Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. D. Riedel, Holland, 389 p.
- SOIL SURVEY STAFF, 1975. Soil taxonomy. — Soil conservation service, U.S.D.A., Agriculture Handbook no. 436, Washington (D.C.), 754 p.
- SOLORZANO, L., 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. — *Limnol. Oceanogr.*, 14: 799-801.
- WAGNER, G. H. & K. F. STEELE, 1982. Sulfate analyses of rain water using flame emission spectroscopy of barium. — *Am. Laboratory*, July 1982: 12-25.
- WOOD, T. & F. H. BORMANN, 1975. Increases in foliar leaching caused by acidification of an artificial mist. — *Ambio*, 4: 169-171.

MÉTHODOLOGIE POUR ÉVALUER LE POTENTIEL POUR LA RANDONNÉE PÉDESTRE DES BOISÉS URBAINS ET PÉRIURBAINS

M. CAUBOUE, J. TREMBLAY et D. ROBERT¹

*Technologie forestière, Collège de Sainte-Foy
2410, chemin Sainte-Foy, Sainte-Foy (Québec) G1V 1T3*

Résumé

Une méthodologie est proposée pour établir des zones d'égal potentiel récréatif dans des boisés urbains. Quelques critères écologiques nécessaires à l'évaluation de ce potentiel sont proposés et définis: la capacité de charge, l'état de santé, la facilité à circuler et l'attrait du sous-bois. La capacité de charge est déterminée à partir de la pente du terrain, du drainage et de la texture du dépôt. La facilité à circuler et l'attrait du sous-bois utilisent les résultats d'analyses discriminantes à des fins prédictives. Pour évaluer l'attrait du sous-bois, l'équation prédictive implique la quantité de litière au sol, la végétation, le recouvrement des différentes strates, la régénération et le diamètre des arbres. La facilité à circuler est calculée à partir du pourcentage de pente du terrain, de la quantité d'eau au sol et du recouvrement de certaines strates. L'état de santé est défini à partir du pourcentage d'arbres dépérissants. Ces critères sont intégrés de façon à proposer un potentiel global pour chaque site. Ces informations, traduites sous forme cartographique, aboutissent à un microzonage. Le document cartographique de base est la carte des phases écologiques au 1:5 000. La méthodologie proposée est appliquée à un boisé urbain situé sur le territoire de la Communauté urbaine de Québec.

Abstract

A methodology is proposed to establish, within urban forests, recreational zones of equal potential. Ecological criteria are proposed and defined for assessing that recreational potential namely: carrying capacity, health condition, easiness of walking, and aesthetic value of the undergrowth. The carrying capacity is defined from slope, drainage and soil texture. Easiness of walking and aesthetic value of the undergrowth are evaluated from the results of predictive discriminant analyses. For assessing aesthetic value, the predictive equation includes litter quantity, vegetation, regeneration, tree diameter, and importance of the different strata. Easiness of walking is calculated from slope percentage, quantity of water on soils, and importance of the different strata. The health condition of the forest stand is defined from decline and dieback percentage. These criteria are integrated in order to obtain a global potential for each site. These informations expressed on a map result in a microzoning. The base map is the 1:5,000 map of the ecoelement. The proposed methodology is applied to an urban forest located within the Québec Urban Community.

Introduction

Dans la proposition d'une politique sur les espaces verts au Québec, le Conseil consultatif de l'environnement (Anonyme, 1979) souligne la nécessité d'uniformiser les méthodes d'inventaires des espaces naturels et l'urgence de développer un système adéquat d'analyse rapide des données. En effet, la majorité des études en milieu urbain portent sur des boisés restreints et utilisent des méthodes et des critères différents pour for-

muler des recommandations d'aménagement (Déry *et al.*, 1981; Domon & Bouchard, 1981; Jones & MacArthur, 1977; Marcotte, 1982). Certaines mettent l'accent sur des critères phytosociologiques, d'autres insistent sur l'état de santé des arbres et leurs traumatismes.

Au Québec, seules les études de Rey-Lescure (1978) et de Bélanger *et al.* (1984) s'intéressent à l'aspect méthodologique de l'inventaire du potentiel récréatif des forêts urbaines. Rey-Lescure (1978) propose une méthode générale qui, appliquée au territoire de la Communauté urbaine de Montréal, ne permet pas d'établir un microzonage du potentiel récréatif. Quant à l'étude de Bélanger *et al.* (1984), elle vise un objectif plus général, celui de fournir «une base de données écologiques pour

¹ Adresse actuelle: Service de l'inventaire forestier, ministère de l'Énergie et des Ressources, 200B, chemin Sainte-Foy, Québec (Québec) G1R 4X7

évaluer les contraintes, les aptitudes et les potentiels du milieu périurbain».

Le but de notre étude est d'élaborer une méthode simple de description du potentiel récréatif intrinsèque des boisés urbains et périurbains, basée sur les caractéristiques écologiques du milieu. Le potentiel récréatif est limité ici au potentiel pour la randonnée pédestre. Les résultats devront fournir un guide d'intervention pour l'aménagiste en indiquant les zones les plus propices aux passages des sentiers et celles nécessitant des aménagements particuliers.

Dans une première partie, nous élaborons des critères d'aménagements récréatifs à partir de variables écologiques et nous proposons une représentation cartographique des sites. Il n'est plus nécessaire de démontrer la place importante que l'on doit attribuer aux variables biotiques (végétation et faune) et abiotiques (dépôt, drainage, pente, etc.) (Bélanger & Pineau, 1983; Grandtner, 1968, 1980; Wiken, 1979) dans l'attribution des vocations d'un site. Dans une deuxième partie, nous illustrons la méthodologie proposée par la description du potentiel pour la randonnée pédestre d'un boisé urbain.

Dans le texte qui suit, le terme de «variable écologique» sera réservé pour désigner les variables directement mesurées sur le terrain et ne relevant pas d'une interprétation. Le terme de «critère d'aménagement» sera utilisé pour désigner les variables synthétiques qui découlent de la combinaison de variables écologiques simples. Toutes les prises de données sur le terrain suivent le *Vade mecum des relevés écologiques* (Anonyme, 1981).

Matériel et méthodes

MILIEU D'ÉTUDE

La méthode a été conçue et éprouvée à partir de boisés de la Communauté urbaine de Québec (C.U.Q.). Les places échantillons ont été décrites essentiellement dans des forêts feuillues et mélangées. Les forêts feuillues sont dominées par l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.), l'érable rouge (*Acer rubrum* L.), le hêtre (*Fagus grandifolia* Ehrh.) et le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britton). Dans les forêts mélangées, outre les espèces précédentes, on trouve le sapin baumier [*Abies balsamea* (L.) Mill.], la pruche [*Tsuga canadensis* (L.) Carr.], le pin blanc (*Pinus strobus* L.), l'épinette rouge (*Picea rubra* Sarg.) et l'épinette blanche [*Picea glauca* (Moench) Voss.]. L'échantillonnage a été réalisé dans neuf boisés rémanents (fig. 1) choisis pour leur représentativité des boisés de la C.U.Q. Ils se trouvent sur des

dépôts de la mer Champlain ou sur des tills. Quelques stations sont sur dépôts organiques.

La majorité des stations échantillonnées (70 %) se trouvent en terrain plat ou en très faible pente (moins de 5 %). Le tableau I présente la distribution des échantillons (stations écologiques de référence) pour le drainage et la texture du sol. Les textures plutôt fines et les drainages bons (2) et modérément bons (3) sont les mieux représentés. La plupart des groupements rencontrés ont un recouvrement continu des strates arborescentes et une hauteur qui est moyenne pour la région (50 % ont une hauteur qui varie de 17 à 22 m).

DÉFINITION DES CRITÈRES D'AMÉNAGEMENT

Les variables écologiques simples ne sont pas toujours directement utilisables et il faut les traduire en termes de préoccupations concrètes de l'aménagiste.

Après consultation auprès de personnes impliquées dans l'aménagement récréatif, il est apparu que quatre critères sont nécessaires pour obtenir une classification des sites pour la randonnée pédestre: la capacité de charge et l'état de santé du boisé qui répondent à un souci de conservation du milieu, la facilité à circuler et l'attrait du sous-bois qui relèvent de l'appréciation du public. Il ressort également de cette consultation que, pour être utilisés, ces critères doivent être très simplifiés. Ils seront subdivisés en grandes classes qui viseront essentiellement la recherche des seuils au-delà desquels la récréation est limitée.

ÉCHANTILLONNAGE

La détermination des critères d'aménagement à partir de variables écologiques repose sur la description de 103 stations écologiques de référence. Cette unité d'échantillonnage est la plus complète (Anonyme, 1981). Nous avons fait la description générale du milieu et le relevé phytosociologique. Le relevé dendrométrique est limité au dénombrement des tiges par classe de diamètre pour chaque espèce et à la mesure de la fréquence des semis. De plus, nous avons noté le nombre d'arbres présentant des signes de dépérissement.

Le tableau II présente la liste des variables impliquées dans la définition des critères ainsi que les abréviations utilisées pour les désigner dans le texte et dans les différents tableaux.

Dans chaque station écologique de référence, l'attrait du sous-bois et la facilité à circuler ont été évalués directement sur le terrain par des tierces personnes connaissant les objectifs de l'étude et impliquées en foresterie. La contribution des étudiants de technologie forestière du Collège de

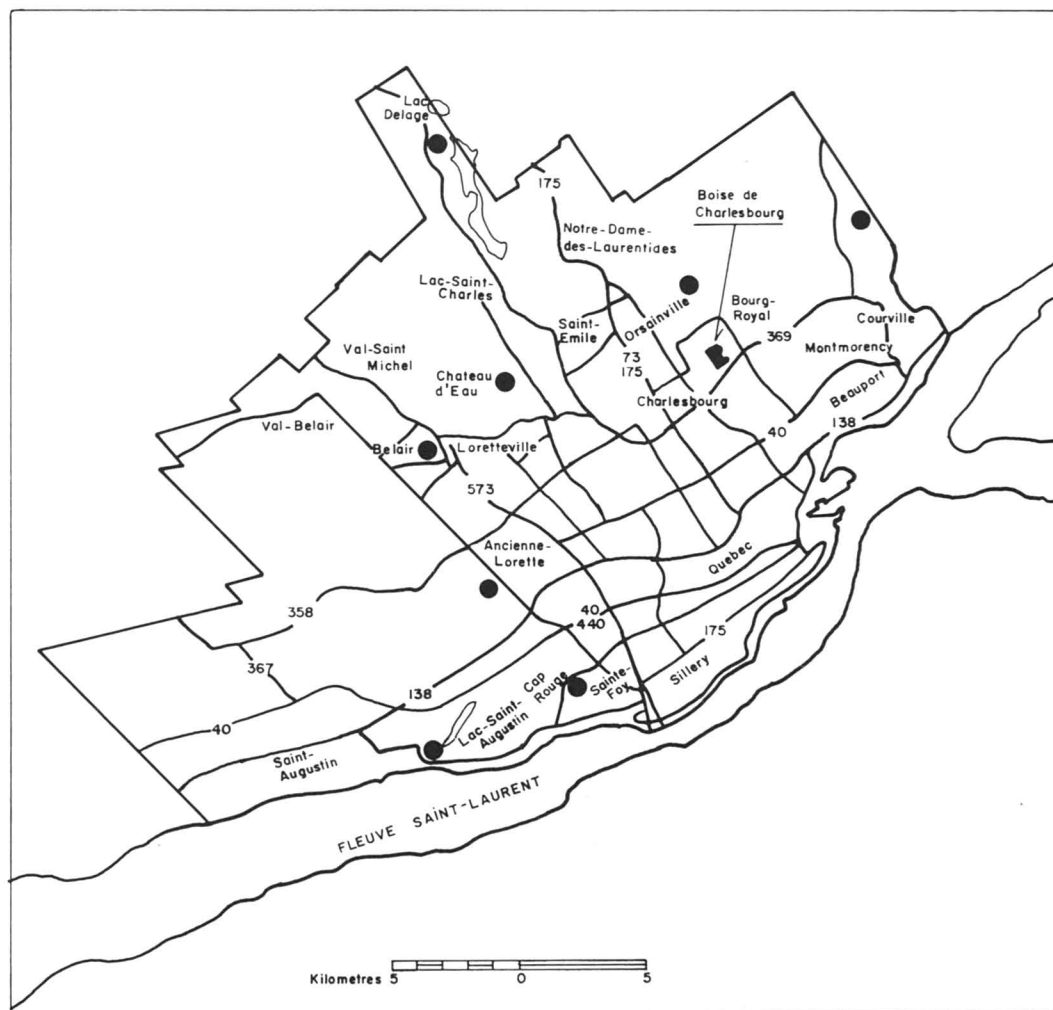


Figure 1. Localisation des neuf boisés échantillonnés (points noirs) sur le territoire de la Communauté urbaine de Québec.

Sainte-Foy (option aménagement) a été primordiale à ce niveau. Pour chacun de ces critères, l'appréciation est notée suivant une échelle en 4 classes (1, sous-bois attrayant; 4, sous-bois peu attrayant; 1, marche aisée; 4, marche malaisée; les classes 2 et 3 sont réservées pour des situations intermédiaires). Une seule évaluation est faite par station. Dans 47 % des stations écologiques de référence, l'attrait du sous-bois a été évalué comme plutôt attrayant (classes 1 et 2) tandis que dans 56 % des stations, la marche fut considérée comme plutôt aisée (classes 1 et 2). Ces places échantillons ne sont pas traversées par des sentiers et se trouvent en pleine forêt.

Cet échantillonnage des perceptions avait pour objectif d'établir les relations entre les préférences du public et les variables écologiques. Il faut néanmoins souligner que deux opinions sont véhiculées concernant les perceptions et les préférences des observateurs selon leur appartenance à différents groupes de la société (Dearden, 1980). Certains considèrent que l'évaluation doit être réalisée par des personnes impliquées professionnellement dans le domaine, d'autres pensent que l'opinion des utilisateurs doit primer. Néanmoins, lorsqu'on reste à un niveau général d'appréciation, les tendances des différents groupes restent les mêmes, comme en font

TABLEAU I

Tableau de contingence de la texture et du drainage du sol des stations écologiques de références (sols minéraux)

Drainage ¹	Texture ¹						
	A (1)	LA (8)	L (2)	LSA (32)	LS (42)	SL (9)	S (4)
1. Rapide (1)	0	0	0	1	0	0	0
2. Bon (42)	0	0	1	18	19	3	1
3. Modérément bon (22)	1	1	1	5	11	3	0
4. Imparfait (15)	0	3	0	3	7	2	0
5. Mauvais (11)	0	0	0	4	4	0	3
6. Très mauvais (7)	0	4	0	1	1	1	0

¹ Classes selon la Commission canadienne de pédologie (1978) et nombre d'échantillons par classe entre parenthèses.

TABLEAU II

Variables impliquées dans la définition du potentiel pour la randonnée pédestre

PENT	Pourcentage de pente
LITI	Pourcentage de la surface du sol couvert par la litière
PEAU	Pourcentage de la surface du sol couvert par de l'eau
VEGE	Pourcentage de la surface du sol couvert par la végétation
ABOS	Pourcentage de recouvrement de la strate arborescente supérieure
ABOI	Pourcentage de recouvrement de la strate arborescente inférieure
ARBS	Pourcentage de recouvrement de la strate arbustive supérieure
PFOU	Pourcentage de recouvrement des fougères
PGRA	Pourcentage de recouvrement des graminoides
PHER	Pourcentage de recouvrement des herbacées
PSPH	Pourcentage de recouvrement des sphaignes
PMOU	Pourcentage de recouvrement des mousses et hépatiques
PMUS	Pourcentage de recouvrement de la strate muscinale
DIAM	Diamètre moyen mesuré à 1,30 m du sol
REGE	Nombre de tiges de régénération (arbres de 1 à 9 cm de diamètre) comptées sur une superficie de 50 m ² centrée sur la station écologique de référence
NARB	Nombre de tiges marchandes (diamètre supérieur à 10 cm) dans la station écologique de référence
DEPE	Nombre de tiges marchandes présentant des signes de dépérissement
DRAI	Drainage du sol
TEXT	Texture du matériau géologique de surface

foi les travaux de Kellomäki (1975), de Daniel & Boster (1976) ainsi que ceux de Buhyoff & Leuschner (1978).

Nous avons testé la valeur des relations établies entre l'attrait du sous-bois et les variables écologiques par des étudiants ayant des formations variées autres qu'en foresterie. Ces étudiants furent amenés sur le terrain dans des stations préalablement inventoriées et notèrent, selon la même échelle que précédemment, l'attrait qu'ils éprouvaient pour le sous-bois. Dix stations-témoins ont ainsi été évaluées. Deux groupes d'étudiants (l'un de 15 personnes et l'autre de 16

personnes) ont participé à cet exercice. L'évaluation était individuelle et les sites différents de ceux ayant servi au calcul des équations.

Il était signifié à tous les évaluateurs que l'attrait du sous-bois devait se faire dans une perspective de préférences récréatives. Les évaluations ont toutes été réalisées à la fin de l'été.

ANALYSE DISCRIMINANTE

L'analyse discriminante sépare des groupes connus par rapport à un ensemble de variables métriques s'approchant de la multinormalité

(Legendre & Legendre, 1984). Cette analyse est utilisée pour mettre en évidence les variables écologiques qui influencent l'attrait du sous-bois et la circulation pédestre. L'analyse discriminante fournit des modèles objectifs de l'appréciation du public. Ces modèles seront utilisés pour évaluer la facilité à circuler dans un boisé et pour prédire si le public appréciera le sous-bois.

Une première analyse exploratoire a été réalisée sur un ensemble de variables susceptibles d'être impliquées dans la discrimination. Ces variables concernent la physiographie, l'occupation de la surface du sol, la stratification verticale de la végétation, la dimension des arbres et l'état de santé. Cette analyse permet d'éliminer les variables qui contribuent de façon non significative à la discrimination des groupes. Leur contribution est évaluée à partir de la statistique univariée de *F* et des coefficients de corrélation linéaire entre les variables initiales et les fonctions discriminantes. L'analyse finale, effectuée à partir des variables retenues, fournit les équations prédictives de la perception du public.

Le programme de calcul utilisé est l'analyse discriminante directe du logiciel SPSS (Nie *et al.*, 1975). Ce logiciel calcule les équations de classification des observations (les stations écologiques de référence) à partir des covariances et des centroïdes. Pour classifier de nouvelles observations, on peut utiliser ces fonctions de classification ou, dans le cas de deux groupes, la position sur la fonction discriminante.

Résultats et discussion

ATTRAIT DU SOUS-BOIS

Les études concernant la perception de l'environnement, les préférences et la qualité des paysages sont nombreuses (Arthur, 1977; Burtin & Guelke, 1979; Dearden, 1980; Murtha & Greco, 1975). Bien que la plupart soient orientées vers les perceptions de la forêt dans son ensemble ou vers la préférence de paysages panoramiques, quelques études concernent plus particulièrement les sous-bois. Par exemple, Kellomäki (1975) décrit les types forestiers préférés des promeneurs à Helsinki (Finlande) en se basant sur les espèces arborescentes, le stade de développement du peuplement et sur certaines caractéristiques environnementales. Plus récemment, Schroeder & Daniel (1981) établissent un modèle quantitatif et prédictif de la qualité esthétique d'une forêt de pin (*Pinus ponderosa* Laws.) à partir des variables provenant d'un inventaire forestier.

Il faut souligner que l'approche quantitative de l'évaluation de l'attrait des paysages est sévèrement critiquée par Carlson (1977) qui remet en

question l'utilité de quantifier rigoureusement la beauté des paysages. Il s'attaque plus particulièrement aux travaux de Shafer (Shafer *et al.*, 1969; Shafer & Mietz, 1970) qui évaluent le niveau de préférence des paysages à l'aide d'équations de régression. Carlson (1977) reproche à Shafer sa vision formaliste et met en doute la compétence du public à évaluer la mesure de la vraie valeur esthétique du paysage, les préférences et la qualité esthétique n'étant pas, à son avis, nécessairement corrélées.

Dans cette étude, notre objectif n'est pas de quantifier la beauté d'un sous-bois mais plutôt de fournir à l'aménagiste un outil qui peut lui permettre de distinguer les sites attrayants de ceux qui le sont moins et ce de façon objective. Ceci est atteint grâce à l'analyse discriminante.

Nous avons procédé au regroupement des classes 1 et 2 puis 3 et 4 pour n'obtenir que deux grandes classes (1, sous-bois attrayant et 2, sous-bois peu attrayant). Ce regroupement a été retenu à la suite de plusieurs analyses discriminantes effectuées sur les quatre groupes considérés séparément et sur les différents regroupements possibles. De plus, ce niveau de détail se révèle suffisant pour la planification des sentiers de randonnée.

Une première analyse, effectuée sur les deux grandes classes issues du regroupement, nous a permis d'éliminer les variables qui ne contribuent pas de façon significative à la discrimination des sous-bois attrayants. Les variables éliminées sont les pourcentages de recouvrement des strates arborescente inférieure, arbustive inférieure et latifoliée, ainsi que la hauteur de la strate arborescente supérieure et l'occupation du sol par les blocs et le substratum rocheux.

Dix variables contribuent à la séparation des deux groupes. Les tableaux III et IV présentent les caractéristiques de la fonction discriminante et la liste des variables contribuant à la discrimination.

L'application des fonctions de classification ou de prédiction permet de retrouver, pour 74,26 % des observations, la classification initiale. Dans le groupe 1 (sous-bois attrayant), 78,7 % des observations sont bien classées, tandis que dans le groupe 2 (sous-bois peu attrayant), 70,4 % sont bien classées. Pour prédire l'attrait d'un sous-bois, il suffit de mesurer les dix variables impliquées dans l'analyse et de les remplacer par leur valeur dans l'équation discriminante.

Lorsque les données ne sont pas standardisées, l'équation de prédiction est la suivante :

$$Y = -4,6233 + 0,0285 \text{ ABOS} - 0,0287 \text{ ARBS} \\ + 0,0294 \text{ LITI} - 0,0218 \text{ VEGE} + 0,0710 \text{ DIAM} \\ + 0,0420 \text{ PSPH} + 0,0094 \text{ PGE} - 0,0362 \text{ PFOU} \\ + 0,0473 \text{ PGRA} + 0,0591 \text{ PMOU}$$

TABLEAU III
Caractéristiques de la fonction discriminante pour l'attrait du sous-bois

Valeur propre	Corrélation canonique	λ de Wilks	χ^2 (d.l. = 10)
0,4807	0,5698	0,6754	36,898*

* $P \leq 0,0001$

TABLEAU IV
Coefficients discriminants standardisés et coefficients de corrélation entre la fonction discriminante et les variables initiales utilisées pour l'évaluation de l'attrait du sous-bois

Variables	Coefficients standardisés	Coefficients de corrélation*
ABOS	0,5854	0,7782
ARBS	-0,5041	-0,5450
LITI	0,6902	0,5443
VEGE	-0,4765	-0,5390
DIAM	0,2693	0,4854
PSPH	0,5745	-0,4218
REGE	0,1012	-0,3171
PFOU	-0,4207	-0,3084
PGRA	0,1924	-0,2718
PMOU	0,7474	-0,2360

* $P \leq 0,05$ pour tous les coefficients

Si Y est supérieur à 0,05 (point discriminant), le site est considéré comme attrayant. Dans les autres cas, il est considéré comme peu attrayant.

Nous avons calculé la position des dix stations-témoins dans lesquelles l'évaluation de l'attrait du sous-bois est réalisée par les étudiants non forestiers. Pour huit stations, la classification prédite à partir de la fonction discriminante correspond à l'évaluation de la majorité.

Les résultats de cette analyse montrent une nette préférence pour des sous-bois dégagés avec un tapis de litière au sol, un recouvrement élevé de la strate arborescente supérieure et des arbres de forte dimension. Les sous-bois avec beaucoup de végétation, une régénération abondante, des arbustes hauts, des fougères, des graminées ou des mousses, sont moins appréciés. Ces sites moins attrayants sont habituellement des sites perturbés, humides ou très jeunes.

Les sous-bois les plus attrayants correspondent à l'archétype de la forêt à haute futaie. Dans les modèles développés par Schroeder & Daniel (1981), le diamètre des arbres joue aussi un rôle important. Buhyoff *et al.* (1984) trouvent aussi une

préférence marquée pour les paysages avec de gros arbres plutôt que pour les paysages avec plusieurs petites tiges. Cette préférence pour des forêts matures, également démontrée par Kellomäki (1975), exige un suivi convenable afin d'assurer la régénération. L'aménagiste devra faire preuve de discernement dans l'interprétation des préférences et les interventions ne devront en aucun cas affecter la pérennité de la forêt.

FACILITÉ À CIRCULER

Contrairement au critère précédent, cet élément a été peu développé dans la littérature de la façon dont nous l'abordons, c'est-à-dire globalement, du point de vue de l'utilisateur.

Pour évaluer la facilité à circuler, nous avons suivi le même cheminement que pour l'attrait du sous-bois. Nous avons évalué la facilité à circuler dans un secteur en confrontant, grâce à l'analyse discriminante, les appréciations des individus aux caractéristiques générales du boisé. Une série d'analyses discriminantes exploratoires sont effectuées avec les quatre classes de facilité à circuler ainsi qu'avec différents regroupements de

classes consécutives. Elles montrent que les meilleurs résultats sont obtenus si l'on regroupe les classes 1 et 2 d'une part et, les classes 3 et 4, d'autre part. Comme pour l'attrait du sous-bois, deux grandes classes (1, marche aisée et 2, marche malaisée) se révèlent suffisantes pour l'aménagement d'un boisé.

L'analyse préliminaire confronte les deux grandes classes d'appréciation à huit variables caractérisant le milieu. On y avait impliqué, outre les sept variables de l'analyse finale (tableau VI), le pourcentage de la surface du sol occupé par les blocs et le roc, mais cette variable a été éliminée parce qu'elle n'avait pas de corrélation significative avec la fonction discriminante. Des sept variables restantes, six contribuent à rendre la marche difficile. Il s'agit de la pente, du pourcentage d'eau libre au niveau du sol, du recouvrement des herbacées, des mousses, des arbustes et des arborescences inférieures. Seul le recouvrement de la strate arborescente supérieure est corrélé positivement à la fonction discriminante.

Le tableau V donne les caractéristiques de la fonction discriminante tandis que le tableau VI montre les coefficients standardisés et les coefficients de corrélation entre les variables et la fonction discriminante.

Les fonctions de classification classent 80 % des stations correctement par rapport à la classification initiale réalisée sur le terrain (83 % pour le groupe 1 et 76 % pour le groupe 2). Quand les données sont brutes, le calcul est fait à l'aide de l'équation suivante :

$$Y = -0,59311 - 0,02409 \text{ ABOS} + 0,01491 \text{ ABOI} \\ + 0,03414 \text{ ARBS} + 0,00869 \text{ PMUS} \\ + 0,00684 \text{ PHER} + 0,14264 \text{ PEAU} \\ + 0,0826 \text{ PENT}$$

Si la valeur de Y est supérieure à 0,01 (point discriminant), le site est classé dans la catégorie à circulation pédestre difficile. Si la valeur est inférieure, la marche est considérée comme aisée.

Les résultats de cette analyse permettent d'établir rapidement le degré de difficulté rencontrée par la circulation pédestre, que cette difficulté soit causée par une seule variable ou par une combinaison de variables.

CAPACITÉ DE CHARGE

Le terme « capacité de charge » se rapproche beaucoup du terme anglais *carrying capacity* mais son utilisation dans divers sens l'a rendu ambigu (Godin & Léonard, 1977; Godschalk & Parker, 1975; Wagar, 1974). Wagar (1974) en vient même

TABLEAU V

Caractéristiques de la fonction discriminante pour la facilité à circuler

Valeur propre	Corrélation canonique	λ de Wilks	χ^2 (d.l. = 7)
0,6574	0,6298	0,6033	49,264*

* $P \leq 0,0001$

TABLEAU VI

Coefficients discriminants standardisés et coefficients de corrélation entre la fonction discriminante et les variables initiales utilisées pour évaluer la facilité à circuler

Variables	Coefficients standardisés	Coefficients de corrélation*
ABOS	-0,5054	-0,6804
ARBS	0,5829	0,5868
PMUS	0,1725	0,4594
ABOI	0,2853	0,3716
PENT	0,7465	0,3331
PEAU	0,1980	0,2843
PHER	0,1292	0,2693

* $P \leq 0,05$ pour tous les coefficients

à parler de capacité de charge sociale pour souligner l'impact du nombre de visiteurs sur le potentiel récréatif d'un site. Nous avons abordé la capacité de charge dans le sens de pérennité du potentiel récréatif du milieu et donc de fragilité des sites. Nous avons identifié de la même façon que Craul (1975) et Coen & Holland (1976) les variables suivantes : la pente, le drainage et la texture. Ces trois variables sont relativement stables et ont un impact sur la résistance du milieu à plusieurs formes d'utilisation. L'érosion est liée directement à la pente ; elle est la première variable à considérer. Le drainage et la texture ont une influence sur la compaction.

Au tableau VII, nous proposons une clef d'évaluation de la capacité de charge. Nous avons repris, pour une large part, les critères du guide des contraintes pour les chemins et sentiers présentés par Coen & Holland (1976). Coen & Holland (1976) et Craul (1975) s'entendent pour ne conférer aucune limitation aux classes de drainage 1 (rapide), 2 (bon) et 3 (modérément bon), car elles ne présentent de l'eau ni en surface ni dans les horizons supérieurs. Ils acceptent également que les limitations augmentent de la classe 4 (imparfait) à la classe 6 (très mauvais). La classe de drainage 4 a la possibilité d'avoir de l'eau près de la surface durant une période modérément longue de l'année. Ce phénomène, accentué à la suite de compaction en surface, provoque l'élargissement du sentier, la mise à nu des racines et le dépérissement de la végétation limitrophe. Ces problèmes sont accentués pour les classes de drainage 5 (mauvais) et 6 (très mauvais) où l'eau est près de la surface pendant une grande partie de l'année.

La texture des horizons de surface des sols influence le drainage, l'aération et la structure. Ainsi, certaines textures sont sujettes à la compaction (argile et argile limoneuse), d'autres aux glissements (sable). De façon générale, on peut prétendre que les textures équilibrées présentent peu de limitations, alors que les textures très fines sont limitatives. Notre grille de texture diffère peu de celle de Coen & Holland (1976). Nous avons considéré que les loams limoneux avaient tendance à se comporter comme les loams argileux.

La clef présentée au tableau VII est également en conformité avec les données sur la compaction de Weaver (1982) et de Young & Gilmore (1976) au sujet des textures limoneuses.

ÉTAT DE SANTÉ

Il existe plusieurs méthodes pour établir l'état de santé d'un arbre, d'une plantation ou même d'un boisé, mais ces évaluations requièrent du personnel possédant une formation avancée en pathologie et en entomologie forestières. Dans notre étude, nous voulions que le personnel puisse effectuer cette évaluation avec un minimum de connaissances. La présence de dépérissement est facile à repérer (Houston, 1981). Nous avons essayé de déterminer le taux de dépérissement le plus fréquent pour la région étudiée à partir des 103 stations écologiques de référence. Dans chaque relevé, nous avons noté le nombre d'arbres des strates arborescentes qui présentent des signes de dépérissement (légers ou accentués). À l'aide d'un histogramme (fig. 2), nous proposons le pourcentage qui est actuellement

TABLEAU VII

Clef d'évaluation de la capacité de charge (C.C.) à partir de la pente, du drainage* et de la texture* du dépôt

1. Pente	
≤ 15%	2
> 15% et ≤ 30%	voir 3
> 30%	mauvaise C.C.
2. Drainage	
Classes 1, 2 et 3	4
Classe 4	faible C.C.
Classes 5 et 6	mauvaise C.C.
3. Drainage	
Classes 1, 2 et 3	4
Classes 4, 5 et 6	mauvaise C.C.
4. Texture	
LS, L	bonne C.C.
LLi, LA, LSA, LLiA, Li, SL	moyenne C.C.
AS, ALi, A, ALo, S non fixés	mauvaise C.C.

* Classes et abréviations selon la Commission canadienne de pédologie (1978) p. 141-142.

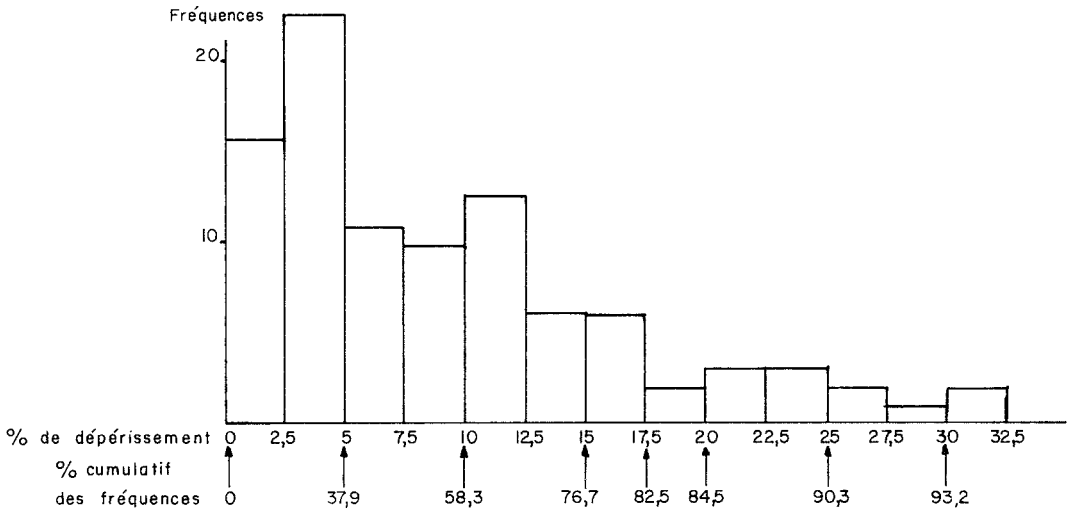


Figure 2. Distribution du pourcentage d'arbres dépérissants dans les 103 stations écologiques de référence.

normal parce que conforme au plus fréquent, sur le territoire étudié.

Dans 37,9 % des stations écologiques de référence, on trouve moins de 5 % de dépérissement, le maximum se situant entre 2,5 et 5 %; 20,4 % des stations ont un taux de dépérissement compris entre 5 et 10 %, tandis que 18,4 % se situent entre 10 et 15 %; 82,5 % des stations ont un dépérissement inférieur à 17,5 %. Ces pourcentages confirment ceux que nous avons obtenus avec 55 stations écologiques, lors de la première phase d'échantillonnage faite l'année précédente. À partir de ces résultats, nous avons considéré qu'un taux de dépérissement inférieur à 5 % est normal pour la région tandis qu'un taux de dépérissement supérieur à 17,5 % est anormal. Si le peuplement présente moins de 5 % de dépérissement, nous pourrions le considérer comme en bonne santé. S'il présente plus de 17,5 % de dépérissement, il est dans un état pathologique grave. Entre 5 % et 17,5 % de dépérissement, il est recommandé de consulter un spécialiste. Cette façon de procéder avec trois grandes classes est très globale mais elle permet, à peu de frais, d'obtenir une vue générale de la situation. Néanmoins, le recours à des spécialistes pour les situations douteuses évitera des erreurs grossières.

POTENTIEL GLOBAL DES SITES POUR LA RANDONNÉE PÉDESTRE

L'intégration des quatre critères d'aménagement (l'attrait du sous-bois, la facilité à circuler, la capacité de charge et l'état de santé) permet de classer des sites en fonction de leur potentiel récréatif global. Ces différents éléments théma-

tiques n'ayant pas la même importance, cette classification peut donc s'avérer très utile pour la prise de décision.

Nous avons utilisé la méthode Delphi (Tiano, 1974) pour déterminer l'importance relative de chacun des critères d'aménagement impliqués dans l'évaluation du potentiel global. Cette méthode est une procédure de consultation d'experts qui vise un rapprochement d'opinion sur un sujet précis. Nous avons impliqué douze professeurs du Département de technologie forestière du Collège de Sainte-Foy dans le processus de consultation. Après trois tours de consultation, nous avons obtenu les pondérations suivantes: 10 pour la capacité de charge, 8 pour la facilité à circuler, 8 pour l'état de santé et 7 pour l'attrait du sous-bois.

Par la suite, le potentiel d'un site pour la randonnée pédestre est calculé en faisant la somme pondérée des rangs (Guigou, 1977) des quatre critères d'aménagement précédemment définis. Le potentiel est décrit à l'aide de quatre classes. Nous avons considéré qu'une mauvaise capacité de charge est un facteur limitant qui classe le site automatiquement dans la classe du faible potentiel. Ensuite, les limites des classes de potentiel sont obtenues en divisant en quatre parties l'amplitude possible de la moyenne pondérée des rangs (33-84). Ainsi, sont classées dans la catégorie des faibles potentiels, les combinaisons de classe de critères dont la moyenne pondérée est supérieure ou égale à 66. Les moyennes inférieures à 66 mais supérieures ou égales à 56 correspondent à un potentiel passable tandis que les valeurs inférieures à 56 mais supérieures à 43 sont associées à un bon potentiel. Enfin, les valeurs inférieures

ou égales à 43 correspondent à un très bon potentiel.

Cartes écologiques de référence

À l'intérieur d'un boisé, le potentiel récréatif varie avec la diversité des sites, c'est-à-dire principalement avec le support physique et la couverture végétale. Il est donc nécessaire d'établir un découpage spatial du territoire en zones écologiques relativement uniformes. Ce microzonage est la base de la généralisation spatiale de l'information et de la planification d'un aménagement.

Veillette & Ducruc (1983) proposent un cadre écologique de référence pour l'élaboration des schémas d'aménagement des Municipalités régionales de comtés (M.R.C.) dans lequel la carte écologique de base repose sur l'intégration de caractéristiques permanentes du milieu. Les unités cartographiques de base peuvent ensuite être subdivisées selon les discontinuités végétales. Comme le démontrent Bélanger *et al.* (1984), cette méthode est suffisamment flexible pour s'adapter à des problèmes particuliers de l'environnement urbain et périurbain. Le degré de détail cartographique recherché dans l'étude des boisés urbains exige une grande échelle. Le type géomorphologique et la phase écologique (Ducruc, 1985) cartographiés au 1 : 5 000 sont apparus comme la division spatiale du territoire la mieux adaptée aux objectifs. Le type géomorphologique, caractérisé par les éléments permanents, est basé sur la nature du dépôt de surface, le drainage et la pente. La phase écologique est une subdivision du type géomorphologique basée sur les variations du couvert végétal. Même à cette échelle, la cartographie des phases écologiques ne permet pas toujours des unités cartographiques pures et, parfois, certaines unités correspondent à une dominante avec des sous-dominantes. Ainsi, certains peuplements d'origine anthropique couvrent parfois de très faibles superficies. S'ils occupent moins de 0,25 ha, ils ne sont pas cartographiables à cette échelle puisqu'ils ne représenteraient qu'un centimètre carré sur la carte. Par contre, l'échelle du 1 : 5 000, quoique bien adaptée à la cartographie des types géomorphologiques, pourrait être généralisée au 1 : 10 000 tout en gardant le même niveau d'information.

Application : Description du potentiel pour la randonnée pédestre d'un boisé de Charlesbourg (Québec)

CARTES ÉCOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE

La figure 3 présente la carte des types géomorphologiques d'un boisé de Charlesbourg. La classification des matériaux géologiques de sur-

face suit celle proposée dans le *Vade mecum des relevés écologiques* (Anonyme, 1981). Les classes de drainage sont celles de la Commission canadienne de pédologie (1978), les classes de pente sont celles de Baril & Rochefort (1979) appliquées également à la carte écologique du territoire forestier (Ducruc & Bérubé, 1984).

La figure 4 présente la cartographie des phases écologiques. Elle est basée sur les essences forestières dominantes (occupant plus de 5 % de la surface terrière) jusqu'à concurrence de cinq et sur la structure de la végétation exprimée par la densité-hauteur (Anonyme, 1971).

La cartographie des types géomorphologiques et celle des phases écologiques sont des étapes préliminaires à l'étude du potentiel récréatif. Elles fournissent le cadre écologique de référence à l'intérieur duquel les variables écologiques pertinentes seront mesurées.

INVENTAIRE DU BOISÉ

Le boisé est inventorié à l'aide de points d'observations. L'échantillonnage est systématique. Généralement, le territoire étudié est couvert par un quadrillage qui assure une équidistance de 100 m entre les points d'observations. La densité peut être augmentée si la diversité le nécessite. Un point d'observation ne tient compte que des variables écologiques nécessaires aux calculs des critères d'aménagement définis précédemment (tableau I).

CARTES INTERPRÉTATIVES

Les calculs des critères d'aménagement sont effectués pour chaque phase écologique avec les moyennes des mesures effectuées dans chacune d'elle. Lors de la cartographie, ces résultats sont généralisés à la phase écologique.

L'application de l'équation prédictive des préférences du public pour certains types de sous-bois permet d'établir la carte présentée à la figure 5. Les secteurs où les strates végétales inférieures ne permettent pas une vue profonde dans le sous-bois se classent dans la catégorie des sous-bois peu attrayants.

Dans ce boisé, les secteurs les moins attrayants sont aussi ceux où la circulation pédestre est difficile (fig. 6). La marche est entravée par la végétation. On constate que la marche est malaisée dans les types géomorphologiques les moins bien drainés. Les milieux plutôt humides ont des strates inférieures (arbustes, fougères et mousses) bien représentées qui entravent la circulation. Dans le secteur nord-ouest du boisé, une régénération très dense résultant de l'intervention humaine rend également la marche difficile.

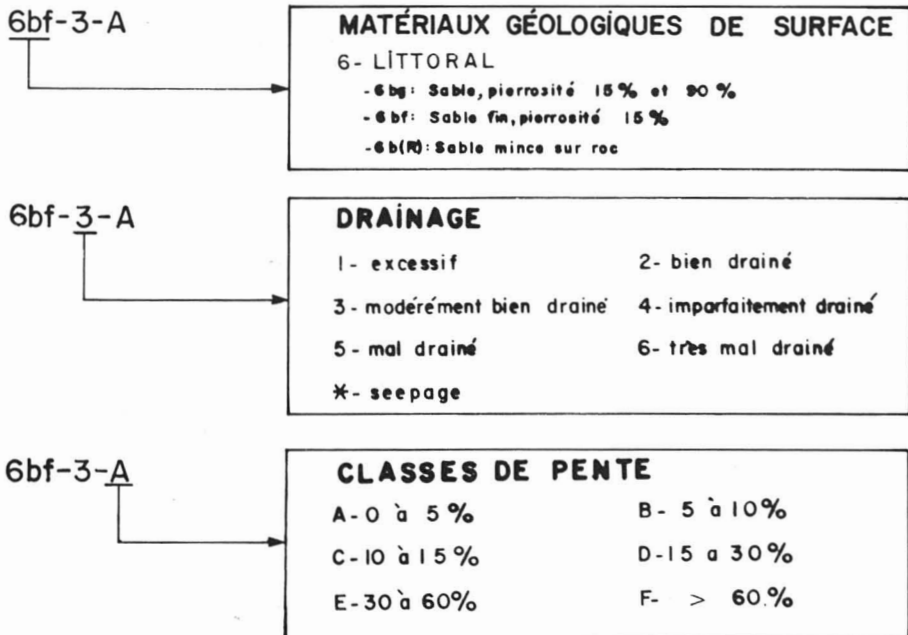
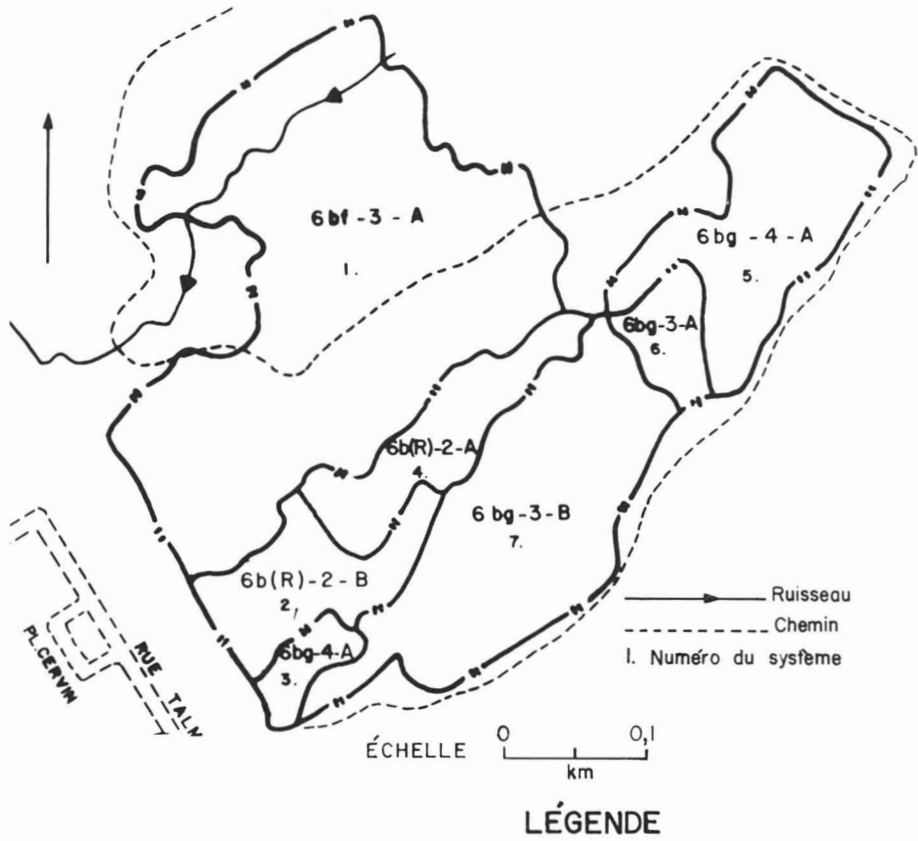


Figure 3. Cartographie des types géomorphologiques d'un boisé de Charlesbourg (Québec).

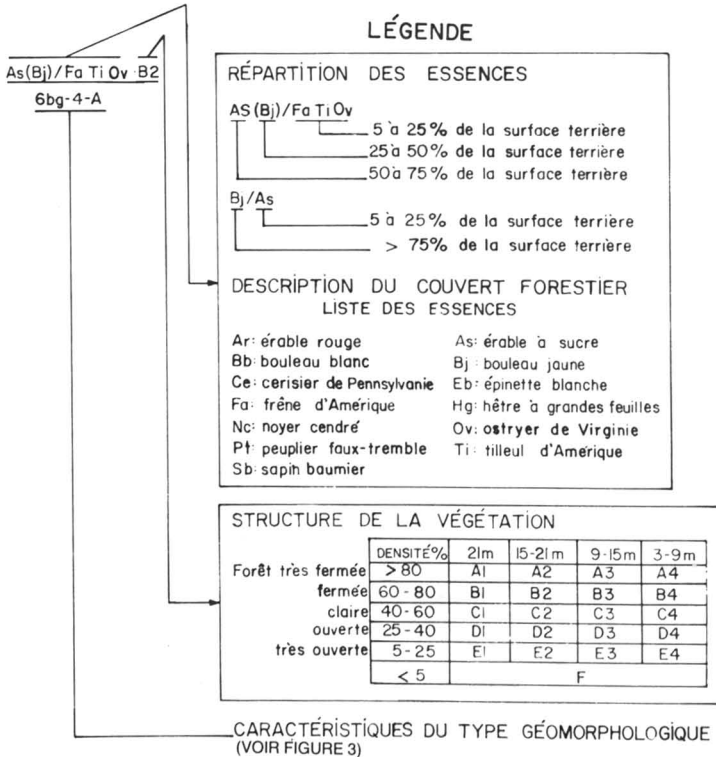
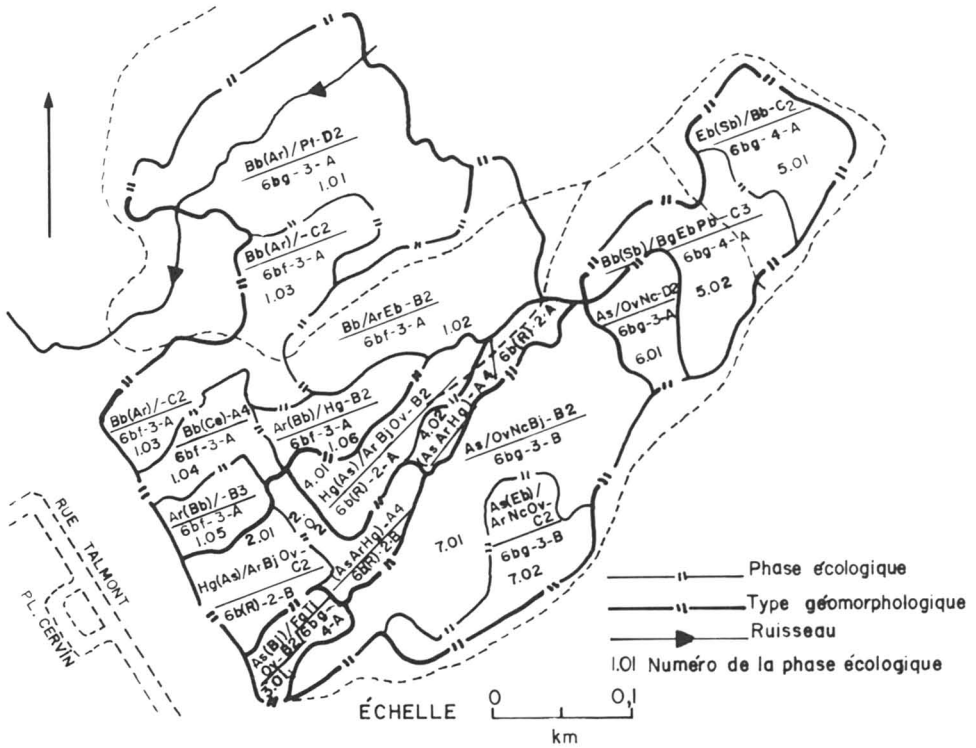


Figure 4. Cartographie des phases écologiques d'un boisé de Charlesbourg (Québec).

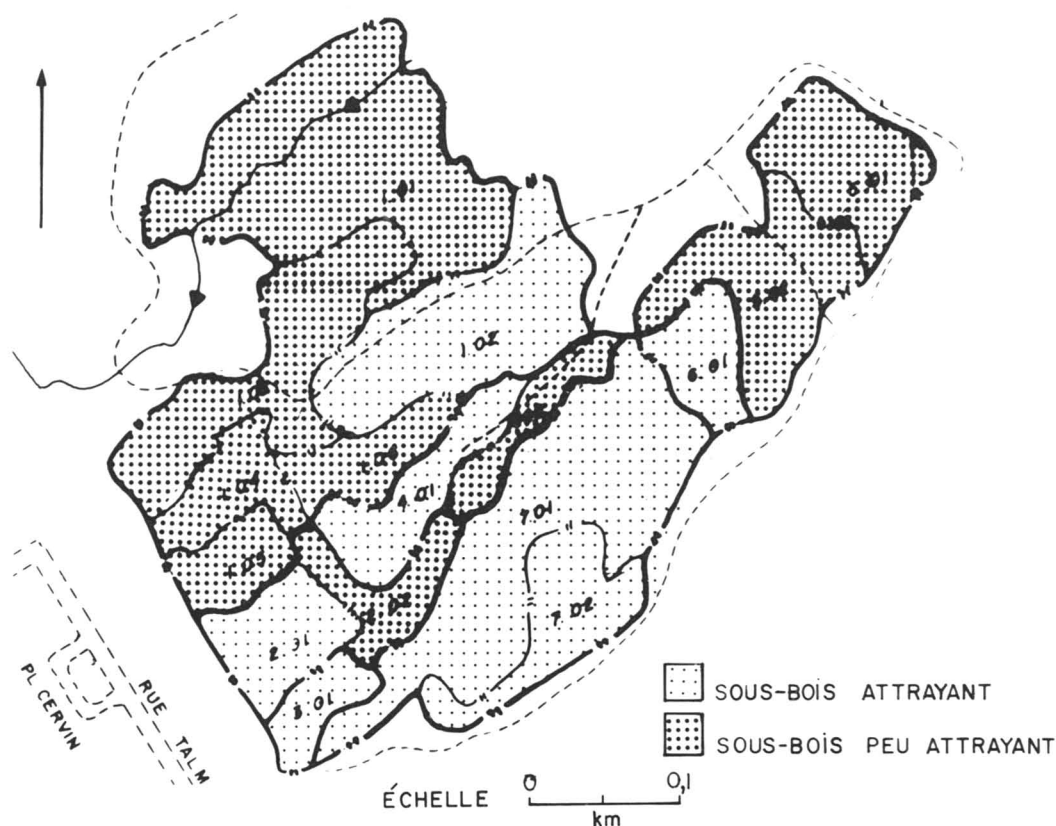


Figure 5. Cartographie de l'attrait du sous-bois d'un boisé de Charlesbourg (Québec).

La classification des phases écologiques, selon l'état de santé des arbres, fait apparaître que les trois classes sont bien représentées dans ce boisé (fig. 7). L'état de santé des arbres est bon dans les secteurs peu fréquentés dominés, par exemple, par une strate dense de très jeunes arbres (phases écologiques 1.04, 2.02 et 4.02).

La cartographie de la capacité de charge d'un territoire a pour cadre de référence le type géomorphologique. C'est l'unité supérieure qui délimite les zones dont le support physique est uniforme. L'application de la clef d'évaluation (tableau VII) aux types géomorphologiques du boisé pilote, montre que la plupart ont une capacité de charge moyenne (fig. 8). La pente est faible et le dépôt géologique de surface d'origine littorale renferme une forte quantité de limon. Cependant, un drainage déficient classe les types géomorphologiques 3 et 5 dans la catégorie à faible capacité de charge.

L'intégration des critères d'aménagement permet l'élaboration de la carte du potentiel global (fig. 9). Dans ce boisé, les territoires de potentiels passables sont dominants. Cette situation est due en partie à un état de santé déficient. C'est le lot de bien des boisés urbains soumis au vandalisme et à des modifications environnementales récentes causées par les infrastructures urbaines. L'aménagement de ce boisé en parc récréatif exigerait certaines précautions suggérées par l'analyse des cartes thématiques. Le tracé de sentiers devrait éviter les phases écologiques à faible potentiel récréatif. Dans ces secteurs, leur coût de réalisation serait trop élevé pour déjouer les contraintes environnementales et satisfaire le public. Ainsi, leur localisation dans des phases écologiques à faible capacité de charge nécessiterait des aménagements spéciaux (relèvement du sentier, lit de gravier, etc.). Les secteurs où l'état de santé est mauvais devraient prioritairement faire l'objet de mesures d'assainissement et éventuellement de reboisement.

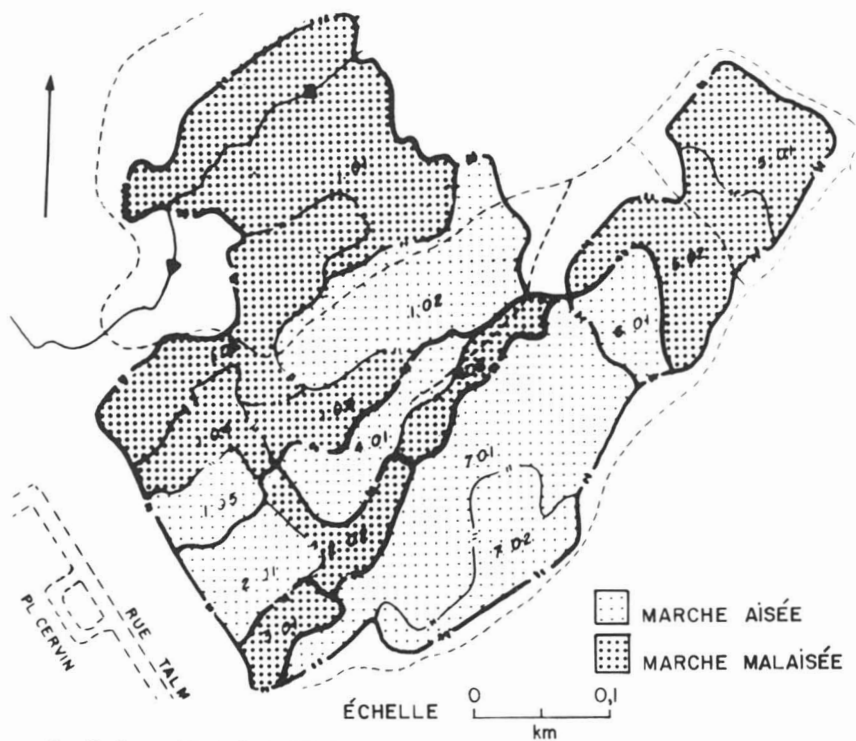


Figure 6. Cartographie de la facilité à circuler d'un boisé de Charlesbourg (Québec).

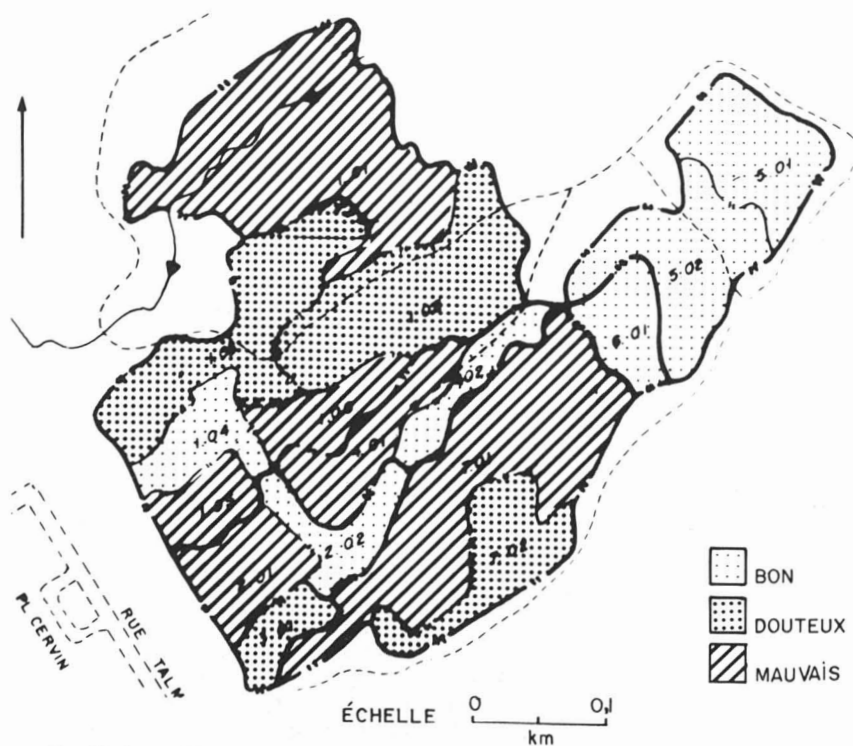


Figure 7. Cartographie de l'état de santé d'un boisé de Charlesbourg (Québec).

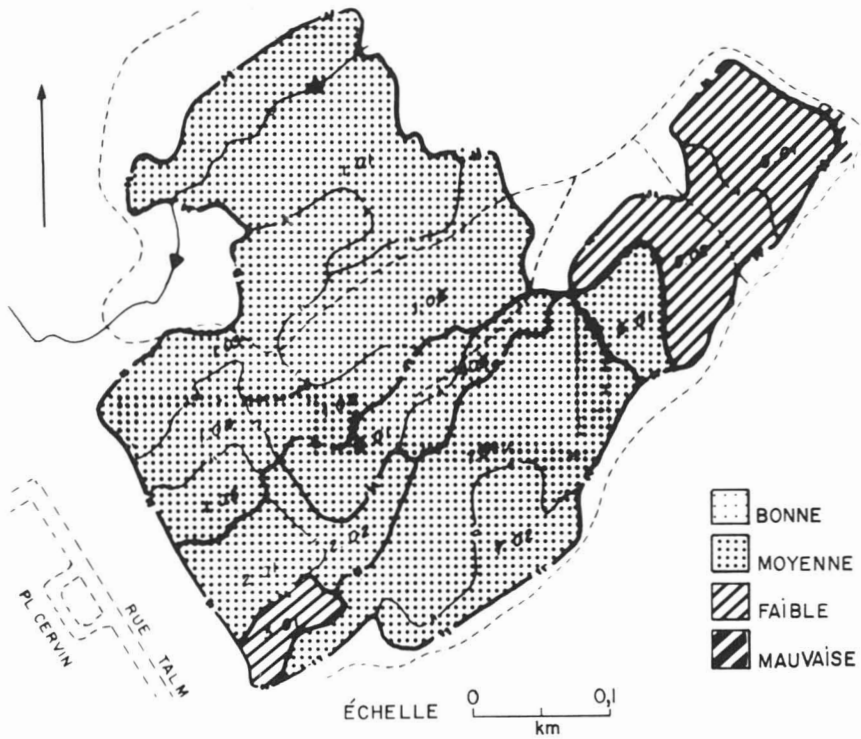


Figure 8. Cartographie de la capacité de charge d'un boisé de Charlesbourg (Québec).

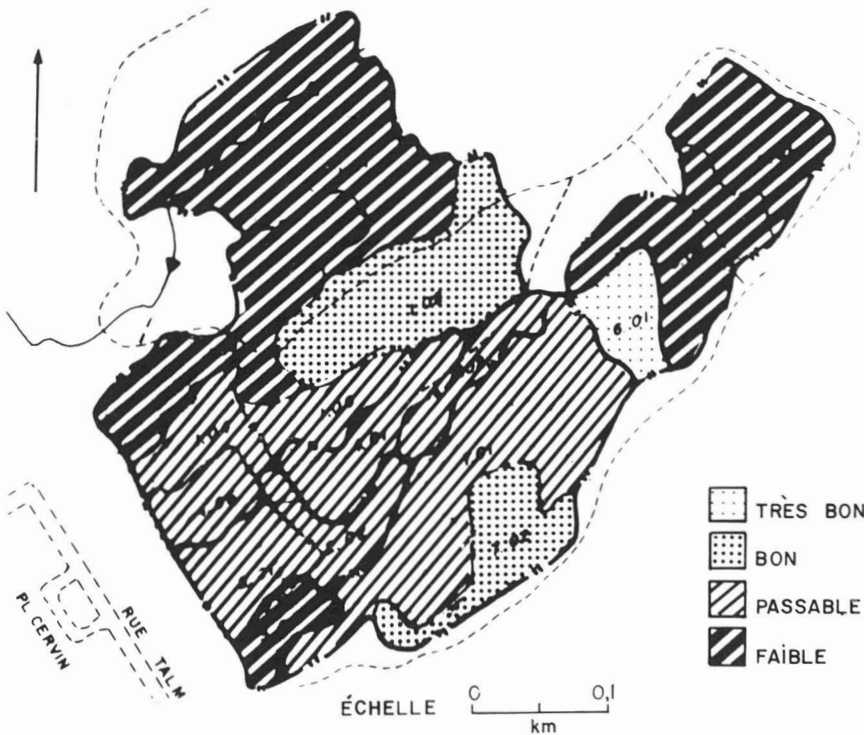


Figure 9. Cartographie du potentiel pour la randonnée pédestre d'un boisé de Charlesbourg (Québec).

Conclusion

La méthodologie que nous proposons permet une vision globale du potentiel récréatif intrinsèque d'un boisé et respecte les différentes facettes de l'aménagement récréatif. Les contraintes environnementales sont traduites par la capacité de charge basée sur le drainage, la texture et la pente et par l'état de santé des arbres. L'attrait du sous-bois et la facilité à circuler d'un site tiennent compte de la préférence du public qui va à un sous-bois dégagé et à une haute futaie de fort diamètre.

Dans cette étude, l'analyse discriminante se révèle une méthode de classification et de prédiction rapide et relativement simple. Elle constitue un outil intéressant lorsqu'on recherche plutôt une classification qu'une quantification et elle se prête bien aux classifications qui veulent rester à un niveau général.

La description du potentiel récréatif intrinsèque d'un boisé exige une représentation spatiale des sites. Elle nous est fournie par les cartographies au 1 : 5 000 des types géomorphologiques et des phases écologiques. L'échantillonnage du territoire est fait à l'aide de points d'observations où seules les informations nécessaires au calcul des critères sont notées. À partir de ces informations, les critères sont calculés et intégrés en un potentiel global récréatif pour chaque unité cartographique. Les cartes interprétatives produites permettent de visualiser rapidement les secteurs qui peuvent supporter une certaine fréquentation et ceux qui doivent être évités ou qui nécessitent des aménagements particuliers.

La simplicité de cette méthode a été testée par son application au Parc Chauveau (Québec), réalisée conjointement avec la Ville de Québec.

Le souci d'élaborer une méthode simple nous a amenés à rechercher les classes de critères limitant la récréation et ainsi à ne considérer qu'un nombre restreint de classes. Cette méthode appliquée à différents boisés révèle un degré de détails suffisant. Grâce à une définition claire des critères d'aménagement, l'inventaire sur le terrain est rapide et efficace, toute prise de donnée inutile étant éliminée. Cependant, cette méthode a des limites qui résident dans les critères de classification des sites. Développés dans les forêts feuillues et mélangées de la Communauté urbaine de Québec, ils ne s'appliquent pas, du moins intégralement, aux forêts résineuses boréales. La capacité de charge est applicable à n'importe quel territoire, mais les autres critères nécessiteront des ajustements.

Remerciements

Nous remercions sincèrement tous les étudiants, techniciens et professeurs du Collège de Sainte-Foy qui

ont contribué à cette étude ainsi que toutes les personnes impliquées en foresterie urbaine que nous avons consultées. Nos remerciements s'adressent tout particulièrement à Monsieur J.-P. Ducruc qui a bien voulu critiquer la première version manuscrite de ce texte.

Cette recherche a été réalisée grâce à une subvention du Fonds pour la formation de chercheurs et l'aide à la recherche (Québec) dans le cadre du programme ACSAIR.

Références

- ANONYME, 1971. Normes d'inventaire forestier. — Service de l'inventaire forestier, Direction générale des bois et forêts, ministère des Terres et Forêts du Québec, Québec, 148 p.
- ANONYME, 1979. Proposition d'une politique sur les espaces naturels au Québec. — Conseil consultatif de l'environnement, ministère de l'Environnement du Québec, Québec, 189 p.
- ANONYME, 1981. Vade mecum des relevés écologiques. — Service des inventaires écologiques, ministère de l'Environnement du Québec, 61 p.
- ARTHUR, L. M., 1977. Predicting scenic beauty of forest environments: some empirical tests. — *Forest Sci.*, 23: 151-160.
- BARIL, R. & B. ROCHEFORT, 1979. Étude pédologique du comté de l'Islet. — Direction de la recherche, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, 101 p.
- BÉLANGER, L., J.-P. DUCRUC & M. PINEAU, 1984. Proposition d'une méthodologie d'inventaire écologique adaptée au territoire forestier périurbain. — *Naturaliste can.*, 110: 459-476.
- BÉLANGER, L. & M. PINEAU, 1983. La planification écologique et l'aménagement du territoire urbain québécois: une problématique. — *Cah. Géogr. Qué.*, 27: 5-21.
- BUHYOFF, G. J., L. J. GAUTHIER & J. D. WELLMAN, 1984. Predicting scenic quality for urban forests using vegetation measurements. — *Forest Sci.*, 30: 71-82.
- BUHYOFF, G. J. & W. A. LEUSCHNER, 1978. Estimating psychological disutility from damaged forest stands. — *Forest Sci.*, 24: 424-432.
- BURTING, T. E. & L. GUELKE, 1979. Behavioral and perception geography: a critical appraisal. — *Ann. Ass. Am. Geogr.*, 69: 448-442.
- CARLSON, A. A., 1977. On the possibility of quantifying scenic beauty. — *Landscape Plan.*, 4: 131-172.
- COEN, G. M. & W. D. HOLLAND, 1976. Soils of Waterton Lakes national park, Canada. — Alberta Institute of Pedology, Inf. Rep. NOR-X-65, 116 p.
- COMMISSION CANADIENNE DE PÉDOLOGIE, 1978. Le système canadien de classification des sols. — Ministère Agriculture Canada, Ottawa, Publ. n° 1646, 170 p.
- CRAUL, P. J., 1975. Physical limitation of soils. — Pages 21-32 in J. E. Fisher & D. W. Taber (ed). Logging road and skid trail construction. Proceedings of a workshop held at Tupper Lake, New York. State Univ. N. Y., Coll. Envir. Sci. and For., Syracuse, New York, 135 p.

- DANIEL, T. C. & R. S. BOSTER, 1978. Measuring landscape aesthetics: the scenic beauty estimation method. — USDA Rocky Mountain Forest Stn, Fort Collins (CO), USDA Forest Serv. Res. Pap. RM-167, 66 p.
- DEARDEN, P., 1980. A statistical technique for the evaluation of the visual quality of the landscape for land-use planning purpose. — *J. env. Mgmt*, 10: 51-68.
- DÉRY, ROCRAY & ASSOCIÉS, 1981. Évaluation sommaire du potentiel et de la valeur écologique d'un boisé urbain dans la municipalité de Brossard — Direction des réserves écologiques et des sites naturels, ministère de l'Environnement du Québec, Québec, 43 p.
- DOMON, G. & A. BOUCHARD, 1981. La végétation et l'aménagement du parc régional du Bois-de-Saraguay. — Ville de Montréal et Communauté urbaine de Montréal, Montréal, 96 p. + 1 carte.
- DUCRUC, J.-P., 1985. L'inventaire du Capital-Nature de la Moyenne-et-Basse-Côte-Nord: concepts et méthodologie. — Série de l'inventaire du Capital-Nature, Environnement Canada/Environnement Québec, n° 6, 145 p.
- DUCRUC, J.-P. & D. BÉRUBÉ, 1984. Proposition d'une cartographie écologique au 1: 50 000 applicable au territoire forestier. — *L'aubelle*, 43: 11-16.
- GODIN, V. B. & R. E. LÉONARD, 1977. Design capacity for back country recreation management planning. — *J. Soil Wat. Conserv.*, 32: 161-164.
- GODSCHALK, D. R. & H. PARKER, 1975. Carrying capacity: a key to environmental planning? — *J. Soil Wat. Conserv.*, 30: 160-165.
- GRANDTNER, M. M., 1968. Essai d'une méthodologie de recherches écologiques en vue de la planification du développement régional. — *Naturaliste can.*, 95: 577-597.
- GRANDTNER, M. M., 1980. Les fondements écologiques de la vie et de la régénération des espaces verts en milieu urbain. — Pages 284-293 in *La foresterie urbaine, mythe ou réalité. Comptes rendus du symposium international sur la foresterie urbaine. Revue Forêt-Conservation Inc.*, Québec, 404 p.
- GUIGOU, J. L., 1977. Méthodes multidimensionnelles. Analyse des données et choix à critères multiples. — Dunod, Paris, 286 p.
- HOUSTON, D. R., 1981. Stress-triggered tree diseases: the diebacks and declines. — USDA Forest Ser., NE-INF-41-81, 36 p.
- HOUSTON, D. R., 1984. Dieback and decline of urban trees. — *J. Arboriculture*, 11: 65-72.
- JONES, A. R. C. & J. D. MacARTHUR, 1977. Morgan Arboretum. A model urban forest. — *For. Chron.*, 12: 281-285.
- KELLOMÄKI, S., 1975. Forest stand preferences of recreationists. — *Acta For. fenn.*, 146: 1-36.
- LEGENDRE, L. & P. LEGENDRE, 1984. Écologie numérique. 2. La structure des données écologiques. 2^e éd. — Masson, Paris & Les Presses de l'Université du Québec, Montréal, 253 p.
- MARCOTTE, F., 1982. Massif boisé de la Pointe Sainte-Foy: inventaire biophysique et proposition d'aménagement. — Ministère de l'Environnement du Québec, Québec, 41 p.
- MURTHA, P. A. & M. GRECO, 1975. Appraisal of forest aesthetic values: an annotated bibliography. — Forest Management Institute, Ottawa, FMR-X-79, 56 p.
- NIE, N. H., C. H. HULL, J. J. JENKINS, K. STEINBRENER & D. H. BENT, 1975. Statistical Package for the Social Sciences. 2nd ed., — McGraw-Hill, New York, 675 p.
- REY-LESCURE, E., 1978. L'inventaire récréatif des forêts urbaines. — Environnement Canada, 90 p.
- SCHROEDER, H. & T. C. DANIEL, 1981. Progress in predicting the perceived scenic beauty of forest landscapes. — *Forest Sci.*, 27: 71-80.
- SHAFER, E. L., J. F. HAMILTON & E. A. SCHMIDT, 1969. Natural landscape preferences: a predictive model. — *J. Leisure Res.*, 1: 1-19.
- SHAFER, E. L., & J. MIETZ, 1970. It seems possible to quantify scenic beauty in photographs. — USDA Northeastern Forest Exp. Stn, Upper Darby (PA), USDA Forest Serv. Res. Pap. NE-162, 12 p.
- TIANO, A., 1974. La méthode prospective. — Dunod, Paris, 208 p.
- VEILLETTE, D. & J.-P. DUCRUC, 1983. Cadre écologique de référence adapté pour l'élaboration des schémas d'aménagement des M.R.C.. — Service des inventaires écologiques, ministère de l'Environnement du Québec, Québec, 33 p.
- WAGAR, J. A., 1974. Recreational carrying capacity reconsidered. — *J. For.*, 72: 274-278.
- WEAVER, M. J., 1982. The etiology of decline of eastern white pine on Virginia landscapes: a survey of stress factors. — Virginia Polytechnic Institute and State Univ., 273 p.
- WIKEN, E. B., 1979. Planification écologique: un rapport d'un atelier urbain du C.C.E.T. — Page 45-49 in Applications de la classification écologique (biophysique) du territoire au Canada. Série de la classification écologique du territoire, Direction générale des terres, Environnement Canada, n° 7, 396 p.
- YOUNG, R. A. & A. R. GILMORE, 1976. Effects of various camping intensities on soil properties in Illinois campgrounds. — *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40: 908-911.

FAISABILITÉ D'UNE RÉDUCTION EXPÉRIMENTALE DU COYOTE DANS LE BUT D'ACCROÎTRE UNE POPULATION DE CERFS DE VIRGINIE

F. MESSIER¹

*Centre d'études nordiques
Université Laval, Québec G1K 7P4*

F. POTVIN

*Direction de la faune terrestre
Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche
150, boulevard Saint-Cyrille Est, Québec G1R 4Y1*

F. DUCHESNEAU

*Service des études écologiques
Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche
150, boulevard Saint-Cyrille Est, Québec G1R 4Y1*

Résumé

De 1979 à 1982, nous avons évalué la faisabilité d'un contrôle de coyotes sur une échelle réduite afin de favoriser l'accroissement d'une population de cerfs de Virginie au sud du Québec. Au total, 17 coyotes ont été capturés sur 155 km², avec un effort moyen de 9 jours de travail par animal. En plus, 147 individus appartenant à des espèces non visées ont été impliqués. La fréquence de fumées déposées le long des routes forestières indique une baisse de la densité du coyote d'environ 60 % durant la période du contrôle. Plusieurs groupes de coyotes ont vraisemblablement été scindés lors du contrôle. Ces changements peuvent avoir diminué l'impact de la prédation sur la survie des cerfs en hiver. La population de cerfs fut stable de 1974 à 1979 (500 têtes) et connut une expansion rapide jusqu'en 1985 (1700-1800 têtes). Cette expansion démographique s'explique en partie par des taux de mortalité plus faibles en hiver. L'effet du contrôle lui-même sur l'augmentation du nombre de cerfs n'a pu être documenté avec fiabilité malgré un effort de recherche soutenu. Une réduction du coyote pour favoriser l'accroissement d'une population de cerfs semble se justifier sur une base biologique. En pratique cependant, plusieurs difficultés surviennent et mettent en doute le bien-fondé d'une telle approche d'aménagement.

Abstract

From 1979 to 1982, we experimented a small-scale coyote control programme in order to increase density of white-tailed deer in southern Québec. A total of 17 coyotes were captured in a 155-km² area, with a mean effort of 9 days of trapping per animal. In addition, 147 individuals belonging to other species were caught. The frequency of scats on forest roads indicated a 60 % decrease of coyote numbers during the period of control. Many family units were apparently broken as a result of the reduction. These disruptions probably decreased the impact of coyote predation on deer survival in winter. Deer numbers were stable from 1974 to 1979 (500-700 deer) and were rapidly increasing until 1985 (1700-1800). This increase resulted from lower winter mortality rates. The impact of the control itself on deer numbers could not be accurately established despite a sustained research effort. Coyote reduction to increase deer numbers appears to be justified on a biological ground. However, numerous technical difficulties restrict the application of this management option.

¹ Adresse actuelle : Department of Biology, University of Saskatoon, Saskatoon (Saskatchewan) S7N 0W0

Introduction

Plusieurs études suggèrent que le coyote (*Canis latrans*) peut affecter d'une façon importante la dynamique des populations de cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*). Par exemple, les recherches sur les habitudes alimentaires de ce prédateur révèlent que le cerf constitue une source de nourriture de premier ordre en milieu boisé (Ozoga & Harger, 1966; Ogle, 1971; Berg & Chesness, 1978; Hilton, 1978; Harrison & Harrison, 1984; Messier *et al.*, 1986). Nous savons de plus qu'une fraction importante des cerfs dont les coyotes se nourrissent sont véritablement tués, contrairement à une simple utilisation de bêtes mortes au préalable (Hilton, 1978; Messier, 1979; Messier *et al.*, 1986). Sur un autre plan, les études de télémétrie montrent que la prédation par le coyote est souvent la première cause de mortalité des faons durant l'été (Cook *et al.*, 1971; Garner *et al.*, 1976; Carroll & Brown, 1977). Les expériences de réduction du coyote appuient également l'hypothèse que ce prédateur peut diminuer sensiblement le taux d'accroissement d'une population de cerfs (Beasom, 1974a; Kie *et al.*, 1979; Stout, 1982). Suivant ces différentes constatations, la réduction expérimentale du coyote pourrait aider à la restauration d'une population de cerfs à des niveaux plus élevés suite à une baisse subite du cheptel (Beasom, 1974b). Cependant, peu d'études ont tenté d'évaluer la faisabilité d'un tel genre d'opération sur une base pratique (Connolly, 1978).

Au Québec, les populations de cerfs ont subi un déclin marqué au cours des années 1960 et au début des années 1970 dû à l'effet combiné d'hivers rigoureux, de la prédation par le loup (*Canis lupus*) et le coyote, et d'une chasse intensive par l'homme (Potvin *et al.*, 1977). Dans le quartier d'hivernage (ou ravage) d'Armstrong, les recensements indiquaient une population stable de 500-700 cerfs pour les années 1974-1979 (Pichette, 1979). Un tel effectif semblait toutefois de beaucoup inférieur à celui qui existait présumément au cours des années 1960 (Pichette, 1979). Messier (1979) estima le taux de prédation par le coyote à 12 % des cerfs, pour l'hiver 1978, et à 25-30 % des faons, pour l'été suivant. Il concluait que la prédation, jointe aux autres causes de mortalité, empêchait une remontée de la population de cerfs (voir aussi Messier *et al.*, 1986). Les conclusions de Pichette (1979) abondaient dans le même sens et cet auteur recommanda qu'un contrôle expérimental du coyote soit instauré afin de favoriser une remontée du cheptel.

Le but visé par la présente étude était de vérifier la faisabilité d'un contrôle de coyotes sur une échelle réduite dans le but de favoriser l'accrois-

sement d'une population de cerfs. Plus particulièrement, les objectifs consistaient à (1) réduire la population de coyotes afin de minimiser la prédation chez les faons en été; (2) vérifier si un contrôle en été se traduit par une population réduite de coyotes, même durant l'hiver suivant; (3) scinder les groupes familiaux de coyotes afin de diminuer leur impact sur la survie des cerfs en hiver; (4) mesurer l'effet de ces mesures sur la dynamique de la population de cerfs fréquentant le ravage d'Armstrong.

Aire d'étude

L'aire d'étude, d'une superficie d'environ 155 km², se situe à 130 km au sud-est de la ville de Québec (70°25' O., 46°00' N.). On y retrouve le ravage d'Armstrong (environ 36 km²) qui est la plus grande concentration de cerfs en hiver au sud du fleuve Saint-Laurent dans les limites du Québec. Le relief se caractérise par des altitudes plutôt basses (300-400 m) pour cette partie des Appalaches. Les habitats y sont variés, passant de la forêt de seconde venue à la forêt mature de résineux [surtout *Picea glauca* (Moench) Voss et *Abies balsamea* L.]. Les peuplements mixtes de conifères et de feuillus (surtout *Acer saccharum* Marsh. et *Betula alleghaniensis* Britton) occupent des superficies importantes dans ce secteur. Les épidémies de la tordeuse du bourgeon de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) ainsi que les coupes forestières ont grandement altéré les peuplements de conifères de 1970 à 1985. Pichette (1979) présente une description plus détaillée de la physiographie et de la végétation de ce milieu.

Méthodes

CAPTURE DE COYOTES

La capture de coyotes s'est effectuée de mai à août 1979, 1980 et 1981, afin de provoquer une réduction alors que les faons sont particulièrement vulnérables à la prédation (Messier *et al.*, 1986). De plus, la capture de femelles reproductrices au début de l'été devrait théoriquement affecter la survie des jeunes coyotes encore dépendants de leurs parents.

Les engins de capture étaient principalement des pièges à pattes de type Oneida «Jump» n° 4, installés le long des routes forestières. Généralement, 200 à 300 g de diverses viandes vieilles constituait l'appât principal. Chaque appât était recouvert d'environ 2 cm de substrat, afin de minimiser la capture d'oiseaux qui auraient pu les détecter visuellement, de même que pour éviter une détérioration trop rapide par les insectes. Dans certains cas, environ 5 mL d'urine de coyote déposée sur une touffe d'herbe servait de leurre

d'accompagnement. Un piège était tendu, enterré et soigneusement dissimulé à environ 30 à 40 cm à l'avant de chaque appât. Les pièges ont été visités quotidiennement afin de réduire au minimum le séjour des bêtes dans les engins de capture.

La pose de collets a été très limitée. Elle fut restreinte à l'été 1979 à cause de la rareté des endroits appropriés en milieu boisé. En fait, les anciens sentiers abandonnés constituaient les seuls sites propices à leur installation.

SUIVI DE L'ABONDANCE DES COYOTES

Selon les objectifs visés, on devait suivre l'évolution de l'abondance des coyotes en été, afin de vérifier si le contrôle avait été efficace, et en hiver, afin de mesurer le degré de recolonisation quelque 4 à 6 mois après la réduction. Puisque les coyotes sont des animaux difficilement observables, deux types d'indices de population ont été utilisés. En été, le nombre de fumées déposées le long des chemins forestiers (nombre de fumées/100 km-jour) nous a permis de quantifier l'évolution démographique de la population de coyotes. Dans le but de standardiser la prise des données, un circuit d'environ 70 km de chemins forestiers (voir fig. 1 de Messier & Barrette, 1985) fut déterminé au préalable. Lors de la visite quotidienne des pièges, chaque fumée fut récoltée le long de ce circuit. Ces récoltes ont été effectuées en 1979, 1980 et 1981, soit les années de réduction, ainsi qu'en 1982, une fois le programme de piégeage terminé.

Pour chaque hiver de 1980 à 1982, 5 à 10 relevés de pistes le long des différentes routes forestières visaient à quantifier l'abondance relative des coyotes par comparaison avec celle des hivers 1977 et 1978, soit avant le programme de réduction (Messier & Barrette, 1985). Nous avons limité les relevés à ceux couvrant une période de 24 h d'activité, afin d'éviter les risques d'erreurs dans le calcul de l'indice (nombre de pistes/100 km-jour). La méthodologie générale de ces relevés a été décrite par Messier & Barrette (1985). Ces données nous ont également permis de mesurer l'effet du contrôle sur la structure sociale des coyotes. À cette fin, nous avons noté au cours de chaque relevé le regroupement des pistes (seules, en paires, ou en familles de 3 individus et plus).

SUPERFICIE DU RAVAGE ET ESTIMATION DU NOMBRE DE CERFS

Le ravage a été cartographié (échelle 1 : 50 000) en février ou en mars, selon les années, au moyen d'un avion monomoteur ou d'un hélicoptère Bell 206. Le nombre de cerfs a été estimé par la méthode traditionnelle du dénombrement des tas de crottins (Neff, 1968), tel que préconisé par Potvin (1978). Le nombre de jours de déposition varie de

120 à 150 selon les années. Il a été déterminé arbitrairement en fonction de la durée de l'enneigement au sol. Le taux de défécation par cerf a été fixé à 13 tas de crottins par jour (Potvin, 1978). Afin de dresser un tableau d'ensemble, nous présentons les données recueillies de 1974 à 1985.

ESTIMATION DE LA MORTALITÉ HIVERNALE

La mortalité survenue au cours de l'hiver a été estimée par dénombrement des carcasses de cerfs au printemps (généralement au début de mai). Les recherches, par équipe de cinq personnes marchant de front, ont été effectuées le long de bandes prédéterminées de 40 m de large, traversant le ravage selon une orientation nord-sud. La superficie inventoriée varie de 3 à 12 % de la superficie totale du ravage pour les années 1975-1985. La découverte du contenu du rumen servait à valider la présence et à établir la position d'une carcasse. Bien souvent, les restes tels que les os et la peau sont dispersés sur de grandes distances. Par contre, nos observations en hiver nous permettent de croire que le contenu du rumen reste à toutes fins pratiques à l'endroit exact de la mort, même après utilisation de la carcasse par les prédateurs. Le nombre total de cerfs morts sur l'ensemble du ravage est estimé par extrapolation simple des résultats obtenus à partir de la superficie inventoriée.

CONDITIONS D'ENNEIGEMENT

Les données de l'épaisseur de neige au sol, de même que de l'enfoncement du pénétromètre de Verme (1968), ont été recueillies à partir de 10 règles équidistantes de 5 m dans un peuplement de feuillus (Potvin & Breton, 1986). Les lectures se faisaient généralement à toutes les deux semaines. Potvin & Breton (1986) soulignent que l'enfoncement du pénétromètre (exprimé sous forme de jour-cm d'enfoncement pour l'ensemble de l'hiver) traduit le mieux les conditions climatiques hivernales pour le cerf de Virginie.

Résultats

CAPTURES DE COYOTES

Au cours des trois années de réduction, un effort de 4148 jours-pièges a été nécessaire pour capturer 17 coyotes (tableau I). Les captures se sont réparties comme suit: 7 en 1979, 4 en 1980 et 6 en 1981. Au total, 9 mâles adultes (> 1 an), 4 femelles adultes et 4 jeunes ont été soustraits de la population. Parmi les femelles adultes, deux étaient lactantes, une avait nourri des jeunes le printemps même et une était non reproductrice. L'effet du retrait des femelles reproductrices sur la survie de leur progéniture est inconnu. Il a fallu en moyenne 244 jours-pièges pour capturer un

TABLEAU I

Description de l'effort de piégeage au cours des étés 1979 à 1981 dans le cadre du programme de réduction du coyote aux environs du ravage d'Armstrong, sud du Québec

Année	Jours-pièges	Nombre de coyotes soustraits	Jours-pièges/ coyote soustrait	Nombre d'individus capturés appartenant à d'autres espèces
1979	2057 ^a	7	294	76
1980	802	4	200	24
1981	1289	6	215	47
Total ou moyenne	4148	17	244	147 ^b

^a Incluant 85 jours-collets.

^b Comprenant: 101 lièvres d'Amérique (*Lepus americanus*), 15 renards roux (*Vulpes vulpes*), 6 ratons laveurs (*Procyon lotor*), 4 mouffettes rayées (*Mephitis mephitis*), 4 porcs-épics (*Erethizon dorsatum*), 2 chiens domestiques (*Canis familiaris*), 2 lynx roux (*Lynx rufus*), 1 marmotte commune (*Marmota monax*), 1 pécan (*Martes pennanti*), 4 pics flamboyants (*Colaptes auratus*), 3 grands corbeaux (*Corvus corax*), 1 gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*), 1 merle d'Amérique (*Turdus migratorius*), 1 grand duc (*Bubo virginianus*) et 1 busard des marais (*Circus cyaneus*).

coyote. Sur l'ensemble de l'étude, nous avons maintenu en opération environ 28 pièges par jour, ce qui représente 9 jours de travail par coyote capturé.

La capture de coyotes par les trappeurs locaux semble avoir été très limitée, dû à l'accessibilité restreinte de l'aire d'étude (présence de barrières) et à l'attribution de terrains de piégeage enregistrés. Selon les rapports fournis par les trappeurs de 1979 à 1985, trois coyotes seulement auraient été capturés dans ce secteur, tous en 1983 (J.-G. Frenette, comm. pers.).

À titre d'intérêt, on notera que les coyotes pesaient en moyenne $14,0 \pm 1,3$ kg (écart type) pour les mâles adultes ($n = 12$), et $12,4 \pm 0,5$ kg pour les femelles adultes ($n = 7$). Nous avons regroupé dans ces calculs les mesures recueillies dans le cadre du présent programme de réduction et celles présentées par Messier (1979).

Malgré notre souci de maximiser la sélectivité des pièges, 147 captures impliquaient des individus d'espèces non visées (9 espèces de mammifères et 6 d'oiseaux, tableau I). En moyenne, nous avons capturé 8,6 bêtes appartenant à des espèces non visées pour chaque coyote piégé. Certains de ces individus ont pu être relâchés, mais plusieurs (> 60 %) ont dû être sacrifiés à cause de blessures majeures. Le lièvre d'Amérique, le renard roux et le raton laveur ont été les espèces les plus touchées numériquement (tableau I). Notons également que, parmi les oiseaux rapaces, un grand duc et un busard des marais ont été capturés.

ABONDANCE RELATIVE DES COYOTES

Lors du premier été de piégeage (1979), le nombre de fumées déposées le long des chemins

forestiers a diminué graduellement, passant de 8,2/100 km-jour en mai à 3,5/100 km-jour en août (tableau II). Un test d'homogénéité (χ^2) révèle que l'indice a diminué significativement au cours des 4 mois de l'été ($P \leq 0,05$). À l'été 1980, les données ne permettent pas de déceler un tel changement dans l'indice ($P > 0,10$); l'indice moyen a été de 3,1 fumées/100 km-jour. De même, aucun changement n'a été noté au cours de l'été 1981 ($P > 0,10$). Toutefois, l'indice moyen en 1981 (0,8 fumée/100 km-jour) fut nettement inférieur à celui observé en 1980 ($\chi^2 = 36,4$; d.l. = 1; $P < 0,01$). En résumé, l'indice de l'abondance du coyote a passé de 8,2 au début de l'été 1979, à 3,5 à la fin du même été, à 3,1 en été 1980, à 0,8 en été 1981, suivant le retrait de 7, 4 et 6 coyotes pour ces mêmes années.

Nous avons également quantifié l'abondance relative du coyote au cours de l'été 1982, soit un an après la cessation du programme de réduction. L'indice moyen a été de 3,1 fumées/100 km-jour, sans aucune variation notable au cours de la saison ($\chi^2 = 2,35$; d.l. = 2; $P > 0,10$). Il semble donc que la population de coyotes n'avait pas encore atteint la densité prévalant avant le contrôle (8,2 fumées/100 km-jour).

Avant le programme de réduction (1977-1978), on dénombrait en hiver 23,6 pistes de coyotes par 100 km-jour de sentiers (Messier & Barrette, 1985). Pendant les hivers qui ont suivi les réductions, la fréquence des pistes s'est accrue à 57,7 en 1980 (test de Z de Bonferroni, $P \leq 0,10$), pour finalement diminuer ($P \leq 0,10$) à 6,3 en 1981 et à 19,0 en 1982 (tableau III).

STRUCTURE SOCIALE DES COYOTES

La structure sociale des coyotes a été modifiée sensiblement par notre programme expérimental

TABLEAU II

Données se rapportant à l'indice de l'abondance du coyote au cours des étés 1979 à 1982 aux environs du ravage d'Armstrong, sud du Québec¹

Année et période	Nombre de coyotes soustraits	Nombre de km-jour	Nombre de fumées	Indice (fumées/100 km-jour)	Test
1979					
16-31 mai	1	194	16	8,2	
1-30 juin	4	1439	92	6,4	$\chi^2 = 7,66$ $P \leq 0,05$
1-31 juillet	1	1217	65	5,3	
1-15 août	1	479	17	3,5	
1980					
18-20 juin	0	194	4	2,1	$\chi^2 = 4,80$ $P > 0,10$
4-17 juillet	0	924	34	3,7	
5-15 août	3	726	15	2,1	
21-29 août	1	595	22	3,7	
				$\bar{X} = 3,1$	
1981					
20-29 mai	1	666	8	1,2	$\chi^2 = 2,69$ $P > 0,10$
4-23 juin	1	1320	7	0,5	
18-30 août	4	858	8	0,9	
				$\bar{X} = 0,8$	
1982					
26-28 mai	N.A. ²	186	4	2,2	$\chi^2 = 2,35$ $P > 0,10$
15-18 juin	N.A.	248	11	4,4	
23-27 août	N.A.	248	6	2,4	
				$\bar{X} = 3,1$	

¹ Le test du χ^2 a été utilisé afin de déceler une différence de l'indice de l'abondance du coyote entre les périodes d'une même année.

² N.A. = non applicable.

de piégeage. On note en effet que la proportion des coyotes formant des familles de 3 individus et plus a diminué de 20 % en 1977-1978 à presque 0 % au cours des années de contrôle (tableau IV). Messier & Barrette (1982) observèrent en 1977-

1978 plusieurs groupes de 4 ou 5 coyotes, alors que de tels groupes ne furent jamais observés en 1980, 1981 et 1982. En contrepartie, la proportion des coyotes solitaires est passée de 43 % en 1977-1978 à 77 % en 1982 (tableau IV). Un test d'ho-

TABLEAU III

Nombre de pistes de coyotes rencontrées par 100 km-jour de sentiers au cours des hivers 1977 et 1978, avant le programme de réduction, et des hivers 1980, 1981 et 1982, pendant le programme de réduction, aux environs du ravage d'Armstrong, sud du Québec

Année et période	Nombre de km-jour patrouillés	Nombre de pistes	Nombre de pistes/100 km-jour (+ 90% L.C.)	Test ^a
1977-1978, 1 janvier au 15 mars	1834	433	23,6 ± 1,7	0
1980, 21 février au 20 mars	438	247	57,7 ± 6,8	+
1981, 10 janvier au 21 janvier	679	43	6,3 ± 2,1	-
1982, 8 janvier au 13 janvier	363	69	19,0 ± 4,8	-

^a Test de Z de Bonferroni (Neu *et al.*, 1974; Byers & Steinhorst, 1984); 0 = pas de tendance ($P > 0,10$), + = fréquence plus élevée ($P \leq 0,10$), - = fréquence moins élevée ($P \leq 0,10$).

mogénéité montre que ces diverses tendances sont hautement significatives ($\chi^2 = 90,2$; d.l. = 2; $P \leq 0,01$).

NOMBRE DE CERFS ET MORTALITÉ HIVERNALE

Le nombre de cerfs fréquentant le ravage d'Armstrong s'est maintenu entre 500 et 700 de 1974 à 1978 (tableau V). À partir de 1979, la population a connu une expansion démographique assez remarquable, pour atteindre 1700-1800 cerfs en 1985 (tableau V). La superficie du ravage a suivi la même tendance, passant de 30-40 km² à 70-100 km² (tableau V). L'accroissement de la population semble s'expliquer en partie par un fléchissement de la mortalité en hiver, mortalité qui met principalement en cause la prédation et l'ina-nition. De 1977 à 1979, la mortalité hivernale représentait 21 à 38 % de la population en début d'hiver, tandis qu'entre 1982 et 1985, ces pertes ne comptaient que pour 6 à 19 % (tableau V). Pour des raisons incontrôlables (confinement partiel des cerfs), ce genre d'information n'est pas disponible pour les hivers 1980 et 1981. Il est difficile d'expliquer les plus faibles taux de mortalité observés ces dernières années uniquement par des hivers plus cléments. Les hivers 1984 et 1985 ont été d'une rigueur comparable aux hivers 1977 et 1979 (si l'on en juge par les valeurs d'enfoncement du pénétromètre, tableau V); par contre, les taux de mortalité ont été de 6 à 7 %, par comparaison à 35 et 23 %, respectivement. Pareillement, l'hiver 1982 se comparait à l'hiver 1978, tandis que les taux de mortalité ont été de 19 et 42 %, respectivement. Les réductions de coyotes ont précédé les hivers 1980, 1981, 1982 et 1983 (par les trappeurs locaux seulement pour cette dernière année).

Discussion

EFFETS DU CONTRÔLE SUR LA POPULATION DE COYOTES

La nature discrète du coyote en milieu boisé rend difficile le suivi de l'abondance de ce prédateur. Il nous semble toutefois que le nombre de fumées récoltées, selon la méthodologie préconisée ici, représente un indice fiable de la densité du coyote (voir Crête & Messier, 1987, pour une approche comparable chez le loup gris). Selon cette méthode, nous aurions diminué de 60 % la population de coyotes adultes au cours de l'été 1979 (3,5 contre 8,2 fumées/100 km-jour). Ceci nous apparaît plausible si on compare le nombre de coyotes soustraits (7) à l'estimation de la population de coyotes adultes fréquentant ce secteur en été (12 individus selon Messier, 1979). Les déplacements d'animaux munis d'un collier émetteur montraient qu'au plus 4 groupes familiaux de coyotes (2 à 5 individus) fréquentaient le ravage d'Armstrong au cours de l'été 1978 (Messier & Barrette, 1982). Il est donc peu probable que la population de ce secteur avant le contrôle excédait d'une façon substantielle 12 coyotes. Les taux plutôt bas du nombre de fumées déposées le long des routes forestières en 1980 (3,1/100 km-jour), et d'une façon encore plus marquée en 1981 (0,8/100 km-jour), suggèrent que les captures ont été suffisantes pour compenser le recrutement et les cas possible d'immigration, gardant ainsi la population à un niveau réduit. Nous concluons donc que notre premier objectif (réduction des coyotes en été) fut atteint. Le retrait de 3 femelles reproductrices dès le premier été de contrôle a sûrement favorisé l'atteinte de cet objectif. D'ailleurs, le nombre limité de jeunes coyotes capturés (4 sur 17) reflète un taux de reproduction affaibli.

TABLEAU IV

Répartition des pistes de coyotes selon la taille des groupes au cours des hivers 1977 et 1978, avant le programme de réduction, et des hivers 1980-1982, pendant le programme de réduction, aux environs du ravage d'Armstrong, sud du Québec

Année et période (N)	Proportion des pistes (%)		
	Seules	En paires	En familles (≥ 3)
1977-1978, 1 janvier au 15 mars (1096)	43	37	20
1980, 21 février au 20 mars (247)	56	43	1
1981, 10 janvier au 21 janvier (43)	58	42	0
1982, 8 janvier au 13 janvier (69)	77	23	0

TABLEAU V

Estimation de la superficie du ravage d'Armstrong, du nombre de cerfs s'y abritant, de la mortalité en hiver et des conditions d'enneigement de 1974 à 1985^a

<i>Variable</i>	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1984	1985
Superficie (km ²)	44	44	46	40	30	38	46	101	48	75	70
Nombre de cerfs ± 90% L.C.	570 ± 80	710 ± 120	460 ± 70	630 ± 80	550 ± 90	770 ± 110	400 ± 65 ^b	1450 ± 160 ^b	1010 ± 170	1150 ± 210	1780 ± 230
Mortalité en hiver (%)	n.d. ^c	38	21	35	42	23	n.d.	n.d.	19	6	7
Accumulation de neige (jour-cm)	n.d.	n.d.	n.d.	6281	8095	8879	1862	4720	12602	8951	6945
Nombre de jours avec plus de 50 cm de neige au sol	n.d.	n.d.	n.d.	57	97	85	0	25	137	98	67
Enfoncement du pénétrromètre (jour-cm)	n.d.	n.d.	n.d.	4147	7099	3903	1710	3445	6583	4060	3888
Nombre de jours où l'enfoncement a dépassé 50 cm	n.d.	n.d.	n.d.	38	81	0	0	0	69	22	0

^a Source : ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec (données inédites).

^b Données non comparables dû à un confinement inhabituel des cerfs dans le ravage.

^c n.d. = non disponible.

Les relevés de pistes indiqueraient que la population de coyotes fut plus élevée au cours du premier hiver du contrôle (1980), par comparaison à celle des années antérieures (1977-1978), et plus basse au cours des deux derniers hivers du contrôle (1981-1982). Selon l'expérience que nous avons acquise, nous croyons que les données de 1980 sont peu fiables pour les raisons suivantes. (1) La qualité de la neige (compacité) peut favoriser ou restreindre les déplacements des coyotes. À cet effet, les conditions de neige peu abondante et durcie en 1980 ont pu engendrer une plus grande mobilité des coyotes. (2) La vulnérabilité des proies peut affecter l'effort de chasse des coyotes, donc leurs déplacements. Encore une fois, l'hiver clément de 1980 a probablement entraîné une meilleure condition physique des cerfs et, par conséquent, peut avoir provoqué des déplacements plus grands par les coyotes. Pour ces raisons, nous ne pouvons ni confirmer, ni rejeter la possibilité qu'une réduction de coyotes à l'été 1979 s'est traduite par une population réduite à l'hiver 1980. Par contre, les données de pistage suggèrent que les coyotes étaient moins abondants au cours des hivers 1981 et 1982 (6 et 19 pistes/100 km-jour), par comparaison avec les années 1977-1978, avant le contrôle (24 pistes/100 km-jour). Le deuxième objectif semble donc avoir été atteint pour ces années.

La structure sociale des coyotes a été fortement altérée au cours du programme de réduction. À la fin du contrôle, seulement 23 % des coyotes formaient des groupes de deux ou plus, comparativement à 57 % avant le contrôle. Il semble donc que plusieurs paires et groupes familiaux aient été scindés par le retrait d'individus adultes (troisième objectif). Ce résultat a une relation directe avec la sévérité de la prédation des cerfs. En effet, on sait que 95 % des mises à mort en hiver sont causées par des coyotes vivant en paires ou en familles (Messier & Barrette, 1985). Nous concluons donc que, durant le contrôle, les coyotes étaient distribués en unités moins capables de tuer des cerfs.

EFFETS DU CONTRÔLE SUR LA POPULATION DE CERFS

Malgré les limites inhérentes aux inventaires de tas de crottins (Neff, 1968), nous ne pouvons mettre en doute l'accroissement de la population de cerfs de 1979 à 1985. Néanmoins, notre étude ne présente pas assez d'information pour démontrer avec rigueur que la remontée du cheptel est due principalement à la réduction du nombre de coyotes dans le secteur. À titre comparatif, plusieurs ravages du Québec (Trente-et-un-Milles, Venosta, Macaza, Lac-du-cerf) ont également connu des expansions démographiques au cours des mêmes années (Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, données non

publiées). Les taux de mortalité hivernale plutôt bas de 1982 à 1985 peuvent être reliés, en partie du moins, à une plus faible abondance de coyotes, mais encore là, il y a place à beaucoup de spéculation. Nous concluons donc que la réduction des coyotes a probablement aidé à l'augmentation du nombre de cerfs, sans toutefois pouvoir préciser à quel degré. En conséquence, nous considérons que le quatrième objectif n'a pas été atteint.

CONSÉQUENCES POUR L'AMÉNAGEMENT

Parce qu'un contrôle des prédateurs peut assurer une productivité accrue chez une population de cerfs (Beasom, 1974a; Guthery & Beasom, 1977; Kie *et al.*, 1979; Stout, 1982), il devient un outil d'aménagement potentiel dans un programme de restauration d'une population qui montre déjà des signes de faiblesse (Connolly, 1978). L'utilisation de cet outil, même sur une échelle réduite comme nous l'avons fait ici, pose néanmoins plusieurs problèmes qu'il convient de discuter.

L'effort nécessaire pour maintenir à un bas niveau une population de coyotes est considérable. Il nous a fallu environ 9 jours-personnes par coyote capturé et ceci avec les services de trappeurs expérimentés. Nous estimons le coût de chaque capture entre 500 \$ et 800 \$, salaire, transport et hébergement inclus. Ces coûts peuvent être prohibitifs dans plusieurs cas, surtout si l'on considère que l'effort de piégeage doit être suffisamment élevé pour permettre la capture de 50 à 60 % des coyotes présents; sinon, l'exercice reste futile.

Un nombre assez impressionnant d'individus appartenant à des espèces non visées ont été capturés lors des opérations de piégeage. Cette piètre sélectivité des pièges à patte pose un problème de taille. De plus, peu de solutions de rechange s'offrent à nous pour parer à cette situation. L'usage de poisons (strychnine, cyanure, etc.) entraîne généralement des conséquences encore plus graves (Beasom, 1974c), jugées de nos jours inacceptables. Les collets s'emploient avec une certaine difficulté en milieu boisé dû au manque de sites propices, sans compter le risque de capturer des cerfs à même les collets installés à travers les sentiers naturels. Finalement, la chasse à l'affût ou à l'aide d'aéronefs permet le retrait exclusif des animaux désirés, mais son application demeure restreinte et, bien sûr, très coûteuse.

Le problème majeur réside néanmoins dans la difficulté de mesurer l'effet d'un contrôle sur le taux d'accroissement des populations de cerfs. Pour ce faire, on doit suivre l'évolution démographique d'une population sous traitement et comparer les résultats avec ceux obtenus à partir de la même population avant le traitement, ou avec ceux obtenus à partir d'une population témoin. Trouver un

témoin est déjà chose difficile pour ce genre de systèmes. De plus, il faut reconnaître les limites des méthodes d'inventaire du cerf et du coyote sous des conditions qui s'apparentent à celles décrites ici. À cause de l'imprécision des recensements, il faut prévoir des opérations sur plusieurs années avant de déceler un effet. Une telle étude peut souvent entraîner des coûts jugés prohibitifs.

En conclusion, nous croyons qu'une réduction expérimentale du coyote afin de favoriser l'augmentation d'une population de cerfs se justifie sur une base biologique; il est vrai qu'une abondance moindre de coyotes peut favoriser une meilleure survie des cerfs dans certaines conditions. Toutefois, les difficultés pratiques et méthodologiques entourant ce genre d'opération mettent en doute le bien-fondé d'une telle mesure d'aménagement.

Remerciements

La réalisation de ce projet a été rendue possible grâce aux efforts de C. Caron, G. Mercier et S. Saint-Onge. Plusieurs autres personnes ont également participé à la prise de données et nous leur en sommes très reconnaissants. J.-M. Bergeron, P. Morisset et un lecteur anonyme ont apporté plusieurs critiques constructives du texte original.

Références

- BEASOM, S. L., 1974a. Relationship between predator removal and white-tailed deer net productivity. — *J. Wildl. Mgmt*, 38: 854-859.
- BEASOM, S. L., 1974b. Intensive short term predator removal as a game management tool. — *Trans. N. Am. Wildl. nat. Resour. Conf.*, 39: 230-240.
- BEASOM, S. L., 1974c. Selectivity of predator control techniques in south Texas. — *J. Wildl. Mgmt*, 38: 837-844.
- BERG, W. E. & R. A. CHESNESS, 1978. Ecology of coyotes in northern Minnesota. — Pages 229-247 in M. Bekoff (ed.). *Coyotes: biology, behavior, and management*. Academic Press, New York, 384 p.
- BYERS, C. R. & R. K. STEINHORST, 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. — *J. Wildl. Mgmt*, 48: 1050-1053.
- CARROLL, B. K. & D. L. BROWN, 1977. Factors affecting neonatal fawn survival in southern-central Texas. — *J. Wildl. Mgmt*, 41: 63-69.
- CONNOLLY, G., 1978. Predators and predator control. — Pages 369-394 in J. L. Schmidt & D. L. Gilbert (ed.). *Big game of North America*. Stackpole Books, Harrisburg (Pa.), 494 p.
- COOK, R. S., M. WHITE, D. O. TRAINER & W. C. GLAZENER, 1971. Mortality of young white-tailed deer fawns in south Texas. — *J. Wildl. Mgmt*, 35: 47-56.
- CRÊTE, M. & F. MESSIER, 1987. Evaluation of indices of gray wolf, *Canis lupus*, density in hardwood-conifer forests of southwestern Québec. — *Can. Fld-Nat.*, 101: 147-152.
- GARNER, G. W., J. A. MORRISON & J. C. LEWIS, 1976. Mortality of white-tailed deer fawns in the Wichita Mountains, Oklahoma. — *Proc. S. E. Ass. Game Fish Comm.*, 30: 493-506.
- GUTHERY, F. S. & S. L. BEASOM, 1977. Response of game and non-game wildlife to predator control in south Texas. — *J. Range Mgmt*, 30: 404-409.
- HARRISON, D. L. & J. A. HARRISON, 1984. Foods of adult Maine coyotes and their known-aged pups. — *J. Wildl. Mgmt*, 48: 922-926.
- HILTON, H., 1978. Systematics and ecology of the eastern coyote. — Pages 209-228 in M. Bekoff (ed.). *Coyotes: biology, behavior, and management*. Academic Press, New York, 384 p.
- KIE, J. G., M. WHITE & F. F. KNOWLTON, 1979. Effects of coyote predation on population dynamics of white-tailed deer. — *Proc. Welder Wildl. Found. Symp.*, 1: 65-82.
- KNOWLTON, F. F., 1976. Potential influence of coyotes on mule deer populations. — Pages 111-118 in G. W. Workman & J. B. Low (ed.). *Mule deer decline in the West*. Utah St. Univ. and Utah agric. Exp. Stn, Logan, 134 p.
- MESSIER, F., 1979. Étude de la prédation du cerf de Virginie par le coyote dans le ravage d'Armstrong, Beauce sud. — Thèse M.Sc., Univ. Laval, Québec, 164 p.
- MESSIER, F. & C. BARRETTE, 1982. The social system of the coyote (*Canis latrans*) in a forested habitat. — *Can. J. Zool.*, 60: 1743-1753.
- MESSIER, F. & C. BARRETTE, 1985. The efficiency of yarding behaviour by white-tailed deer as an anti-predator strategy. — *Can. J. Zool.*, 63: 785-789.
- MESSIER, F., C. BARRETTE & J. HUOT, 1986. Coyote predation on a white-tailed deer population in southern Québec. — *Can. J. Zool.*, 64: 1134-1136.
- NEFF, D. J., 1968. The pellet-group count technique for big game trend, census, and distribution: a review. — *J. Wildl. Mgmt*, 32: 597-614.
- NEU, C. W., C. R. BYERS & J. M. PEEK, 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. — *J. Wildl. Mgmt*, 38: 541-545.
- OGLE, T. F., 1971. Predator-prey relationships between coyotes and white-tailed deer. — *NW. Sci.*, 45: 213-217.
- OZOGA, J. J. & E. M. HARGER, 1966. Winter activities and feeding habits of northern Michigan coyotes. — *J. Wildl. Mgmt*, 30: 809-818.
- PICHETTE, C., 1979. Population et habitat du ravage de cerf d'Armstrong. — Direction de la recherche faunique, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, R.R.F. n° 58, 39 p.
- POTVIN, F., 1978. L'inventaire du brouet: revue des méthodes et description de deux techniques. — Rapport spécial, Direction générale de la faune, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, n° 9, 89 p.
- POTVIN, F. & L. BRETON, 1986. Sommaire des conditions d'enneigement pour le cerf au Québec de 1973

- à 1985. — Direction de la faune terrestre, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, 56 p.
- POTVIN, F., R. JOLY, M. BÉLANGER, J. M. BRASSARD, S. GEORGES & P. LESSARD, 1977. Problématique de la chasse du cerf au Québec. — Rapport spécial, Direction générale de la faune, ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche du Québec, n° 8, 150 p.
- STERLING, B., W. CONLEY & M. R. CONLEY, 1983. Simulations of demographic compensation in coyote populations. — *J. Wildl. Mgmt*, 47: 1177-1181.
- STOUT, G. G., 1982. Effects of coyote reduction on a white-tailed deer productivity of Fort Sill, Oklahoma. — *Wildl. Soc. Bull.*, 10: 329-332.
- VERME, L. J., 1968. Index of weather severity for northern deer. — *J. Wildl. Mgmt*, 32: 566-574.

ANALYSE PHYLOGÉNIQUE DES CALLOIDEAE (ARACEAE)

D. BARABÉ et S. FORGET

Jardin botanique de la Ville de Montréal et
Institut botanique de l'Université de Montréal
4101, rue Sherbrooke Est, Montréal (Québec) H1X 2B2

Résumé

Les auteurs ont réalisé une analyse cladistique des Calloideae (Araceae), basée sur 12 caractères reproducteurs et 2 caractères végétatifs. Le genre *Calla* possède plusieurs caractères dérivés (nervures latérales de 2^e et 3^e ordres parallèles, fleurs achlamydées, 12 étamines par fleur, plusieurs ovules par loge et pollen disulqué), indiquant que ce genre s'est séparé très tôt des autres Calloideae. Nos résultats viennent appuyer l'idée que les Calloideae, au sens de Krause (1908), ne forment pas un groupe monophylétique. Il faut placer les Symplocarpeae et les Calleae dans deux sous-familles différentes. Les genres *Lysichiton* et *Symplocarpus* partagent plusieurs caractères évolués (ovaire semi-infère ou infère, placentation apicale, ovule orthotrope ou suborthotrope, exine réticulée) qui montrent qu'ils dérivent d'un ancêtre commun. *Symplocarpus* est un genre évolué chez les Calloideae en particulier et les Araceae en général.

Abstract

A cladistic analysis of the Calloideae (Araceae) based on 12 reproductive characters and 2 vegetative characters is presented. The genus *Calla* possesses many common derived characters (second and third order parallel lateral nerves, naked flowers, 12 stamens by flower, many ovules per locule and disulcate pollen). The presence of these characters shows that the genus *Calla* separated very early from the other Calloideae. Our results support the idea that the Calloideae, *sensu* Krause (1908), do not form a monophyletic group. The Symplocarpeae and Calleae must be put in two different sub-families. The genera *Lysichiton* and *Symplocarpus* share many derived characters (semi-inferior or inferior ovary, apical placentation, orthotropous or sub-orthotropous ovule, reticulate exine) which show that they come from a common ancestor. *Symplocarpus* is a highly evolved genus in the Calloideae in particular and in the Araceae in general.

Introduction

Depuis quelques années, la morphologie et la systématique des Aracées, famille de plantes à fleurs qui compte environ 110 genres et 2 000 espèces, suscitent de plus en plus d'intérêt. Des études anatomiques récentes des appareils végétatif et reproducteur permettent de jeter un regard neuf sur la classification des Aracées, qui fut surtout étudiée par Engler et ses collaborateurs au début du XX^e siècle (Engler, 1884, 1905, 1911, 1912, 1915, 1920a, 1920b; Engler & Krause, 1908, 1920; Krause, 1908, 1913). Récemment, Grayum (1987) a proposé une nouvelle classification des Aracées fort différente de celle d'Engler. Cet auteur va beaucoup plus loin que Bogner & Nicolson (comm. pers.) qui, tout en apportant des changements systématiques, ont conservé globalement la classification d'Engler. Cependant, à cause du manque d'informations, il n'est pas encore possible de faire une analyse systématique qui tiendrait

compte de l'ensemble des genres. Dans un premier temps, il est préférable d'analyser des unités taxonomiques plus petites, comme les sous-familles, pour lesquelles nous possédons des données complètes. La famille des Aracées comprend, selon Engler (Nicolson, 1982), huit sous-familles: Pothoideae, Monsteroideae, Calloideae, Lasioideae, Philodendroideae, Colocasioideae, Aroideae et Pistioideae. Nous présentons ici une analyse cladistique de la classification des Calloideae, qui comprennent les genres *Calla*, *Orontium*, *Lysichiton* et *Symplocarpus* (tableau I). Cette sous-famille possède les caractères suivants (Krause, 1908): faisceaux fibrovasculaires pourvus de laticifères tubuliformes, simples; feuilles entières, jamais sagittées; nervures latérales de deuxième et troisième ordres réticulées (Symplocarpeae), rarement parallèles (Calleae); fleurs hermaphrodites; ovules anatropes, orthotropes ou suborthotropes (Barabé, 1982); tiges rampantes, souterraines.

TABLEAU I

Liste et répartition des espèces de Calloideae

Genre	Espèce	Distribution
<i>Lysichiton</i>	<i>L. camtschatcense</i> Schott	Nord-est de l'Asie
<i>Symplocarpus</i>	<i>L. americanum</i> Hultén & St. John	Ouest de l'Amérique du Nord
	<i>S. foetidus</i> (L.) Salisb.	Nord-est de l'Asie et de l'Amérique du Nord
<i>Orontium</i>	<i>S. nipponicus</i> Makino	Japon et Corée
	<i>O. aquaticum</i> L.	Est de l'Amérique du Nord
<i>Calla</i>	<i>C. palustris</i> L.	Zones tempérées et boréales de l'Hémisphère Nord

Le but de la présente étude est de déterminer la phylogénie des différents genres de Calloideae, au sens de Krause (1908), à partir de méthodes cladistiques. La valeur comparée des systématiques évolutive, phénétique et cladistique fait l'objet depuis 20 ans de débats fort intéressants (Charig, 1982; Duncan & Stuessy, 1984). Ces différentes philosophies systématiques s'appuient sur des prémisses qui, jusqu'à un certain point, sont incompatibles. En fait, la différence essentielle entre les trois concerne le choix des caractères. Pour la systématique évolutive, les taxons sont réunis ensemble parce qu'ils présentent une similitude élevée. On se base en particulier sur la pondération des caractères, indépendamment du fait qu'ils soient primitifs ou évolués (Charig, 1982). Pour la systématique phénétique, les groupements

sont établis à partir du plus grand nombre possible de caractères ayant tous le même poids (Sneath & Sokal, 1973). La systématique cladistique, par contre, cherche à réunir les groupes-frères en se basant uniquement sur la possession commune de caractères dérivés, exclusifs (synapomorphies) (Hennig, 1966; Humphries & Funk, 1984; Wiley, 1981). Nous avons utilisé cette dernière approche. L'analyse a été faite de façon manuelle, étant donné le nombre restreint de taxons et de caractères.

Caractères

Nous avons retenu quatorze caractères (tableau II). Il s'agit de caractères qui ont été bien étudiés d'un point de vue morphologique. Ceci

TABLEAU II

Détermination des caractères primitifs et évolués à l'intérieur des Calloideae*

	<i>Pothoideae</i>	<i>Lasioideae</i>	<i>Calla</i>	<i>Orontium</i>	<i>Lysichiton</i>	<i>Symplocarpus</i>
1. Nervures de 2 ^e et 3 ^e ordres	Ré	Ré	Pa	Ré	Ré	Ré
2. Mode de croissance	M,SA&SH	SH	SA	SH	SH	SH
3. Type de fleur	Ch&Ac	Ch&Ac	Ac	Ch	Ch	Ch
4. Nombre d'étamines	3-6	1-6	12	6	4	4
5. Type d'ovaire	Su	Su	Su	Su	S-I	I
6. Nombre de loges	1-2	1-2-3	1	1	1-2	1
7. Type de placentation	Ap&B	Ap&B	B	B	Apm	Ap
8. Nombre d'ovules par loge	1(P)	1-2(P)	P	1	1	1
9. Type d'ovule	A	A	A	A	0	0
10. Nombre de téguments	2	2	2	2	2	1
11. Présence d'albumen	Al&Ex	Al&Ex	Al	Ex	Ex	Ex
12. Type de pollen	Mo	Mo	Di	Mo	Mo	Mo
13. Type d'exine	Fo&Ré	Fo	Fo-Ré	Fo	Ré	Ré
14. Présence d'amidon dans le pollen	+ -	+ -	-	-	+	-

* A, anatrophe ou autre type, sauf orthotrope; Ac, achlamydée; Al, albuminée; Ap, apicale; Fo, fovéolé; Fo-Ré, fovéolé-réticulée; B, basale; Ch, chlamydée; Di, disulqué; Ex, exalbuminée; Apm, apicale-médiane; I, infère; M, monopodiale; Mo, monosulqué; O, orthotrope ou suborthotrope; P, plusieurs; Pa, parallèles; Ré, réticulées; SA, sympodiale anisophylle; SH, sympodiale homophylle; Su, supère.

permettra de ne placer dans une même série évolutive que des caractères homologues, au sens structural du terme (Sattler, 1984).

On constate qu'il y a beaucoup plus de caractères floraux que végétatifs dans l'analyse. French & Tomlinson (1981a) ont étudié récemment l'organisation de la tige des Calloideae. Or, l'organisation complexe et irrégulière de la stèle rend difficile la comparaison avec d'autres genres. Il n'est donc pas possible d'utiliser ces caractères dans la présente analyse. Compte tenu de l'état actuel de notre connaissance des caractères végétatifs chez les Araceae en général et les Calloideae en particulier, seuls le mode de croissance et le type de nervures latérales ont été retenus.

Nous avons conservé douze caractères liés à l'appareil reproducteur. Pour des raisons d'homologie, certains états de caractères ont été groupés ensemble. Les genres *Lysichiton* et *Symplocarpus* possèdent quatre étamines, alors que chez *Orontium* on en trouve généralement six. Cependant, on observe quelquefois la présence de quatre étamines dans ce dernier genre (Krause, 1908). Chez *Calla*, par contre, chaque fleur est entourée de dix à douze étamines. Six de ces étamines prennent théoriquement la place de tépales (Barabé & Labrecque, 1983). Étant donné la présence d'un nombre variable d'étamines chez *Orontium* et l'homologie de six des douze étamines de *Calla* avec des tépales, nous avons groupé les androcées tétramères et hexamères ensemble.

Le genre *Lysichiton* possède un ovaire semi-infère. Or, des études d'anatomie florale (Barabé & Labrecque, 1984; Barabé *et al.*, 1986) ont montré que le gynécée de *Lysichiton* est morphologiquement plus près de celui de *Symplocarpus* que de tout autre genre d'Aracées. Autrement dit, *Lysichiton* et *Symplocarpus* possèdent des gynécées similaires. Il nous paraît donc justifié de placer les deux types d'ovaire dans la même catégorie.

Les genres *Lysichiton* et *Symplocarpus* possèdent aussi le même type d'ovule. En effet, la position suborthotrope chez *Symplocarpus* est probablement due au fait que l'ovule est pendant. Et l'ovule hémitrope d'*Orontium* se rapproche plus morphologiquement du type anatrophe, présent chez *Calla*, que du type orthotrope. Nous avons donc placé les ovules hémitropes et anatropes dans la même catégorie, tout en sachant que ces deux types ne sont pas homologues.

D'un point de vue descriptif, la placentation est apicale chez *Symplocarpus* et axile-médiane chez *Lysichiton*. Or, les gynécées uniloculaires que l'on trouve quelquefois dans ce dernier genre sont homologues à ceux de *Symplocarpus* et le mode de vascularisation des ovules est le même dans les deux cas (Barabé & Labrecque, 1984). On est

donc justifié de placer ces deux types de placentation dans une même catégorie par rapport à la placentation basale.

Détermination des caractères primitifs et évolués chez les Calloideae

Pour déterminer quels sont les caractères primitifs (plésiomorphes) et dérivés (synapomorphes), nous avons utilisé la règle de comparaison hors-groupe, telle qu'énoncée par Stevens (1980). De façon générale, la règle de comparaison hors-groupe signifie que, lorsqu'il y a deux caractères sériés à l'intérieur d'un groupe taxonomique donné, celui qui est aussi présent dans les groupes apparentés (groupes externes) est considéré comme étant le caractère primitif, et l'autre comme le caractère évolué (Watrous & Wheeler, 1981).

Nous avons considéré deux hors-groupes : un groupe-frère hypothétique, les Lasioideae, et un groupe phylogénétiquement primitif, les Pothoideae. Il est certain que le choix des hors-groupes est tributaire de la classification existante, elle-même généralement fondée sur des principes phénétiques. Cela, même les cladistes les plus fervents l'acceptent. Les Pothoideae sont généralement considérés comme la sous-famille la plus primitive parmi les Aracées. Plusieurs caractères au niveau des appareils végétatif et floral nous portent à croire que les Lasioideae et plusieurs Calloideae, au sens d'Engler, ont une origine commune. Cette similitude a été reconnue par Bogner & Nicolson (comm. pers.) et Grayum (1987). Cependant, rappelons que cette analyse ne porte pas sur la classification des Pothoideae et des Lasioideae. Pour connaître la position de ces sous-familles, il faudrait réaliser une analyse globale de la famille.

L'application directe de la règle de comparaison hors-groupe permet de déterminer des séries évolutives pour six caractères (tableau II, caractères 1, 4, 5, 9, 10 et 12). Dans les autres cas, sauf pour le caractère 2, cette règle ne s'applique pas sans une analyse ultérieure (tableau II, caractères 3, 6, 7, 8, 11, 13 et 14). Pour chacun de ces caractères, nous exposerons les raisons qui nous ont permis de déterminer une polarité.

Parmi les Calloideae, seul le genre *Calla* présente une croissance sympodiale anisophylle, au sens de Ray (1987). Dans ce mode de croissance, chaque article forme un nombre variable de segments monopodiaux avant de produire une inflorescence terminale. Les autres genres ont une croissance sympodiale homophylle où chaque article possède un nombre fixe de feuilles. Chez les Pothoideae, on trouve des genres à croissance

monopodiale (v.g. *Pothos*, *Pothoidium*, *Heteropsis*) et d'autres à croissance sympodiale (v.g. *Gonatopus*, *Gymnostachys*) (French & Tomlinson, 1981a). D'ailleurs, French & Tomlinson (1981b) soulignent que le type de ramification des *Symplocarpeae* est semblable à celui des genres *Acorus* et *Gymnostachys*, deux *Pothoïdées*. Cependant, chez les *Pothoideae*, plusieurs genres présentent une croissance monopodiale durant la phase végétative et ce n'est qu'à la phase adulte que la croissance devient sympodiale (v.g. *Anthurium*, *Anadendrum*) (French & Tomlinson, 1981b). Ce phénomène est particulièrement clair dans le genre *Culcasia* (Barabé, 1987). Blanc (1977a, b) a très bien montré, en se basant sur des études anatomiques, le passage de la croissance monopodiale à la croissance sympodiale lors du passage de l'état juvénile à l'état adulte. En ce qui concerne les *Lasioideae*, elles ont un mode de croissance sympodial, du moins dans la phase reproductrice (French & Tomlinson, 1981a). Durant la phase végétative, plusieurs *Lasioideae* ont une croissance monopodiale.

Si on applique la règle de comparaison hors-groupe, qui porte sur les stades adultes, on constate que la croissance sympodiale anisophylle représente un caractère dérivé chez les *Calloideae*. Cependant, en se basant sur les données ontogéniques, on arrive au résultat inverse. En effet, durant l'ontogénèse, les caractères primitifs apparaissent généralement avant les caractères dérivés (Nelson, 1978; Rosen, 1982). Cette règle semble valide autant pour les animaux que pour les plantes (Barabé *et al.*, 1987). Dès lors, chez les *Calloideae*, la croissance sympodiale anisophylle représenterait un caractère primitif, puisqu'une phase monopodiale indéterminée, qui correspond à un caractère ancestral, précède la phase sympodiale. Lorsque les données ontogéniques sont disponibles, celles-ci conduisent généralement à une meilleure interprétation de la phylogénie que les caractères des organismes adultes, ainsi que l'ont bien montré Rosen (1982) et Nelson (1985). Voilà pourquoi nous préférons, dans notre analyse, considérer la croissance sympodiale homophylle comme un caractère dérivé chez les *Calloideae*.

Les fleurs chlamydées et achlamydées se rencontrent chez les *Pothoideae* et les *Lasioideae*. Or, on peut penser que dans ces deux sous-familles, comme chez les autres sous-familles, les fleurs achlamydées représentent une spécialisation. D'ailleurs, l'absence de périanthe est généralement associée à la présence de fleurs unisexuées, laquelle est aussi un caractère dérivé. Dès lors, si les deux hors-groupes se caractérisent par la présence de fleurs chlamydées, il s'ensuit

que ce caractère est aussi primitif chez les *Calloideae*.

Chez les *Pothoideae* et les *Lasioideae*, on trouve des gynécées uniloculaires et biloculaires (tableau II, caractère 6). Dans ces deux groupes, les gynécées uniloculaires sont pseudo-monomères. Et, dans l'ensemble de la famille, les gynécées pseudo-monomères sont des caractères dérivés, apparus plusieurs fois dans différentes sous-familles (Barabé & Forget, 1987). Ce sont donc les gynécées biloculaires qui doivent caractériser les deux sous-familles du hors-groupe. Il s'ensuit que, chez les *Calloideae*, les gynécées uniloculaires représentent un caractère dérivé. Soulignons cependant que les gynécées uniloculaires, rencontrés dans ces trois genres, ne sont pas tous composés du même nombre de carpelles. Ce nombre est de trois chez *Calla* et *Orontium* et de deux chez *Lysichiton* et *Symplocarpus*. Dans ce dernier genre, un des deux carpelles est rudimentaire (Barabé *et al.*, 1986). Chez les *Pothoideae* et les *Lasioideae*, la structure du gynécée n'a pas encore été étudiée de façon exhaustive.

Dans les deux sous-familles du hors-groupe, on rencontre les deux types de placentation: apicale et basale (tableau II, caractère 7). Chez les *Aracées*, la placentation basale, qui peut être de type axile ou pariétal, est un caractère plus répandu que la placentation apicale ou axile-médiane. Sur la base de ce critère, on peut dire que, de façon générale, les placentations apicale et axile-médiane constituent des caractères dérivés chez les *Aracées*.

On trouve des fleurs avec plusieurs ovules par loge dans certains genres de *Pothoideae* (*Acorus*) et de *Lasioideae* (*Cyrtosperma*, *Urospatha*). Cependant, comme ce caractère est peu répandu, tout porte à croire qu'il est apparu secondairement dans ces sous-familles. Cette interprétation implique que les gynécées à loges pluri-ovulées représentent aussi un caractère dérivé chez les *Calloideae*. Mais s'il s'avérait que ce soit l'inverse, le groupe *Orontium-Lysichiton-Symplocarpus* se caractériserait par un état de caractère évolué de plus: la présence de loges uni-ovulées.

La règle de comparaison hors-groupe montre que l'exine réticulée est un caractère dérivé chez les *Calloideae*. Cependant, quelques commentaires s'imposent à ce sujet. Selon Thanikaïmoni (1969), les genres *Orontium*, *Lysichiton* et *Symplocarpus* possèdent du pollen réticulé, alors que le pollen de *Calla* est fovéolé ou réticulé. Toujours selon le même auteur, on trouve, chez les *Pothoideae*, du pollen fovéolé ou réticulé, alors que chez les *Lasioideae*, on n'a pas observé de pollen réticulé. Soulignons que chez les *Pothoideae* et les *Lasioideae*, il existe aussi d'autres types de

pollen, par exemple lisse, verruqueux (Lasioideae) ou baculé (Pothoideae). Pour notre analyse, cela importe peu puisque ces types n'existent pas chez les Calloideae. Grayum (1986), pour sa part, considère que les genres de Calloideae possèdent tous du pollen fovéolé-réticulé. Dans la plupart des genres de Lasioideae qu'il a étudiés, il observe aussi ce type de pollen. Il ne mentionne pas l'existence de pollen fovéolé ou de pollen réticulé dans ces deux sous-familles. Des observations récentes aux microscopes électroniques à balayage et à transmission (résultats inédits) indiquent que le pollen d'*Orontium* est fovéolé et celui de *Calla* est fovéolé-réticulé. Le pollen des deux autres genres est clairement réticulé. Il semble donc que le pollen des *Calloideae* puisse présenter une variabilité à l'intérieur même des genres.

Quant à la présence d'albumen (caractère 11), la règle de comparaison hors-groupe ne permet pas de déterminer le sens de la série évolutive.

Mais on peut penser que les graines albuminées, comme dans l'ensemble des Angiospermes (Takhtajan, 1966), sont primitives chez les Araceae.

Cladogramme

À partir des séries évolutives énumérées au tableau III, nous avons construit une matrice (tableau IV) sur laquelle se base le cladogramme (fig. 1); les taxons sont réunis sur la base des caractères évolués qu'ils ont en commun. La figure 1 représente le cladogramme le plus parcimonieux, autrement dit celui qui implique le moins de cas de parallélisme et de convergence. Les genres *Lysichiton* et *Symplocarpus* possèdent plusieurs caractères évolués communs et exclusifs (5, 7, 9 et 13). Il n'y a donc pas de doute sur l'origine commune de ces deux genres. D'ailleurs, des travaux antérieurs avaient déjà montré qu'ils

TABLEAU III

Caractères primitifs (pléisomorphes) et évolués (synapomorphes) à l'intérieur des Calloideae

Caractères	Primitif (0)	Évolué (1)
1. Nervures latérales de 2 ^e et 3 ^e ordres	Réticulées	Parallèles
2. Mode de croissance	Anisophylle	Homophylle
3. Type de fleurs	Chlamydées	Achlamydées
4. Nombre d'étamines	4 ou 6	12
5. Type d'ovaire	Supère	Semi-infère ou infère
6. Nombre de loges	Deux	Une
7. Type de placentation	Basale	Apicale et apicale-médiane
8. Nombre d'ovules par loge	1 ou 2	Plusieurs
9. Type d'ovule	Hémitrope ou anatrope	Suborthotrope ou orthotrope
10. Nombre de téguments	Deux	Un
11. Présence d'albumen	Présent	Absent
12. Type de pollen	Monosulqué	Disulqué
13. Type d'exine	Fovéolée	Réticulée
14. Présence d'amidon dans le pollen	Absent	Présent

TABLEAU IV

Matrice de l'état primitif (0) ou évolué (1) des caractères étudiés (1 à 14) chez les quatre genres de Calloideae¹

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	DD
<i>Calla</i>	1	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	7
<i>Orontium</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	4
<i>Lysichiton</i>	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	5
<i>Symplocarpus</i>	0	1	0	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0	8

¹ DD: degré de divergence au sens de Wagner (1980).

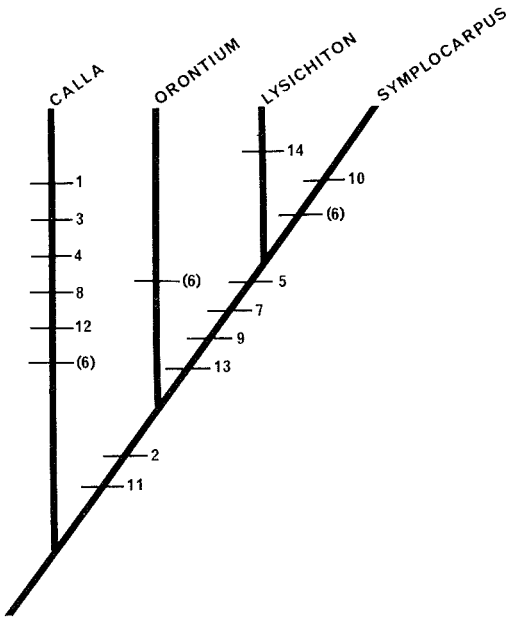


Figure 1. Cladogramme montrant la phylogénie des Calloideae.

étaient phénétiqument très près l'un de l'autre (Rosendahl, 1911; Barabé & Labrecque, 1984). Deux caractères permettent de réunir ensemble les genres *Orontium*, *Lysichiton* et *Symplocarpus*: la croissance sympodiale homophylle (2) et l'absence d'albumen (11). Il y a concordance entre certains caractères de l'appareil reproducteur et de l'appareil végétatif. Ceci indique la cohésion structurale et phylogénétique de ce groupe. Soulignons que le caractère des nervures réticulées utilisé par Engler (Nicolson, 1982) pour caractériser les *Symplocarpeae* ne peut définir ce groupe dans notre analyse, puisqu'il s'agit d'un caractère primitif.

Le genre *Calla* possède plusieurs caractères dérivés exclusifs (1, 3, 4, 8 et 12); ce qui pourrait indiquer qu'il s'est séparé très tôt des autres Calloideae dans l'évolution des Araceae. Certains auteurs ont déjà signalé l'absence de similitude entre *Calla* et les trois autres genres de Calloideae. Bogner & Nicolson (comm. pers.), dans leur révision de la classification des Aracées, placent les *Symplocarpeae* avec les Lasiodeae, pour ne conserver que le genre *Calla* dans les Calloideae. Grayum (1987), pour sa part, joint aussi les *Symplocarpeae* aux Lasiodeae, mais il place le genre *Calla* dans sa grande sous-famille des Calloideae qui comprend 17 tribus. Nos résultats viennent appuyer l'idée que les Calloideae, au sens de Krause (1908), ne forment pas un groupe mono-

phylétique et qu'il faut placer les *Symplocarpeae* et les *Calleeae* dans deux sous-familles différentes, puisqu'ils ne possèdent pas de caractères communs, que ceux-ci soient primitifs ou évolués. Cependant, pour déterminer la position exacte de ces quatre genres, il s'avère nécessaire de comparer leurs caractères avec ceux des autres sous-familles d'Aracées lorsque celles-ci auront été bien étudiées. Selon Grayum (1985), les genres *Calla*, *Orontium* et *Symplocarpus* sont primitifs. Nos résultats ne concordent pas tout à fait avec cette interprétation, du moins en ce qui concerne le genre *Symplocarpus*. Même si ces genres possèdent du pollen sans amidon, un caractère primitif, ceci ne veut pas dire qu'ils sont primitifs pour autant. Ils ont pu simplement conserver un caractère ancestral. Si on calcule le degré de divergence des genres de Calloideae, par rapport à un ancêtre théorique où tous les états de caractères seraient 0, en utilisant la méthode de Wagner (1980), on voit très bien que les genres *Lysichiton* et *Symplocarpus* sont évolués par rapport au genre *Orontium* qui possède peu de caractères dérivés.

Le genre *Orontium* est probablement primitif ainsi que le suggère Grayum (1985). Soulignons que ce genre ne possède aucun caractère dérivé particulier, c'est-à-dire une autapomorphie. Cependant, le genre *Symplocarpus* qui, d'après l'analyse actuelle et des travaux antérieurs (Barabé & Labrecque, 1984), vient du même ancêtre que *Lysichiton*, représente un genre dérivé chez les Calloideae en particulier et les Araceae en général. Comme *Lysichiton*, son groupe-frère, il possède plusieurs caractères évolués (tableau IV). Nous avons vu que le genre *Calla* se distingue des autres Calloideae par plusieurs caractères évolués. Cependant, il n'est pas possible de dire avec les données actuelles si, dans l'ensemble des Aracées, ce genre est primitif ou évolué. Bref, cette analyse montre que les *Symplocarpeae* forment réellement un groupe monophylétique, composé des genres *Orontium*, *Lysichiton* et *Symplocarpus*, qui devrait être placés hors des Calloideae.

Remerciements

Ce travail a été réalisé grâce à une subvention du Fonds pour la formation de chercheurs et l'aide à la recherche (Québec), dans le cadre du programme ACSAIR.

Références

- BARABÉ, D., 1982. Vascularisation de la fleur de *Symplocarpus foetidus* (Araceae). — *Can. J. Bot.*, 60: 1536-1544.
- BARABÉ, D., 1987. La néoténie chez les Araceae (Angiospermae). — *C. r. Acad. Sci., Paris, série III*, 302: 429-434.

- BARABÉ, D. & S. FORGET, 1987. The pseudomonocarpous gynocia in Araceae (Angiospermae). — Page 313 in Abstracts of the general lectures, symposium papers and posters, XIVth International botanical congress, Berlin, 1987, 480 p.
- BARABÉ, D., S. FORGET & L. CHRÉTIEN, 1986. Sur les gynécées pseudomonocarpes: cas de *Symplocarpus* (Araceae). — C. r. Acad. Sci., Paris, série III, 302: 429-434.
- BARABÉ, D., S. FORGET & L. CHRÉTIEN, 1987. Organogénèse de la fleur de *Symplocarpus foetidus* (Araceae). — Can. J. Bot., 65: 446-455.
- BARABÉ, D. & M. LABRECQUE, 1983. Vascularisation de la fleur de *Calla palustris* (Araceae). — Can. J. Bot., 61: 1718-1721.
- BARABÉ, D. & M. LABRECQUE, 1984. Vascularisation de la fleur de *Lysichiton camtschatcense* (Araceae). — Can. J. Bot., 62: 1971-1983.
- BLANC, P., 1977a. Contribution à l'étude des Aracées I. Remarque sur la croissance monopodiale. — Revue gén. Bot., 84: 115-126.
- BLANC, P., 1977b. Contribution à l'étude des Aracées II. Remarques sur la croissance sympodiale chez l'*Anthurium scandens* Engl., le *Philodendron fenzlii* Engl. et le *Philodendron speciosum* Schott. — Revue gén. Bot., 84: 319-331.
- CHARIG, A. G., 1982. Systematics in biology: a fundamental comparison of some major schools of thought. — Pages 363-440 in K. A. Joysey & A. E. Friday (ed.). Problems of phylogenetic reconstruction. Systematics Association special volume no. 21. Academic Press, London & New York, 442 p.
- DUNCAN, T. & T. F. STUESSY (ed.), 1984. Cladistics: perspective and the reconstruction of evolutionary history. — Columbia Univ. Press, New York, 312 p.
- ENGLER, A., 1884. Beiträge zur Kenntniss der Araceae V. 12. Über den Entwicklungsgang der Familie des Araceen und über die Blütenmorphologie derselben. — Bot. Jb., 5: 141-188; 287-336.
- ENGLER, A., 1905. Araceae-Pothoideae. — Pages 1-330 in A. Engler (ed.). Das Pflanzenreich, IV, 23B, Heft 21. Engelmann, Leipzig.
- ENGLER, A., 1911. Araceae-Lasioideae. — Pages 1-330 in A. Engler (ed.). Das Pflanzenreich, IV, 23C, Heft 48. Engelmann, Leipzig.
- ENGLER, A., 1912. Araceae-Philodendroideae-Philodendreae; Allgemeiner Teil, Homalomeninae und Schismatoglottidinae. — Pages 1-134 in A. Engler (ed.). Das Pflanzenreich, IV, 23Da, Heft 55. Engelmann, Leipzig.
- ENGLER, A., 1915. Araceae-Philodendroideae-Anubiadeae, Aglaonemateae, Dieffenbachiae, Zantedeschiae, Typhonodoreae, Peltandreae. — Pages 1-78 in A. Engler (ed.). Das Pflanzenreich, IV, 23Dc, Heft 64. Engelmann, Leipzig.
- ENGLER, A., 1920a. Araceae-Aroideae und Araceae-Pistioideae. — Pages 1-274 in A. Engler (ed.). Das Pflanzenreich, IV, 23F, Heft 73. Engelmann, Leipzig.
- ENGLER, A., 1920b. Araceae: pars generalis et index familiae generalis. — Pages 1-71 in A. Engler (ed.). Das Pflanzenreich, IV, 23A, Heft 74. Engelmann, Leipzig.
- ENGLER, A. & K. KRAUSE, 1908. Araceae-Monsteroideae. — Pages 4-138 in A. Engler (ed.). Das Pflanzenreich, IV, 23B, Heft 37. Engelmann, Leipzig.
- ENGLER, A. & K. KRAUSE, 1920. Araceae-Colocasioideae. — Pages 1-132 in A. Engler (ed.). Das Pflanzenreich, IV, 23E, Heft 71. Engelmann, Leipzig.
- FRENCH, J. C. & P. B. TOMLINSON, 1981a. Vascular patterns in stems of Araceae: subfamilies Calloideae and Lasioideae. — Bot. Gaz., 142: 366-381.
- FRENCH, J. C. & P. B. TOMLINSON, 1981b. Vascular patterns in stems of Araceae: subfamily Pothoideae. — Am. J. Bot., 68: 713-729.
- GRAYUM, M. H., 1985. Evolutionary and ecological significance of starch storage in pollen of the Araceae. — Am. J. Bot., 72: 1565-1577.
- GRAYUM, M. H., 1986. Phylogenetic implications of pollen nuclear number in the Araceae. — Pl. Syst. Evol., 151: 145-161.
- GRAYUM, M. H., 1987. Pollen morphology in relation to a new classification of the Araceae. — Page 277 in Abstracts of the general lectures, symposium papers and posters. XIVth International botanical congress. Berlin, 1987, 480 p.
- HENNIG, W., 1966. Phylogenetic systematics. [Translated by D. D. Davis & R. Zangerl]. — Univ. Illinois Press, Urbana, 263 p.
- HUMPHRIES, C.-J. & V. A. FUNK, 1984. Cladistic methodology. — Pages 323-362 in V. H. Hegwood & D. M. Moore (ed.). Current concepts in plant taxonomy. Systematic Association special volume no. 25. Academic Press, London & New York, 430 p.
- KRAUSE, K., 1908. Araceae-Calloideae. — Pages 1-330 in A. Engler (ed.). Das Pflanzenreich, IV, 23Db, Heft 37. Engelmann, Leipzig.
- KRAUSE, K., 1913. Araceae-Philodendroideae-Philodendreae; Philodendrinae. — Pages 1-443 in A. Engler (ed.). Das Pflanzenreich, IV, 23 Db, Heft 60. Engelmann, Leipzig.
- NELSON, G., 1978. Ontogeny, phylogeny, paleontology and the biogenetic law. — Syst. Zool., 27: 324-345.
- NELSON, G., 1985. Outgroups and ontogeny. — Cladistics, 1: 29-45.
- NICOLSON, D. H., 1982. Translation of Engler's classification of Araceae with updating. — Aroideana, 5: 67-88.
- RAY, T.S., 1987. Diversity of shoot organization in the Araceae. — Am. J. Bot., 74: 1373-1387.
- ROSEN, D. E., 1982. Do current theories of evolution satisfy the basic requirements of explanation? — Syst. Zool., 31: 76-85.
- ROSENDAHL, C. O., 1911. Observations on the morphology of the underground stems of *Symplocarpus* and *Lysichiton*, together with some notes on geographical distribution and relationship. — Minn. bot. Stud., 11: 137-152.
- SATTLER, R., 1984. Homology — a continuing challenge. — Syst. Bot., 9: 382-394.
- SNEATH, P. H. A. & R. R. SOKAL, 1973. Numerical taxonomy. — W. H. Freeman, San Francisco California, 573 p.

- STEVENS, P. F., 1980. Evolutionary polarity of character states. — *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 11: 333-358.
- TAKHTAJAN, A., 1966. Sistema i filogenija cvetkovyck rastenij (Systema et phylogenia Magnoliophytorum). — Nauka, Moska, Leningrad, 610 p.
- THANIKAĪMONI, G., 1969. Esquisse palynologique des Aracées. — *Trav. Sect. Sci. Tech. Inst. fr. Pondichéry*, 5: 1-31.
- WAGNER, W. H., 1980. Origin and philosophy of the ground plan — divergence method of cladistics. — *Syst. Bot.*, 5: 173-193.
- WATROUS, L. & Q. D. WHEELER, 1981. The out-group comparison method of character analysis. — *Syst. Zool.*, 30: 1-11.
- WILEY, E. O., 1981. *Phylogenetics*. — John Wiley & Sons, New York, 437 p.

ACTIVITÉ, SUCCESSION SAISONNIÈRE ET TAILLE DE COLÉOPTÈRES ÉPIGÉS D'UN PRÉ DU SUD DU QUÉBEC

C. LEVESQUE

291, rue des Diamants, Fleurimont (Québec) J1G 4A1

et

G.-Y. LEVESQUE

Centre hospitalier universitaire de Sherbrooke
213, 13^e Avenue Nord, Sherbrooke (Québec) J1E 2X8

Résumé

Dans un pré du sud du Québec, nous avons capturé à l'aide de pièges à fosse 3429 coléoptères adultes appartenant à 22 familles et à 115 espèces (incluant les Aleocharinae). Les Staphylinidae et les Carabidae représentaient 65,2 % des espèces et 90,1 % des individus. Les Aleocharinae constituaient le tiers de toutes les captures; 32,8 % des captures étaient dues uniquement à l'activité de quatre espèces: *Agonum cupreum* Dej., *Patrobus longicornis* Say, *Philonthus fuscipennis* (Mann.) et *Tachinus corticinus* Grav. Les espèces holarctiques ou introduites d'origine paléarctique étaient représentées par au moins 28,7 % des Staphylinidae et par 12,3 % des Carabidae. Près de 80 % des Staphylinidae étaient de très petite taille (< 5 mm) et un peu plus de 60 % des Carabidae étaient de taille moyenne (de 10,0 à 14,9 mm). En général, les Staphylinidae étaient actifs de mai à juillet et en octobre tandis que les Carabidae l'étaient de juillet à septembre. L'activité saisonnière des 30 espèces les plus abondantes et la succession saisonnière établie selon leur activité maximale sont analysées; elles sont interprétées en relation avec les sources possibles de nourriture pour les larves et les adultes et avec la présence présumée d'abris contre les prédateurs, la déshydratation et le froid.

Abstract

Pitfall trapping in a meadow of southern Québec resulted in the catch of 3429 beetles belonging to 22 families and 115 species (incl. Aleocharinae). Staphylinidae and Carabidae accounted for 65.2 % of species and 90.1 % of individuals. Aleocharinae represented the third of total beetle catch; 32.8 % of total catch were provided by the four more active species (*Agonum cupreum* Dej., *Patrobus longicornis* Say, *Philonthus fuscipennis* (Mann.) and *Tachinus corticinus* Grav.). At least 28.7 % of Staphylinidae and 12.3 % of Carabidae were holarctic or paleartic (introduced) species. About 80 % of Staphylinidae were of very small size (< 5 mm) and more than 60 % of Carabidae were of medium size (10 to 14.9 mm). Generally, the activity of Staphylinidae extended from May through July, and in October, and the activity of Carabidae extended from July through September. The seasonal activity of the 30 most abundant species, and their seasonal succession based on maximal activity are analysed; they are tentatively interpreted with respect to possible feeding sources for larvae and adults, and to the presumed occurrence of shelters against predators, dessication, and cold.

Introduction

La présence d'espèces non forestières dans une forêt peut être bioindicatrice d'une perturbation de la forêt liée à un événement naturel (v.g. épidémie d'un insecte ravageur) ou à l'activité humaine (v.g. coupe à blanc). Il est alors pertinent d'étudier les espèces non forestières susceptibles de s'introduire dans une forêt perturbée. Par conséquent, parallèlement à une étude sur l'influence à court terme de la coupe par bandes sur les coléoptères épigés d'une érablière à bouleau

jaune de l'Estrie (données non publiées), nous avons aussi échantillonné la faune des coléoptères adultes épigés d'un pré du sud du Québec. La seule étude antérieure sur les insectes d'une prairie du Québec (Houle & De Oliveira, 1982) avait démontré la prédominance des Carabidae et des Staphylinidae parmi les coléoptères épigés, sans toutefois permettre une connaissance plus approfondie de cette communauté. Ainsi, les données de base accumulées lors de la présente étude et au cours de futures recherches contribueront à la formulation des caractéristiques fon-

damentales d'une communauté de coléoptères d'un milieu ouvert du Québec et, éventuellement, à celle de critères servant à préciser le degré de perturbation ou de régénération de la faune de forêts naturelles.

La caractérisation de la faune des coléoptères épigés d'un pré du sud du Québec, fondée sur l'activité locomotrice des adultes, comporte la détermination de l'abondance relative des familles et des espèces appartenant aux familles les mieux représentées, la description de l'activité saisonnière des espèces les plus abondantes et la présentation de la succession saisonnière établie selon l'activité maximale des principales espèces (excluant les Aleocharinae). Nous tentons aussi de démontrer que l'activité saisonnière des espèces dans le pré est reliée à la taille des adultes. Enfin, nos observations sont comparées à celles mentionnées dans la littérature et à celles faites dans un boisé exploité par bandes situé à environ 2 km de ce pré.

Matériel et méthodes

Le pré échantillonné en 1983 est situé dans le rang X du canton de Windsor (Québec) (45°33' N., 71°55' O.). Celui-ci repose sur un sol argileux jamais labouré. Sa flore est caractérisée par la présence de graminées, de trèfle (*Trifolium pratense* L.), de bouton d'or (*Ranunculus acris* L.), de plusieurs composées et de *Carex* spp. Les herbes du pré sont généralement fauchées une ou deux fois par année pour servir de fourrage. Par contre, la surface échantillonnée (1225 m²) n'a pas été fauchée au cours de la période d'échantillonnage. Ce pré a été défriché environ 10 ans plus tôt et il est situé en bordure d'une forêt mixte. Les coléoptères furent capturés à l'aide de 49 pièges à fosse (pots en verre de 450 mL; 6,5 cm de diamètre; 5 m entre 2 pièges) contenant chacun 100 mL de formaldéhyde (4 %); en raison de fortes précipitations printanières, ils furent installés seulement le 22 mai 1983 et visités à tous les sept jours jusqu'au 30 octobre 1983. Des renseignements supplémentaires sur la méthode d'échantillonnage ont déjà été présentés par Levesque & Levesque (1986). En ce qui concerne l'émergence de nouveaux adultes de Carabidae, le terme «ténéral» désigne ceux dont la cuticule n'est pas complètement durcie ou n'a pas atteint sa couleur définitive. Pour la taille des coléoptères (longueur totale des individus), nous nous basons sur la moyenne des valeurs extrêmes mentionnées dans la littérature lorsque celles-ci étaient disponibles; nous considérons quatre classes de coléoptères: T, ceux de très petite taille (4,9 mm ou moins); P, ceux de petite taille (de 5,0 à 9,9 mm); M, ceux de taille

moyenne (de 10,0 à 14,9 mm) et G, ceux de grande taille (15 mm ou plus).

Même si les captures obtenues à l'aide de pièges à fosse sont en relation avec la densité-activité des espèces recueillies à la surface du sol, cette méthode permet de comparer la faune de divers habitats lorsqu'on emploie la même méthodologie dans tous les milieux au cours d'une très longue période d'échantillonnage continu (Adis, 1979; Baars, 1979; Scheller, 1984). Le nombre total de captures d'une espèce obtenues à l'aide de pièges à fosse au cours d'un échantillonnage continu toute l'année est en relation directe avec la densité absolue moyenne de cette espèce (Baars, 1979). Au Canada, l'activité des coléoptères épigés étant réduite en hiver (Aitchison, 1979), on peut alors considérer que notre échantillonnage au cours de la majorité des mois sans neige donne un aperçu valable de la composition et de l'abondance des coléoptères à la surface du sol de ce pré. Toutefois, la surface de l'ouverture des pièges à fosse peut influencer l'échantillonnage des coléoptères de diverses tailles. Ainsi, de petits pièges (2,5 cm de diamètre) tendent à capturer plus de coléoptères de faible taille, alors que des pièges très grands (gouttière rectangulaire: 205 × 10,5 cm) tendent à capturer plus de coléoptères de taille élevée (Luff, 1975); selon Luff (1975), des pots en verre de 6,5 cm de diamètre démontreraient la plus grande efficacité pour capturer les coléoptères (Carabidae, Staphylinidae, autres) de toutes tailles. De plus, Luff (1975) a démontré que les Carabidae s'échappent plus difficilement, voire rarement de pièges en verre par rapport à ceux en métal ou en polythène. Dans la présente étude, les pièges à fosse utilisés ont permis la capture de Clambidae (~ 1 mm), mais aussi d'un *Dytiscus verticalis* Say (~ 30 mm). D'autre part, les pièges à fosse permettent plus de captures lors de la période de reproduction des Carabidae (den Boer, 1977) et des Staphylinidae (Kasule, 1968). Enfin, Kaczmarek (1978) considère que la densité-activité de la pédofaune (macrofaune) peut être utilisée comme paramètre de la structure trophique d'un site.

Résultats et discussion

ABONDANCE RELATIVE DES CAPTURES

Nous avons recueilli 3429 individus appartenant à 22 familles et à 115 espèces (incluant les Aleocharinae). Les Staphylinidae et les Carabidae sont les deux familles prédominantes, représentant respectivement 42,6 % et 22,6 % des espèces et 57,2 % et 32,9 % des individus (tableau I). Trois autres familles (Clambidae, Cryptophagidae, Lathridiidae) regroupent de 1,0 à 2,6 % des individus capturés.

Nous avons capturé 49 espèces de Staphylinidae en estimant que les Aleocharinae appartiennent à neuf espèces. Les Aleocharinae représentent près de 60 % des Staphylinidae (tableau II) et le tiers de tous les coléoptères capturés. Parmi les autres Staphylinidae, les espèces dominantes ($\geq 5\%$ des captures) sont *Philonthus fuscipennis* (Mann.) et *Tachinus corticinus* Grav. (tableau II), deux espèces introduites d'origine paléarctique (Campbell, 1975; Smetana, 1965), représentant 18,1 % des captures de cette famille. Les Carabidae sont représentés par 26 espèces (tableau III); les quatre espèces néarctiques dominantes sont, par ordre décroissant, *Patrobis longicornis* Say, *Agonum cupreum* Dej., *Pterostichus lucublandus* Say et *Pterostichus patruelis* Dej., constituant 82 % des captures de Carabidae. Nous avons recueilli plus de 100 individus de quatre espèces (tableaux II et III), soit *A. cupreum*, *P. longicornis*, *P. fuscipennis* et *T. corticinus*, qui totalisent 32,8 % des coléoptères capturés.

La prédominance des Staphylinidae et des Carabidae, et la plus forte proportion d'individus et généralement aussi d'espèces de Staphylinidae par rapport à celle des Carabidae, ont été observées dans plusieurs habitats ouverts par d'autres chercheurs (Cockfield & Potter, 1984; Klausnitzer *et al.*, 1982; Segers & Bosmans, 1982). Dans deux types de pelouses du Kentucky, les Aleocharinae représentaient près de 60 % des Staphylinidae (Cockfield & Potter, 1984). Par ailleurs, dans deux prairies de l'Iowa, les principales espèces de Carabidae étaient *Calathus gregarius* Say, *Evarthrus alternans* Casey et *P. lucublandus* (Esau & Peters, 1975). *Pterostichus lucublandus* est une des es-

pèces les plus abondantes dans les milieux cultivés sur terrains humides en Amérique du Nord (Kirk, 1971).

Parmi les coléoptères épigés d'un boisé situé à environ 2 km du pré, les Carabidae et les Staphylinidae représentaient respectivement 21,1 % et 30,1 % des espèces, et 52,4 % et 27,2 % des individus capturés dans la partie non exploitée; dans la bande exploitée, ils représentaient respectivement 20,5 % et 25,4 % des espèces, et 52,8 % et 12,0 % des individus capturés. Parmi les Staphylinidae recueillis dans la partie témoin et dans la partie exploitée, on retrouve respectivement 18,2 % et 28,6 % d'Aleocharinae (données non publiées). Les résultats obtenus dans le canton de Windsor semblent indiquer que: (1) le nombre de captures de Carabidae est supérieur à celui des Staphylinidae en forêt et inversement en milieu ouvert; (2) le nombre d'espèces de Staphylinidae recueillis est supérieur à celui des Carabidae tant en forêt qu'en milieu ouvert; (3) les Aleocharinae représentent une plus faible proportion des captures de Staphylinidae en forêt qu'en milieu ouvert. Cependant, plusieurs autres études devront être réalisées avant de généraliser ces trois conclusions à l'ensemble du Québec.

Dans le pré échantillonné, les espèces holarctiques ou introduites d'origine paléarctique étaient représentées par au moins 28,7 % des Staphylinidae (562 individus de 16 espèces) et par 12,3 % des Carabidae (138 individus de cinq espèces). Parmi ces espèces, les Carabidae *Agonum muelleri* Herbst., *Clivina fossor* L., *Loricera pili-cornis* Fab. et *Pterostichus melanarius* Ill. et les

TABLEAU I

Répartition du nombre d'espèces et du nombre d'individus pour chacune des familles de coléoptères capturés en 1983

Familles	Espèces		Individus	
	n	%	N	%
Staphylinidae	49 ^a	42,6	1961	57,2
Carabidae	26	22,6	1127	32,9
Clambidae	1	0,9	88	2,6
Cryptophagidae	2	1,7	88	2,6
Lathridiidae	2	1,7	35	1,0
Leiodidae	7	6,1	30	0,9
Ptiliidae	1	0,9	16	0,5
Hydrophilidae	6	5,2	15	0,4
Silphidae	2	1,7	14	0,4
Elateridae	2	1,7	12	0,3
Autres	17	14,8	43	1,3

^a Nombre d'espèces d'Aleocharinae estimé à neuf

TABLEAU II

Répartition du nombre de Staphylinidae capturés en 1983, leur distribution géographique et leur taille

Sous-familles et espèces	Individus		Distribution ¹	Taille ²
	N	%		
Aleocharinae				
<i>Aleochara</i> sp.	1	0,1	—	T
<i>Atheta</i> spp.	848	43,2	—	T
Genres et espèces indéterminés	302	15,4	—	T
Euaesthetinae				
<i>Euaesthetus</i> sp.	37	1,9	—	T
Omalinae				
<i>Acidota crenata</i> Fab.	4	0,2	H	P
<i>Acidota subcarinata</i> Er.	2	0,1	N	T
<i>Arpedium cribratum</i> Fvl	23	1,2	N	T
<i>Boreaphilus henningianus</i> C. Sahlb.	2	0,1	H	T
<i>Brathinus varicornis</i> LeC.	5	0,3	N	T
<i>Lesteva pallipes</i> LeC.	2	0,1	N	T
<i>Olophrum consimile</i> Gyll.	1	0,1	H	T
<i>Olophrum obtectum</i> Er.	25	1,3	N	T
<i>Pycnoglypta lurida</i> Gyll.	63	3,2	H	T
Oxytelinae				
<i>Anotylus rugosus</i> (Fab.)	6	0,3	H	T
Paederinae				
<i>Lathrobium nigrum</i> LeC.	4	0,2	H	P
<i>Lathrobium punctatum</i> LeC.	1	0,1	—	P
<i>Lathrobium simile</i> LeC.	1	0,1	N	P
<i>Lithocaris thoracicus</i> Csy	1	0,1	N	T
<i>Ochtheophilum fracticorne</i> (Payk.)	34	1,7	P	P
<i>Paederus littorarius</i> Grav.	5	0,3	N	T
Staphylininae				
<i>Gabrius picipennis</i> Mäkl.	17	0,9	N	T
<i>Gabrius subnigritulus</i> Reitt.	3	0,2	P	T
<i>Ontholestes cingulatus</i> Grav.	1	0,1	N	G
<i>Philonthus concinnus</i> Grav.	2	0,1	P	T
<i>Philonthus cruentatus</i> Gmel.	3	0,2	P	P
<i>Philonthus fuscipennis</i> (Mann.)	228	11,6	P	M
<i>Philonthus lomatus</i> Er.	12	0,6	N	P
<i>Philonthus varians</i> Payk.	2	0,1	H	P
<i>Philonthus varius</i> Gyll.	58	3,0	P	P
<i>Philonthus</i> sp.	8	0,4	—	P
<i>Staphylinus badipes</i> LeC.	6	0,3	N	M
Steninae				
<i>Stenus</i> prob. <i>erythropus</i> Melsh.	23	1,2	N	T
Tachyporinae				
<i>Bryoporus</i> sp.	1	0,1	—	T
<i>Mycetoporus</i> sp. 1	1	0,1	—	T
<i>Mycetoporus</i> sp. 2	1	0,1	—	T
<i>Tachinus corticinus</i> Grav.	127	6,5	P	T
<i>Tachinus limbatus</i> Melsh.	1	0,1	N	P
<i>Tachinus rufipes</i> (DeGeer)	9	0,5	P	P
<i>Tachyporus canadensis</i> Campbell	17	0,9	N	T
<i>Tachyporus chrysomelinus</i> (L.)	16	0,8	P	T
<i>Tachyporus rulomoides</i> Campbell	9	0,5	N	T
Xantholininae				
<i>Neohypnus obscurus</i> Er.	44	2,2	N	P
<i>Stictolinus flavipes</i> LeC.	5	0,3	N	T

¹ H : holarctique; N : néarctique; P : paléarctique (espèce introduite)² T : très petite taille (4,9 mm ou moins); P : petite taille (5,0 à 9,9 mm); M : taille moyenne (10,0 à 14,9 mm); G : grande taille (15 mm ou plus)

TABLEAU III

Répartition du nombre de Carabidae capturés en 1983, leur distribution géographique et leur taille

Espèces	Individus		Distribution ^{1,2}	Taille ^{2,3}
	N	%		
<i>Acupalpus pauperculus</i> Dej.	3	0,3	N	T
<i>Agonum cupreum</i> Dej.	149	13,2	N	P
<i>Agonum cupripenne</i> Say	2	0,2	N	P
<i>Agonum metallescens</i> LeC.	6	0,5	N	P
<i>Agonum moerens</i> Dej.	1	0,1	N	P
<i>Agonum muelleri</i> Herbst.	31	2,8	P	P
<i>Agonum retractum</i> LeC.	2	0,2	N	P
<i>Agonum trigeminum</i> Lth	4	0,4	N	P
<i>Amara cupreolata</i> Putz.	2	0,2	N	P
<i>Amara littoralis</i> Mann.	2	0,2	N	P
<i>Amara</i> sp.	1	0,1	—	P
<i>Bembidion quadrimaculatum oppositum</i> Say	1	0,1	N	T
<i>Bembidion versicolor</i> LeC.	1	0,1	N	T
<i>Carabus maeander</i> Fisch.	4	0,4	N	G
<i>Chlaenius sericeus</i> Forster	1	0,1	N	M
<i>Clivina fossor</i> L.	34	3,0	P	P
<i>Dyschirius globulosus</i> Say	3	0,3	N	T
<i>Harpalus pleuriticus</i> Kirby	18	1,6	N	P
<i>Loricera pilicornis</i> Fab.	25	2,2	H	P
<i>Patrobus longicornis</i> Say	620	55,0	N	M
<i>Pterostichus coracinus</i> Newm.	1	0,1	N	G
<i>Pterostichus leconteianus</i> Ltshn.	13	1,2	N	P
<i>Pterostichus lucublandus</i> Say	80	7,1	N	M
<i>Pterostichus melanarius</i> Ill.	47	4,2	P	G
<i>Pterostichus patruelis</i> Dej.	75	6,7	N	P
<i>Trechus discus</i> Fab.	1	0,1	P	T

¹ H: holarctique; N: néarctique; P: paléarctique (espèce introduite).² Selon Lindroth (1961-1969)³ T: très petite taille (4,9 mm ou moins); P: petite taille (5,0 à 9,9 mm); M: taille moyenne (10,0 à 14,9 mm); G: grande taille (15 mm ou plus)

Staphylinidae *Anotylus rugosus* (Fab.), *Philonthus fuscipennis*, *Philonthus varius* Gyll., *Tachinus corticinus*, *Tachinus rufipes* (DeGeer) et *Tachyporus chrysomelinus* (L.) sont des espèces abondantes en Europe et elles cohabitent souvent dans les milieux ouverts, cultivés ou non (Andersen, 1985; Desender *et al.*, 1984). Dans des champs cultivés de la Colombie-Britannique, Finlayson & Campbell (1976) ont aussi noté l'abondance de plusieurs espèces introduites d'origine européenne.

Dans le pré étudié, les captures de Staphylinidae et de Carabidae comportent respectivement 78,8 % et 0,8 % d'individus de très petite taille, 9,2 % et 32,4 % de petite taille, 11,9 % et 62,2 % de taille moyenne et enfin, 0,1 % et 4,6 % de grande taille. Chez les Staphylinidae d'Allemagne, les communautés forestières sont caractérisées par un grand nombre de petites espèces et celles des champs seraient dominées par un petit nombre de grosses espèces (Topp *et al.*, 1982).

Nos observations dans le canton de Windsor semblent présenter une autre tendance pour les Staphylinidae, soit la dominance d'un petit nombre de petites espèces en forêt (données non publiées) et la prédominance de très petites espèces dans le pré.

Selon Kaczmarek (1978), la stabilité générale de la densité-activité de la pédofaune (macrofaune) totale d'un site forestier est due à l'ensemble des individus appartenant à divers niveaux trophiques. D'autre part, Hutchinson (1959) considère qu'une structure trophique complexe permet une plus grande diversité d'espèces coexistantes de faible taille que de taille élevée, car ses limites sont en relation avec la tendance des chaînes alimentaires à devenir plus courtes ou plus cachées, les facteurs physiques défavorables, l'espace, la finesse de la subdivision possible des niches et les caractéristiques d'une mosaïque environnementale. Par conséquent, la famille des Staphylinidae, qui comprend une forte proportion d'espèces de

faible taille et de forme souvent assez effilée pour se disperser facilement dans une végétation dense et qui occupe divers niveaux trophiques (Newton, 1984), serait apparemment favorisée directement ou indirectement par l'hétérogénéité et l'abondance de la végétation du pré. Par ailleurs, en règle générale, les Carabidae s'alimentent de façon opportuniste et ils sont carnivores ou omnivores, polyphages et même souvent nécrophages (Thiele, 1977). La spécialisation alimentaire des Carabidae dépend de la taille des Carabidae adultes, mais aussi de la taille, du type et de la disponibilité des proies (Loreau, 1983). Selon Loreau (1983), en forêt, peu de matériel végétal frais est disponible au niveau du sol, favorisant ainsi un régime carnivore chez les Carabidae, et dans les habitats ouverts l'abondance des végétaux au sol permet l'existence d'un régime plus omnivore. Parmi les Carabidae capturés dans le pré, il est reconnu que les adultes de *Clivina fossor*, *Patrobus longicornis* et *Pterostichus melanarius* sont omnivores (Allen, 1979; Finlayson & Campbell, 1976). Donc, la proportion de la densité-activité totale des Carabidae et celle des Staphylinidae pourraient être une première indication des différences entre la structure trophique du pré et celle des sites boisés, ces différences étant liées à la diversité et l'abondance des végétaux au sol. Cependant, nos connaissances sur le comportement et les habitudes alimentaires des coléoptères épigés du Québec sont actuellement très limitées.

ACTIVITÉ SAISONNIÈRE

En général, les Staphylinidae sont actifs de mai à juillet et en octobre tandis que les Carabidae le sont de juillet à septembre. Cette tendance reflète l'activité prédominante des Staphylinidae de très petite taille et des Carabidae de taille moyenne.

Staphylinidae

L'activité de l'ensemble des Aleocharinae est maximale en juin et en octobre. Parmi les autres Staphylinidae, 14 espèces sont plus abondantes et peuvent être classées en trois groupes. Premièrement, on observe deux périodes, l'une d'activité plus intense, généralement en juin-juillet, et l'autre de faible activité automnale, chez *Euaesthetus* sp., *Ochtheophilum fracticorne* (Payk.), *T. corticinus* et possiblement chez *Gabrieus picipennis* Mäkl., *Stenus* prob. *erythropus* Melsh. et *Tachyporus chrysomelinus* (fig. 1). Le deuxième groupe est constitué de trois espèces de *Philonthus* (*P. fuscipennis*, *P. lomatus* Er. et *P. varius*) qui n'ont apparemment qu'une seule période d'activité estivale (fig. 1). Le troisième groupe inclut trois espèces d'Omalinae [*Arpedium cribratum* Fvl, *Olophrum obtectum* Er. et *Pycnoglypta lurida* (Gyll.)] caractérisées par une période d'intense

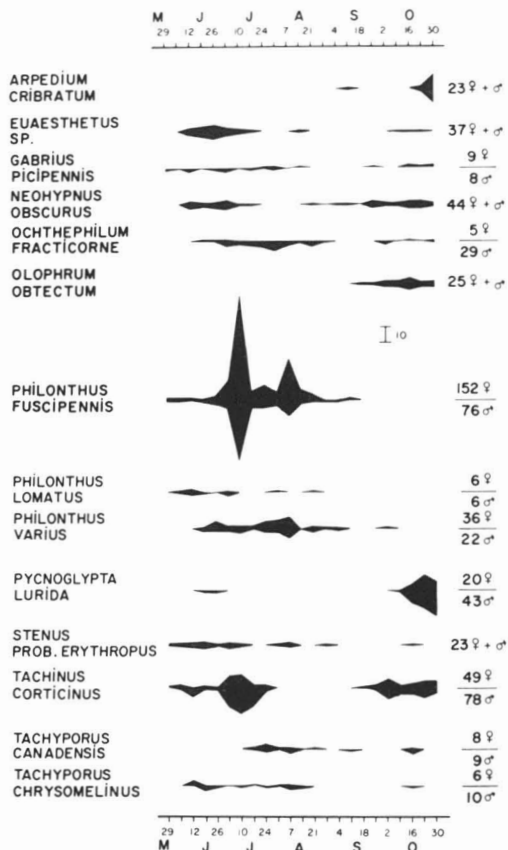


Figure 1. Répartition temporelle, de mai à octobre, des captures d'*Arpedium cribratum*, *Euaesthetus* sp., *Gabrieus picipennis*, *Neohypnus obscurus*, *Ochtheophilum fracticorne*, *Olophrum obtectum*, *Philonthus fuscipennis*, *Philonthus lomatus*, *Philonthus varius*, *Pycnoglypta lurida*, *Stenus* prob. *erythropus*, *Tachinus corticinus*, *Tachyporus canadensis* et *Tachyporus chrysomelinus* (Staphylinidae).

activité automnale (fig. 1); chez *P. lurida*, il existe une autre période de faible activité à la fin de juin. L'activité de *Neohypnus obscurus* Er. et de *Tachyporus canadensis* Campbell ne peut être reliée à un des groupes précédents. Les adultes de *N. obscurus* ont deux périodes d'activité d'importance équivalente, l'une en juin-juillet, l'autre en septembre-octobre (fig. 1). Les adultes de *T. canadensis* ont été capturés de la mi-juillet à la mi-octobre (fig. 1).

Dans une forêt du sud du Québec, seule la première période d'activité plus intense en juin a été observée chez *S. prob. erythropus* (Levesque & Levesque, 1986). En Europe, deux périodes d'activité ont été aussi signalées chez *T. corticinus*, l'activité étant généralement plus intense au début de l'été, les ténéraires étant actifs de juin à sep-

tembre et les adultes hibernant (Andersen, 1985; De Zordo, 1979; Klausnitzer *et al.*, 1982). Dans l'est du Canada, les adultes de *T. chrysomelinus* sont capturés de mai à octobre (Campbell, 1979); en Europe, l'activité de cette espèce est plus intense au début de l'été, la ponte est observée en mai-juin, les larves se développent au cours de l'été et les adultes hibernent dans des pâturages ou en bordure de milieux ouverts où la végétation est plus dense (Andersen, 1985; D'Hulster & Desender, 1982, 1984). Dans la région paléarctique, plusieurs chercheurs ont démontré que les adultes de *P. fuscipennis* et *P. varius* se reproduisent dans des champs ou des pâturages, de mars à novembre chez *P. fuscipennis* et en été chez *P. varius*; les jeunes adultes apparaissent en août et en septembre et migrent pour hiberner en bordure de ces milieux où la végétation est plus dense et pour revenir au site de reproduction le printemps suivant (D'Hulster & Desender, 1982). Au Canada, les adultes d'*A. cribratum*, *O. obtectum* et *P. lurida* ont été capturés principalement en septembre et en octobre, mais aussi au cours de plusieurs autres mois sauf entre janvier et mars (Campbell, 1983a, b, 1984). Dans la région d'Ottawa (Ontario), les adultes de *P. lurida* sont aussi actifs sous la neige, dans les habitats protégés, au cours des journées les plus chaudes de l'hiver (Campbell, 1983a). Aux environs d'Ottawa, l'hibernation des adultes serait prédominante chez *N. obscurus* (Smetana, 1982). Dans la partie la plus méridionale de sa distribution, les adultes de *T. canadensis* sont généralement recueillis de février à juin et de septembre à décembre (Campbell, 1979).

Selon Kasule (1968), la période d'activité maximale chez les Staphylinidae correspond toujours à la période de reproduction. Il semble donc qu'au Québec, les espèces du premier groupe se reproduisent au début de l'été, celles du deuxième groupe en plein été et celles du troisième groupe à l'automne. En se basant sur les observations mentionnées précédemment pour certaines espèces et sur les observations de Kasule (1968), il semble que les espèces des premier et deuxième groupes auraient un développement larvaire presque exclusivement estival, les espèces du troisième groupe seraient caractérisées par l'hibernation de larves et d'adultes, et seuls les adultes des espèces du deuxième groupe hiberneraient peu ou pas dans le pré.

Carabidae

Parmi les Carabidae, dix espèces étaient plus abondantes et n'avaient apparemment qu'une seule période d'activité continue ou quasi continue (fig. 2). La présence d'une deuxième période d'activité chez *Loricera pilicornis* est suggérée par

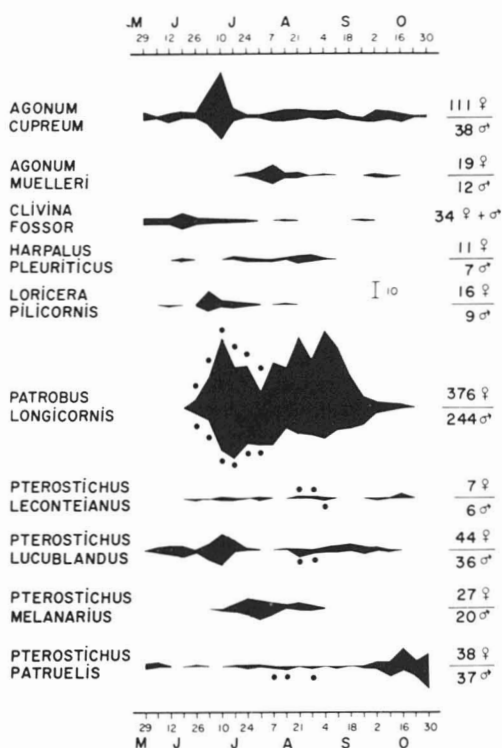


Figure 2. Répartition temporelle, de mai à octobre, des captures d'*Agonum cupreum*, *Agonum muelleri*, *Clivina fossor*, *Harpalus pleuriticus*, *Loricera pilicornis*, *Patrobus longicornis*, *Pterostichus leconteianus*, *Pterostichus lucublandus*, *Pterostichus melanarius* et *Pterostichus patruelis* (Carabidae). La présence de ténereaux est indiquée par un point noir.

la capture de deux adultes le 30 octobre 1983 dans une forêt située à environ 2 km du pré. Les adultes d'*Agonum cupreum*, *Patrobus longicornis*, *Pterostichus leconteianus* Ltshn., *P. lucublandus* et *P. patruelis* semblent être actifs toute la saison (fig. 2); nous n'avons pas observé de période d'activité plus intense chez *P. leconteianus*, mais l'activité était maximale en juillet chez *A. cupreum* et *P. lucublandus*, du début de juillet à la mi-septembre chez *P. longicornis* et en octobre chez *P. patruelis*; les ténereaux des trois espèces de *Pterostichus* étaient actifs en août. Les adultes de *Clivina fossor* et *L. pilicornis* étaient plutôt actifs au début de la saison d'échantillonnage, particulièrement en juin chez *C. fossor* et en juillet chez *L. pilicornis* (fig. 2). L'activité d'*Agonum muelleri*, *Harpalus pleuriticus* Kirby et *Pterostichus melanarius* était maximale en plein été (juillet ou août) (fig. 2).

Agonum muelleri, *C. fossor*, *L. pilicornis*, *P. lucublandus* et possiblement *A. cupreum* et *P.*

leconteianus se reproduisent entre mai et juillet, les ténéraux apparaissant à la fin de l'été et à l'automne et l'hibernation étant presque exclusivement au stade adulte (Desender, 1983; Frank, 1971; Greenslade, 1965; Kirk, 1971; Larochelle, 1975; Lindroth, 1961-1969). Ces espèces auraient deux périodes d'activité, la première très importante reliée à la reproduction et une autre à la fin de l'été ou à l'automne. La deuxième période est négligeable chez *C. fossor* car l'hibernation, surtout d'adultes, a lieu au site de reproduction (Desender, 1983). La deuxième période n'a pas toujours été bien observée chez *L. pilicornis* (Greenslade, 1965) et *P. lucublandus* (Frank, 1971). Les adultes de *L. pilicornis* n'hibernent probablement pas dans les champs mais dans les boisés voisins (Pollard, 1968; Sotherton, 1984). Selon Kirk (1971), l'intensité de l'activité de *P. lucublandus* à la fin de l'été dépend probablement des conditions prévalentes de l'humidité du sol; Aitchison (1979) a aussi observé l'activité de cette espèce au cours de l'hiver. Chez *A. muelleri*, l'hibernation aurait lieu au site de reproduction ou en bordure de celui-ci où la végétation est plus dense (Desender, 1982).

Selon Lindroth (1961-1969), les ténéraux de *H. pleuriticus* apparaissent à la fin de l'été et hibernent. Dans un champ cultivé d'Alberta, Frank (1971) a observé une activité élevée des adultes à la fin de septembre 1967 et une seule période d'activité intense de mai à août en 1968 lors de la période de reproduction. Dans des boisés du New Hampshire, Reeves *et al.* (1983) ont capturé plusieurs adultes en mai et très peu au cours de l'été. Ces observations et les nôtres suggèrent que l'activité estivale de cette espèce est reliée à la reproduction dans un champ ou un pré; les jeunes adultes migrent à la fin de l'été vers les boisés voisins pour l'hibernation, revenant au site de reproduction l'été suivant.

Patrobus longicornis semble hiberner principalement, voire exclusivement au stade larvaire car les ténéraux sont actifs seulement au début de la période d'activité, probablement en relation avec la période de reproduction (fig. 2); nos observations concordent avec celles de Larochelle (1975) et Lindroth (1961-1969). Il a été démontré que *Pterostichus melanarius* a une seule période d'activité plus intense en été au cours de la période de reproduction; l'hibernation des larves est prédominante et quelques adultes hibernent profondément dans le sol au site de reproduction (Desender, 1982; Greenslade, 1965).

Nos observations concordent avec celles de Larochelle (1975) et Lindroth (1961-1969) pour l'hibernation au stade adulte chez *Pterostichus patruelis*. Selon Aitchison (1979), les adultes de cette espèce peuvent être actifs au cours de l'hiver.

Des données supplémentaires sont toutefois requises pour confirmer que cette espèce se reproduit très tôt au printemps car l'émergence des adultes précède une période d'intense activité automnale (fig. 2).

En conclusion, *A. muelleri*, *C. fossor*, *L. pilicornis*, *P. lucublandus* et possiblement *A. cupreum*, *H. pleuriticus*, *P. leconteianus* et *P. patruelis* sont des «reproducteurs de printemps»; *P. longicornis* et *P. melanarius* sont plutôt des «reproducteurs d'automne» qui représentent 59,2 % des Carabidae capturés dans le pré. Parmi les dix espèces précédentes, *A. muelleri*, *H. pleuriticus* et *L. pilicornis*, trois espèces de petite taille, seraient possiblement les seules à ne pas hiberner dans le pré. En Europe, la majorité des Carabidae des milieux ouverts (champs, prairies, etc.) sont des «reproducteurs de printemps» (Thiele, 1977). Par contre, au Danemark, Lyngby & Nielsen (1980) ont observé la dominance de «reproducteurs d'automne» dans un champ de luzerne et ils ont conclu que la présence d'un abri a un effet significatif sur les Carabidae, cet abri pouvant varier avec la saison. Selon Wallin (1985), les «reproducteurs d'automne» seraient plus nombreux dans les habitats ouverts au sol argileux. D'autre part, Desender (1982) a remarqué que, parmi les espèces hibernant dans les champs ou les pâturages, il y a de grosses espèces (v.g. *Pterostichus melanarius*) hibernant surtout au stade larvaire et de petites espèces (v.g. *Clivina fossor*) qui sont principalement des «reproducteurs de printemps» hibernant au stade adulte.

Autres familles

L'activité des adultes de *Clambus armadillo* (DeGeer) (Clambidae) a été observée de juin à août (fig. 3). Par contre, Endrödy-Younga (1981) indique que cette très petite espèce holarctique serait capturée en avril, mai, octobre et novembre, mais il ne mentionne ni la méthode de capture, ni l'habitat.

On observe une seule période d'activité estivale chez *Anchicera* sp. 1 et deux périodes d'activité chez *Anchicera* sp. 2 (Cryptophagidae de très petite taille), la première au printemps, la deuxième à la fin de juillet (fig. 3).

L'activité de *Hypnoidus abbreviatus* (Say) [= *Hypolithus abbreviatus* (Say)] (Elateridae) est estivale (fig. 3). Selon Stibick (1978), les adultes de cette espèce néarctique de petite taille peuvent être capturés entre le 4 avril et le 30 octobre. Lafrance & Cartier (1964) ont observé l'hibernation des larves et des adultes dans le sol des champs cultivés du sud-ouest du Québec.

On observe deux périodes d'activité chez les adultes de très petite taille de *Corticarina* sp. (La-

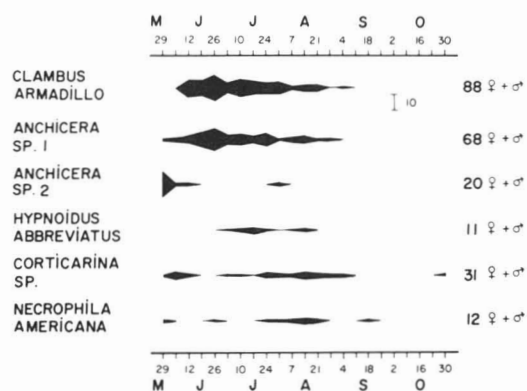


Figure 3. Répartition temporelle, de mai à octobre, des captures de *Clambus armadillo* (Clambidae), *Anchicera* sp. 1 et *Anchicera* sp. 2 (Cryptophagidae), *Hypnoidus abbreviatus* (Elateridae), *Corticarina* sp. (Lathridiidae) et *Necrophila americana* (Silphidae).

thridiidae), la première plus intense au cours de l'été et la deuxième à l'automne (fig. 3).

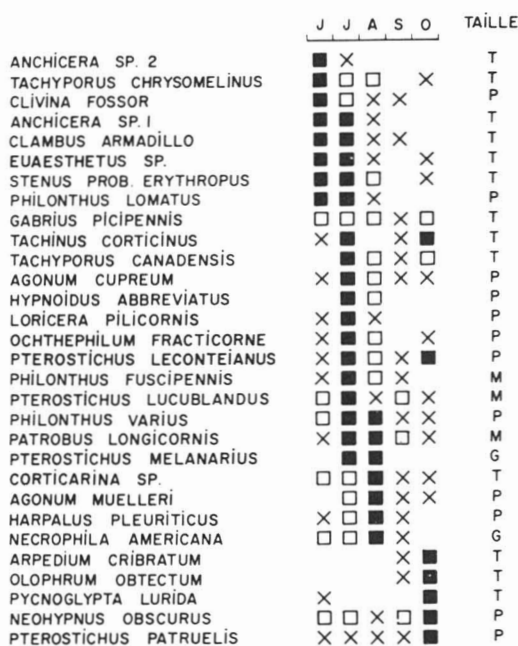
Chez *Necrophila americana* L. (= *Silpha americana* L.) (Silphidae), les adultes de grande taille étaient actifs de mai à septembre (fig. 3). En Ontario, les adultes ayant hiberné commencent à être actifs à la mi-mai; les femelles ovigères sont abondantes à ce moment et elles sont présentes jusqu'en juillet; les larves sont abondantes au cours de la même période; à la fin de juillet et en août, on observe la présence de jeunes adultes mais non celle des œufs et des larves (Anderson, 1982).

SUCCESSION SAISONNIÈRE

La succession saisonnière établie selon l'activité maximale de chacune des 30 espèces les plus abondantes parmi les coléoptères (excluant les Aleocharinae) est présentée à la figure 4. L'activité d'une espèce est considérée comme maximale pendant les mois où les captures constituent 30 % ou plus du total saisonnier; les captures effectuées à la fin de mai sont additionnées à celles de juin. Chez *Gabrieus picipennis*, nous n'avons pas observé d'activité maximale au cours de la saison (fig. 4).

Parmi ces 30 espèces, le nombre d'espèces actives est de 24 en juin, 28 en juillet, 25 en août, 19 en septembre et 19 en octobre. L'activité maximale est atteinte par 8 espèces en juin, 17 en juillet, 7 en août, aucune en septembre et 7 en octobre.

L'activité maximale est observée en juin chez *Clivina fossor* (Carabidae), *Anchicera* sp. 2 (Cryptophagidae) et *Tachyporus chrysomelinus* (Staphylinidae), et en juin-juillet chez *Clambus*



■ au moins 30 % des captures
□ de 15 % à 29 % des captures
X moins de 15 % des captures

Figure 4. Succession saisonnière de 30 espèces de coléoptères adultes épigés d'un pré du sud du Québec. Le mois de juin inclut les captures du 29 mai.

armadillo (Clambidae), *Anchicera* sp. 1 (Cryptophagidae), *Euaesthetus* sp., *Philonthus lomatus* et *Stenus prob. erythropus* (Staphylinidae). En juillet, l'activité est maximale chez *Agonum cupreum*, *Loricera pilicornis*, *Pterostichus leconteianus* et *P. lucublandus* (Carabidae), *Hypnoidus abbreviatus* (Elateridae), *Ochtheophilum fracticorne*, *Philonthus fuscipennis*, *Tachinus corticinus* et *Tachyporus canadensis* (Staphylinidae). On observe l'activité maximale en juillet-août chez *Patrobus longicornis* et *Pterostichus melanarius* (Carabidae) et *Philonthus varius* (Staphylinidae), et plutôt en août chez *Agonum muelleri* et *Harpalus pleuriticus* (Carabidae), *Corticarina* sp. (Lathridiidae) et *Necrophila americana* (Silphidae). Enfin, l'activité maximale est observée en octobre chez *Pterostichus leconteianus* et *P. patruelis* (Carabidae), *Arpedium cribratum*, *Neohypnus obscurus*, *Olophrum obtectum*, *Pycnoglypta lurida* et *Tachinus corticinus* (Staphylinidae).

Ainsi, les espèces de très petite taille ou de petite taille dont les adultes hiberneraient dans le pré tendent à être plus actives au début de l'été (juin-juillet) ou à l'automne; c'est le cas chez les Carabidae, les Staphylinidae et possiblement aussi

chez les Clambidae, les Cryptophagidae, les Elateridae, les Lathridiidae (51,6 % des captures de *Corticarina* sp. en juin-juillet). Les espèces de petite taille ou de taille moyenne dont l'hibernation des adultes n'aurait pas lieu dans le pré tendent à être plus actives en juillet et en août; c'est possiblement le cas d'*Agonum muelleri*, *Harpalus pleuriticus* et *Loricera pilicornis* parmi les Carabidae et de *Philonthus fuscipennis*, *P. lomatus* et *P. varius* parmi les Staphylinidae. Les espèces de taille moyenne ou de grande taille qui hiberneraient dans le pré tendent à être plus actives en plein été, soit juillet et août; c'est le cas de *Patrobus longicornis*, *Pterostichus lucublandus* et *P. melanarius* (Carabidae) et *Necrophila americana* (Silphidae).

Donc, la succession saisonnière basée sur l'activité maximale des coléoptères épigés de ce pré semble être reliée à la taille des adultes et au site d'hibernation. Elle résulterait d'un processus évolutionnaire favorisant (1) la diminution ou l'absence de compétition pour la nourriture des adultes entre les petites et les grosses espèces, la taille des proies préférées étant liée à la taille de leurs prédateurs; (2) la diminution de la prédation des adultes de coléoptères par des vertébrés et (3) la diminution de la mortalité des adultes au cours de l'hiver (migration de certaines espèces vers d'autres sites, abri contre le froid plus facilement trouvé par de petits adultes ou par des larves dans le pré). Les petites espèces peuvent alors être très actives dans le pré lorsque la végétation est basse car elles seraient avantagées dans la recherche de nourriture et d'un abri contre les prédateurs par rapport aux grosses espèces. En Angleterre, Jones (1979) a montré que les Carabidae de grande taille (≥ 10 mm) dans un champ de blé tendent à être plus actifs lorsqu'il y a augmentation du nombre de degrés accumulés au-dessus de 5°C, et l'inverse pour les Carabidae plus petits; elle propose que les petites espèces diminuent ainsi le risque de déshydratation aux températures élevées. Cette hypothèse est plausible mais n'explique pas pourquoi une petite espèce comme *Harpalus pleuriticus* quitterait la forêt pour être active en plein été dans le pré; par contre, Thiele (1977) considère que les larves et les adultes de certaines espèces ont des exigences différentes pour l'humidité du sol. Le développement larvaire de plusieurs espèces au cours des mois les plus chauds de l'année n'est possible que si leur nourriture est abondante. En forêt, à environ 2 km du pré, nous n'avons pas observé de différences aussi marquées de l'activité saisonnière entre les petites et les grosses espèces car les coléoptères peuvent bénéficier toute l'année d'un abri, et l'activité maximale de la majorité des espèces était observée entre mai et juillet, probablement pour per-

mettre la croissance larvaire au cours de l'été (Levesque & Levesque, 1986).

Remerciements

Nous remercions vivement le Dr J. Juillet (Université de Sherbrooke) pour ses encouragements constants et pour avoir mis à notre disposition les ressources de son laboratoire. Nous exprimons notre gratitude à M. P.-É. Saint-Onge, propriétaire du pré où nous avons échantillonné. Pour l'identification des coléoptères, nous avons reçu l'aide précieuse de plusieurs spécialistes du Centre de recherches biosystématiques (Ottawa), soit les Drs E. C. Becker, Y. Bousquet, D. E. Bright, J. M. Campbell, A. Davies, L. LeSage, J. McNamara et A. Smetana, et du Dr S. B. Peck (Carleton University, Ottawa). Nous remercions aussi M. L.-M. Thériault pour la préparation des figures.

Références

- ADIS, J., 1979. Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. — *Zool. Anz.*, 202: 177-184.
- AITCHISON, C. W., 1979. Winter-active subnivean invertebrates in southern Canada. II. Coleoptera. — *Pedobiologia*, 19: 121-128.
- ALLEN, R. T., 1979. The occurrence and importance of ground beetles in agricultural and surrounding habitats. — Pages 485-505 in T. L. Erwin, G. E. Ball, D. R. Whitehead & A. L. Halpern (ed.). *Carabid beetles: their evolution, natural history and classification*. Dr. W. Junk BV Publishers, The Hague, 635 p.
- ANDERSEN, A., 1985. Carabidae and Staphylinidae (Col.) in swede and carrot fields in northern and southwestern Norway. — *Fauna norv.*, Sér. B, 32: 12-27.
- ANDERSON, R. S., 1982. Resource partitioning in the carrion beetle (Coleoptera: Silphidae) fauna of southern Ontario: ecological and evolutionary considerations. — *Can. J. Zool.*, 60: 1314-1325.
- BAARS, M. A., 1979. Catches in pitfall traps in relation to mean densities of carabid beetles. — *Oecologia*, 41: 25-46.
- BOER, P. J. den, 1977. Dispersal power and survival. Carabids in a cultivated countryside. — *Landbouwhogeschool Wageningen (The Netherlands), Misc. Pap.*, no. 14, 190 p.
- CAMPBELL, J. M., 1975. New species and records of *Tachinus* (Coleoptera: Staphylinidae) from North America. — *Can. Ent.*, 107: 87-94.
- CAMPBELL, J. M., 1979. A revision of the genus *Tachyporus* Gravenhorst (Coleoptera: Staphylinidae) of North and Central America. — *Mem. ent. Soc. Canada*, no. 109, 95 p.
- CAMPBELL, J. M., 1983a. A new species of *Pycnoglypta* Thomson (Coleoptera: Staphylinidae) from eastern Canada. — *Can. Ent.*, 115: 361-370.
- CAMPBELL, J. M., 1983b. A revision of the North American Omaliniinae (Coleoptera: Staphylinidae). The genus *Olophrum* Erichson. — *Can. Ent.*, 115: 577-622.

- CAMPBELL, J. M., 1984. A revision of the North American Omaliinae (Coleoptera: Staphylinidae). The genera *Arpedium* Erichson and *Eucnecosum* Reitter. — *Can. Ent.*, 116: 487-527.
- COCKFIELD, S. D. & D. A. POTTER, 1984. Predatory insects and spiders from suburban lawns in Lexington, Kentucky. — *Great Lakes Ent.*, 17: 179-184.
- DESENDER, K., 1982. Ecological and faunal studies on Coleoptera in agricultural land. II. Hibernation of Carabidae in agro-ecosystems. — *Pedobiologia*, 23: 295-303.
- DESENDER, K., 1983. Ecological data on *Clivina fossor* (Coleoptera, Carabidae) from a pasture ecosystem. 1. Adult and larval abundance, seasonal and diurnal activity. — *Pedobiologia*, 25: 157-167.
- DESENDER, K., J. MERTENS, M. D'HULSTER & P. BERBIERS, 1984. Diel activity patterns of Carabidae (Coleoptera), Staphylinidae (Coleoptera) and Collembola in a heavily grazed pasture. — *Rev. Écol. Biol. Sol.* 21: 347-361.
- DE ZORDO, I., 1979. Ökologische Untersuchungen an Wirbellosen des zentralalpiner Hochgebirges (Obergurgl, Tirol). III. Lebenszyklen und Zönotik von Coleopteren. — *Veröff. Univ. Innsbruck* 118, alpin-biol. Stud. XI, 131 p.
- D'HULSTER, M. & K. DESENDER, 1982. Ecological and faunal studies on Coleoptera in agricultural land. III. Seasonal abundance and hibernation of Staphylinidae in the grassy edge of a pasture. — *Pedobiologia*, 23: 403-414.
- D'HULSTER, M. & K. DESENDER, 1984. Ecological and faunal studies on Coleoptera in agricultural land. IV. Hibernation of Staphylinidae in agro-ecosystems. — *Pedobiologia*, 26: 65-73.
- ENDRÖDY-YOUNG, S., 1981. The American species of the familia Clambidae (Coleoptera: Eucinetidae). — *Ent. Gen.*, 7: 33-67.
- ESAU, K. L. & D. C. PETERS, 1975. Carabidae collected in pitfall traps in Iowa cornfields, fencerows, and prairies. — *Envir. Ent.*, 4: 509-513.
- FINLAYSON, D. G. & C. J. CAMPBELL, 1976. Carabid and staphylinid beetles from agricultural land in the Lower Fraser Valley, British Columbia. — *J. ent. Soc. Br. Col.*, 73: 10-20.
- FRANK, J. H., 1971. Carabidae (Coleoptera) of an arable field in central Alberta. — *Quaest. Ent.*, 7: 237-252.
- GREENSLADE, P. J. M., 1965. On the ecology of some British Carabidae (Col.) with special reference to life histories. — *Trans. Soc. Br. Ent.*, 16: 149-179.
- HOULE, P. & D. DE OLIVEIRA, 1982. Composition et abondance relative de l'entomofaune d'une prairie en friche dans la vallée du Haut-Richelieu. — *Annls Soc. ent. Québec*, 27: 100-110.
- HUTCHINSON, G. E., 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? — *Am. Nat.*, 93: 145-159.
- JONES, M. G., 1979. The abundance and reproductive activity of common Carabidae in a winter wheat crop. — *Ecol. Ent.*, 4: 31-43.
- KACZMAREK, W., 1978. Locomotory activity of soil fauna as a parameter of the trophic structure and the succession in forest ecosystems. — *Pedobiologia*, 18: 434-441.
- KASULE, F. K., 1968. Field studies on the life-histories of some British Staphylinidae (Coleoptera). — *Trans. Soc. Br. Ent.*, 18: 49-80.
- KIRK, V. M., 1971. Biological studies of a ground beetle, *Pterostichus lucublandus*. — *Ann. ent. Soc. Am.*, 64: 540-544.
- KLAUSNITZER, B., C. KÖBERLEIN, F. KÖBERLEIN, J. VOGEL & M. UHLIG, 1982. Zur Staphylinidenfauna zweier Leipziger Stadtparks. — *Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden*, 9: 195-202.
- LAFRANCE, J. & J. J. CARTIER, 1964. Distribution of wireworm population (Coleoptera: Elateridae) in unfrozen and frozen organic soils of southwestern Québec. — *Phytoprotection*, 45: 83-87.
- LAROCHELLE, A., 1975. Les Carabidae du Québec et du Labrador. — *Bull. Dép. Biol. Coll. Bourget (Rigaud, Québec)*, n° 1, 255 p.
- LEVESQUE, C. & G.-Y. LEVESQUE, 1986. Activité et succession saisonnière de coléoptères épigés d'une forêt décidue du sud du Québec. — *Naturaliste can.*, 113: 39-46.
- LINDROTH, C. H., 1961-1969. The ground-beetles (Carabidae, excl. Cicindelinae) of Canada and Alaska. — *Opusc. Ent. (Lund)*, suppl. no. 20 (1961), 24 (1963), 29 (1966), 33 (1968), 34 et 35 (1969), xlviii + 1192 p.
- LOREAU, M., 1983. Le régime alimentaire de huit carabides (Coleoptera) communs en milieu forestier. — *Acta Oecol. Oecol. Gen.*, 4: 331-343.
- LUFF, M. L., 1975. Some features influencing the efficiency of pitfall traps. — *Oecologia*, 19: 345-357.
- LYNGBY, J. E. & H. B. NIELSEN, 1980. The spatial distribution of carabids (Coleoptera: Carabidae) in relation to a shelterbelt. — *Ent. Meddr*, 48: 133-140.
- NEWTON, A. F. Jr., 1984. Mycophagy in Staphylinidae (Coleoptera). — Pages 302-353 in Q. Wheeler & M. Blackwell (ed.). *Fungus-insect relationships*. Columbia Univ. Press, New York, 514 p.
- POLLARD, E., 1968. Hedges. IV. A comparison between the Carabidae of a hedge and field site and those of a woodland glade. — *J. appl. Ecol.*, 5: 649-657.
- REEVES, R. M., G. A. DUNN & D. T. JENNINGS, 1983. Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) associated with the spruce budworm, *Choristoneura fumiferana* (Lepidoptera: Tortricidae). — *Can. Ent.*, 115: 453-472.
- SCHELLER, H. V., 1984. Pitfall trapping as the basis for studying ground beetle (Carabidae) predation in spring barley. — *Tidsskr. Plavl.*, 88: 317-324.
- SEGBERS, R. & R. BOSMANS, 1982. Diversity and similarity between 7 sampling sites at the «Moer», Bornem (Belgium) based on pitfall trapping of Staphylinidae, Carabidae (Coleoptera) and Araneae. — *Biol. Jb. Dodonaea*, 50: 202-216.
- SMETANA, A., 1965. Staphylinini und Quediini (Col., Staphylinidae) von Newfoundland, Südost-Labrador und Nova Scotia. — *Acta Ent. Fenn.*, 20: 1-60.
- SMETANA, A., 1982. Revision of the subfamily Xantholininae of America north of Mexico (Coleoptera: Sta-

- phylinae). — Mem. ent. Soc. Canada, no. 120, 389 p.
- SOTHERTON, N. W., 1984. The distribution and abundance of predatory arthropods overwintering on farmland. — Ann. appl. Biol., 105: 423-429.
- STIBICK, J. N. L., 1978. A revision of the Hypnoidinae of the world (Col. Elateridae). Part II. The Hypnoidinae of North and South America. The genera *Ascoliocerus*, *Desolakerrus*, *Margaiostus*, *Hypolithus* and *Hypnoidus*. — Eos, Madr., 52: 309-386.
- THIELE, H.-U., 1977. Carabid beetles in their environments. — Springer-Verlag, New York, 369 p.
- TOPP, W., K. HANSEN & R. BRANDL, 1982. Artengemeinschaften von Kurzflüglern an Aas (Coleoptera: Staphylinidae). — Ent. Gen., 7: 347-364.
- WALLIN, H., 1985. Spatial and temporal distribution of some abundant carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in cereal fields and adjacent habitats. — Pedobiologia, 28: 19-34.

INFLUENCE DU TYPE DE SEMIS, DU CONTENANT ET DE LA FERTILISATION SUR LA CROISSANCE ET LE CONTENU EN ÉLÉMENTS MINÉRAUX DE PLANTS D'ASCLÉPIADE (*ASCLEPIAS SYRIACA* L.)

M. SENÉCAL et D. L. BENOIT

Station de Recherches, Agriculture Canada
430, boulevard Gouin, C.P. 457, Saint-Jean-sur-Richelieu (Québec) J3B 6Z8

Résumé

Des plants d'asclépiade (*Asclepias syriaca* L.) ont été produits afin d'étudier l'influence de la méthode de multiplication (semis direct ou semis avec repiquage), du type de contenant (volume de 95 ou 125 cm³) et de la fertilisation (150 N — 65 P — 125 K ppm en doses simple, double ou triple d'un engrais 20 N — 8,7 P — 16,6 K (%)) sur la croissance des parties aériennes et racinaires ainsi que les modifications de la teneur en éléments minéraux d'échantillons foliaires. Après 5 semaines de traitement, la croissance végétative des plants n'a pas été modifiée par le type de semis, bien que les plants repiqués aient eu un pourcentage plus élevé en N, K et Mg mais plus faible en Ca. Le nombre de feuilles, la masse sèche des parties aérienne et racinaire, la teneur en Ca et Mg des plants ont été supérieurs avec le contenant le plus volumineux. La masse sèche de la partie aérienne, la surface foliaire et la concentration en N, P, K se sont accrues de façon linéaire avec l'augmentation de la fertilisation. Par contre, celle-ci a réduit linéairement la masse sèche des racines et la teneur en Mg.

Abstract

As a part of a research project on milkweed (*Asclepias syriaca* L.) production, an experiment was initiated to study the influence of seeding procedure (direct seeding versus transplantation), container size (95 versus 125 cm³) and fertilization (150 N — 65 P — 125 K ppm) in single, twofold and threefold application obtained from a 20 N — 8,7 P — 16,6 K (%) soluble fertilizer. After five weeks, vegetative growth was not modified by seeding procedure although transplanted seedlings had greater levels of N, K and Mg but lower levels of Ca. Leaf number, shoot and root dry weight and levels of both Ca and Mg were greater for seedlings grown in the larger containers. Shoot dry weight, leaf area and levels of N, P and K of seedlings increased linearly with increased fertilization while root dry weight and Mg level decreased linearly.

Introduction

La culture de l'asclépiade commune (*Asclepias syriaca* L.) pour la production d'aigrettes destinées à l'industrie du textile a fait l'objet de recherches durant les années 1940 (Stevens, 1945; Moore, 1947). Whiting en 1943 signalait que les aigrettes étaient cassantes et manquaient de frisure, une propriété qui permet aux fibres de se lier entre elles. La technologie actuelle permet le tissage des aigrettes avec des fibres synthétiques pour produire de nombreux types de tissus (Koba & MMP Consultants, 1985). La culture de l'asclépiade revêt donc un potentiel nouveau.

L'implantation de l'asclépiade au champ par semis produit une levée et une population plus uniformes que celle obtenue à l'aide de sections de rhizomes (Stevens, 1945). Jusqu'à maintenant, aucune recherche n'a été menée pour vérifier

l'intérêt de produire des plants d'asclépiade pour repiquage au champ.

L'objectif de cette étude est de mesurer l'influence du type de semis, du contenant et de la fertilisation sur la croissance des parties aériennes et racinaires ainsi que les modifications de la teneur en éléments minéraux d'échantillons foliaires de plants d'asclépiade produits à partir de graines.

Matériel et méthodes

Des follicules d'asclépiade ont été récoltés en octobre 1985 à L'Acadie, Québec (45°18'N.-73°16'O.). Les graines ont été séparées des follicules, entreposées au sec durant 1 mois à 4°C, et ensuite stratifiées à 4°C dans du sable humide. Après 3 semaines de stratification, le pourcentage de germination moyen a été de 96 %. Les graines

stratifiées ont été utilisées dans une expérience factorielle $2 \times 2 \times 3$, soit 2 types de semis, 2 types de contenant et 3 niveaux de fertilisation.

Dans une serre de verre, le 16 janvier 1986, les graines ont été semées à 1 cm de profondeur selon deux procédures: a) à la volée, au taux d'environ 800 graines par caissette de 27×54 cm; b) par semis direct dans deux types de contenants à raison de 3 graines par cellule. Les cellules des deux types de contenants avaient un volume de 95 cm^3 (30522, Jiffy Products Ltd) et 125 cm^3 (K606, Kord Products Ltd) pour une densité de plantation de 310 et 275 plants au mètre carré respectivement. Le substrat était composé de mousse de tourbe et de vermiculite (1/1 :vol/vol). Dans le but de favoriser la germination, la température de l'air du semis à l'émergence était de $30 \pm 2,7^\circ\text{C}$ entre 08:00 et 16:00 et de $20 \pm 1,6^\circ\text{C}$ entre 16:00 et 08:00 (Evetts & Burnside, 1972). De l'émergence à la fin de l'expérience, les plants ont été maintenus à une température de l'air de $26,6 \pm 2,8^\circ\text{C}$ entre 08:00 et 16:00 et de $21,2 \pm 0,9^\circ\text{C}$ entre 16:00 et 08:00. Ils ont été éclairés de 06:00 à 22:00 par des lampes à vapeur de sodium haute pression fournissant une densité de flux photonique de $75 \pm 5,5 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ au sommet des plants.

Au stade où les premières vraies feuilles étaient visibles, soit 10 jours après le semis, les plantules des caissettes ont été repiquées, une par cellule, dans les deux types de contenant précédemment décrits et les plantules issues du semis direct en contenant ont été éclaircies à un plant par cellule. À ce moment et jusqu'à la fin de l'expérience, les plantules ont été fertilisées toutes les semaines avec une solution nutritive fournissant 150 N — 65 P — 125 K ppm en doses simple, double ou triple provenant d'un engrais soluble de formule 20 N — 8,7 P — 16,6 K (%). Les plantules ont reçu à chaque fertilisation 30 mL de solution nutritive par cellule. Entre les fertilisations, les plants étaient arrosés au besoin à l'eau claire.

Après 5 semaines, le nombre de feuilles et la hauteur des plants ont été déterminés. La surface des feuilles a été mesurée avec un intégrateur de surface foliaire de modèle Licor Li-3000 (Lambda Instrument Co.). La partie aérienne a été coupée au niveau du substrat; la partie racinaire a été dissociée du substrat dans un bain d'eau courante. Les parties aérienne et racinaire ont été séchées au four à 70°C et pesées. Un échantillon composé de feuilles récemment parvenues à maturité a été prélevé pour les analyses minérales, selon la méthode Kjeldahl avec le colorimètre Technicon Auto-Analyser II pour l'azote. La concentration en phosphore, potassium, calcium et magnésium a été déterminée par spectrométrie d'émission atomique au plasma selon la méthode de Havlin & Soltanpour (1980).

Chaque traitement comptait 36 plants. L'analyse de variance a été effectuée selon un dispositif en bloc complet à 4 répétitions (Snedecor & Cochran, 1971).

Résultats

Le type de semis n'entraîne aucune modification significative des paramètres de croissance mesurés au cours de l'expérience (tableau I). Avec le semis direct, l'émergence des plantules dans les contenants est supérieure à 98 %. Les plantules repiquées ont toutes survécu.

Le nombre de feuilles et la masse sèche des parties aérienne et racinaire sont supérieurs avec le contenant le plus volumineux (tableau I). Par contre, le rapport de masse sèche entre la partie aérienne et la partie racinaire (AER/RAC) est favorisé par le contenant de plus faible volume. La surface foliaire n'est pas significativement modifiée par le type de contenant.

La surface foliaire, la masse sèche de la partie aérienne et le rapport AER/RAC s'accroissent de façon linéaire avec l'augmentation de la dose de fertilisants (tableau I). Par contre, celle-ci réduit linéairement la masse sèche de la partie racinaire.

Les plants repiqués possèdent une teneur plus élevée en azote, potassium et magnésium, tandis que celle en calcium est plus faible (tableau II).

La concentration minérale des plants en calcium et en magnésium est supérieure en contenant K606 et les teneurs en azote, phosphore et potassium ne sont pas modifiées significativement (tableau II).

L'accroissement de la dose de fertilisant augmente de façon linéaire la teneur des plants en azote, phosphore et potassium (tableau II). Par contre, le magnésium diminue avec la hausse de la fertilisation. Un effet quadratique des fertilisations est noté pour l'azote.

Pour l'ensemble des paramètres mesurés, la hauteur des plants et les interactions entre les traitements expérimentaux ne sont pas significatives.

Discussion

L'absence d'effet significatif entre les deux types de semis suggère que l'asclépiade se comporte comme la tomate au repiquage (Wilcox & Langston, 1960). La reprise facile des plants après le repiquage indique que les plants peuvent être manipulés sans causer d'effets adverses sur leur croissance. Toutefois, compte tenu du fort

TABLEAU I

Influence du type de semis, du contenant et de la fertilisation sur la croissance de plants d'asclépiade

	Hauteur (cm)	Nombre de feuilles	Surface foliaire (cm ²)	Masse sèche de la partie aérienne (mg)	Masse sèche de la partie radiculaire (mg)	Rapport partie aérienne : partie radiculaire (AER/RAC)
Type de semis						
Repiquage	15,6	12,6	151,4	512,4	196,8	2,8
Semis	14,8	12,7	143,5	505,9	209,9	2,6
Contenant						
K606 (125 cm ³)	15,3	13,1	151,5	538,1	228,6	2,5
30522 (95 cm ³)	15,1	12,2	143,4	480,1	178,2	2,9
Fertilisation (ppm N-P-K)						
150-65-125	15,3	13,0	139,1	466,5	224,5	2,1
300-130-250	15,2	12,5	148,4	519,0	194,6	2,9
450-195-375	15,0	12,5	154,9	541,8	191,0	3,0
Effets principaux ¹						
Type de semis	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Contenant	N.S.	*	N.S.	*	***	*
Fertilisation	N.S.	N.S.	L*	L**	L*	L***

¹ Seuils à 0,1% (***), 1% (**) et 5% (*) de la distribution de F; L = effet linéaire; N.S. = non significatif

TABLEAU II

Influence du type de semis, du contenant et de la fertilisation sur le contenu en minéraux (%) d'échantillons foliaires de plants d'asclépiade

	N	P	K	Ca	Mg
Type de semis					
Repiquage	5,10	0,79	2,61	0,69	0,38
Semis	4,89	0,82	2,48	0,82	0,32
Contenant					
K606 (125 cm ³)	5,06	0,80	2,54	0,80	0,37
30522 (95 cm ³)	4,93	0,81	2,55	0,72	0,33
Fertilisation (ppm N-P-K)					
150-65-125	4,33	0,70	2,34	0,77	0,37
300-130-250	5,13	0,83	2,57	0,76	0,34
450-195-375	5,52	0,91	2,73	0,74	0,32
Effets principaux ¹					
Type de semis	**	N.S.	**	***	***
Contenant	N.S.	N.S.	N.S.	***	***
Fertilisation	L***, Q*	L***	L***	N.S.	L**

¹ Seuils à 0,1% (***), 1% (**) et 5% (*) de la distribution de F; L = effet linéaire; Q = effet quadratique; N.S. = non significatif

pourcentage d'émergence obtenu par semis direct, cette méthode s'avère prometteuse pour produire des plants car elle élimine l'opération du repiquage. Nos résultats montrent qu'il existe une différence importante pour la teneur en éléments minéraux

entre les plants produits par semis ou par repiquage. Wilcox & Langston (1960) ont montré que le contenu en éléments minéraux de la tomate variait selon que les plants avaient été semés ou transplantés. En effet, la teneur en phosphore,

potassium, calcium et magnésium était plus élevée pour les plants produits par semis directs. Sauf pour le calcium, nos travaux ne concordent pas avec les résultats obtenus par ces auteurs. Chez ces derniers, les conditions expérimentales, telles la fertilisation et l'espèce, étaient différentes de celles utilisées ici et, par conséquent, cela pourrait expliquer la divergence entre les résultats.

Le plus grand nombre de feuilles et la masse sèche des parties aérienne et racinaire supérieures pour les plants produits en contenant K606 montrent l'influence du volume du contenant et de la densité de culture sur la croissance des plants. L'asclépiade réagit d'une façon similaire au brocoli, au chou-fleur (Dufault & Waters, 1985) et à la tomate (Weston & Zandstra, 1986); l'augmentation du volume du contenant favorise la croissance de ces espèces. Compte tenu du fait que l'asclépiade ne fleurit pas la première année d'un semis au champ (Moore, 1947), l'implantation de cette culture avec des plants transplantés au champ pourrait entraîner la récolte de follicules dès la première année. Certains légumes, comme le chou chinois (Kratky *et al.*, 1982) et la tomate (Weston & Zandstra, 1986), ont un rendement hâtif plus élevé lorsque les plants utilisés pour la transplantation au champ sont plus développés. Le rapport AER/RAC plus élevé en faveur du contenant 30522 suggère que celui-ci a restreint la croissance des racines au point de provoquer un stress. Le contenant 30522 a un volume d'environ 25 % inférieur au contenant K606. La croissance réduite du système racinaire dans le contenant de plus faible dimension pourrait avoir entraîné une absorption plus faible du calcium et du magnésium, ces éléments n'étant pas inclus dans les solutions nutritives.

L'augmentation de la dose de fertilisant stimule la croissance des plants, ainsi qu'en témoignent la surface foliaire et la masse sèche des parties aériennes. Ces résultats sont en accord avec des travaux portant sur l'influence de la fertilisation sur la croissance de transplants de céleri (Dufault, 1985) et d'asperge (Adler *et al.*, 1984). Toutefois, il est probable que l'azote soit surtout responsable de la diminution de la masse sèche de la partie racinaire et du rapport AER/RAC. L'apport d'azote favorise en effet la production et la distribution de la matière sèche dans la partie aérienne plutôt que dans la partie racinaire (Brouwer & de Wit, 1969; Hansen, 1973). Il est important que la partie racinaire soit suffisamment développée pour assurer une reprise rapide après la transplantation. Un engrais soluble avec une teneur plus élevée en phosphore ou en potassium pourrait favoriser la croissance des racines et redistribuer la matière sèche de manière plus équilibrée entre les parties aériennes et racinaires.

L'augmentation linéaire de la teneur en phosphore et en potassium avec la hausse de la fertilisation suggère que ces éléments sont requis en plus grande quantité que l'azote. Pour ce dernier élément, l'effet quadratique de la dose de fertilisant signale qu'à une dose supérieure à 300 ppm, la teneur en azote ne s'accroît plus et tend à diminuer. La baisse du contenu en magnésium serait reliée à l'effet antagoniste du potassium fourni lors des fertilisations (Harrison & Bergman, 1981).

Conclusion

Cette expérience montre qu'il est possible de produire d'une façon simple des plants d'asclépiade à partir de graines. Le semis direct en contenant permet, toutefois, une réduction du temps de travail. Une fertilisation optimale en substrat à base de tourbe et de vermiculite est nécessaire pour obtenir des plants de qualité. Toutefois, la détermination du rapport N-P-K de la solution nutritive favorisant le développement du système racinaire devrait faire l'objet de recherches ultérieures. L'influence du type de semis sur la teneur en éléments minéraux des plants ainsi que l'établissement de parcelles expérimentales avec des plants repiqués au champ seront aussi à étudier.

Références

- ADLER, P. R., R. J. DUFAULT & L. WATERS, 1984. Influence of nitrogen, phosphorus and potassium on asparagus transplant quality. — *HortScience*, 19: 565-566.
- BROUWER, R. & C. DE WIT, 1969. A simulated model of plant growth with special attention to root growth and its consequences. — Pages 224-244 in W. J. Whittington (ed.). *Root growth*. Butterworths, London, 410 p.
- DUFAULT, R. J., 1985. Relationship among nitrogen, phosphorus and potassium fertility regime on celery transplant growth. — *HortScience*, 20: 1104-1106.
- DUFAULT, R. J. & L. WATERS, 1985. Container size influences broccoli and cauliflower transplant growth but not yield. — *HortScience*, 20: 682-684.
- EVETTS, L. L. & O. C. BURNSIDE, 1972. Germination and seedling development of common milkweed and other species. — *Weed Sci.*, 20: 371-378.
- HANSEN, P., 1973. The effect of cropping on the growth and uptake of nutrients by apple trees at different levels of nitrogen, potassium, magnesium and phosphorus. — *Acta Agric. Scand.*, 23: 87-92.
- HARRISON, H. C & E. L. BERGMAN, 1981. Calcium, magnesium and potassium inter-relationships affecting cabbage production. — *J. Am. Soc. Hort. Sci.*, 106: 500-503.
- HAVLIN, J. L. & P. N. SOLTANPOUR, 1980. A nitric acid plant tissue digest method for use with inductively

- coupled plasma spectrometry. — *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 11 : 969-980.
- KRATKY, B. A., J. K. WANG & K. RUBOJIRI, 1982. Effects of container size, transplant age, and plant spacing on chinese cabbage. — *J. Am. Soc. hort. Sci.*, 107 : 345-347.
- KOBA CONSULTANTS INC. & MMP MANAGEMENT CONSULTANTS, 1985. Economic and marketing review of milkweed fibre for textile commercialisation. — Montréal, 124 p.
- MOORE, R. J., 1947. Investigations on rubber-bearing plants. V. Notes on the flower biology and pod yield of *Asclepias syriaca* L. — *Can. Fld — Nat.*, 61 : 40-66.
- SNEDECOR, G. W. & W. G. COCHRAN, 1971. Méthodes statistiques. 6^e éd. — Acta, Paris, 649 p.
- STEVENS, O. A., 1945. Cultivation of milkweed. — *N. Dak. agric. Exp. Stn. Bull.*, no. 333, 19 p.
- WESTON, L. A. & B. H. ZANDSTRA, 1986. Effect of root container size and location of production on growth and yield of tomato transplants. — *J. Am. Soc. hort. Sci.*, 111 : 498-501.
- WHITING, G. A., 1943. A summary of the literature on milkweeds (*Asclepias* spp.) and their utilisation. — *U.S. Dept. Agric. Bibl. Bull.*, no. 2, 41 p.
- WILCOX, G. E. & R. LANGSTON, 1960. Effect of starter fertilisation on early growth and nutrition of direct-seeded and transplanted tomatoes. — *Proc. Am. Soc. hort. Sci.*, 75 : 584-594.

COMMUNICATION BRÈVE

PLANTES VASCULAIRES D'INTÉRÊT PHYTOGÉOGRAPHIQUE SUR L'ESCARPEMENT DE SHAWBRIDGE (PRÉVOST), QUÉBEC

A. SABOURIN

34, 84^e Avenue Ouest
Blainville (Québec) J7C 1W6

et

D. PAQUETTE

1478, rue Léveillé, C.P. 483
Prévost (Québec) J0R 1T0

Résumé

Huit espèces de plantes vasculaires présentant un intérêt phytogéographique ont été observées sur l'escarpement de Shawbridge dans le comté de Prévost, au Québec: *Arabis holboellii* var. *retrofracta*, *Cardamine parviflora*, *Cryptogramma stelleri*, *Draba cana*, *Geranium robertianum*, *Hackelia virginiana*, *Hypericum pyramidatum* et *Silene antirrhina*. Saut *H. pyramidatum*, ces espèces n'avaient jamais été récoltées dans la région des Laurentides au nord de Montréal, et il y en a cinq qui sont rares au Québec. La répartition générale de ces espèces et leur habitat à Shawbridge sont brièvement discutés.

Abstract

Eight species of vascular plants presenting a phytogeographical interest were surveyed along the Shawbridge Escarpment (Prévost Co.), Québec, namely: *Arabis holboellii* var. *retrofracta*, *Cardamine parviflora*, *Cryptogramma stelleri*, *Draba cana*, *Geranium robertianum*, *Hackelia virginiana*, *Hypericum pyramidatum* and *Silene antirrhina*. Except *H. pyramidatum*, these species are new to the Laurentian region north of Montréal, and five are rare in Québec. Their general distribution and their Shawbridge habitats are briefly discussed.

Introduction

En 1984, 1985 et 1986, nous avons exploré l'escarpement de Shawbridge, (45°53'N., 74°05'O.), pour mieux en connaître la flore. Cet escarpement est situé sur la rive gauche de la rivière du Nord à environ 60 km au nord-ouest de Montréal. Il s'étend sur une distance d'environ 1,5 km le long du rebord oriental de la vallée et l'abrupt est exposé de façon générale vers le sud-ouest. Sa dénivellation est de l'ordre de 180 m au maximum: le sommet atteint 365 m d'altitude et la base est à 185 m. Sur au moins la moitié de son étendue se trouvent des parois rocheuses plus ou moins verticales, pouvant atteindre jusqu'à 60 m de hauteur.

L'escarpement fait partie du Bouclier Canadien et est constitué de rochers précambriens siliceux de la série Morin, composée de monzonite quartzifère, de granite et de syénite (Osborne, 1938).

Par contre, à quelques endroits, nous avons noté la présence de petites veines de calcite et de dépôts de carbonate de calcium (peut-être relié aux secteurs de dolomie de Beekmantown situés de 1 à 3 km plus à l'est), surtout sur des rochers plus friables que les autres. Ces rochers, en s'effritant, ont conduit à la formation de talus d'éboulis pouvant être aussi étendus que les parois elles-mêmes.

Le site fait partie de la zone de l'érablière laurentienne, mais dans les milieux accidentés et ouverts, la végétation est différente puisque l'habitat est plus sec et plus chaud; le drainage est souvent excessif et les lieux sont très ensoleillés et exposés.

Les espèces forestières qui dominent l'escarpement sont *Quercus rubra* L., *Pinus strobus* L. et *Pinus resinosa* Ait., alors que *Acer saccharum* Marsh. s'impose sur les pentes plus douces. Sur

les parois rocheuses ou les rochers exposés, les espèces les plus fréquentes sont *Thuja occidentalis* L., *Aquilegia canadensis* L. var. *canadensis*, *Campanula rotundifolia* L., *Diervilla lonicera* Mill., *Saxifraga virginiana* Michx., *Solidago juncea* Ait. et *Woodsia ilvensis* (L.) R.Br.

Sur les talus d'éboulis, la forêt parvient peu ou pas à s'installer; les principaux arbres qui s'y trouvent sont *Betula papyrifera* Marsh., *Ostrya virginiana* (Mill.) K. Koch et *Tilia americana* L. Des arbustes et des plantes herbacées y dominent, comme *Acer spicatum* Lam., *Aquilegia canadensis* var. *canadensis*, *Cornus rugosa* Lam., *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planck., *Polypodium vulgare* L. var. *virginianum* (L.) Eaton et *Rhus radicans* L. var. *rydbergii* (Small) Rehder.

Résultats

Ce microenvironnement fait qu'en plus de la flore de la forêt décidue de la région des Grands-Lacs — Saint-Laurent, il y a des espèces calcicoles, méridionales, des Appalaches, du Midwest et même des montagnes de l'Ouest. Ainsi, on y trouve huit espèces qui présentent un intérêt phytogéographique.

ARABIS HOLBOELLII HORNEM. VAR. RETROFRACTA (GRAHAM) RYDBERG

QUÉBEC, comté de Prévost: escarpement de Shawbridge, alt. 220 m, éboulis du côté ouest formé de particules terreuses et de petits cailloux, 13 mai 1985 et 10 juin 1985, *Sabourin et Paquette 247, 249* (MT). *Eodem*, alt. 230 m, éboulis central, gros blocs, avec *Arabis divaricarpa*, 16 septembre 1985, *Sabourin et Paquette 273* (MT).

A. holboellii est inclue parmi les taxons cordiliériens disjoints vers l'est. En effet, il est relativement fréquent dans la cordillère de l'ouest du continent, du Colorado à l'Alaska. Vers l'est, il est beaucoup plus sporadique (Hopkins, 1937; Rollins, 1941; Böcher 1951a; Marquis & Voss, 1981). Il est très rare au Québec où il n'a été récolté auparavant qu'à Baie-Saint-Paul (Charlevoix) par Stebbins (Rousseau, 1974; Bouchard et al., 1983). Cette espèce est le plus souvent calcicole et croît dans les milieux ouverts et secs, rocheux, graveleux ou sablonneux (Böcher, 1951b; Scoggan, 1978; Porsild & Cody, 1980; Marquis & Voss, 1981).

À Shawbridge, la plante croît surtout sur un talus d'éboulis de particules très fines et de cailloux dont certains sont calcaires. Ailleurs, vers le centre de l'escarpement, nous avons trouvé 3-4 individus de cette crucifère dans un autre éboulis, celui-là composé de grosses roches.

CARDAMINE PARVIFLORA L.

QUÉBEC, comté de Prévost: escarpement de Shawbridge, alt. 230 m, éboulis rocheux central, 28 mai

1979, *Sabourin 97*, (MT). *Eodem*, alt. 330 m, rochers exposés au sommet des parois, 28 mai 1984, *Sabourin et Paquette 279* (MT).

Ce taxon est circumboréal. En Amérique du Nord, il est fréquent à occasionnel dans l'est, mais rare et disjoint dans les Prairies et les montagnes de l'Ouest (Hultén, 1971). Cependant, il est considéré comme rare à Terre-Neuve (Scoggan, 1978), au Nouveau Brunswick (Hinds, 1983) et au Québec (Bouchard et al., 1983). Par contre, nous croyons que cette espèce n'est pas rare au Québec. Ainsi, nous l'avons observée sur presque tous les escarpements que nous avons visités, autant dans les comtés de Gatineau et de Charlevoix que dans les Laurentides au nord de Montréal. Dans cette dernière région, en plus de Shawbridge, nous l'avons récoltée à Saint-Sauveur-des-Monts, sur des rochers ombragés du mont Molson (*Sabourin 272*, MT), et nous l'avons vue à Val-David dans des fissures de rochers puis, dans le canton de Grenville, sur un éboulis de l'escarpement de Marelan.

Selon nos observations, son habitat est: lieux ouverts et exposés, autant dans les fissures de la roche en place que dans un substrat meuble comme les talus d'éboulis et les rivages. À Shawbridge, *C. parviflora* croît sur des rochers exposés au sommet des parois, ainsi que sur les talus d'éboulis.

CRYPTOGRAMMA STELLERI (S.G. GMEL.) PRANTL

QUÉBEC, comté de Prévost: escarpement de Shawbridge, alt. 250 m, fissure de rochers, 24 mai 1985, *Sabourin et Paquette 290* (MT).

Cette petite fougère se rencontre de Terre-Neuve à l'Alaska et de la Virginie occidentale à l'Utah, mais est plus fréquente dans l'est du continent (Fernald, 1950; Hultén, 1968; Scoggan, 1978). Selon Wherry (1920), elle est calcicole et tolère très mal les milieux acides. Au Québec, d'après Rousseau (1974), elle est calcicole au moins jusqu'à 50° de latitude nord et elle se rencontre jusqu'à Kuujjuak (Blondeau & Cayouette, 1987).

À Shawbridge, elle se trouve occasionnellement dans les fissures ou anfractuosités contenant des veines de calcite, souvent en des lieux humides et ombragés comme les renforcements situés au bas des parois rocheuses. La plupart du temps, elle y est accompagnée de *Cystopteris fragilis* (L.) Bernh.

DRABA CANA RYDBERG

QUÉBEC, comté de Prévost: escarpement de Shawbridge, alt. 275 m, corniche rocheuse au bas des grandes parois centrales, 22 mai 1984, *Sabourin et Paquette 243* (MT). *Eodem*, alt. 250 m, fissures de

rochers au bas des parois, 24 mai 1985, *Sabourin et Paquette 248* (MT).

Ce taxon a généralement été nommé *D. lan- ceolata* Royle en Amérique du Nord (Mulligan, 1971). *D. cana* est une plante subalpine et subarctique en Amérique du Nord, commune dans les montagnes de l'Ouest, de l'Alaska au Colorado; vers l'est, elle est disjointe jusqu'au New Hampshire et au Labrador. Elle est rare en Saskatchewan, au Manitoba, au Québec, à Terre-Neuve, au Maine, au New Hampshire et au Vermont; elle est menacée au Nouveau-Brunswick et probablement disparue au Wisconsin (Hinds, 1983). Elle serait dans l'est une relique d'une ancienne distribution continue (Mulligan, 1971). Au Québec, elle n'avait jamais été récoltée entre les comtés de Gatineau et de Kamouraska (Rousseau, 1974).

Dans l'est du continent, son habitat se décrit ainsi: lieux secs et exposés, rochers surtout calcaires, escarpements, rivages. Cette crucifère est considérée comme calcicole au Québec (Rousseau, 1974). À Shawbridge, *D. cana* croît dans les fissures de rochers exposés relativement friables ou sur des corniches situées le plus souvent au bas des parois. Au moins 5-6 colonies s'y rencontrent sur des dépôts de carbonate de calcium ou des veines de calcite situées dans les interstices de rochers siliceux.

GERANIUM ROBERTIANUM L.

QUÉBEC, comté de Prévost: escarpement de Shawbridge, alt. 270 m, petits graviers en haut de l'éboulis central, 28 mai 1985, *Sabourin et Paquette 281* (MT).

Ce géranium est indigène dans l'est du continent et se rencontre occasionnellement dans le sud-est du Canada et le nord-est des États-Unis; vers l'ouest, il est probablement introduit en Alaska et en Colombie-Britannique (Hultén, 1968; Rousseau, 1974). Il fréquente les lieux ombragés et humides, les escarpements et bois rocheux, les ravins et les érablières montueuses. Les milieux calcaires paraissent jouer un grand rôle dans sa distribution (Marie-Victorin, 1964; Rousseau, 1974).

À Shawbridge, nous n'avons observé qu'une seule colonie d'une vingtaine d'individus dans un éboulis graveleux partiellement ombragé et couvert d'arbustes, juste au-dessous des parois centrales où coule un peu d'eau au moins une partie de l'année. Certains graviers sont calcaireux.

HACKELIA VIRGINIANA (L.) JOHNSTON

QUÉBEC, Comté de Prévost: escarpement de Shawbridge, alt. 250 m, sous-bois dans une pente au pied des parois, 18 août 1984, *Sabourin et Paquette 286* (MT).

Cette boraginacée est incluse parmi les éléments du Midwest américain et se rencontre entre le Maine, la Georgie, le Texas et le Dakota du Nord (Correll & Johnston, 1970; Rousseau, 1974; McGregor & Barkley, 1977; Scoggan, 1978). Elle croît dans les lieux secs ou humides comme les sous-bois d'érablières, les taillis et les clairières (Steyermark, 1963; Marie-Victorin, 1964, Rousseau, 1974).

Au Québec, où elle est considérée comme rare, elle est presque exclusivement restreinte aux bois riches de l'Outaouais et du Richelieu et n'excède pas les montérégiennes vers le nord-est (Rousseau, 1974; Bouchard *et al.*, 1983). Shawbridge constitue la nouvelle limite septentrionale de ce taxon au Québec et nous y avons vu 3 ou 4 petites colonies, surtout dans les éboulis ou dans les pentes boisées au contact des parois rocheuses.

HYPERICUM PYRAMIDATUM AIT.

QUÉBEC, comté de Prévost: escarpement de Shawbridge, alt. 250 m, rochers ombragés et humides au bas des parois, 27 juillet 1985 et 23 août 1985, *Sabourin et Paquette 293, 299* (MT).

Ce millepertuis fait aussi partie des éléments du Midwest américain. Il se rencontre entre le Maine, le Maryland, le sud du Kansas et le nord-est du Minnesota, de même qu'en Asie orientale (Rousseau, 1974; Scoggan, 1978; Gillett & Robson, 1981). Au Québec, il est sur la liste des plantes rares et il est surtout concentré dans les régions de Montréal et de l'Estrie. Son habitat se caractérise comme suit: sols secs ou humides, rivages, fossés, taillis, rochers (Rousseau, 1974; Scoggan, 1978; Gillett & Robson, 1981; Bouchard *et al.*, 1983).

À Shawbridge, nous avons trouvé une petite colonie sur des rochers ombragés et assez humides au contact d'un talus boisé et de parois rocheuses.

SILENE ANTIRRHINA L.

QUÉBEC, comté de Prévost: escarpement de Shawbridge, éboulis rocheux, 18 août 1984, *Sabourin 246* (MT).

Rousseau (1974) écrit: «Cette entité nord-américaine possède de nettes affinités méridionales puisqu'elle est transcontinentale aux latitudes des États-Unis et atteint le Mexique; au Canada, elle n'est indigène qu'à partir du sud-ouest du Québec vers l'ouest. Au Québec, elle n'est fréquente que le long de l'Outaouais, depuis Hull jusqu'à l'île aux Allumettes.» Cette caryophyllacée peut se rencontrer dans une grande variété d'habitats secs et ouverts. Sur la rive nord du Saint-Laurent, elle n'avait jamais été récoltée à l'est du comté de Papineau (Steyermark, 1963; Rousseau, 1974).

Nous n'avons trouvé à Shawbridge que quelques individus sur un talus d'éboulis rocheux, près des parois, et nous les croyons indigènes.

Discussion et conclusion

La majorité des espèces signalées ici sont des plantes des milieux ouverts. L'escarpement où elles se rencontrent a des parois rocheuses friables, des talus d'éboulis et des pentes raides dont l'envergure est assez grande pour créer un habitat instable et empêcher l'invasion par les plantes forestières environnantes. Ces milieux ouverts et escarpés, étant directement exposés au sud et à l'ouest, on y trouve un microclimat plus chaud et plus sec que celui de la région. Ces facteurs peuvent expliquer la présence à Shawbridge d'espèces ayant de nettes affinités méridionales, comme *Hackelia virginiana*, *Hypericum pyramidatum* et *Silene antirrhina*.

D'autres espèces trouvent ici des sols calcaires sur lesquels elles peuvent survivre. Ainsi, nous y trouvons des plantes calcicoles ou ayant des affinités pour les milieux basiques, telles *Arabis holboellii* var. *retrofracta*, *Cryptogramma stelleri*, *Draba cana* et *Geranium robertianum*.

La combinaison de ces facteurs fait que l'escarpement de Shawbridge est un habitat exceptionnel pour la région de Montréal. À l'exception d'*Hypericum pyramidatum*, il s'agit d'une première mention dans les Laurentides au nord de Montréal pour les sept autres taxons signalés.

Cet escarpement est aussi un refuge pour quelques plantes rares qui recherchent ce type d'habitat. Cinq espèces rares au Québec (Bouchard et al. 1983) s'y rencontrent: *Arabis holboellii* var. *retrofracta*, *Cardamine parviflora*, *Draba cana*, *Hackelia virginiana* et *Hypericum pyramidatum*. De plus, pour l'*Arabis*, ce n'est que la deuxième mention au Québec et pour *Draba cana*, c'est la deuxième station au sud du 47°N.

Remerciements

Nous tenons à remercier S. Hay, de l'Herbier Marie-Victorin (MT) de l'Université de Montréal, pour la correspondance avec les herbiers CAN, DAO et QFA ainsi que pour son aide dans l'identification de l'*Arabis holboellii* var. *retrofracta*. Merci également à G. A. Mulligan, du Centre de recherches biosystématiques à Ottawa, qui a vérifié l'identification de spécimens de *Draba cana*.

Références

- BLONDEAU, M. & J. CAYOUILLE, 1987. Extensions d'aire dans la flore vasculaire du Nouveau-Québec. — *Naturaliste can.*, 114: 117-126.
- BÖCHER, T. W., 1951a. Cytological and embryological studies in amphipomictic *Arabis holboellii* complex. — *Biol. Skr.*, 6: 1-59.
- BÖCHER, T. W., 1951b. Distribution of plants in the circumpolar area in relation to ecological and historical factors. — *J. Ecol.*, 39: 376-395.
- BOUCHARD, A., D. BARABÉ, M. DUMAIS & S. HAY, 1983. Les plantes vasculaires rares au Québec. — *Syllogeus*, n° 48, 79 p.
- CORRELL, D. S. & M. C. JOHNSTON, 1970. Manual of vascular plants of Texas. — Texas Research Foundation, Renner, p. 1284.
- FERNALD, M. L., 1950. Gray's manual of botany. 8th edition. — American Book Company, New York, p. 47-48, 727-728.
- GILLET, J. M. & N. K. B. ROBSON, 1981. The St. John's worts of Canada (Guttiferae). — *Publ. Bot. natn. Mus. nat. Sci. Canada*, no. 11, 40 p.
- HINDS, H. R., 1983. Les plantes vasculaires rares du Nouveau-Brunswick. — *Syllogeus*, n° 50, 56 p.
- HOPKINS, M., 1937. *Arabis* in eastern and central North America. — *Rhodora*, 39: 63-98, 106-148, 155-186.
- HULTÉN, E., 1968. Flora of Alaska and neighboring Territories. — Stanford University Press, Stanford, California, 1008 p.
- HULTÉN, E., 1971. The circumpolar plants II. Dicotyledons. — *K. svenska VetenskAkad. Handl.*, ser. 4, 13 (1): 1-463.
- MARIE-VICTORIN, Fr., 1964. Flore laurentienne, 2^e édition. — Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal, 925 p.
- MARQUIS, R. J. & E. G. VOSS, 1981. Distribution of some western North American plants disjunct in the Great Lakes region. — *Mich. Bot.*, 20: 64-65.
- MCGREGOR, R. L. & T. M. BARKLEY (ed.), 1977. Atlas of the flora of the Great Plains. — Iowa State Univ. Press, Ames, Iowa, p. 56, 273.
- MULLIGAN, G. A., 1971. Cytotaxonomic studies of the closely allied *Draba cana*, *D. cinerea* and *D. groenlandica* in Canada and Alaska. — *Can. J. Bot.*, 49: 89-93.
- OSBORNE, F. F., 1938. Rapport annuel pour 1936. — Service des mines du Québec, région de Lachute, partie C, 101 p.
- PORSILD, A. E. & W. J. CODY, 1980. Vascular plants of continental Northwest Territories, Canada. — *Natn. Mus. nat. Sci. Canada*, 667 p.
- ROLLINS, R. C., 1941. Monographic study of *Arabis* in Western North America. — *Rhodora*, 43: 289-325, 348-411, 425-481.
- ROUSSEAU, C., 1974. Géographie floristique du Québec-Labrador. Distribution des principales espèces vasculaires. — Les Presses de l'Université Laval, Québec, 799 p.
- SCOGGAN, H. J., 1978-1979. The flora of Canada. — *Natn. Mus. nat. Sci. Canada*, 4 parts, 1711 p.
- STEYERMARK, J. A., 1963. Flora of Missouri. — Iowa State Univ. Press, Ames, Iowa, p. 654, 1256.
- WHERRY, E. T., 1920. The soil reactions of certain rock ferns. — *Am. Fern J.*, 10: 15-22, 45-52.

REVUE DES LIVRES

SMUTS, B.B., D.L. CHENEY, R.M. SEYFARTH, R.W. WRANGHAM & T.T. STRUHSACKER (ed.), 1987. **Primate societies.** — The University of Chicago Press, Chicago, 578 p., 215 × 280 mm. Relié, 27,40 \$ U.S.

Tous les animaux sont intéressants, mais certains le sont peut-être plus que d'autres. Les 46 auteurs qui ont contribué à cet ouvrage collectif seraient sûrement d'accord pour considérer les primates comme le plus intéressant des 18 ordres de mammifères vivants. Cette préférence ne découle pas seulement du fait que nous appartenions à cet ordre mais aussi de l'intérêt de leur biologie sociale; ils ont un répertoire très varié de modes de communication, ils présentent des organisations sociales très complexes et ils forment plusieurs sortes de relations de longue durée. Leur vie sociale manifeste donc plusieurs points communs avec la nôtre.

Ce livre s'intéresse avant tout à la vie sociale des primates. Il a pour buts d'abord d'effectuer une synthèse des connaissances et ensuite de présenter une vision théorique moderne pour interpréter, dans un cadre écologique et fonctionnel, les caractéristiques sociales des diverses espèces. À mon avis, ces deux objectifs sont réalisés de belle façon. Les primates forment un groupe très diversifié, avec quelque 170 espèces. De plus, non seulement chaque espèce possède-t-elle sa propre vie sociale, mais celle-ci n'est pas constituée d'un ensemble de caractères rigides applicables à toute l'espèce, mais plutôt de caractères très flexibles, formant un ensemble particulier et dynamique, adapté aux conditions écologiques et démographiques de chaque population. Devant cette complexité, on tente d'élaborer des synthèses depuis une vingtaine d'années (v.g. Crook & Gartland, 1966, *Nature*, 210: 1200-1203; Eisenberg *et al.*, 1972, *Science*, 176: 863-874; Clutton-Brock & Harvey, 1977, *J. Zool.*, 183: 1-39; Kummer, 1971, *Primate societies*, Univ. Chicago Press). De l'aveu même de leurs auteurs, ces synthèses souffraient d'un manque de données pour un très grand nombre d'espèces. Elles ont donc, entre autres, stimulé une recherche d'une très grande intensité sur à peu près toutes les espèces, y compris les plus difficiles à étudier en nature (v.g. les loris et lémurs nocturnes et solitaires). La grande valeur de ce livre-ci est donc d'être véritablement en mesure de tenter une synthèse, fondée sur des masses d'informations, amassées particulièrement depuis une douzaine d'années.

Les 40 chapitres du livre sont regroupés en 5 sections. La première traite de la diversité inter-spécifique et intra-spécifique de la vie sociale, et elle couvre même les formes solitaires (loris et tarsiers), monogames (cebidés sud-américains ou gibbons) et polygynes (babouins et gorilles). Deux chapitres particulièrement intéressants sont celui qui traite du grand dimorphisme sexuel chez les orangs-outans solitaires et celui qui compare la vie sociale des deux espèces de chimpanzés. La deuxième section considère la sociologie, c'est-à-dire les relations entre la démographie, la reproduction, la

dispersion, la distribution de la nourriture et la structure sociale. Ici, le chapitre d'introduction par Harvey, Clutton-Brock et Martin (*Life histories in comparative perspective*) est très utile et très stimulant. La section suivante, intitulée *Group life* nous fait pénétrer dans l'intimité de la vie sociale au jour le jour, et c'est ici qu'on voit toute la complexité de la maturation sociale, des conflits et des alliances qui s'établissent au fil des années dans des groupes dont la composition, la stabilité et la dynamique reposent sur les liens de parenté entre des individus uniques, «intelligents» et doués de mémoire. C'est à ce niveau de l'analyse que la tentation d'établir des rapprochements entre la vie sociale des primates et celle de l'humain est la plus forte. À cet égard, le chapitre écrit par Robert Hinde identifie clairement les avenues fertiles et les pièges à éviter.

La quatrième section traite de la communication sociale et de la transmission culturelle d'information. On y aborde avec beaucoup d'intelligence et de rigueur des sujets comme la cognition et le langage chez les primates, des sujets difficiles mais pleins de promesses.

Enfin, la dernière section est constituée de deux chapitres tournés vers l'avenir, l'avenir des primates et de la recherche en primatologie. La recherche se porte très bien actuellement et semble être sortie de l'adolescence. Il est facile d'identifier les avenues les plus fertiles et les espèces ou les sujets qu'il est le plus urgent de connaître. L'avenir des primates et de leurs habitats se porte beaucoup moins bien. Quand on voit la liste des 51 espèces dont l'existence est sérieusement menacée actuellement, ainsi que la liste des 15 espèces endémiques à Madagascar et récemment disparues, on constate que la menace est réelle et immédiate. À cet égard, il est intéressant de noter que les éditeurs, les auteurs, les photographes et les artistes qui ont contribué à ce volume ont tous renoncé à leurs droits d'auteur pour en faire don à un fond de conservation des primates. Chaque copie vendue contribue donc à la sauvegarde des espèces menacées.

Le livre est très bien fait, abondamment illustré de photos monochromes de la plupart des espèces en nature, souvent pour montrer des comportements spécifiques. L'information est souvent résumée dans des tableaux volumineux et bien conçus. Dans le chapitre sur le comportement sexuel, par exemple, on trouve un tableau qui, en 7 pages, présente pour 78 espèces de l'information sur 14 caractères, allant de la durée de la période fertile dans chaque cycle d'ovulation jusqu'à la fréquence des copulations. L'ouvrage se termine par une bibliographie de 52 pages, comptant environ 2200 titres, et un index détaillé de 14 pages.

Malgré le grand nombre d'espèces, de sujets et d'auteurs, cet ouvrage forme un tout cohérent, de qualité uniforme, qui a certainement fait l'objet d'un travail d'édition considérable. Il s'ensuit qu'on n'a pas du tout l'impression de lire une suite décousue de chapitres de qualité inégale, mais bien plus un livre homogène bien

conçu et bien exécuté. C'est un ouvrage qui renseigne énormément sur la vie sociale des primates, qui stimule la réflexion, qui donne le goût d'en savoir plus et qui, le cas échéant, amène peut-être le lecteur à regretter de ne pas être primatologue.

Cyrille BARRETTE

Département de biologie
Université Laval

LEROY, Y., 1987. **L'univers odorant de l'animal.** — Éditions Boubée, Paris, 375 p., 160 × 240 mm. Couverture souple, 260 FF.

Cet ouvrage porte en sous-titre : «Les stimulations chimiques dans les communications et les comportements des animaux». Écrit d'un point de vue d'éthologiste, et couvrant essentiellement tous les embranchements de Métazoaires, il traite successivement : du concept de communication, de la chimioréception, de la structure des substances chimiques de communication et de l'émission de signaux chimiques; de la communication chimique dans les comportements sexuels, dans le comportement parental, et dans les autres comportements sociaux; de la communication chimique dans les relations interspécifiques (prédation, parasitisme, relations animaux-plantes).

L'auteur m'était connue par ses intéressants travaux sur le comportement acoustique des grillons et par son livre *L'univers sonore animal* (Gauthier-Villars, 1979) que j'ai abondamment utilisé pour la préparation de mes cours d'éthologie. Peut-être par comparaison avec ces excellents ouvrages, la lecture de *L'univers odorant de l'animal* m'a déçu. Présenté sous une typographie ingrate (usage exclusif, pour le corps du texte, de petits caractères et de très petits caractères, illustration médiocre), ce livre m'est apparu pour l'essentiel comme un vaste catalogue d'énoncés de faits, sans véritable intérêt théorique ou synthétique. Ce catalogue n'est pas inutile en soi, construit qu'il est sur une imposante liste de près de 900 références bibliographiques (les éditeurs français semblent avoir enfin compris la nécessité de ces listes dans les ouvrages scientifiques...), dont un nombre non négligeable des années 80-85. On peut toutefois lui reprocher certains déséquilibres. Par exemple, le sujet de la phéromone maternelle du rat couvre quatre pages et demie, mais celui de la chimioréception et de la migration des poissons ne fait pas une page entière, et celui de la navigation olfactive chez les oiseaux, pas un traitre mot. Certes, l'ouvrage n'est pas entièrement dépourvu d'éléments synthétiques, mais ceux-ci vont tellement à contre-courant des idées généralement acceptées en cette fin de siècle qu'il aurait sans doute fallu leur consacrer plus qu'une dizaine de pages de «Conclusion générale» et quelques paragraphes disséminés dans le reste du texte, pour leur conférer un minimum de persuasion. L'un de ces éléments est que la très grande diversité des organes chimio-émetteurs dans des groupes taxonomiquement proches serait propre à infirmer les «théories darwiniennes». Un autre est que, dans l'ensemble du règne animal non-humain, tous les phénomènes de communication se ramènent à des couples déclencheur-réponse, alors que seul l'être humain utilise

la conceptualisation, et elle seule («Rien de ce qui est exposé dans cet ouvrage sur la communication chimique n'est transposable à l'homme», p. 307). Tout éthologiste qu'elle ait été, l'auteure est visiblement restée imperméable au courant de l'éthologie cognitiviste!

Yveline Leroy est décédée en 1986, avant la sortie de presse de cet ouvrage. Certains indices techniques suggèrent que celui-ci n'a pas été tout à fait achevé (par exemple l'omission dans la liste de références de plusieurs ouvrages cités aux pages 205-209). Par estime pour l'auteure de *L'univers sonore animal*, il me plaît de penser qu'elle n'a peut-être pas eu le temps de donner à son *Univers odorant de l'animal*, en sabrant dans certaines descriptions fastidieuses et en développant davantage ses idées originales, un équilibre plus satisfaisant.

Jacques BOVET

Département de biologie
Université Laval

FULTON, R.J. & J.T. ANDREWS (éd.), 1987. **La calotte glaciaire laurentidienne / The Laurentide Ice Sheet.** — Géographie physique et Quaternaire, vol. XLI, n° 2, p. 177-318, 4 cartes en pochette. Presses de l'Université de Montréal, Montréal, 215 × 280 mm. Cartoné, 18 \$.

Bien que l'inlandsis laurentidien ait fait l'objet de maintes publications depuis près d'un siècle, il n'existait pas encore d'ouvrage d'envergure entièrement consacré au sujet. Cette lacune vient heureusement d'être comblée.

À l'occasion du 12^e congrès de l'INQUA tenu à Ottawa, l'été dernier, *Géographie physique et Quaternaire* a, en effet, publié un numéro spécial entièrement consacré à l'inlandsis laurentidien. On y trouve une dizaine d'articles de fond rédigés par quelques-uns des spécialistes les plus autorisés sur le sujet à l'heure actuelle. Certains articles ont une portée régionale, d'autres sont plutôt consacrés aux divers stades du Wisconsinien, à la stratigraphie, aux paléoenvironnements et à la dynamique des masses de glace. On y parle abondamment de la naissance, du développement et de la disparition de la calotte glaciaire laurentidienne, en remontant jusqu'au Sangamonien.

Les textes sont de grande qualité, bien documentés et à la fine pointe des connaissances. On est loin du vieux concept d'une masse de glace unique et géante ayant pris naissance au cœur du Québec avant de descendre progressivement jusqu'à New York et de retraiter en sens inverse à peu près de la même manière. Les idées ont évolué très rapidement depuis la mort de Richard Foster Flint, ce géant de la géologie glaciaire nord-américaine, à qui l'on doit une certaine stagnation dans l'évolution des concepts d'englaciation et de déglaciation.

Une des contributions majeures est sans contredit celle d'Arthur S. Dyke et de Vic K. Prest sur l'histoire de la calotte laurentidienne au Wisconsinien supérieur. Une série de très belles cartes en couleurs accompagne un texte dense de 26 pages. Les diverses étapes de l'englaciation et de la déglaciation y sont représentées.

Ce numéro spécial de *Géographie physique et Quaternaire* ne s'adresse pas uniquement aux géologues. Il passionnera aussi les biologistes et tous ceux qui s'intéressent à l'environnement, car ce dernier a été dans une large mesure défini par les événements survenus au cours du Quaternaire. Malheureusement, certains aspects comme la biogéographie ont été négligés. On peut aussi regretter que le seul article se rapportant aux paléoenvironnements et signé par deux francophones soit rédigé en anglais. Quel que soit le motif, il est difficile de faire progresser la francophonie scientifique quand on écrit dans la langue des autres.

En fait, ce numéro spécial de *Géographie physique et Quaternaire*, le seul périodique de langue française dans le domaine du Quaternaire en Amérique du Nord, ne contient qu'un seul texte en français. Malgré cette lacune, il s'agit d'un ouvrage de qualité et de grande valeur offert à un prix fort économique. Procurez-vous en une copie avant qu'il ne soit épuisé.

Jean-Claude DIONNE

*Département de géographie
Université Laval*

LE
NATURALISTE
CANADIEN

REVUE D'ÉCOLOGIE ET DE SYSTÉMATIQUE

VOLUME 114
1987

UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

LE NATURALISTE CANADIEN

Revue d'écologie et de systématique

CN ISSN 0028-0798

RÉDACTEUR

PIERRE MORISSET

ADMINISTRATEUR

ANDRÉ CARDINAL

COMITÉ DE RÉDACTION

DENIS BARABÉ, *Jardin botanique de la ville de Montréal*

CYRILLE BARRETTE, *Département de biologie, Université Laval*

PIERRE BELLEFLEUR, *Département des sciences forestières, Université Laval*

BERNARD BERNIER, *Département des sciences forestières, Université Laval*

CARL M. BOYD, *Département d'océanographie, Université Dalhousie, Halifax*

EDWIN BOURGET, *Département de biologie, Université Laval*

PIERRE COUILLARD, *Département des sciences biologiques, Université de Montréal*

JEAN-MARC DESCHÈNES, *Station de recherches, Agriculture Canada, Sainte-Foy, Québec*

ROBERT GAUTHIER, *Herbier Louis-Marie, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval*

PIERRE LEGENDRE, *Département de sciences biologiques, Université de Montréal*

WILLIAM C. LEGGETT, *Département de biologie, Université McGill*

JEREMY McNEIL, *Département de biologie, Université Laval*

BERNARD J.R. PHILOGÈNE, *Département de biologie, Université d'Ottawa*

Publication trimestrielle de l'Université Laval, LE NATURALISTE CANADIEN (Revue d'écologie et de systématique) publie des articles *inédits*, rédigés en français ou en anglais, découlant de travaux de recherche en écologie, en systématique et dans certains domaines apparentés. La revue s'intéresse également aux aspects appliqués, notamment dans la perspective des ressources agricoles, forestières et halieutiques du Québec et du Canada oriental et nordique.

LE NATURALISTE CANADIEN (Revue d'écologie et de systématique) est placé sous la responsabilité des doyens de trois facultés de l'Université Laval : Faculté des sciences et de génie, Faculté de foresterie et de géodésie et Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation. Il est publié grâce à des subventions du Fonds F.C.A.R. du Québec pour l'aide et le soutien à la recherche et du Conseil de la recherche en sciences naturelles et en génie du Canada.

Toute demande concernant les droits de reproduction doit être soumise à : L'Administrateur, LE NATURALISTE CANADIEN, Département de biologie, Université Laval, Sainte-Foy, Québec G1K 7P4.

Toute correspondance touchant les abonnements doit être adressée aux Presses de l'Université Laval, Case postale 2447, Québec G1K 7R4. L'abonnement annuel est de \$19 (personnel), \$21 (personnel, étranger) et \$38 (collectif, multi-user). Le numéro régulier se vend \$10.

TABLE DES MATIÈRES DU VOLUME 114

Numéro 1

REEVES R.R. & E. MITCHELL Catch history, former abundance, and distribution of white whales in Hudson Strait and Ungava Bay	1-65
POULIN, M., L. BÉRARD-TERRIAULT & A. CARDINAL Les diatomées (Bacillariophyceae) benthiques de substrats durs des eaux marines et saumâtres du Québec 7. Naviculales (les genres <i>Plagiotropis</i> et <i>Entomoneis</i>), Epithemiales et Surirellales	67-80
BÉRARD-TERRIAULT, L., A. CARDINAL & M. POULIN Les diatomées (Bacillariophyceae) benthiques de substrats durs des eaux marines et saumâtres du Québec. 8. Centrales	81-103
KAPOOR, B.M., S. RAMCHARITAR & C. GERVAIS Liste annotée de nombres chromosomiques de la flore vasculaire du nord-est de l'Amérique. V	105-116
BLONDEAU, M. & J. CAYOUILLE Extensions d'aire dans la flore vasculaire du Nouveau-Québec	117-126

Numéro 2

PRÉVOST, M. & A.P. PLAMONDON Interception de la pluie par les débris et la couverture végétale établie après la coupe à blanc	127-132
GAJEWSKI, K. Environmental history of Caribou Bog, Penobscot Co., Maine	133-140
CAMARA, I., M.P. CESCAS, A. KARAM & L.E. PARENT Chimie du phosphore dans quelques sols de rizière de l'Afrique de l'Ouest	141-149
VÉZINA, L., C.-J. BOUCHARD & H.-P. THERRIEN Régénération de la petite oseille (<i>Rumex acetosella</i> L.) après la coupe ou le travail du sol ..	151-157
BROUILLET, L. & J. LABRECQUE <i>Aster gaspensis</i> Victorin: nombre chromosomique et hybridation naturelle avec <i>A. novi-belgii</i> L.	159-165
PIP, E. Distribution and species richness of aquatic macrophytes in a group of Manitoba ponds	167-175
BROUSSEAU, P. & G. CHAPDELAINE Les oiseaux marins de l'archipel des Sept Îles (golfe du Saint-Laurent, Québec)	177-186
REDDIN, D.G. Contribution of North American Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i> L.) to the Faroese fishery	187-193
GREEN, J.M., A.-L. MATHISEN & J.A. BROWN Laboratory observations on the reproductive and agonistic behaviour of <i>Ulvaria subbifurcata</i> (Pisces: Stichaeidae)	195-202
GILBERT, M. & D. GASCON Consommation de crevettes nordiques (<i>Pandalus borealis</i> Krøyer) par la morue (<i>Gadus morhua</i> L.) dans le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent	203-209

COMMUNICATIONS BRÈVES

CARON, F. Prédation de tacons de saumon de l'Atlantique (<i>Salmo salar</i>) par le touladi (<i>Salvelinus namaycush</i>)	211-215
CAYOUILLE, J. & S.J. DARBYSHIRE La répartition de <i>Danthonia intermedia</i> dans l'est du Canada	217-220
HAY, S.G. <i>Cyperus engelmannii</i> (Cyperaceae), a rare umbrella-sedge in Québec	221-223
FORTIN, L. & R.R. IRELAND <i>Dicranodontium denudatum</i> (Bryopsida: Dicranaceae) au Québec	225-228
BERGERON, J.-F. Nouvelle répartition de <i>Salix uva-ursi</i> Pursh dans Charlevoix	229-231

REVUE DES LIVRES

BARRETTE C. The giant pandas of Wolong (G.B. Schaller, H. Jinchu, P. Wenshi & Z. Jing)	233
BOURGET, E. Tidal flat ecology. An experimental approach to species interactions (K. Reise)	233-234
FRANCOEUR, A. Les fourmis et les plantes. Un exemple de coévolution (P. Jolivet)	234
PAGEAU, Y. The great Devonian controversy (M.J.S. Rudwick)	235
LIVRES REÇUS	236-242

Numéro 3

Limnologie fondamentale et effets anthropogéniques (précipitations acides, réservoirs) Basic limnology and anthropogenic effects (acid rain, reservoirs)

LACROIX, G. Note liminaire	244
MOREAU, G. Avant-propos	245-246

Impact des précipitations acides sur l'environnement aquatique

HAEMMERLI, J. Évolution temporelle de la qualité des eaux des lacs du réseau Tadpa-Québec	247-259
PIHAN, J.-C. Situation du réseau hydrographique du Massif Vosgien (nord-est de la France) face au problème des précipitations acides	261-267
WALSH, G., G. VERREAULT & Y. VIGNEAULT Acidification minérale et organique des rivières de la Côte-Nord (golfe du Saint-Laurent) ...	269-282
BÉDARD, Y. & H.G. JONES Flux des anions d'acides forts dans les eaux de surface lors de la fonte printanière en milieu nordique	283-294
PINEL-ALLOUL, B., G. MÉTHOT & G. CODIN-BLUMER Structure spatiale du zooplancton des lacs du Québec: relation avec l'acidité	295-305
ALLARD, M. & G. MOREAU Influence d'une acidification expérimentale sur les larves de Chironomidae (Diptera) d'un milieu lotique semi-naturel	307-313

Eaux courantes et milieux associés

LÉGLIZE, L. & C. CROCHARD Vérification expérimentale du choix de <i>Dreissena polymorpha</i> Pallas (Lamellibranche) comme bioindicateur de contamination métallique	315-323
---	---------

GARNIER, J., J.F. LELONG & M. MEYBECK Comparaison physico-chimique et biologique de sept bassins artificiels dans les alluvions de la région parisienne	325-342
PEREZ, E. Rythme circadien d'activité chez la truite juvénile: influence de la perception de congénères	343-350

Limnologie des réservoirs

GRÉGOIRE, A. Caractéristiques hydrobiologiques des réservoirs français à objectif énergétique	351-356
MESSIER, D. & D. ROY Concentrations en mercure chez les poissons au complexe hydroélectrique de La Grande Rivière (Québec)	357-368
MÉTHOT, G. & B. PINEL-ALLOUL Fluctuations du zooplancton dans le réservoir LG-2 (Baie James, Québec): relation avec la qualité physico-chimique et trophique des eaux	369-379
MORRISON, K.A. & N. THÉRIEN Importance de la considération des effets convectifs par les modèles prévisionnels de la dynamique du plancton	381-388
ABOUZAID, H., A. FOUTLANE & L. BOURCHICH Qualité de l'eau de la retenue Al Massira au Maroc	389-396

Milieux lacustres alpins

AMBLARD, C. & G. BOURDIER Charge énergétique de différentes classes de taille phytoplanctoniques en milieu lacustre eutrophe	397-403
GAWLER, M. & N. ANGELI Intensité du broutage dans le lac Léman en relation avec la structure de tailles des particules: variations nyctémérales	405-412
MARVALIN, O. Successions et stratégies de développement au sein des communautés bactériennes	413-420
MERLIN, G. & G. BLAKE Effets du pentachlorophénol dans un écosystème littoral lacustre reconstitué: actions sur la décomposition de la matière organique et les échanges énergétiques	421-432

Numéro 4

LAFRANCE, P., J.M.M. DUBOIS & F. BONN La télédétection des milieux humides: comparaison des images MSS, TM et SPOT	433-448
MOORE, T.R. & M.A. DUBREUIL The neutralization of acid precipitation by beech and maple stands in Southern Québec	449-457
CAUBOUÉ, M., J. TREMBLAY & D. ROBERT Méthodologie pour évaluer le potentiel pour la randonnée pédestre des boisés urbains et périurbains	459-475
MESSIER, F., F. POTVIN & F. DUCHESNEAU Faisabilité d'une réduction expérimentale du coyote afin d'accroître une population de cerfs de Virginie	477-486
BARABÉ, D. & S. FORGET Analyse phylogénétique des Calloideae (Araceae)	487-494
LEVESQUÉ, C. & G.-Y. LEVESQUE Activité, succession saisonnière et taille de coléoptères épigés d'un pré du sud du Québec	495-506
SENÉCAL, M. & D.L. BENOIT Influence du type de semis, du contenant et de la fertilisation sur la croissance et le contenu en éléments minéraux de plants d'asclépiade (<i>Asclepias syriaca</i> L.)	507-511

COMMUNICATION BRÈVE

SABOURIN, A. & D. PAQUETTE Une flore particulière sur l'escarpement de Shawbridge (Prévost), Québec	513-516
--	---------

REVUE DES LIVRES

BARRETTE, C.		
Primate societies (B.B. Smuts, D.L. Cheney, R.M. Seyfarth, R.W. Wrangham & T.T. Struhsaker)		517-518
BOVET, J.		
L'univers odorant de l'animal (Y. Leroy)		518
DIONNE, J.-C.		
La calotte glaciaire laurentidienne/The Laurentide Ice Sheet (R.J. Fulton & J.T. Andrews) ..		518-519

INDEX ALPHABÉTIQUE DES AUTEURS

ABOUZAID, H., A. FOUTLANE & L. BOURCHICH. Qualité de l'eau de la retenue Al Massira au Maroc	389-396
ALLARD, M. & G. MOREAU. Influence d'une acidification expérimentale sur les larves de Chironomidae (Diptera) d'un milieu lotique semi-naturel	307-313
AMBLARD, C. & G. BOURDIER. Charge énergétique de différentes classes de taille phytoplanctoniques en milieu lacustre eutrophe	397-403
ANGELI, N. (voir GAWLER, M. & N. ANGELI)	405-412
BARABÉ, D. & S. FORGET. Analyse phylogénique des Calloideae (Araceae)	487-494
BARRETTE, C. The giant pandas of Wolong (G.B. Schaller, H. Jinchu, P. Wenshi & Z. Jing)	233
BARRETTE, C. Primate societies (B.B. Smuts, D.L. Cheney, R.M. Seyfarth, R.W. Wrangham & T.T. Struhsaker)	517-518
BÉDARD, Y. & H.G. JONES. Flux des anions d'acides forts dans les eaux de surface lors de la fonte printanière en milieu nordique	283-294
BENOIT, D.L. (voir SENÉCAL, M. & D.L. BENOIT)	507-511
BÉRARD-THERRIAULT, L. (voir POULIN, M., L. BÉRARD-THERRIAULT & A. CARDINAL)	67-80
BÉRARD-THERRIAULT, L., A. CARDINAL & M. POULIN. Les diatomées (Bacillariophyceae) benthiques de substrats durs des eaux marines et saumâtres du Québec. 8. Centrales	81-103
BERGERON, J.-F. Nouvelle répartition de <i>Salix uva-ursi</i> Pursh dans Charlevoix	229-231
BLAKE, G. (voir MERLIN, G. & G. BLAKE)	421-432
BLONDEAU, M. & J. CAYOUILLE. Extensions d'aire dans la flore vasculaire du Nouveau-Québec	117-126
BONN, F. (voir LAFRANCE, P., J. M.M. DUBOIS & F. BONN)	433-448
BOUCHARD, C.-J. (voir VÉZINA, L., C.-J. BOUCHARD & H.-P. THERRIEN)	151-157
BOURCHICH, L. (voir ABOUZAID, H., A. FOUTLANE & L. BOURCHICH)	389-396
BOURDIER, G. (voir AMBLARD, C. & G. BOURDIER)	397-403
BOURGET, E. Tidal flat ecology. An experimental approach to species interactions (K. Reise)	233-234
BOVET, J. L'univers odorant de l'animal (Y. Leroy)	518
BROUILLET, L. & J. LABRECQUE. <i>Aster gaspensis</i> Victorin : nombre chromosomique et hybridation naturelle avec l' <i>A. novi-belgii</i> L.	159-165
BROUSSEAU, P. & G. CHAPDELAINÉ. Les oiseaux marins de l'archipel des Sept Îles (golfe du Saint-Laurent, Québec)	177-186
BROWN, J.A. (voir GREEN, J.M., A.-L. MATHISEN & J.A. BROWN)	195-202
CAMARA, I., M.P. CESCAS, A. KARAM & L.E. PARENT. Chimie du phosphore dans quelques sols de rizière de l'Afrique de l'Ouest	141-149
CARDINAL, A. (voir POULIN, M., L. BÉRARD-THERRIAULT & A. CARDINAL)	67-80
CARDINAL, A. (voir BÉRARD-THERRIAULT, L., A. CARDINAL & M. POULIN)	81-103
CARON, F. Prédation de tacons de saumon de l'Atlantique (<i>Salmo salar</i>) par le touladi (<i>Salvelinus namaycush</i>)	211-215
CAUBOUÉ, M., J. TREMBLAY & D. ROBERT. Méthodologie pour évaluer le potentiel pour la randonnée pédestre des boisés urbains et périurbains	459-475
CAYOUILLE, J. (voir BLONDEAU, M. & J. CAYOUILLE)	117-126
CAYOUILLE, J. & S.J. DARBYSHIRE. La répartition de <i>Danthonia intermedia</i> dans l'est du Canada	217-220
CESCAS, M.P. (voir CAMARA, I., M.P. CESCAS, A. KARAM & L.E. PARENT)	141-149
CHAPDELAINÉ, G. (voir BROUSSEAU, P. & G. CHAPDELAINÉ)	177-186
CODIN-BLUMER, G. (voir PINEL-ALLOUL, B., G. MÉTHOT & G. CODIN-BLUMER)	295-305
CROCHARD, C. (voir LÉGLIZE, L. & C. CROCHARD)	315-323
DARBYSHIRE, S.J. (voir CAYOUILLE, J. & S.J. DARBYSHIRE)	217-220
DIONNE, J.-C. La calotte glaciaire laurentidienne/The Laurentide Ice Sheet (R.J. Fulton & J.T. Andrews)	518-519
DUBOIS, J.M.M. (voir LAFRANCE, P., J.M.M. DUBOIS & F. BONN)	433-448
DUBREUIL, M.A. (voir MOORE, T.R. & M.A. DUBREUIL)	449-457
DUCHESNEAU, F. (voir MESSIER, F., F. POTVIN & F. DUCHESNEAU)	477-486
FORGET, S. (voir BARABÉ, D. & S. FORGET)	487-494
FORTIN, L. & R.R. IRELAND. <i>Dicranodontium denudatum</i> (Bryopsida: Dicranaceae) au Québec	225-228
FOUTLANE, A. (voir ABOUZAID, H., A. FOUTLANE & L. BOURCHICH)	389-396
FRANCOEUR, A. Les fourmis et les plantes. Un exemple de coévolution (P. Jolivet)	234
GAJEWSKI, K. Environmental history of Caribou Bog, Penobscot Co., Maine	133-140
GARNIER, J., J.F. LELONG & M. MEYBECK. Comparaison physico-chimique et biologique de sept bassins artificiels dans les alluvions de la région parisienne	325-342
GASCON, D. (voir GILBERT, M. & D. GASCON)	203-209

GAWLER, M. & N. ANGELI. Intensité du broutage dans le lac Léman en relation avec la structure de tailles des particules : variations nyctémérales	405-412
GERVAIS, C. (voir KAPOOR, B.M., S. RAMCHARITAR & C. GERVAIS)	105-116
GILBERT, M. & D. GASCON. Consommation de crevettes nordiques (<i>Pandalus borealis</i> Krøyer) par la morue (<i>Gadus morhua</i> L.) dans le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent	203-209
GRÉGOIRE, A. Caractéristiques hydrobiologiques des réservoirs français à objectif énergétique	351-356
GREEN, J.M., A.-L. MATHISEN & J.A. BROWN. Laboratory observations on the reproductive and agonistic behaviour of <i>Ulvaria subbifurcata</i> (Pisces: Stichaeidae)	195-202
HAEMMERLI, J. Évolution temporelle de la qualité des eaux des lacs du réseau Tadpa-Québec	247-259
HAY, S.G. <i>Cyperus engelmannii</i> (Cyperaceae), a rare umbrella-sedge in Québec	221-223
IRELAND, R.R. (voir FORTIN, L. & R.R. IRELAND)	225-228
JONES, H.G. (voir BÉDARD, Y. & H.G. JONES)	283-294
KAPOOR, B.M., S. RAMCHARITAR & C. GERVAIS. Liste annotée de nombres chromosomiques de la flore vasculaire du nord-est de l'Amérique. V	105-116
KARAM, A. (voir CAMARA, I., M.P. CESCAS, A. KARAM & L.E. PARENT)	141-149
LABRECQUE, J. (voir BROUILLET, L. & J. LABRECQUE)	159-165
LAFRANCE, P., J.M.M. DUBOIS & F. BONN. La télédétection des milieux humides : comparaison des images MSS, TM et SPOT	433-448
LÉGLIZE, L. & C. CROCHARD. Vérification expérimentale du choix de <i>Dreissena polymorpha</i> Pallas (Lamellibranche) comme bioindicateur de contamination métallique	315-323
LELONG, J.F. (voir GARNIER, J., J.F. LELONG & M. MEYBECK)	325-342
LEVESQUE, C. & G.-Y. LEVESQUE. Activité, succession saisonnière et taille de coléoptères épigés d'un pré du sud du Québec	495-506
LEVESQUE, G.-Y. (voir LEVESQUE, C. & G.-Y. LEVESQUE)	495-506
MARVALIN, O. Successions et stratégies de développement au sein des communautés bactériennes	413-420
MATHISEN, A.-L. (voir GREEN, J.M., A.-L. MATHISEN & J.A. BROWN)	195-202
MERLIN, G. & G. BLAKE. Effets du pentachlorophénol dans un écosystème littoral lacustre reconstitué : actions sur la décomposition de la matière organique et les échanges énergétiques	421-432
MESSIER, D. & D. ROY. Concentrations en mercure chez les poissons au complexe hydroélectrique de La Grande Rivière (Québec)	357-368
MESSIER, F., F. POTVIN & F. DUCHESNEAU. Faisabilité d'une réduction expérimentale du coyote dans le but d'accroître une population de cerfs de Virginie	477-486
MÉTHOT, G. (voir PINEL-ALLOUL, B., G. MÉTHOT & G. CODIN-BLUMER)	295-305
MÉTHOT, G. & B. PINEL-ALLOUL. Fluctuations du zooplancton dans le réservoir LG-2 (Baie James, Québec) : relation avec la qualité physico-chimique et trophique des eaux	369-379
MEYBECK, M. (voir GARNIER, J., J.F. LELONG & M. MEYBECK)	325-342
MITCHELL, E. (voir REEVES, R.R. & E. MITCHELL)	1-65
MOORE, T.R. & M.A. DUBREUIL. The neutralization of acid precipitation by beech and maple stands in southern Québec	449-457
MOREAU, G. (voir ALLARD, M. & G. MOREAU)	307-313
MORRISON, K.A. & N. THÉRIEN. Importance de la considération des effets convectifs par les modèles prévisionnels de la dynamique du plancton	381-388
PAGEAU, Y. The great Devonian controversy (M.J.S. Rudwick)	235
PAQUETTE, D. (voir SABOURIN, A. & D. PAQUETTE)	513-516
PARENT, L.E. (voir CAMARA, I., M.P. CESCAS, A. KARAM & L.E. PARENT)	141-149
PEREZ, E. Rythme circadien d'activité chez la truite juvénile : influence de la perception de congénères	343-350
PIHAN, J.-C. Situation du réseau hydrographique du Massif Vosgien (nord-est de la France) face au problème des précipitations acides	261-267
PINEL-ALLOUL, B., G. MÉTHOT & G. CODIN-BLUMER. Structure spatiale du zooplancton des lacs du Québec : relation avec l'acidité	295-305
PINEL-ALLOUL, B. (voir MÉTHOT, G. & B. PINEL-ALLOUL)	369-379
PIP, E. Distribution and species richness of aquatic macrophytes in a group of Manitoba ponds	167-175
PLAMONDON, A.P. (voir PRÉVOST, M. & A.P. PLAMONDON)	127-132
POTVIN, F. (voir MESSIER, F., F. POTVIN & F. DUCHESNEAU)	477-486
POULIN, M., L. BÉRARD-TERRIAULT & A. CARDINAL. Les diatomées (Bacillariophyceae) benthiques de substrats durs des eaux marines et saumâtres du Québec. 7. Naviculales (les genres <i>Plagiotropis</i> et <i>Entomoneis</i>), Epithémiales et Surilellales	67-80
POULIN, B. (voir BÉRARD-TERRIAULT, L., A. CARDINAL & M. POULIN)	81-103
PRÉVOST, M. & A.P. PLAMONDON. Interception de la pluie par les débris et la couverture végétale établie après la coupe à blanc	127-132
RAMCHARITAR, S. (voir KAPOOR, B.M., S. RAMCHARITAR & C. GERVAIS)	105-116
REDDIN, D.G. Contribution of North American Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i> L.) to the Faroese fishery	187-193

REEVES, R.R. & E. MITCHELL. Catch history, former abundance, and distribution of white whales in Hudson Strait and Ungava Bay	1-65
ROBERT, D. (voir CAUBOUÉ, M., J. TREMBLAY & D. ROBERT)	459-475
ROY, D. (voir MESSIER, D. & D. ROY)	357-368
SABOURIN, A. & D. PAQUETTE. Plantes vasculaires d'intérêt phytogéographique sur l'escarpement de Shawbridge (Prévost), Québec	513-516
SENÉCAL, M. & D.L. BENOIT. Influence du type de semis, du contenant et de la fertilisation sur la croissance et le contenu en éléments minéraux de plants d'asclépiade (<i>Asclepias syriaca</i> L.)	507-511
THÉRIEN, N. (voir MORRISON, K.A. & N. THÉRIEN)	381-388
THERRIEN, H.-P. (voir VÉZINA, L., C.-J. BOUCHARD & H.-P. THERRIEN)	151-157
TREMBLAY, J. (voir CAUBOUÉ, M., J. TREMBLAY & D. ROBERT)	459-475
VERREAULT, G. (voir WALSH, G., G. VERREAULT & Y. VIGNEAULT)	269-282
VÉZINA, L., C.-J. BOUCHARD & H.-P. THERRIEN. Régénération de la petite oseille (<i>Rumex acetosella</i> L.) après la coupe ou le travail du sol	151-157
VIGNEAULT, Y. (voir WALSH, G., G. VERREAULT & Y. VIGNEAULT)	269-282
WALSH, G., G. VERREAULT & Y. VIGNEAULT. Acidification minérale et organique des rivières de la Côte-nord (golfe du Saint-Laurent)	269-282

DIRECTIVES AUX AUTEURS

ORIENTATION DE LA REVUE

Le Naturaliste canadien (*Revue d'écologie et de systématique*) publie des articles inédits, rédigés en français ou en anglais, *découlant de travaux de recherche* en écologie fondamentale et appliquée, en systématique et dans certains domaines apparentés. Tout manuscrit soumis est l'objet d'une évaluation externe par des pairs.

PRÉSENTATION GÉNÉRALE

Les manuscrits, dactylographiés à *double interligne* sur le recto de feuilles de 21,5 × 28 cm, seront expédiés en *quatre* exemplaires à l'adresse suivante: LE NATURALISTE CANADIEN, Département de biologie, Université Laval, Sainte-Foy, Québec G1K 7P4 (Canada).

Les éléments du manuscrit sont les suivants: (1) le titre; le nom de l'auteur, le nom et l'adresse de l'institution à laquelle appartient l'auteur; (2) un titre courant d'un maximum de 50 lettres et espaces; (3) un résumé français et un résumé anglais; (4) le texte; (5) sur des feuilles séparées, les tableaux (numérotés en chiffres romains) et les légendes des figures (numérotées en chiffres arabes).

TEXTE

La Direction de la revue recommande le plan suivant: résumé, *abstract*, introduction, matériel et méthodes, résultats, discussion, conclusion, remerciements et références bibliographiques.

On tiendra compte des remarques suivantes: (1) les caractères soulignés d'un trait simple sont composés en italique; (2) les notes inframarginales doivent être réduites à un strict minimum et numérotées consécutivement; (3) pour les unités de mesure, on doit utiliser le SI (système international d'unités).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Elles sont indiquées dans le texte par le nom de l'auteur et l'année de publication. Dans la liste, à la fin du manuscrit, elles sont citées par ordre alphabétique des noms d'auteurs, en s'inspirant de la présentation suivante:

BOUCHARD, A. & P. F. MAYCOCK, 1978. Les forêts décidues et mixtes de la région appalachienne du sud québécois. — *Naturaliste can.*, 105: 383-415.

LEGENDRE, L. & P. LEGENDRE, 1979. Écologie numérique. 1. Le traitement multiple des don-

nées écologiques. — Masson, Paris & Les Presses de l'Université du Québec, Montréal, 197 p.

LEVINS, R., 1975. Evolution in communities near equilibrium. — Pages 16-50 in M. L. Cody & J. M. Diamond (ed.). *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge, Mass., 545 p.

Les titres des périodiques doivent être abrégés selon «World List of Scientific Periodicals».

ILLUSTRATIONS

Les *photographies* doivent être tirées sur papier glacé et fortement contrastées. On regroupe, autant que possible, les photographies sur une même planche, en les collant sur un carton rigide, sans oublier de les numéroter proprement et lisiblement au coin droit. Quatre séries sont requises.

Les *dessins* doivent être faits à l'encre de Chine sur papier à dessin blanc. Le lettrage doit être fait à l'aide d'un appareil à dessin ou l'équivalent (mais non à la machine à écrire ou par l'imprimante d'un ordinateur). Il doit être suffisamment grand pour avoir, après la réduction finale, au moins 2 mm de hauteur. En plus de l'original, on est prié de fournir trois copies de chacun des graphiques.

Dans le cas des dessins et des photographies, bien tenir compte de leur réduction à un format ne dépassant pas 12,5 × 20 cm, légende comprise.

On présentera la liste des légendes sur une page séparée. On indiquera cependant à l'endos des photographies et des dessins le nom de l'auteur et le numéro de figure.

FRAIS

La revue n'impose aucune charge aux auteurs, mais elle invite ceux qui le peuvent à contribuer aux frais de publication.

Par ailleurs, la Direction de la revue limite ses frais de clichage à trois clichés par article et ses frais de composition de tableaux à trois tableaux par article. Les clichés additionnels, les hors-textes, les tableaux démesurés ou trop denses, de même que les corrections d'auteur, sont entièrement à la charge des auteurs.

TIRÉS À PART

La revue offre gracieusement vingt-cinq tirés à part de chaque article.

INFORMATION FOR CONTRIBUTORS

EDITORIAL POLICY

Are considered for publication in "Le Naturaliste canadien" (Revue d'écologie et de systématique) manuscripts in French or in English, based on *original research* in basic and applied ecology, systematics, and related sciences. Every manuscript will be subjected to normal reviewing process by external referees.

GENERAL PRACTICES

Manuscripts should be typewritten in *double* spacing throughout, on one side of bond paper 21.5 × 28 cm, and submitted *in four copies* to: LE NATURALISTE CANADIEN, Département de biologie, Université Laval, Sainte-Foy, Québec G1K 7P4 (Canada).

The sequence of material should be: (1) title, author's name, author's affiliation and address; (2) a running head of no more than 50 letters and spaces; (3) a French and an English abstract; (4) the manuscript proper; (5) on separate pages, Tables (numbered consecutively in Roman numerals) and Figure captions (numbered consecutively in Arabic numerals).

MANUSCRIPT DETAILS

The arrangement of the contents should generally be as follows: *Résumé*, Abstract, Introduction, Materials and methods, Results, Discussion, Conclusion, Acknowledgments, and References.

In preparing copy please take the following remarks into account: (1) underscore only where italics are intended; (2) footnotes are to be avoided as far as possible, but if they must be used they should be numbered consecutively; (3) SI units should be used.

REFERENCES

Literature references in the text should be by author, followed by year of publication. All papers referred to in the manuscript should be listed alphabetically by first author, according to the following examples:

BOUCHARD, A. & P. F. MAYCOCK, 1978. Les forêts décidues et mixtes de la région appalachienne du sud québécois. — *Naturaliste can.*, 105: 383-415.

LEGENDRE, L. & P. LEGENDRE, 1979. *Écologie numérique*. 1. Le traitement multiple des données écologiques. — Masson, Paris & Les Presses de l'Université du Québec, Montréal, 197 p.

LEVINS, R., 1975. Evolution in communities near equilibrium. — Pages 16-50 *in* M. L. Cody & J.M. Diamond (ed.). *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge, Mass., 545 p.

Abbreviations for titles of periodicals should follow the "World List of Scientific Periodicals".

ILLUSTRATIONS

Prints of *photographs* should be made on glossy paper with a wide range in tone. They should be cropped, mounted with rubber cement on white cardboard, and clearly numbered at the right corner of each photograph. Four complete sets of photographs must be submitted.

Drawings should be made with black india ink on white drawing paper. All lettering should be made with a lettering system (but no part of it type-written nor computer-printed). All lettering must be sufficiently large to be at least 2 mm on final reproduction. One original and three clean copies of each drawing should be submitted.

Drawings and photographs must be made to a scale allowing reduction to an area not exceeding 12.5 × 20 cm inclusive of captions.

Captions should be typed in paragraph form on a separate page. Each illustration should be clearly labelled on the back, giving the name of the author and the figure number.

CHARGES

There is no systematic page charges, but any contribution toward cost of publication is welcomed.

The first three Figures and the first three Tables of each paper are free of charge. However, additional Figures, Tables or Figures requiring a fold-out leaf, broad or unusually dense Tables, as well as alterations in proof are fully charged to the author.

REPRINTS

Twenty-five reprints are offered free of charge.

Études biologiques du comportement. –

Naturaliste canadien (*Revue d'écologie et de systématique*)

vol. 113, n° 3, 1986, 69 pages, 15 \$

Expédier votre chèque ou mandat à:

Le Naturaliste canadien
Revue d'écologie et de systématique
Département de biologie, Pavillon Alexandre-Vachon
Université Laval, Sainte-Foy (Québec) G1K 7P4

Biological studies of behavior. –

Naturaliste canadien (*Revue d'écologie et de systématique*),

vol. 113, n° 3, 1986, 69 pages, 15 \$

Send your cheque or money order to:

Le Naturaliste canadien
Revue d'écologie et de systématique
Département de biologie, Pavillon Alexandre-Vachon
Université Laval, Sainte-Foy (Québec) G1K 7P4

LE NATURALISTE CANADIEN

REVUE D'ÉCOLOGIE ET DE SYSTÉMATIQUE

VOLUME 114

NUMÉRO 4

1987

LAFRANCE, P., J.M.M. DUBOIS & F. BONN La télédétection des milieux humides: comparaison des images MSS, TM et SPOT	433-448
MOORE, T.R. & M.A. DUBREUIL The neutralization of acid precipitation by beech and maple stands in Southern Québec	449-457
CAUBOUÉ, M., J. TREMBLAY & D. ROBERT Méthodologie pour évaluer le potentiel pour la randonnée pédestre des boisés urbains et périurbains	459-475
MESSIER, F., F. POTVIN & F. DUCHESNEAU Faisabilité d'une réduction expérimentale du coyote afin d'accroître une population de cerfs de Virginie	477-486
BARABÉ, D. & S. FORGET Analyse phylogénique des Calloideae (Araceae)	487-494
LEVESQUE, C. & G.-Y. LEVESQUE Activité, succession saisonnière et taille de coléoptères épigés d'un pré du sud du Québec	495-506
SENÉCAL, M. & D.L. BENOIT Influence du type de semis, du contenant et de la fertilisation sur la croissance et le contenu en éléments minéraux de plants d'asclépiade (<i>Asclepias syriaca</i> L.)	507-511
COMMUNICATION BRÈVE	
SABOURIN, A. & D. PAQUETTE Une flore particulière sur l'escarpement de Shawbridge (Prévoist), Québec	513-516
REVUE DES LIVRES	
DIONNE, J.-C. La calotte glaciaire laurentidienne/The Laurentide Ice Sheet (R.J. Fulton & J.T. Andrews)	518-519
BARRETTE, C. Primate societies (B.B. Smuts, D.L. Cheney, R.M. Seyfarth, R.W. Wrangham & T.T. Struhsaker)	517-518
BOVET, J. L'univers odorant de l'animal (Y. Leroy)	518

TABLE DES MATIÈRES DU VOLUME 114

INDEX ALPHABÉTIQUE DES AUTEURS

REÇU

SEP 8 1988

ÉNERGIE ET RESSOURCES
CENTRE DE DOCUMENTATION
TERRES ET FORÊTS