

le naturaliste canadien

Volume 133, numéro 3
Automne 2009

LA SOCIÉTÉ PROVANCHER
D'HISTOIRE NATURELLE
DU CANADA

Revue de diffusion des connaissances en sciences naturelles et en environnement

DEWIS ESTUARINS



**Colloque sur la recherche scientifique dans le
réseau québécois des parcs nationaux (Sépaq)**
La connaissance au service de la conservation

Numéro spécial

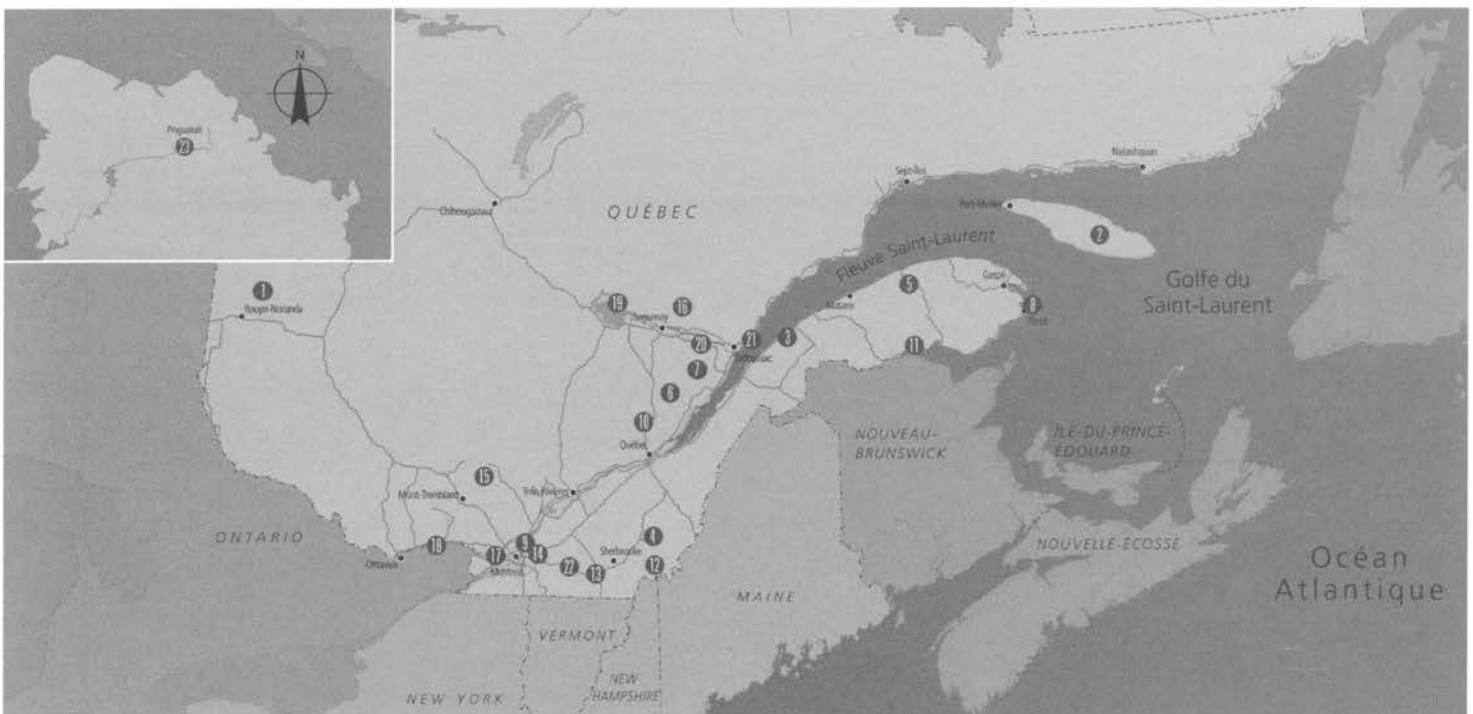
La mission de Parcs Québec



Dans la perspective d'un développement harmonieux sur les plans culturel, social, économique et régional, Parcs Québec assure la conservation et la mise en valeur de territoires représentatifs des 43 régions naturelles du Québec ou de sites à caractère exceptionnel, tout en les rendant accessibles à des fins éducatives et de plein air.

Tous les parcs nationaux du Québec ont été créés en vertu des standards de l'Union internationale pour la conservation de la nature. Ces critères se définissent comme suit :

- Une aire relativement vaste qui présente un ou plusieurs écosystèmes généralement peu ou pas transformés par l'exploitation.
- Où les espèces animales et végétales, les sites géomorphologiques et les habitats ont un intérêt particulier du point de vue scientifique, éducatif ou récréatif, ou qui offre un paysage d'une grande beauté.
- Dans laquelle la plus haute autorité compétente du pays a pris des mesures pour éliminer l'exploitation et pour y faire respecter les ensembles écologiques, géomorphologiques ou esthétiques.
- Dont la visite est autorisée, sous certaines conditions, à des fins éducatives, culturelles ou récréatives.



LE RÉSEAU DES PARCS NATIONAUX DU QUÉBEC

- | | | | | | |
|---|---|----|---|----|--------------------------------------|
| 1 | Parc national d'Aigüebelle | 8 | Parc national de l'Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé | 15 | Parc national du Mont-Tremblant |
| 2 | Parc national d'Anticosti | 9 | Parc national des Îles-de-Boucherville | 16 | Parc national des Monts-Valin |
| 3 | Parc national du Bic | 10 | Parc national de la Jacques-Cartier | 17 | Parc national d'Oka |
| 4 | Parc national de Frontenac | 11 | Parc national de Miguasha | 18 | Parc national de Plaisance |
| 5 | Parc national de la Gaspésie | 12 | Parc national du Mont-Mégantic | 19 | Parc national de la Pointe-Taillon |
| 6 | Parc national des Grands-Jardins | 13 | Parc national du Mont-Orford | 20 | Parc national du Saguenay |
| 7 | Parc national des Hautes-Gorges-de-la-Rivière-Malbaie | 14 | Parc national du Mont-Saint-Bruno | 21 | Parc marin du Saguenay-Saint-Laurent |
| | | | | 22 | Parc national de la Yamaska |
| | | | | 23 | Parc national des Pingualuit |

Table des matières

Le mot de la ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs	3
Le mot du président-directeur général de la Société des établissements de plein air du Québec	4
Le mot du comité organisateur du Colloque sur la recherche scientifique dans le réseau des parcs nationaux	5
Faune	
Le parc national de la Gaspésie est-il un outil de conservation efficace pour maintenir une population menacée de caribou ?	6
Les caribous montagnards de la Gaspésie représentent la dernière population de l'espèce vivant encore au sud du fleuve Saint-Laurent. Malgré des investissements considérables en recherche et en aménagement, leur conservation demeure incertaine. <i>Martin-Hugues St-Laurent, Jean-Pierre Ouellet, Arnaud Mosnier, Dominic Boisjoly et Réhaume Courtois</i>	
La dynamique des porcs-épics du parc national du Bic	16
Depuis au moins le milieu du XIX ^e siècle, la population de porcs-épics du parc montre des fluctuations cycliques de 11 et 22 ans, en lien avec l'activité solaire et le climat local. Ainsi, la densité est passée de 40 individus par kilomètre carré à 0,5 entre 2000 et 2008, les porcs-épics étant particulièrement vulnérables aux prédateurs durant les hivers rigoureux. <i>Dominique Berteaux</i>	
Conservation de la grive de Bicknell au Québec: la contribution des aires protégées	22
La grive de Bicknell, dont 80 % de l'aire de répartition se trouve au Québec, n'a été reconnue comme espèce distincte qu'au début des années 1990. Cette espèce possède une aire de répartition fragmentée et restreinte à cause de ses besoins en habitat. Les parcs québécois peuvent jouer un rôle pour sa conservation. <i>Yves Aubry et Sébastien Paradis</i>	
Tadoussac: sentinelle ornithologique de la forêt boréale au parc national du Saguenay	27
Depuis 1993, des observateurs accumulent patiemment des informations sur les oiseaux de proie et les passereaux qui passent par Tadoussac lors de leur migration. Avec le temps, ces informations renseignent sur les tendances démographiques; cinq exemples en témoignent. <i>Jacques Ibarzabal, Pascal Côté et Bruno Drolet</i>	
Les fous de Bassan du parc national de l'Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé: situation actuelle et opportunités de recherche	33
L'île Bonaventure abrite une grande colonie de fous de Bassan. L'accessibilité facile de l'île et la tolérance des fous font de ce lieu un site exceptionnel pour l'étude des oiseaux marins. <i>Jean-François Rail</i>	
Le parc national du Bic: un site essentiel pour la recherche et le suivi de l'anguille d'Amérique dans le système du fleuve Saint-Laurent	39
L'anguille d'Amérique peine à se maintenir dans le bassin du fleuve Saint-Laurent. Depuis 1999, les jeunes anguilles qui remontent la rivière du Sud-Ouest, dans le parc national du Bic, se raréfient. Est-ce que les efforts d'aménagement et de conservation pourront renverser ce déclin du recrutement? <i>Guy Verreault et Rémi Tardif</i>	
Flore	
Conservation de la phéoptère à hexagones au parc national du Mont-Saint-Bruno: un refuge pour cette fougère menacée	46
Le parc national du Mont-Saint-Bruno abrite 60 % des effectifs de la phéoptère à hexagones du Québec, une espèce menacée. Depuis 2000, le nombre de frondes a décliné dans le parc. Pourra-t-on renverser la tendance? <i>Andrée Nault</i>	
Les petits parcs protègent-ils leur flore? L'exemple des parcs nationaux du Bic, de Frontenac et de l'Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé	52
Malgré la taille relativement restreinte de certains parcs québécois, la flore indigène s'y est bien maintenue depuis leur création. Toutefois, des espèces envahissantes ont fait leur apparition; une gestion adéquate des infrastructures peut ralentir l'invasion. <i>Claude Lavoie, Annie Saint-Louis, Marilou Bourdages, Marie-Claire LeBlanc et Geneviève Meunier</i>	

Écosystèmes aquatiques

- Le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent: un habitat exceptionnel pour les baleines** 57
La géologie, les courants, le zooplancton et les poissons fourragers fournissent un habitat exceptionnel aux baleines dans le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent. Cependant, l'activité humaine grandissante et les changements climatiques ont un impact négatif sur la faune du parc.

Yvan Simard

- Les cyanobactéries et leur toxicité dans différents compartiments biologiques de la chaîne trophique du réservoir Choinière, parc national de la Yamaska** 62
Les cyanobactéries abondent durant l'été dans les eaux du réservoir Choinière mais la concentration de toxines qu'elles peuvent contenir demeura relativement basse dans la chair des perchaudes en 2007.

Philippe Juneau, Charles P. Deblois, Christian DeBlois et Alain Mochon

Géomorphologie

- Trois décennies d'observation des fluctuations du régime thermique du pergélisol dans le parc national de la Gaspésie** 69
Depuis 1977, on a suivi la dynamique du pergélisol du mont Jacques-Cartier, qui se situe entre 6 et 100 m de profondeur. Ces observations ont permis de modéliser le pergélisol du parc et le dispositif expérimental permettra de suivre la réponse des sols gelés aux changements climatiques.

James Gray, Étienne Godin, Jacynthe Masse et Daniel Fortier

Paléontologie

- La conservation exceptionnelle des fossiles du parc national de Miguasha** 78
Le parc de Miguasha abrite un gisement fossilifère à conservation exceptionnelle en raison de l'abondance de fossiles articulés et de la conservation occasionnelle de traces de tissus mous habituellement invisibles. Ces spécimens contribuent à mieux comprendre l'évolution de la vie sur terre.

Philippe Janvier et Marius Arsenault

- La contribution des poissons fossiles du parc national de Miguasha à la biologie évolutive du développement** 84
Parmi les poissons fossiles de Miguasha se trouvent de petits spécimens représentant des formes larvaires ou juvéniles pour 14 des 20 espèces. Cette caractéristique, alliée à la représentativité évolutive de la faune, fait de ce site un lieu incontournable pour l'étude de la biologie évolutive du développement.

Richard Cloutier, Isabelle Béchard, France Charest et Olivier Matton

Travaux appliqués

- La réserve internationale de ciel étoilé du mont Mégantic: les multiples retombées de la préservation d'un environnement nocturne** 96
Une collaboration exceptionnelle du milieu a permis de faire de la région du mont Mégantic la première réserve internationale de ciel étoilé, ce qui y assurera la pérennité des activités de recherche, d'éducation et de tourisme en astronomie.

Chloé Legris

- Le contrôle de l'herbe à puce au parc national d'Oka** 102
L'application d'une solution à base de chlorure de sodium a permis le contrôle de l'herbe à puce au parc national d'Oka.

Alain Meilleur

- Prévenir la familiarisation des loups: une démarche nouvelle devant un problème nouveau au parc national du Mont-Tremblant** 107
Devant la tolérance dont font maintenant preuve les humains à leur égard, les loups deviennent plus familiers dans certains parcs d'Amérique du Nord. Un nouveau problème auquel sont confrontés les gestionnaires de ces aires protégées.

Hugues Tennier

- Le Programme de suivi de l'intégrité écologique de parcs Québec** 117
En 2004, les gestionnaires des parcs nationaux québécois ont mis en place un programme de suivi de l'intégrité écologique faisant appel à de nombreux indicateurs liés à la qualité des habitats et à l'activité humaine. Un premier bilan quinquennal sera produit en 2009.

Patrick Graillon



En cette année 2009, nous soulignons avec fierté les dix ans de la Sépaq comme gestionnaire des parcs nationaux du Québec. Dix ans durant lesquels la Société a amené le réseau Parcs Québec à un niveau de qualité comparable à celui des grands réseaux de parcs nationaux que l'on trouve ailleurs dans le monde, et ce, aussi bien en matière de conservation que d'éducation. Un mandat exigeant, soit, mais dont les résultats permettent aujourd'hui à un nombre croissant de Québécois et de Québécoises de découvrir, dans le plus grand respect, leurs parcs nationaux.

La tenue de ce premier colloque sur la recherche scientifique vise, entre autres, à faire connaître la contribution de la Sépaq à la conservation des parcs nationaux. En effet, ces territoires exceptionnels jouent un rôle déterminant dans la stratégie québécoise sur les aires protégées. Ils sont également essentiels à la protection d'espèces rares ou menacées. Nos 23 parcs nationaux sont de véritables laboratoires à ciel ouvert, témoins de l'évolution naturelle des régions. Ainsi, l'amélioration de notre connaissance des parcs et l'augmentation des travaux scientifiques contribuent à mettre au grand jour leur valeur écologique.

Je remercie tous les chercheurs présents à ce colloque qui, par leurs travaux menés sur nos territoires, permettent à la Sépaq de mieux connaître et de mieux conserver notre plus beau patrimoine naturel protégé.

Bonne lecture!

A handwritten signature in black ink that reads "Line Beauchamp".

Line Beauchamp
Ministre du Développement durable,
de l'Environnement et des Parcs



En 1999, la Société des établissements de plein air du Québec s'est vu confier par le gouvernement du Québec la gestion des parcs québécois, avec le mandat de créer un véritable réseau de parcs nationaux. Dix ans plus tard, nous sommes fiers de présenter le premier colloque sur la recherche scientifique dans le réseau québécois des parcs nationaux : « La connaissance au service de la conservation ». Cet événement, qui s'est déroulé les 27 et 28 octobre 2009 à la Station touristique Duchesnay, a permis à une vingtaine de chercheurs et de professionnels reconnus d'exposer les résultats de leurs travaux réalisés dans les parcs québécois.

Les connaissances sont à la base de l'atteinte de la mission des parcs. Pour conserver, il faut connaître ! Depuis de nombreuses années, des travaux scientifiques sont réalisés par des chercheurs provenant de différentes institutions de recherche et contribuent à la protection de ces joyaux collectifs.

Afin d'améliorer la connaissance de ces territoires, la Sépaq s'est donné comme objectif dans son plan stratégique 2007-2012, de favoriser la réalisation de partenariats de recherche scientifique. Les connaissances acquises permettront de mieux comprendre l'évolution de ces territoires protégés et de poser les gestes nécessaires afin de bâtir ensemble un véritable réseau de parcs nationaux à la hauteur des attentes des Québécois et des Québécoises.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Alain Cloutier'.

Alain Cloutier
Président-directeur général
Sépaq

Des recherches scientifiques se font dans le réseau québécois des parcs nationaux depuis plus d'un siècle (et même depuis 1842 dans le cas du site fossilifère de Miguasha). Au début des années 2000, la Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq) s'est dotée d'une Stratégie d'acquisition de connaissances, de recherche et de conservation pour le réseau des parcs nationaux. Dans cette stratégie figurait la volonté de tenir un colloque sur la recherche scientifique afin de mettre en lumière les travaux de recherche qui sont réalisés dans les parcs et de stimuler la réalisation de nouveaux projets.

Depuis, deux colloques ont eu lieu, un au parc national du Bic, en 2007, et l'autre, au parc marin Saguenay – Saint-Laurent, en 2008. Ces colloques, qui furent de francs succès, ont confirmé la nécessité de faire une synthèse plus générale des travaux effectués par les chercheurs dans l'ensemble des parcs du réseau.

La Sépaq a donc profité du dixième anniversaire de sa prise en charge de la gestion des parcs nationaux du Québec pour organiser le *Colloque sur la recherche scientifique dans le réseau des parcs nationaux* qui a eu lieu les 27 et 28 octobre 2009 à la Station touristique Duchesnay. Ce colloque a offert à 19 chercheurs ou équipes de chercheurs provenant de différentes institutions de recherche et ayant réalisé des projets dans différentes régions au Québec, l'opportunité de présenter à une grande audience les travaux les plus significatifs qu'ils ont effectués récemment dans les parcs. Ces travaux, de nature très variée (archéologie, écotoxicologie, faune, flore, géomorphologie, paléontologie, etc.), ont mis en lumière la pertinence de la recherche pour l'acquisition de connaissances et pour l'amélioration de la planification et de la protection de ces aires protégées exceptionnelles que constituent les parcs nationaux.

La Sépaq désirait aussi que subsiste un témoignage durable de cet événement. Le comité organisateur du colloque a donc demandé à tous les conférenciers de rédiger un article résumant l'essentiel de chaque communication présentée. Vous trouverez dans ce numéro spécial du *Naturaliste canadien* le recueil des articles, recueil qui constitue un échantillon représentatif de la qualité des travaux de recherche qui se font dans les parcs nationaux du Québec. Ces articles mettent en relief toute l'importance de la protection de petits ou de vastes territoires sous la forme de parcs pour la préservation du patrimoine naturel et culturel de la province pour les générations futures.

Ce numéro spécial du *Naturaliste canadien* est le fruit du travail de plusieurs personnes. Le comité organisateur remercie bien sûr tous les auteurs pour leurs contributions de qualité. Il remercie aussi le rédacteur en chef du *Naturaliste canadien*, Michel Crête, pour sa collaboration et pour son travail de révision et d'édition de tous les textes. Le comité remercie également les réviseurs linguistiques, Huguette Carretier et Camille Rousseau, ainsi que Thérèse Gadbois pour l'édition et la mise en page des manuscrits. Enfin, il faut souligner la contribution financière très appréciée des commanditaires de ce numéro.

Le comité organisateur souhaite que ce recueil contribue à la protection et à la mise en valeur des parcs nationaux québécois et espère que vous en apprécierez sa lecture.

Claude Lavoie
Université Laval
Rédacteur *ad hoc* du numéro spécial

Paule Bussièrès
Parcs Québec, Sépaq

René Charest
Parc national de Frontenac, Sépaq

Le parc national de la Gaspésie est-il un outil de conservation efficace pour maintenir une population menacée de caribou ?

Martin-Hugues St-Laurent, Jean-Pierre Ouellet, Arnaud Mosnier,
Dominic Boisjoly et Réhaume Courtois

Résumé

Le parc national de la Gaspésie et la population de caribou qu'il abrite partagent une histoire indissociable. Créé en 1937, le parc national de la Gaspésie est le troisième plus vieux parc du Québec, après celui du Mont-Tremblant (1894) et des Laurentides (1895)¹. Dès sa création, la conservation du caribou constituait un objectif de gestion prioritaire. Après plus de 70 ans, quel regard est-il possible de poser sur l'atteinte de cet objectif? Qu'avons-nous appris sur cette population vulnérable et sur les menaces auxquelles elle fait face? Quels sont les prochains défis à aborder pour assurer le maintien de la population de caribou de la Gaspésie? À travers un survol des différents travaux réalisés sur cette population, nous brossons le portrait actuel de la situation du caribou montagnard de la Gaspésie, nous portons un regard sur les efforts investis pour sa conservation et nous nous interrogeons sur son avenir.

Introduction

Un peu plus de 30 ans après l'adoption de la *Loi sur les parcs* du Québec (1977) et forts de plusieurs années de recherche menée de manière concertée, le temps est venu de poser un regard critique sur l'efficacité de la stratégie de conservation de différents parcs nationaux en lien avec la conservation d'espèces à statut précaire. À cet effet, le parc national de la Gaspésie représente un excellent exemple de protection de territoire visant à favoriser le maintien d'une espèce particulière, soit le caribou de la Gaspésie. Nous présentons ici un survol des différents travaux de recherche réalisés dans le parc afin de dresser le portrait actuel de la population, de porter un regard critique sur les efforts investis et de s'interroger sur l'avenir du caribou montagnard en Gaspésie.

Historique de la population de caribou et du parc national de la Gaspésie

Le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), et plus spécifiquement l'écotype forestier, est une espèce au statut préoccupant en Amérique du Nord, ayant récemment été désignée menacée au Canada (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2006) et vulnérable au Québec (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, 2007). Au Québec, la limite méridionale de son aire de répartition continue a fortement régressé vers le nord depuis le milieu du XIX^e siècle, principalement en raison d'une chasse abusive et de la destruction de son habitat de prédilection (transformation temporaire de forêts matures

en jeunes forêts ou transformation permanente en terres agricoles, espaces résidentiels ou industriels; Bergerud, 1974). Le caribou des bois est représentatif de la biodiversité dans la forêt boréale canadienne, principalement des espèces associées à la forêt mature (Rempel et collab., 2004). Plus de 70% des hardes seraient en décroissance au Canada (Mallory et Hillis, 1998) et la progression des coupes forestières vers le nord serait responsable du déclin des populations les plus méridionales (Schaefer, 2003).

En lien avec ce recul, la population de caribou de la Gaspésie représente le dernier vestige des populations qui occupaient jadis le nord-est des États-Unis et du Canada (Bergerud et Mercer, 1989). Cette population relique, génétiquement distincte des autres écotypes de la sous-espèce du caribou des bois, constitue l'une des deux seules hardes montagnardes connues dans l'est de l'Amérique du Nord (Courtois et collab., 2003), l'autre étant située dans les monts Torngats (péninsule du Labrador). Isolée géographiquement des autres populations de caribou depuis plus de 150 ans, elle est de plus la seule population de l'espèce

Martin-Hugues St-Laurent (biologiste, Ph. D.) est professeur en écologie animale à l'Université du Québec à Rimouski (UQAR) et membre du groupe de recherche BORÉAS; Jean-Pierre Ouellet (biologiste, Ph. D.) est vice-recteur à la formation et à la recherche à l'UQAR et membre de BORÉAS et du Centre d'études nordiques (CEN); Arnaud Mosnier (biologiste, Ph. D.) et Dominic Boisjoly (biologiste, M. Sc.) sont tous deux récemment diplômés de l'UQAR et Réhaume Courtois (biologiste, Ph. D.) est gestionnaire et chercheur à la Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF).

martin-hugues_st-laurent@uqar.ca

1. En 1981, le statut du parc des Laurentides a été modifié et le territoire est maintenant connu comme étant la réserve faunique des Laurentides.

au sud du fleuve Saint-Laurent (Ouellet et collab., 1996). Cette population utilise tout au long de l'année le refuge topographique que constituent les monts McGerrigle, Albert et Logan, effectuant des mouvements altitudinaux entre la toundra alpine et la forêt boréale des flancs de montagne (Ouellet et collab., 1996).

La population de la Gaspésie a fortement diminué depuis la fin du XIX^e siècle. Le caribou était encore présent à Gaspé en 1868, où il était parfois vu près des habitations, mais dès 1887, il était considéré comme rare dans la vallée de la rivière Matapédia (Guay, 1983). L'effectif de la population, estimé entre 700 et 1 500 individus en 1953 (Moisan, 1956), a décliné jusqu'à environ 300 à 400 individus en 1969, puis à environ 250 à 300 individus au début des années 1980 (Gauthier, 1980), avant d'atteindre son plus bas niveau en 2001, soit 140 individus (Fournier et Faubert, 2001). C'est cette diminution draconienne des effectifs qui lui a valu, en 1984, l'attribution du statut de population menacée par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, puis en 2000, de population en voie de disparition. Le gouvernement du Québec l'a pour sa part désignée vulnérable en 2001 et menacée en 2009.

En réponse à ce déclin marqué, plusieurs actions de conservation ont été entreprises au cours des dernières décennies, notamment l'arrêt de la chasse sportive (de 1929 à 1934, puis de nouveau à partir de 1949), le contrôle des activités d'exploitation des ressources naturelles (la coupe forestière et l'exploitation minière) et la création du parc de la Gaspésie, le 14 avril 1937. Bien que le premier objectif de la création de ce parc ait été la protection permanente de la beauté panoramique du mont Albert et des monts de la Table (Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, 1987), la protection permanente du caribou figurait également parmi les principaux objectifs (troisième priorité).

Quels sont les facteurs responsables du déclin ?

Plusieurs facteurs peuvent être mis en cause dans le déclin sévère de la population de caribou de la Gaspésie depuis un siècle et demi. Il est bien connu que le caribou présent en milieu forestier est intimement associé à la forêt coniférienne mature. La coupe forestière et l'utilisation du territoire par l'homme ont cependant fortement réduit la superficie des grands massifs forestiers résineux matures qui existaient à l'origine dans le nord-est de l'Amérique du Nord (Bergerud, 1974). La création du parc n'a pas nécessairement freiné cette pression, puisque, dès 1938 (soit un an après la création du parc), un décret ministériel autorisait la coupe des peuplements forestiers âgés de plus de 50 ans; les activités de récolte s'y sont poursuivies jusqu'à l'adoption de la *Loi sur les parcs* en 1977. En Gaspésie, la population de caribou a aussi souffert de deux épisodes de chasse intensive (vers 1900 et 1915) ainsi que d'une épizootie (1920–1928) qui ont eu

des impacts particulièrement importants sur la population (Moisan, 1956). Le caribou étant une espèce sensible au dérangement par l'homme (Duchesne et collab., 2000), la population de la Gaspésie a dû, elle aussi, vivre avec de nombreuses pressions anthropiques sur son habitat. Outre l'exploitation forestière, on a aussi autorisé l'exploitation minière dans le parc de 1943 à 1963.

La prédation a souvent été identifiée comme l'une des principales causes naturelles de déclin des populations de caribou des bois en Amérique du Nord (Seip, 1992; Rettie et Messier, 1998). De nombreux chercheurs estiment aussi que la modification anthropique de l'habitat naturel du caribou – et plus particulièrement la coupe forestière – est la cause ultime des diminutions d'abondance ou de l'extinction de plusieurs hardes (p. ex. Vors et collab., 2007; Wittmer et collab., 2007). La perte de couvert forestier mature et l'enfeuillement des parterres de coupe résultant des pratiques sylvicoles favoriseraient, entre autres, l'expansion démographique des populations d'ongulés comme l'orignal (*Alces alces*) ou le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) par le biais d'une augmentation de la disponibilité alimentaire (jeunes pousses d'essences feuillues et de sapin baumier; Côté et collab., 2004; Courtois et Ouellet, 2007). Par un phénomène appelé « compétition apparente » (Holt, 1984), cette expansion des populations d'ongulés favoriserait la croissance des populations de prédateurs, particulièrement celles du loup gris (*Canis lupus*), principal prédateur du caribou (Bergerud, 1974). Ceci ajoute une pression de prédation supplémentaire sur le caribou (Seip, 1992; Rettie et Messier, 1998). Enfin, le rajeunissement des paysages forestiers offre également un habitat de qualité à l'ours noir (*Ursus americanus*), un grand omnivore qui profite de l'abondance des petits fruits dans les coupes forestières en régénération pour se nourrir (Mosnier et collab., 2008a) et qui représente un prédateur des faons des caribous en forêt boréale (Lambert et collab., 2006).

Sur la péninsule gaspésienne, l'absence du loup gris (éradiqué au sud du fleuve Saint-Laurent depuis plus d'un siècle; George, 1976) et le contrôle des populations d'ours noir par les premiers gardiens du parc ont longtemps favorisé la survie du caribou. Par ailleurs, depuis quelques décennies, l'absence du loup, la croissance des populations de cerfs et d'originaux ainsi que l'intensification de l'exploitation forestière et de l'agriculture ont favorisé, dans l'est de l'Amérique du Nord, l'expansion des populations de coyote (*Canis latrans*). En effet, l'aire de répartition du coyote s'est étendue du centre-ouest américain vers le nord puis vers l'est pour atteindre le sud du Québec en 1944 (Young et Jackson, 1951) et la Gaspésie en 1973 (George, 1976). L'habitat forestier constitue pour cette espèce un milieu sub-optimal (Samson et Crête, 1997). Ainsi, les densités observées sur la péninsule gaspésienne sont parmi les plus faibles jamais notées (0,2 à 0,3 coyote/10 km²; Samson et Crête, 1997). Néanmoins, en compagnie de l'ours noir, le coyote représente un autre prédateur potentiel du caribou de la Gaspésie.

La recherche : un outil diagnostique de gestion

Des liens étroits unissent la recherche, la gestion de la faune et la conservation. Dans le cas du caribou de la Gaspésie, c'est par l'acquisition de connaissances qu'il a été possible de parfaire notre compréhension des facteurs qui sont responsables du déclin de la population. Les recherches qui ont été effectuées ont aussi permis de suggérer et de tester l'efficacité de différentes approches de gestion faunique et forestière.

L'impact du dérangement humain et la gestion de l'accès aux sommets

Plusieurs études suggèrent que l'activité récréotouristique peut nuire au caribou (Duchesne et collab., 2000; Nellemann et collab., 2000) en augmentant le temps de vigilance des individus et en diminuant le temps passé à s'alimenter et à se reposer, ce qui peut ultimement compromettre leur condition physique et leur survie. Le même phénomène a aussi été observé sur les sommets du parc national de la Gaspésie pendant la période de vulnérabilité des faons à la prédation, soit du mois de mai au mois de septembre (Dumont, 1993). On a aussi noté que la fréquentation du sommet du mont Jacques-Cartier par près de 9 000 randonneurs chaque été tendait à repousser les caribous vers les vallées boisées adjacentes où les faons étaient plus vulnérables à la prédation. Enfin, il semblerait que la présence de randonneurs aurait un effet plus important sur le caribou que le nombre de randonneurs en tant que tel. Ces résultats ont mené la direction du parc à resserrer l'encadrement des visiteurs sur les plateaux, c'est-à-dire à fermer depuis 1992 l'accès à certaines zones alpines importantes pour le caribou à diverses périodes de l'année en plus de limiter le nombre de visiteurs à certains sommets (comme le mont Jacques-Cartier) par l'utilisation de transports de groupe.

Un suivi étroit de la dynamique de la population

Depuis le début des années 1970, le caribou de la Gaspésie fait l'objet d'un inventaire aérien annuel réalisé en automne et qui permet de suivre l'abondance des individus, le rapport des sexes et la proportion de jeunes dans la population. Ce suivi a permis de mettre en lumière un déclin global de l'abondance depuis 1983 et d'importantes fluctuations des effectifs, avec des minimums observés en 1985 et 1989, ainsi qu'au milieu et à la fin des années 1990 (figure 1), principalement en lien avec le faible recrutement de jeunes dans la population. En effet, la proportion de faons dans la population était particulièrement faible pendant certaines années (figure 2), passant de 20 % à seulement 2 % entre 1983 et 1987, soit une chute de 53 à seulement 5 faons par

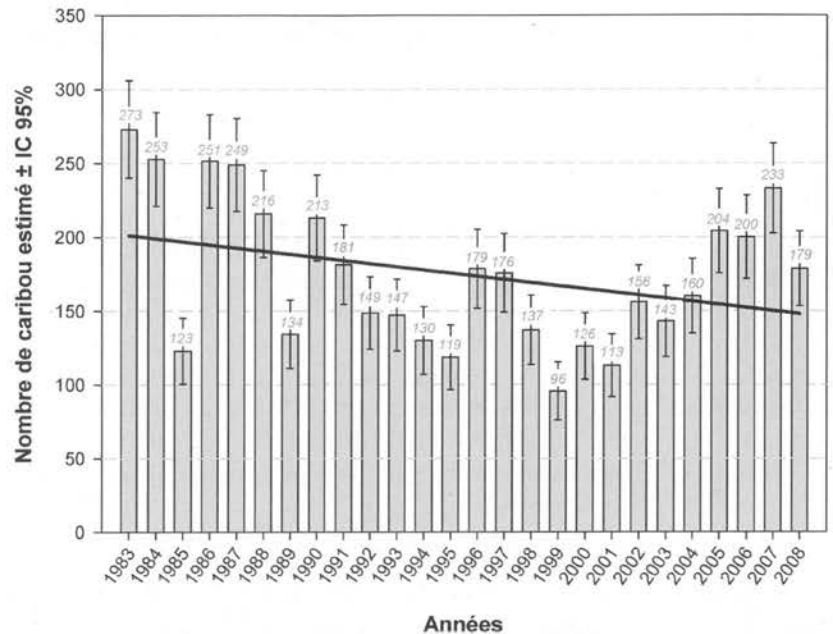


Figure 1. Estimation de la population de caribous de la Gaspésie à partir des résultats d'inventaires aériens corrigés selon un taux de visibilité moyen de 70 % et un intervalle de confiance de 95 %, de 1983 à 2008 (adapté de Desrosiers et Michaud, 2008, et de Mosnier, 2008).

100 femelles. Ce déclin, observé en 1984 dans le secteur du mont Albert et en 1987 sur les monts McGerrigle, suggérait que la survie des faons était particulièrement compromise, limitant l'expansion de la population, voire son maintien. Le premier plan de rétablissement de la population, qui couvrait la période de 1990 à 1996, proposait d'ailleurs une cible de 30 faons par 100 femelles pour assurer la stabilité des effectifs (Crête et collab., 1990). Considérant que la survie des adultes était relativement élevée (87 %), mais que le caribou est une espèce peu productive, la survie des faons a été identifiée comme le facteur vraisemblablement responsable du déclin de la population. Plus précisément, le rôle des prédateurs dans la mortalité des faons était considéré comme la principale hypothèse de recherche. Cela dit, afin de bien comprendre la relation entre le caribou et ses prédateurs, deux sujets devaient d'abord être explorés, soit la sélection de l'habitat par les caribous de la Gaspésie et par leurs prédateurs.

La sélection de l'habitat des caribous

Plusieurs travaux de recherche ont visé à mieux comprendre la sélection de l'habitat et l'utilisation de l'espace par le caribou de la Gaspésie afin de mieux cerner les zones à protéger. Pour ce faire, quelques campagnes de suivi télémétrique ont été menées (41 mâles et femelles entre 1975 et 1977; 28 femelles entre 1987 et 1992; 35 mâles et femelles entre 1998 et 2001) en utilisant des colliers émetteurs pour identifier les zones utilisées ou évitées par le caribou.

Ces travaux ont permis de déterminer que l'aire occupée par la population de la Gaspésie couvrait près de 1 640 km² et que la majorité des localisations (91 % pour les deux premiers suivis) se situaient à l'intérieur des limites du parc national (Ouellet et collab., 1996). De plus, ces suivis ont

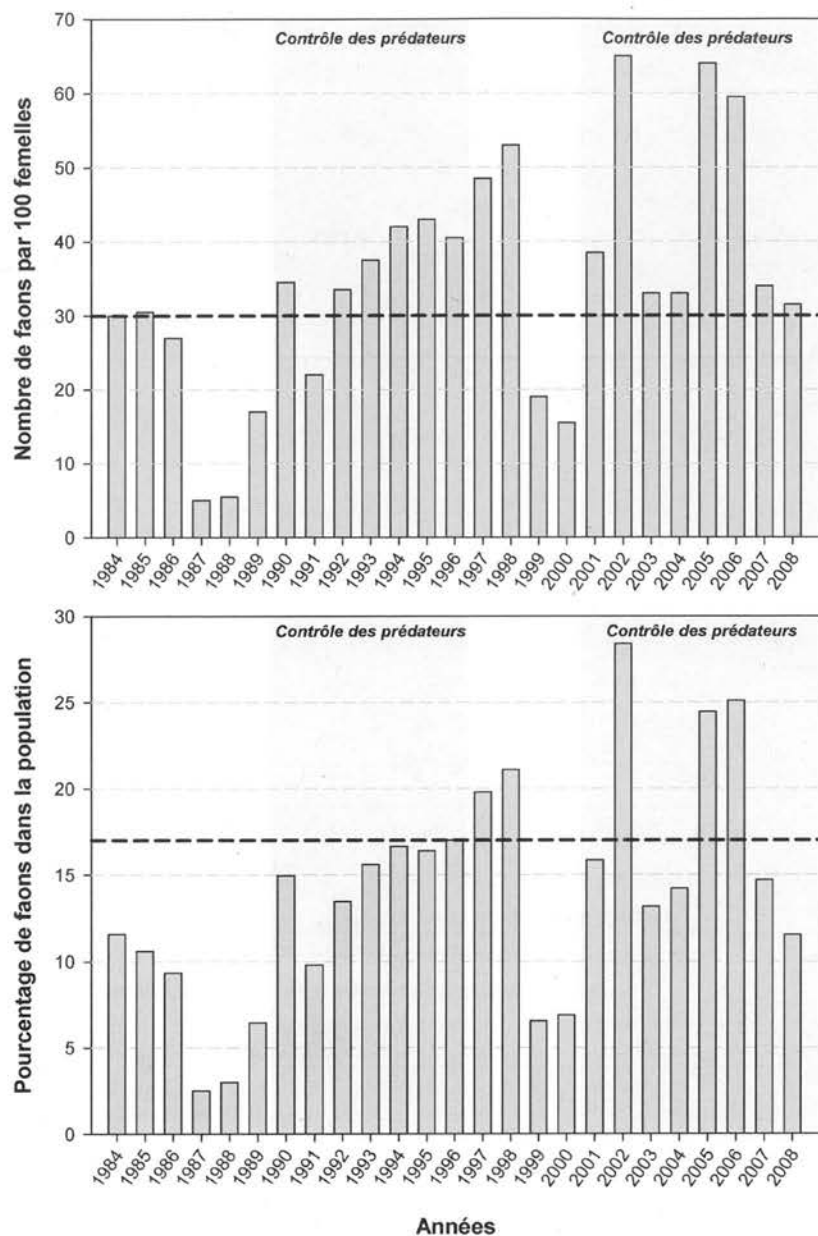


Figure 2. Nombre de faons par 100 femelles (haut) et proportion de faons (bas) dans la population de caribous de la Gaspésie lors des inventaires aériens réalisés entre 1984 et 2008 (adapté de Fournier et Michaud, 2008, et de Mosnier, 2008). Il s'agit de la moyenne des valeurs pour le secteur du mont Albert et des monts McGerrigle. La ligne noire pointillée correspond aux objectifs poursuivis (30 faons/100 femelles ; 17 % de faons dans la population) par le plan de rétablissement du caribou de la Gaspésie de 2002-2012. Les deux zones en gris délimitent les périodes pendant lesquelles le programme de contrôle des prédateurs était en vigueur.

permis de souligner l'utilisation importante des plateaux de toundra alpine et des forêts résineuses de flanc de montagne situées à plus de 700 m d'altitude. Les domaines vitaux (la superficie totale utilisée annuellement) des caribous étaient relativement petits pour l'espèce (150 km² en moyenne), et près de 50 % des femelles avaient un domaine vital inférieur à 15 km². Les caribous se concentraient principalement sur deux plateaux, soit celui du mont Albert et celui du mont Jacques-Cartier, avec très peu d'échanges entre les deux sous-

populations (Ouellet et collab., 1996). Ces caribous s'alimentaient majoritairement de lichens arboricoles en hiver et fréquentaient essentiellement les sapinières et les pessières matures de haute altitude. Cette utilisation des aires de haute altitude supportait l'hypothèse d'une ségrégation spatiale visant à limiter le risque de rencontre avec le coyote et l'ours noir, des prédateurs utilisant davantage les vallées de basse altitude (Ouellet et collab., 1996).

Les travaux effectués de 1998 à 2001 par Mosnier et collaborateurs (2003) ont quant à eux montré un isolement des caribous en trois sous-groupes distincts, soit ceux du mont Logan, du mont Albert et des monts McGerrigle (ce dernier groupe fréquente aussi les monts Vallières-de-Saint-Réal; figure 3). Une analyse à fine échelle des déplacements hivernaux a montré que l'utilisation de l'espace était guidée par plusieurs facteurs: les caribous sélectionnaient des peuplements où le couvert de neige dense favorisait l'accès aux lichens arboricoles, plus précisément là où les peuplements matures offraient un potentiel alimentaire élevé. Ce suivi télémétrique a de plus confirmé l'étendue de l'aire de répartition de la population de la Gaspésie en dehors des limites du parc (17,4 % des localisations; voir figure 4).

C'est également à la suite des suivis télémétriques qu'a été circonscrit l'habitat légal du caribou de la Gaspésie en 1993. Le Règlement sur les habitats fauniques qui a été adopté identifie cet habitat légal comme « les environnements alpins et subalpins où le caribou se reproduit, met bas, s'alimente et se déplace » (Gazette officielle du Québec, 2006). Cette portion de territoire de 657 km² se trouve majoritairement (542 km²) dans le parc national de la Gaspésie, le reste faisant partie de la réserve faunique des Chic-Chocs (figure 3). Cette désignation confère un statut de conservation spécifique au territoire utilisé par le caribou face aux diverses formes d'exploitation anthropique et encadre les pratiques d'aménagement ayant cours dans la portion de l'habitat légal situé en dehors des limites du parc. En effet, les forêts ceinturant le parc national de la Gaspésie sont encore aujourd'hui exploitées, là où les caribous passent à peu près 20 % de l'année (figure 4; Mosnier et collab., 2003).

L'aménagement forestier autour du parc national de la Gaspésie

En 1997, un comité regroupant divers intervenants du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec était créé afin d'identifier les activités d'aménagement forestier qui favoriseraient le maintien d'un habitat de grande qualité en dehors du parc national de la Gaspésie, tout en minimisant les impacts sur les diverses possibilités d'utilisation du territoire. Plusieurs stratégies ont été mises

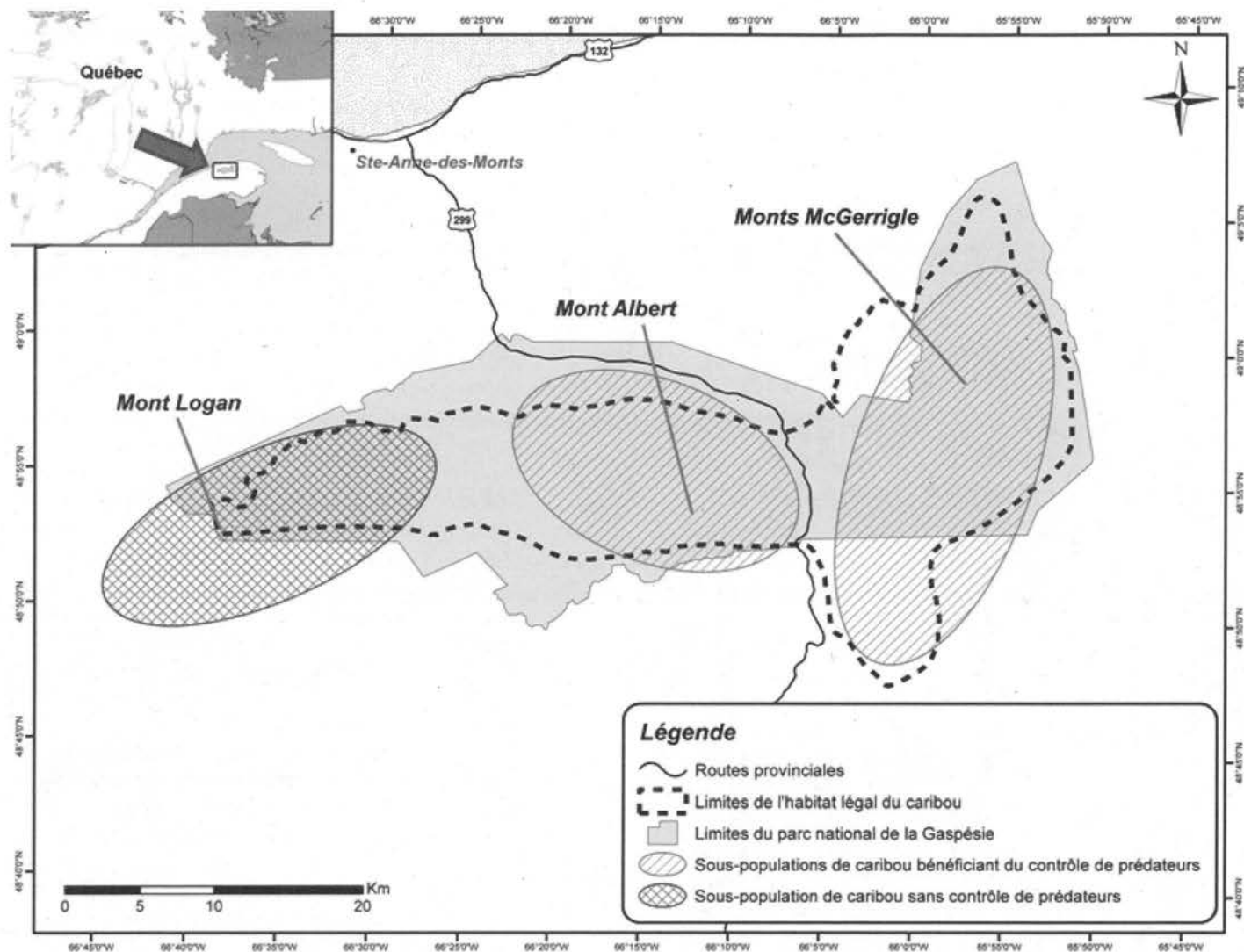


Figure 3. Localisation du parc national de la Gaspésie, des limites du parc et de l'habitat légal du caribou et des trois sous-populations de caribou (adapté de Mosnier (2008)).

en place dans le cadre d'un plan d'aménagement forestier spécial, dont la protection des sommets présentant un faciès de toundra, la protection des corridors de déplacements pour le caribou, le contrôle de la régénération feuillue favorable à l'original et l'expérimentation de la coupe progressive irrégulière et de la coupe partielle (Champagne et collab., 1999). Tandis que les retombées de certaines approches sur le caribou sont déjà connues (protection des sommets et des corridors de déplacement), l'effet de certaines autres reste encore à valider (coupes partielles et irrégulières).

Les forêts matures et leur potentiel alimentaire

La relation étroite entre le caribou et le lichen est bien connue (Rominger et collab., 1996) et la population de la Gaspésie n'y fait pas exception (Ouellet et collab., 1996). Des analyses de fèces ont montré que l'alimentation du caribou de la Gaspésie différait entre les périodes estivales et hivernales, notamment par l'augmentation de l'importance des lichens

arboricoles dans l'alimentation estivale (27 %) et hivernale (53 %). Considérant l'importance des lichens arboricoles dans le régime alimentaire du caribou, il était important de déterminer si cette ressource pouvait être limitative pour la population. En présumant une alimentation strictement basée sur les lichens arboricoles dans le parc national de la Gaspésie, les estimations de la capacité de support variaient entre environ 110 (Arseneau, 1996) et 400 caribous (Ouellet et collab., 1996) sans qu'il y ait de surexploitation de la ressource. Actuellement, le suivi télémétrique des bêtes et l'analyse des carcasses suggèrent que les caribous du parc national de la Gaspésie sont en bonne condition physique et que la disponibilité des ressources alimentaires limite peu le potentiel d'accroissement de la population.

Considérant l'aménagement forestier actuellement réalisé dans les forêts autour du parc, il était également important de connaître les effets de divers types de coupes sur les lichens arboricoles. Stone et collaborateurs (2008) ont évalué l'effet de différents traitements sylvicoles préconisés

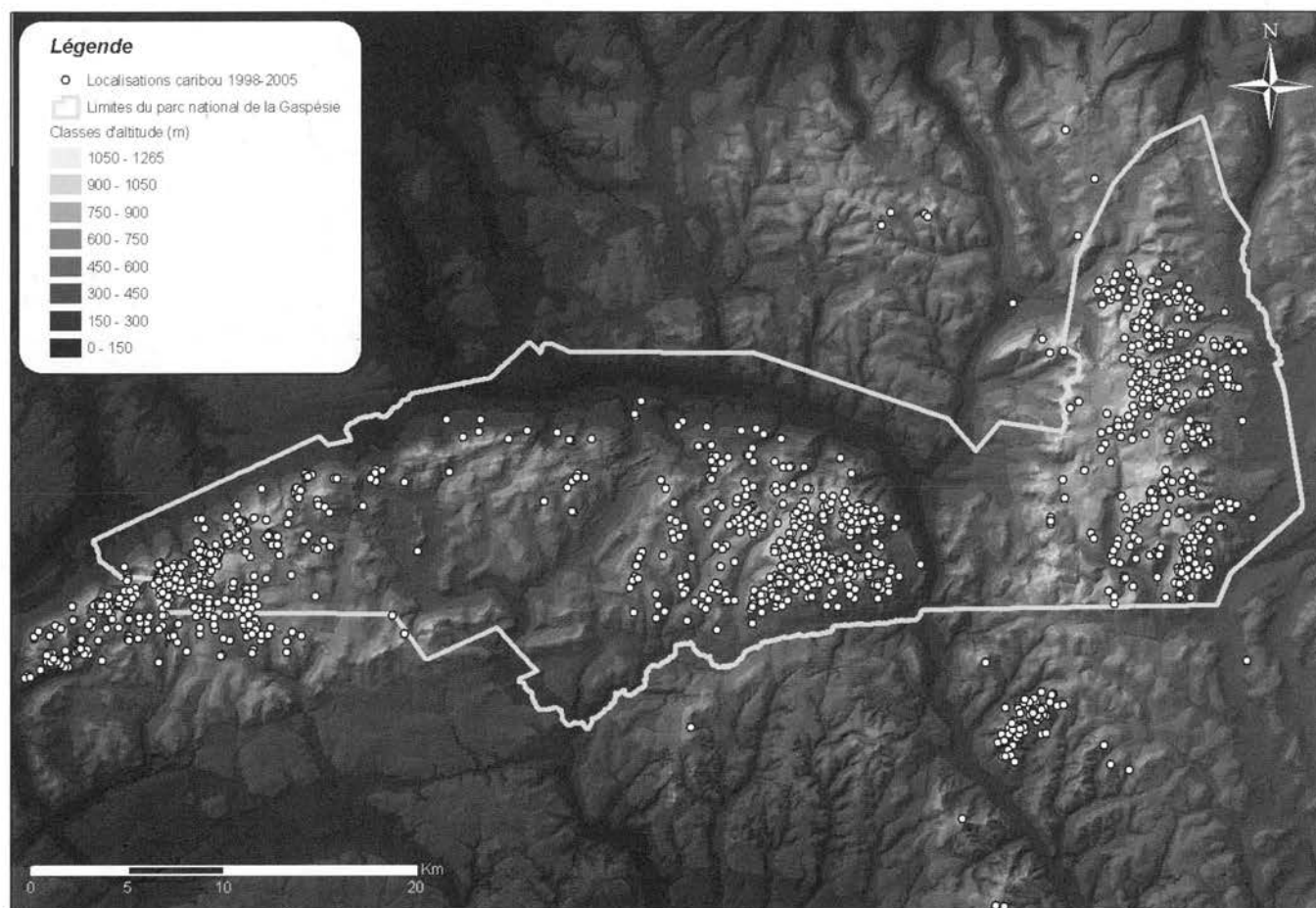


Figure 4. Localisations télémétriques des caribous entre 1998 et 2005 en fonction de la topographie et des limites du parc national de la Gaspésie.

sur la biomasse de lichens arboricoles dans les forêts de haute altitude (> 700 m) entourant le parc national de la Gaspésie. Ils ont démontré que la coupe à diamètre limite et la coupe avec protection de la régénération et des sols retiraient la presque totalité de la biomasse des lichens arboricoles, tandis que la coupe sélective et la coupe partielle assuraient la rétention, à court terme, d'environ 40 à 60 % de cette biomasse. La comparaison de peuplements de différents âges issus de coupes forestières suggérait que la biomasse de lichens arboricoles ne se rétablissait que 90 ans après coupe, d'où l'importance de conserver des sapinières matures, particulièrement en haute altitude (> 700 m; Stone et collab., 2008).

La mortalité des faons et le contrôle des prédateurs

Un projet de suivi télémétrique a été instauré entre 1987 et 1989 afin de déterminer les causes de mortalité de 25 faons munis de colliers émetteurs. Trois prédateurs furent identifiés, soit l'ours noir, le coyote et l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*), ce dernier étant maintenant considéré comme un prédateur marginal (Crête et Desrosiers, 1995). L'ours était alors responsable de 27 % des cas de mortalité chez les faons, contre 64 % pour le coyote.

Ces résultats ont conduit au dépôt d'un premier plan de rétablissement du caribou de la Gaspésie, en 1990, qui préconisait la mise en place d'une période de contrôle des prédateurs, entre 1990 et 1996 (Crête et collab., 1990). Par le piégeage de coyotes et d'ours noirs en périphérie des sommets fréquentés par le caribou, cette intervention a permis un accroissement rapide de la survie des faons, jusqu'à atteindre plus de 30 faons par 100 femelles dès 1993 (figure 2). Ce résultat était d'autant plus encourageant qu'il correspondait à la valeur minimale assurant une stabilisation, voire une légère augmentation de l'effectif (Crête et Desrosiers, 1995). La faible productivité (nombre de jeunes produits) des ours noirs (Jonkel et Cowan, 1971) et des coyotes (Crête et collab., 2001) en forêt boréale devait aussi assurer le maintien de ce niveau de recrutement, du moins, à moyen terme.

Durant les deux années suivant l'arrêt des opérations de contrôle des prédateurs (1997), des résultats encourageants ont été observés en matière de recrutement et de taille de la population, le nombre de caribous ayant passé à environ 175 individus en 1997 (figure 1) et le recrutement à près de 53 faons par 100 femelles en 1998 (figure 2; Fournier et Faubert, 2001). Cependant, le recrutement a diminué de nouveau dès 1999, suggérant que la population ne pouvait se maintenir sans une aide extérieure et justifiant la mise

en place d'un nouveau plan de rétablissement. Déposé en 2002, ce deuxième plan (2002-2012) proposait des mesures visant à rétablir une population de 150 caribous d'ici 2007 et de 175 individus en 2012. Afin d'assurer une proportion de 17 % de faons dans la population automnale, le comité de rétablissement priorisait la poursuite du contrôle des coyotes et des ours susceptibles de fréquenter les sommets avant et durant la mise bas, la poursuite du plan d'aménagement forestier de l'habitat du caribou (1999-2004) ainsi que l'acquisition de connaissances sur les stratégies d'utilisation de l'espace et des habitats par les prédateurs.

La seconde phase de contrôle des prédateurs a conséquemment été mise en œuvre en 2001 et elle se poursuit toujours, avec des résultats variables dans le temps (figures 1 et 2) et entre les deux secteurs de contrôle (mont Albert et monts McGerrigle; figure 3). Malgré un effort de piégeage de plus de 20 000 nuits/piège par année, ce qui devrait être suffisant pour réduire significativement le nombre de prédateurs estimé initialement à 68 ours et 11 coyotes, le nombre d'individus capturés annuellement se maintient à environ 30 ours et 15 coyotes (Turcotte et Auger, 2004).

Deux projets de recherche ont été menés précisément sur l'occupation de l'espace par l'ours noir et le coyote entre 2002 et 2004, parallèlement au programme de contrôle (Boisjoly, 2007; Mosnier et collab., 2008b). À l'aide de la télémétrie par système de positionnement géographique (GPS), ces projets ont tout d'abord confirmé que l'habitat est de faible qualité pour ces deux prédateurs, le paysage étant constitué de sommets dénudés et de forêts typiques de la zone boréale. En effet, les domaines vitaux des ours noirs couvraient en moyenne 260 km². Ils étaient de 115 km² pour les coyotes résidents et de plus de 3 800 km² pour les coyotes en dispersion, soit parmi les plus grands domaines vitaux rapportés pour ces deux espèces (Powell et collab., 1997; Bekoff et Gese, 2003). Tandis que plusieurs ours fréquentaient les secteurs utilisés par les caribous (particulièrement durant la mise bas), les coyotes étudiés étaient généralement localisés à des altitudes plus basses que les caribous, mais pouvaient accéder aux secteurs utilisés par ces derniers lors d'excursions sur de grandes distances (Mosnier et collab., 2008b). Des simulations utilisant les patrons de déplacement des prédateurs du caribou de la Gaspésie montrent qu'un nombre important d'ours (environ 100) et de coyotes (environ 60) étaient susceptibles d'accéder aux zones utilisées par les femelles caribous pendant la période de vulnérabilité des faons, suggérant que les individus capturés pouvaient venir de l'extérieur de la zone contrôlée. Cette étude souligne de plus que les prédateurs du caribou sont répartis dans la péninsule gaspésienne à une échelle spatiale qui déborde largement celle de l'aire de répartition des caribous, et que leurs déplacements leur permettent de couvrir les secteurs contrôlés, d'où la nécessité d'intervenir de manière récurrente. En effet, l'aménagement forestier intensif favorise la surreprésentation des jeunes forêts en régénération riches en petits fruits (donc favorables à l'ours noir) et en espèces proies telles que le lièvre d'Amé-

rique (proie principale du coyote). Toutes ces opportunités alimentaires font en sorte que les populations de prédateurs sont abondantes à l'échelle de la Gaspésie et peuvent conséquemment exercer une pression de prédation continue sur les faons du caribou, pression partiellement endiguée par le maintien du programme contrôle des prédateurs.

La conservation du caribou : mission impossible ?

L'ensemble des mesures proposées dans le deuxième plan de rétablissement a été réalisé et l'objectif prudent de 175 individus a été atteint dès 2005, mais la taille de la population est toujours très variable (figure 1). Bien que le programme de contrôle des prédateurs soit à ce jour la méthode à court terme la plus efficace et éprouvée pour favoriser le maintien du caribou en Gaspésie, cette mesure nécessite des investissements logistiques importants et coûteux, et les résultats sont intimement liés à la constance et au succès des opérations de capture. À titre d'exemple, des problèmes techniques liés à la capture des prédateurs durant la saison 2008 ont mené à une baisse du succès de capture et à l'observation d'ours et de coyotes près des sommets en décembre dernier; l'inventaire aérien a permis de noter une diminution du nombre de caribous et de la proportion de faons dans la population. Bien que le contrôle des prédateurs soit actuellement la meilleure stratégie à adopter à court terme, nous jugeons qu'elle ne permet que de maintenir la pression de prédation sur la population de caribou à un niveau artificiellement plus bas qu'elle ne le serait dans le paysage actuel. L'efficacité à long terme de cette mesure, pour assurer à elle seule la conservation du caribou, est d'autant plus limitée que l'ours noir et le coyote montrent une grande capacité de déplacement dans la péninsule gaspésienne (Mosnier et collab., 2008b).

Force est d'admettre que la conservation de la population de caribou de la Gaspésie à long terme ne peut s'appuyer que sur la protection de son habitat légal, tel qu'il est actuellement délimité, et que sur les efforts de conservation investis à l'intérieur des limites du parc national. Les dernières décennies d'aménagement à l'échelle régionale semblent donc avoir généré une « trappe écologique » (Battin, 2004) qui perdurera encore longtemps. L'habitat de prédilection du caribou est isolé par des habitats qui lui sont défavorables, mais qui favorisent ses prédateurs, assurant par le fait même un apport soutenu d'ours et de coyotes susceptibles d'accéder aux sommets. En somme, bien que la cause proximale du déclin de la population de caribou de la Gaspésie soit la prédation, la cause ultime semble être la surreprésentation des jeunes forêts autour du parc et dans la région. En effet, tant que le paysage entourant le parc national de la Gaspésie sera majoritairement composé de jeunes forêts, il est très probable que la population de caribou de la Gaspésie demeure assiégée sur les sommets des monts Albert, Logan et McGerrigle et souffre d'une pression de prédation continue de la part de ses prédateurs.

Les connaissances acquises jusqu'à maintenant suggèrent donc que le parc national de la Gaspésie est trop petit pour assurer à lui seul la conservation du caribou à long terme dans un régime d'aménagement forestier intensif. Bien qu'il reste encore des connaissances à acquérir sur le fonctionnement de cet écosystème et sur l'efficacité à moyen et long terme de certaines stratégies, quelques solutions s'offrent déjà aux gestionnaires : 1) limiter l'aménagement forestier intensif (et donc la surreprésentation de jeunes forêts) afin de maintenir davantage de forêts matures dans la péninsule gaspésienne, 2) réduire la densité très élevée d'originaux dans les forêts de la Gaspésie adjacentes au parc (4 à 5 originaux/km²; Lamoureux et collab., 2007), 3) retirer le site de dépôt d'abats d'originaux récoltés par la chasse sportive, qui se trouve en périphérie du parc et 4) poursuivre le programme de contrôle des prédateurs de manière rigoureuse indéfiniment ou jusqu'à ce que la stratégie d'aménagement forestier ait permis de modifier le paysage forestier gaspésien. Tandis que les trois premières mesures visent à diminuer la qualité de l'habitat pour les deux prédateurs en limitant le potentiel alimentaire des forêts gaspésiennes (objectif à long terme), la dernière vise à maintenir la population de caribou de la Gaspésie à un niveau artificiellement plus élevé jusqu'à ce que la matrice forestière soit défavorable aux prédateurs.

Qu'il s'agisse d'étendre ou non les limites du parc de conservation ou de l'habitat légal aux territoires environnants, ces pistes de solution impliquent de diminuer le rajeunissement récurrent de la matrice forestière à grande échelle autour des sommets fréquentés par le caribou, voire même à l'échelle de la péninsule gaspésienne. Il s'agit là de décisions aux retombées sociales, économiques et écologiques qui nécessiteront la consultation de plusieurs intervenants et une volonté populaire forte si l'objectif est d'assurer la pérennité du caribou de la Gaspésie.

Remerciements

Nous tenons à remercier les différents partenaires impliqués dans la recherche, la gestion et la conservation du caribou de la Gaspésie depuis plus de 20 ans et dans la gestion du parc national de la Gaspésie, soit la Société des établissements de plein air du Québec (Claude Isabel, François Boulanger et Denis Desjardins), le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (Michel Crête, Alain Desrosiers, Renée Faubert, René Lafond, Mélinda Lalonde, Rolland Lemieux et Caroline Turcotte), l'Université du Québec à Rimouski (Luc Sirois) et l'organisme Conservation Caribou Gaspésie. Des remerciements spéciaux s'adressent à tous les étudiants gradués et aux assistants de terrain qui ont contribué à l'acquisition de connaissances lors de divers projets de recherche menés dans le parc national de la Gaspésie et portant de près ou de loin sur la conservation de cette population de caribou. Merci également à Denis Desjardins (SÉPAQ) pour l'accès à la photographie de caribou, ainsi qu'à Claude Lavoie, Michel Crête et René Charest pour leurs commentaires constructifs tout au long de la rédaction de

cet article. Merci enfin aux différents organismes qui ont assuré le support financier de ces projets de recherche, dont le MRNE, l'UQAR, la SÉPAQ, la Fondation de la faune du Québec, Environnement Canada et le Fonds mondial pour la nature dans le cadre des Fonds de rétablissement des espèces en péril, le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada et le Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies. ◀

Références

- ARSENEAU, M.-J., 1996. Biomasse, diversité et productivité des lichens arboricoles fruticuleux-radiés dans les sapinières du parc de la Gaspésie, Québec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, 64 p.
- BATTIN, J., 2004. When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology*, 18: 1482-1491
- BEKOFF, M. et E.M. GESE, 2003. Coyote (*Canis latrans*). Dans : G.A. Feldhamer, B.C. Thompson et J.A. Chapman (édit). *Wild mammals of North America: biology, management and economics*, 2nd édition. The John Hopkins University Press, Baltimore, p. 467-481.
- BERGERUD, A.T., 1974. Decline of caribou in North America following settlement. *Journal of Wildlife Management*, 35: 757-770.
- BERGERUD, A.T. et W.E. MERCER, 1989. Caribou introductions in eastern North America. *Wildlife Society Bulletin*, 17: 111-120.
- BOISJOLY, D., 2007. Sélection de l'habitat par le coyote, *Canis latrans*, dans le contexte de la conservation du caribou de la Gaspésie. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 52 p.
- CHAMPAGNE, S., H. FALARDEAU, J.-M. HARDY, N. FOURNIER, J. LAMOUREUX et G. LANDRY, 1999. Plan d'aménagement de l'aire du caribou de la Gaspésie. Ministère des Ressources naturelles du Québec et Société de la faune et des parcs du Québec, Région de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Sainte-Anne-des-Monts, 20 p.
- COMITÉ SUR LA SITUATION DES ESPÈCES EN PÉRIL AU CANADA, 2006. Recherche d'espèces. Disponible en ligne à : cosepac.gc.ca/fra/sct1/searchdetail_f.cfm?id=636etStartRow=1etboxStatus=AlletboxTaxonomic=Alletlocation=Alletchange=Alletboard=AlletcommonName=caribou%20des%20boisetscienceName=etreturnFlag=0etPage=1. [Visité le 07-07-11].
- CÔTÉ, S.D., T.P. ROONEY, J.-P. TREMBLAY, C. DUSSAULT et D.M. WALLER, 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35: 113-147.
- COURTOIS, R. et J.-P. OUELLET, 2007. Modeling the impact of moose and wolf management on persistence of woodland caribou. *Alces*, 43: 13-27.
- COURTOIS, R., L. BERNATCHEZ, J.-P. OUELLET et L. BRETON, 2003. Significance of caribou (*Rangifer tarandus*) ecotypes from a molecular genetics viewpoint. *Conservation Genetics*, 4: 393-404.
- CRÊTE, M. et A. DESROSIERS, 1995. Range expansion of coyotes, *Canis latrans*, threatens a remnant herd of caribou, *Rangifer tarandus*, in southeastern Québec. *Canadian Field-Naturalist*, 109: 227-235.
- CRÊTE, M., C. BANVILLE, F. DUCHESNEAU, J. FERRON, J. HUOT, J. LÉVESQUE et H. ROSS, 1990. Plan de redressement de la population de caribou du parc de conservation de la Gaspésie. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Québec, 20 p.
- CRÊTE, M., J.-P. OUELLET, J.-P. TREMBLAY et R. ARSENEAU, 2001. Suitability of the forest landscape for coyotes in northeastern North America and its implications for coexistence with other carnivores. *Écoscience*, 8: 311-319.
- DESROSIERS, A. et J. MICHAUD, 2008. Inventaire aérien du caribou (*Rangifer tarandus caribou*) de la Gaspésie, automne 2007. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, secteur Faune Québec. Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats et Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Québec, 41 p.

- DUCHESNE, M., S.D. CÔTÉ et C. BARETTE, 2000. Responses of woodlands caribou to winter ecotourism in the Charlevoix Biosphere Reserve, Canada. *Biological Conservation*, 96: 311–317.
- DUMONT, A., 1993. Impact des randonneurs sur les caribous, *Rangifer tarandus caribou*, du parc de conservation de la Gaspésie. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 80 p.
- FOURNIER, N. et J. MICHAUD, 2008. Inventaire aérien du caribou (*Rangifer tarandus caribou*) de la Gaspésie, automne 2007. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, secteur Faune Québec. Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats et Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine. 41 p.
- FOURNIER, N. et R. FAUBERT, 2001. Évaluation du troupeau de caribous de la Gaspésie. Société de la faune et des parcs du Québec. Direction de l'aménagement de la faune Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Sainte-Anne-des-Monts, 23 p.
- GAUTHIER, C., 1980. Contribution à l'étude des caribous de la Gaspésie (tendance de la population et productivité), décembre 1980. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction générale de la faune, Québec, 10 p.
- GAZETTE OFFICIELLE DU QUÉBEC. 2006. Regulation respecting threatened or vulnerable species and their habitats; c. E-12.01, r.0.2.3 du 29 mars 2006. Disponible en ligne à : canlii.org/qc/laws/regu/e-12.01r.0.2.3/20060412/whole.html. [Visité le 09-02-20].
- GEORGE, S., 1976. A range extension of coyote in Québec. *Canadian Field-Naturalist*, 90: 78–79.
- GUAY, D., 1983. Histoires vraies de la chasse au Québec. VLB Éditeur, Montréal, 268 p.
- HOLT, R.D., 1984. Spatial heterogeneity, indirect interactions, and the coexistence of prey species. *American Naturalist*, 124: 377–406.
- JONKEL, C.J. et I.M. COWAN, 1971. The black bear in the spruce-fir forest. *Wildlife Monograph*, 27: 1–57.
- LAMBERT, C., R. COURTOIS, L. BRETON, R. LEMIEUX, V. BRODEUR, J.-P. OUELLET, D. FORTIN et M. POULIN, 2006. Étude de la prédation du caribou forestier dans un écosystème exploité: résultats préliminaires. *Le Naturaliste canadien*, 130 (1): 44–50.
- LAMOUREUX, J., A. PELLETIER, M. BÉLANGER et C. LAROCQUE, 2007. Inventaire aérien de l'original dans les réserves fauniques de Matane et Dunière à l'hiver 2007. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Bas-Saint-Laurent, Rimouski, 30 p.
- MALLORY, F.F. et T.L. HILLIS, 1998. Demographic characteristics of circumpolar caribou populations: ecotypes, ecological constraints, releases, and population dynamics. *Rangifer*, 10: 49–60.
- MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE DU QUÉBEC, 1987. Parc de la Gaspésie, plan directeur. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de l'aménagement, Service des plans directeurs, Québec, 173 p.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC, 2007. Liste des espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec. Disponible en ligne à : mrnf.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche.asp?noEsp=53. [Visité le 07-07-11].
- MOISAN, G., 1956. Le caribou de Gaspé I. Histoire et distribution. *Le Naturaliste canadien*, 83: 225–234.
- MOSNIER, A., 2008. Utilisation du milieu boréal par l'ours noir et implications pour la conservation du caribou de la Gaspésie. Thèse de doctorat, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 139 p.
- MOSNIER, A., J.-P. OUELLET, L. SIROIS et N. FOURNIER, 2003. Habitat selection and home-range dynamics of the Gaspé caribou: a hierarchical analysis. *Canadian Journal of Zoology*, 81: 1174–1184.
- MOSNIER, A., J.-P. OUELLET et R. COURTOIS, 2008a. Black bear adaptation to low productivity in the boreal forest. *Écoscience*, 15: 485–497.
- MOSNIER, A., D. BOISJOLY, J.-P. OUELLET et R. COURTOIS, 2008b. Extensive predator space use can limit the efficacy of a control program. *Journal of Wildlife Management*, 72: 483–491.
- NELLEMANN, C., P. JORDHØY, O.-G. STØEN et O. STRAND, 2000. Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter. *Arctic*, 53: 9–17.
- OUELLET, J.-P., J. FERRON et L. SIROIS, 1996. Space habitat use by the threatened Gaspé caribou, southeastern Québec. *Canadian Journal of Zoology*, 74: 1922–1933.
- POWELL, R.A., J.W. ZIMMERMAN et D.E. SEAMAN, 1997. Ecology and behaviour of North American black bears: home ranges, habitat and social organization. Chapman & Hall, London, 203 p.
- REMPEL, R.S., D.W. ANDISON et S.J. HANNON, 2004. Guiding principles for developing an indicator and monitoring framework. *Forestry Chronicle*, 80: 82–90.
- RETTIE, W.J. et F. MESSIER, 1998. Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of range in Saskatchewan. *Canadian Journal of Zoology*, 76: 251–259.
- ROMINGER, E.M., C.T. ROBBINS et M.A. EVANS, 1996. Winter foraging ecology of woodland caribou in northeastern Washington. *Journal of Wildlife Management*, 60: 719–728.
- SAMSON, C. et M. CRÊTE, 1997. Summer food habits and population density of coyotes, *Canis latrans*, in boreal forests of southeastern Québec. *Canadian Field-Naturalist*, 111: 227–233.
- SCHAEFER, J.A., 2003. Long-term range recession and persistence of caribou in the taiga. *Conservation Biology*, 17: 1435–1439.
- SEIP, D.R., 1992. Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology*, 70: 1494–1503.
- STONE, I., J.-P. OUELLET, L. SIROIS, M.-J. ARSENEAU et M.-H. ST-LAURENT, 2008. Impacts of silvicultural treatments on arboreal lichen biomass in balsam fir stands on Québec's Gaspé Peninsula: implications for a relict caribou herd. *Forest Ecology and Management*, 255: 2733–2742.
- TURCOTTE, C., et F. AUGER, 2004. Opérations de contrôle des prédateurs (2001 à 2003) pour la sauvegarde du caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*). Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec, Groupe Interfaune, Sainte-Anne-des-Monts, 26 p.
- VORS, L.S., J.A. SCHAEFER, B.A. POND, A.R. RODGERS et B.R. PATTERSON, 2007. Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario. *Journal of Wildlife Management*, 71: 1249–1256.
- WITTMER, H.U., B.N. MCLELLAN, R. SERROUYA et C.D. APPS, 2007. Changes in landscape composition influence the decline of threatened woodland caribou population. *Journal of Animal Ecology*, 76: 568–579.
- YOUNG, S., et P. JACKSON. 1951. The clever coyote. The Stackpole Co, Harrisburg, 411 p.



SOIF

DE DÉCOUVERTES

L'UQAR, une expertise à votre service

L'Université du Québec à Rimouski regroupe plusieurs unités d'enseignement et de recherche reliées à l'étude des milieux naturels continentaux froids, dont les parcs nationaux.

La nordicité et l'océanographie constituent deux des axes majeurs de recherche de l'UQAR.

Dans ces domaines, trois chercheurs de l'UQAR (Guillaume St-Onge, Dominique Berteaux et Richard Cloutier) ont été associés aux découvertes scientifiques de l'année 2003 et 2008, présentées par la revue Québec Science.

www.uqar.ca/recherche

UQAR

Rimouski | Lévis

La dynamique des porcs-épics du parc national du Bic

Dominique Berteaux

Résumé

Nombre de visiteurs ont été surpris par l'abondance des porcs-épics au parc national du Bic. Nous avons entrepris, en 2000, des recherches sur les relations entre cette population et son écosystème. La densité était d'environ 40 individus par kilomètre carré au début de l'étude, ce qui est tout à fait exceptionnel. Toutefois, les effectifs ont ensuite baissé de façon vertigineuse, au point où les porcs-épics sont maintenant quasi absents du parc. La prédation par le pékan fut la principale cause de ce déclin et la mortalité fut plus forte quand la neige était abondante. En datant des centaines de cicatrices d'alimentation laissées par les porcs-épics sur le pin gris, nous avons reconstitué l'historique de la population en remontant jusqu'à 1868. Ce voyage dans le temps suggère que la population a toujours eu des hauts et des bas et que ses effectifs ont fluctué de façon étonnamment cyclique (cycles de 11 et 22 ans), en phase avec le cycle d'activité solaire et des cycles météorologiques locaux. Les porcs-épics nous ont conduits vers certaines des grandes questions actuelles de l'écologie, comme les facteurs de régulation des populations et le rôle de la variabilité climatique sur les écosystèmes. Ils nous rappellent que les parcs peuvent être à la fois des monuments de la nature à contempler et des pépinières de nouvelles connaissances à cultiver.

Introduction

Le parc national du Bic est bien connu pour ses sublimes paysages, pour la façon unique dont l'estuaire du fleuve Saint-Laurent s'y marie à la forêt et pour la facilité avec laquelle on y observe le phoque commun (*Phoca vitulina*) ou l'eider à duvet (*Somateria mollissima*). Nombre de visiteurs ont cependant été surpris par un fait peu banal : l'abondance des porcs-épics y est telle que leur densité y atteindrait un sommet en Amérique du Nord (Fortin et Belzile, 1996).

Le porc-épic d'Amérique (*Erethizon dorsatum*) est un élément bien particulier de notre biodiversité. Il est redouté pour son système de défense constitué de dizaines de milliers de piquants, qu'il ne lance jamais, mais qui se détachent à la moindre pression. Il est le seul mammifère arboricole folivore des forêts nordiques, est plutôt nocturne, reste actif tout l'hiver, produit un seul jeune par an, ronge l'écorce des arbres et se dandine avec la nonchalance de ceux que rien ne préoccupe. Le porc-épic a été peu étudié et toutes nos connaissances sur cet animal tiennent en un petit livre (Roze, 2009).

Spécialiste de l'écologie des mammifères et alors nouveau professeur à l'Université McGill, je cherchais en 1999 un sujet d'étude qui me permettrait d'explorer, dans la nature et avec peu de contraintes logistiques, des directions nouvelles dans le vaste domaine de l'écologie animale. Les caractéristiques uniques du porc-épic et sa grande abondance au Bic offraient un sujet propice. C'est donc la curiosité scientifique qui m'a poussé à démarrer, en mai 2000, des recherches sur les porcs-épics du parc national du Bic. Ces recherches, qui se poursuivent à ce jour, ont généré cinq mémoires de maîtrise, une thèse de doctorat, une dizaine d'articles scientifiques et un intérêt soutenu de plusieurs médias. Ce sont, comme on me l'a souvent répété, des recherches qui n'ont jamais manqué de piquant !

Je résume ici quelques-unes de nos découvertes, particulièrement en ce qui concerne la dynamique de la population et ses relations avec le pékan et le climat. Nous verrons comment les porcs-épics du Bic nous ont amenés à poser des questions ayant une valeur générale concernant l'écologie animale, le fonctionnement des écosystèmes et la conservation de la nature dans les parcs.

Méthodes

L'aire d'étude

Nous avons travaillé dans deux secteurs du parc national du Bic. Le premier secteur (200 ha), où se sont concentrés la plupart des travaux, était situé dans l'est du parc, entre la pointe aux Épinettes, l'île aux Amours et le camping de la rivière du Sud-Ouest. Le relief de ce secteur est prononcé à cause de la présence de nombreuses falaises, d'éboulis et de blocs rocheux. Le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*), le thuya occidental (*Thuja occidentalis*), l'épinette blanche (*Picea glauca*) et le sapin baumier (*Abies balsamea*) sont les espèces d'arbres dominantes. Le centre de ce secteur est occupé par des champs en culture d'orge ou d'avoine, ou laissés en friche. Le second secteur était pour sa part constitué de trois pinèdes de pin gris (*Pinus banksiana*), de 2 à 14 ha, situées dans l'ouest du parc et à sa périphérie. Ce secteur a été utilisé pour reconstituer l'historique des populations de porcs-épics de la région.

Dominique Berteaux (biologiste, Ph. D.) est professeur à l'Université du Québec à Rimouski où il est titulaire de la Chaire de recherche du Canada en conservation des écosystèmes nordiques, directeur du groupe de recherche BORÉAS et membre du Centre d'études nordiques.

Courriel : dominique_berteaux@uqar.qc.ca

La recherche et la capture des porcs-épics

La recherche des porcs-épics se faisait de trois façons différentes. Lorsqu'il n'y avait pas de neige au sol, nous circulations sur l'aire d'étude durant la nuit, armés de puissants phares pour scruter les prairies, les chemins et le sommet des arbres. Quand la neige couvrait le sol, nous suivions les traces pour découvrir les lieux de repos (souvent des tanières sous des roches, parfois des conifères). Enfin, quand nous étions à la recherche de jeunes porcs-épics, nous effectuions nos recherches aux alentours des sites de repos utilisés par les femelles allaitantes préalablement munies de colliers émetteurs (voir ci-dessous).

Les deux techniques les plus efficaces pour la capture des porcs-épics furent l'utilisation de cages pièges et, surtout, celle de filets (Mabille, 2007). Les cages (82 × 27 × 33 cm), généralement appâtées de pommes et de beurre d'arachide, étaient placées au sol, de préférence dans les passages fréquentés par les porcs-épics, près des tanières. Lorsqu'un animal était observé dans un arbre, des cages étaient placées verticalement autour du tronc pour capturer le porc-épic lors de sa descente.

Les captures au filet (une époussette de pêche de 50 cm de diamètre dont le filet d'origine était remplacé par un filet plus fort aux mailles de 17 mm) furent réalisées lors des patrouilles nocturnes, surtout au printemps avant l'apparition du feuillage des arbres, quand les animaux se nourrissent au sol. En fin d'été, les cultures de céréales et les sorbiers d'Amérique (*Sorbus americana*) bordant les chemins attiraient aussi les porcs-épics et offraient d'excellentes occasions de capture au filet. Il nous est aussi arrivé d'attendre patiemment, parfois toute une nuit, qu'un porc-épic descende d'un arbre afin de le capturer au sol. Cette technique était laborieuse, mais efficace, à condition de ne pas s'endormir...

Nous avons capturé certains individus à la main avec des gants de travail en cuir, doublés de gants en polychlorure de vinyle (PVC), avec un bâton de 90 cm permettant d'injecter un produit tranquilisant, ou avec une tige télescopique de 3 m, munie à son extrémité d'une boucle pouvant se resserrer. Cependant, ces techniques étaient peu efficaces pour capturer rapidement un grand nombre d'individus.

La manipulation et le marquage des individus

Même si le porc-épic est un animal qui reste étonnamment calme lorsqu'il est capturé, le marquage nous obligeait à immobiliser chimiquement les individus pour pouvoir éviter les piquants lors des manipulations. Pour cela, nous avons utilisé un mélange de kétamine et de xylazine injecté dans le puissant muscle de la queue (Morin et Berteaux, 2003).

Nous avons placé aux oreilles des boucles d'aluminium dans lesquelles étaient enfilées des étiquettes de plastique perforées, colorées et portant des symboles visibles à

distance. Ce système nous a permis par la suite de reconnaître les individus à distance, sans dérangement (figure 1). Nous avons aussi abondamment utilisé des colliers émetteurs pour suivre les mouvements des porcs-épics et détecter les mortalités afin d'en déterminer les causes. L'utilisation de colliers en cuir ou en tissu synthétique est dangereuse chez cette espèce, car les piquants peuvent s'enfiler dans le collier, rester accrochés, puis perforer la peau du cou. La peau d'un porc-épic est très fine et facilement blessée. Pour éviter les blessures, nous avons donc mis au point des colliers constitués d'un fil métallique, gainé d'un tube flexible transparent, semblable à ceux utilisés en aquariophilie.



Figure 1. L'auteur manipule un porc-épic adulte en cours de rétablissement après injection de produit immobilisant. Les étiquettes permettant l'identification à distance sont facilement visibles. La tache claire sous la patte antérieure droite est un fruit de bardane (*Arctium* sp.) transporté involontairement par l'animal.

Les cicatrices laissées sur les arbres par les porcs-épics : de précieuses archives

Les porcs-épics laissent souvent des marques visibles sur les arbres dont ils s'alimentent. Ces cicatrices constituent de véritables archives naturelles riches en renseignements. En hiver, les porcs-épics mangent l'écorce de certains arbres, en particulier les pins s'ils sont disponibles. Ils enlèvent d'abord la partie externe de l'écorce pour ne consommer que sa partie interne, le phloème, ainsi que le cambium situé juste en dessous, entre l'écorce et le bois. Le phloème conduit en automne la sève élaborée des feuilles vers les racines et est donc une source importante d'éléments nutritifs. Le cambium est un tissu vivant également nutritif. Le bois de l'arbre, le xylème, situé sous le cambium, n'est pas consommé. Lorsqu'un arbre a été grugé par un porc-épic sans pour autant avoir été tué, il continue sa croissance les années suivantes, sauf là où le cambium a été consommé (figure 2).



Figure 2. Tronc de pin gris portant une cicatrice causée par un porc-épic ayant consommé l'écorce. Les bourrelets qui bordent la cicatrice indiquent que l'arbre a poursuivi sa croissance après cette blessure. La résine qui s'était écoulée peu après que le porc-épic ait consommé l'écorce est encore nettement visible, de même que les traces laissées par les dents de l'animal. Cette cicatrice est vieille de plusieurs dizaines d'années.

Il est possible, avec de la patience et de la minutie, de déterminer l'année de formation d'une cicatrice en prélevant une carotte dans un arbre puis en comptant le nombre d'anneaux de croissance accumulés depuis que la cicatrice a été créée (figure 3). La distribution de fréquence des cicatrices au cours du temps nous a ainsi permis de reconstituer le niveau d'activité des porcs-épics dans la région du parc national du Bic depuis la fin du XIX^e siècle. Nous avons avancé, par analogie avec d'autres études publiées sur d'autres espèces, que les variations d'activité enregistrées reflétaient des variations en abondance des porcs-épics.

Résultats et discussion

La recherche des porcs-épics a requis un total de 2 800 heures-personnes. Nous avons marqué 138 adultes et 29 jeunes de l'année. Les mâles et femelles étaient en nombres sensiblement égaux. Certains individus ont été recapturés régulièrement et nous avons effectué un total de 1 157 captures. Nous avons également placé 264 colliers émetteurs sur 118 individus (certains individus ont reçu

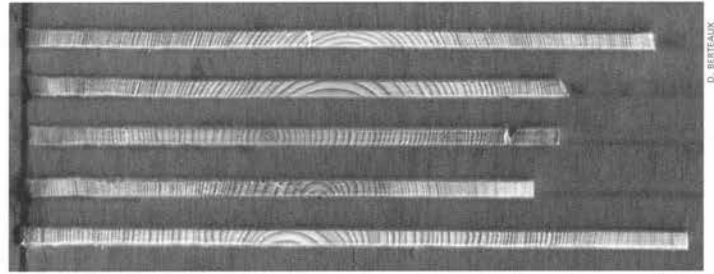


Figure 3. Carottes de bois prélevées dans un pin gris pour dater des cicatrices d'alimentation laissées par des porcs-épics. La tarière a entamé l'arbre dans une cicatrice (à gauche), est passée au centre ou près du centre de l'arbre, puis est ressortie du côté opposé à la cicatrice (à droite), dans l'écorce vivante. Une carotte se lit de droite à gauche. En connaissant l'année de prélèvement de la carotte, le décompte des anneaux de croissance entre celui qui est situé le plus à droite et celui qui est le plus au centre permet de connaître l'année de formation de l'anneau le plus central. Le décompte des anneaux de croissance entre l'anneau le plus central et celui situé le plus à gauche indique alors l'année de formation de la cicatrice.

plusieurs colliers au cours de leur vie), pour un effort de suivi de 23 239 colliers-jours. À notre connaissance, aucune équipe n'avait jusque-là consacré autant d'effort à l'étude de cette espèce.

Une population à forte densité, mais en déclin rapide

La taille de la population à l'étude était de 117 individus en 2000; il s'agissait d'une densité apparente de près de 60 ind./km², mais une densité réelle probablement plus proche de 40 ind./km², car certains individus capturés vivaient principalement en dehors du secteur d'étude. Cette densité a ensuite diminué de façon vertigineuse pour atteindre un plancher de 0,5 ind./km² en 2008 (figure 4). Notre étude a donc eu lieu durant une phase de déclin très rapide de la population. Le même déclin draconien a été observé lors d'inventaires hivernaux de tanières, dans des parties du parc éloignées de notre secteur d'étude où aucun individu n'était marqué (Y. Lemay, données non publiées). Qu'est-ce qui a bien pu provoquer cette chute brutale des effectifs?

Les jeunes mouraient souvent dès leur premier été alors que la mortalité des adultes avait lieu principalement en dehors de l'été, quand les porcs-épics perdent naturellement

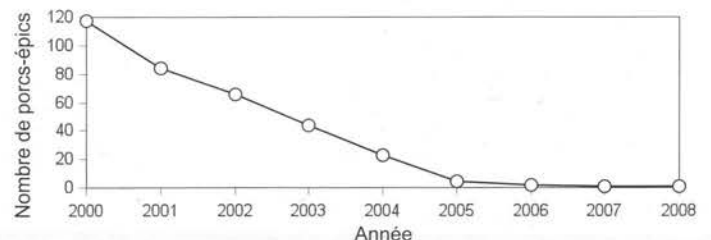


Figure 4. Changement temporel du nombre de porcs-épics dans un secteur de 200 ha inventorié de 2000 à 2008 au parc national du Bic.

du poids à cause de la raréfaction de la nourriture (Berteaux et collab., 2005). Bien que certains individus soient morts d'inanition, la plupart furent victimes de prédation (28 individus sur 46 dont la cause de la mort était connue, Mabile, 2007). Dans la grande majorité des cas, le responsable de la mort était le pékan (*Martes pennanti*), un des rares prédateurs du porc-épic (figure 5). De plus, les taux de prédation des adultes étaient plus forts quand la neige couvrait le sol, et particulièrement élevés si la neige était abondante (Mabile, 2007). En résumé, la population était une victime directe des pékans, mais l'action prédatrice de ceux-ci était amplifiée par une couverture de neige épaisse.



Figure 5. Pékan photographié à l'aide d'un appareil automatique muni d'un détecteur infrarouge. L'appareil avait été placé la veille de la prise de la photographie, près de la carcasse partiellement consommée d'un jeune porc-épic muni d'un collier émetteur et trouvé juste après sa mort. La combinaison du suivi par télémétrie des proies et de la photographie automatique des prédateurs est une technique efficace pour quantifier les relations prédateurs-proies, un des domaines de l'écologie animale parmi les plus difficiles à aborder.

Une histoire faite de hauts et de bas

Nous avons déterminé l'âge de 1 290 cicatrices d'alimentation laissées par les porcs-épics sur 932 pins gris dont l'âge atteignait jusqu'à 150 ans. Ces archives naturelles représentaient une source inestimable de renseignements, tellement il est rare de pouvoir reconstituer l'histoire d'une population animale sur plus d'un siècle. L'examen de la répartition des cicatrices entre 1868 et 2000 a révélé que la population de porcs-épics avait connu beaucoup de hauts et de bas, mais de façon étonnamment régulière (figure 6; Klvana et collab., 2004). Des cycles de 11 et 22 ans (ce qui se traduit par un cycle de 11 ans avec un pic sur deux plus élevé que le précédent) émergeaient ainsi de la série temporelle, rappelant les fluctuations d'abondance d'autres espèces comme le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*; Krebs et Berteaux, 2004).

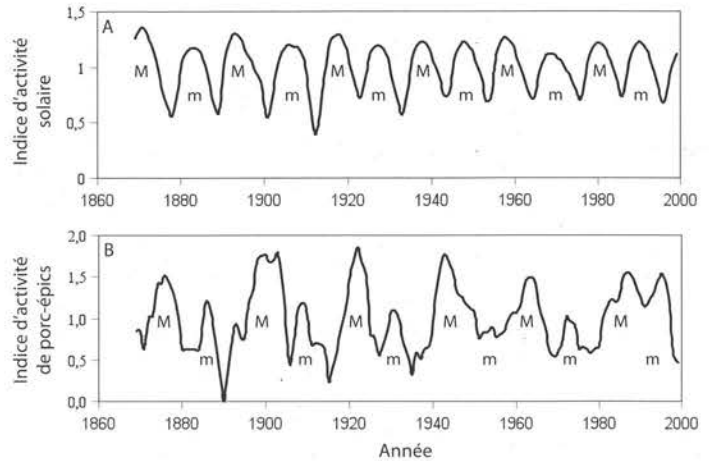


Figure 6. Cycle d'activité solaire (A) et cycle d'activité des porcs-épics dans le parc national du Bic (B) entre 1868 et 2000. Les lettres M et m indiquent les pics majeurs et mineurs présents dans chacune des séries temporelles. C'est cette alternance de pics majeurs et mineurs qui induit la superposition d'une cyclicité de 22 ans à celle bien visible de 11 ans.

Plus étonnant, ces cycles étaient en phase parfaite (bien que légèrement décalés dans le temps) avec le cycle des radiations solaires, aussi appelé cycle des taches solaires (figure 6). L'énergie qui émane du soleil et qui frappe la surface terrestre n'est en effet pas constante, mais varie plutôt suivant deux cycles superposés de 11 et 22 ans. Ces cycles, dont l'origine est mal connue, sont responsables des variations d'intensité des aurores boréales et des orages électromagnétiques. Mais quel rapport peut-il bien y avoir entre les taches solaires et les porcs-épics du parc national du Bic?

Nous avons trouvé la réponse dans les données des stations météorologiques de Trois-Pistoles et de Pointe-au-Père, situées toutes deux à une trentaine de kilomètres du Bic. Les registres montrent en effet la trace des cycles solaires dans les variations interannuelles des précipitations hivernales. Autrement dit, le climat hivernal du Bas-Saint-Laurent est lui aussi cyclique et sa périodicité est exactement la même que celles des cycles des radiations solaires et des variations d'abondance des porcs-épics. On retrouvait ainsi la même chaîne de corrélation que celle mise en évidence entre le soleil, la neige et les lièvres à Kluane, au Yukon (Krebs et Berteaux, 2006). Qui aurait prédit que l'étude de la dynamique des porcs-épics du Bic nous mènerait jusqu'au cycle solaire?

Des porcs-épics aux grandes questions de l'écologie

Deux questions restent toutefois sans réponse : pourquoi l'abondance des porcs-épics atteint-elle de si hauts sommets au Bic? Le pékan a-t-il toujours été un acteur principal dans les fluctuations d'abondance des porcs-épics?

Il est assez facile de répondre à la première question. Les porcs-épics trouvent au parc national du Bic un habitat idéal. Les tanières disponibles sous les blocs rocheux, qui offrent des refuges de qualité lors des grands froids, sont nombreuses. Nous en avons dénombré plus de 300 dans

notre secteur d'étude de 200 ha (Morin et collab., 2005). La nourriture est, elle aussi, abondante. Les porcs-épics recherchent le peuplier faux-tremble en été (Diner et collab., 2009) et celui-ci est commun dans le parc. Le thuya est également abondant et est largement consommé en hiver. Enfin, la mosaïque forestière est entrecoupée de zones ouvertes où les porcs-épics reprennent vite du poids au printemps quand les premières pousses vertes apparaissent au sol (Berteaux et collab., 2005). En somme, le gîte et le couvert ont tout pour plaire aux porcs-épics du parc national du Bic.

La deuxième question est plus complexe. Les pékans sont des prédateurs reconnus des porcs-épics (Roze, 2009). Ils étaient très rares au parc national du Bic à la fin des années 1990 (Fortin et Belzile, 1998). La découverte d'une empreinte de pékan dans la neige créait alors un émoi (M. Dionne, comm. pers. 2008). Ils sont maintenant abondants et régulièrement vus dans le parc en plein jour. Cette tendance serait d'ailleurs générale dans le nord-est de l'Amérique du Nord (Poulin et collab., 2006). Cependant, à notre connaissance, aucune trace d'un cycle de 11 ou 22 ans n'a été constatée dans les populations de pékans. Il est possible qu'un tel cycle ait pu passer inaperçu. Il est aussi possible que les effets de la prédation des pékans sur les porcs-épics ne dépendent pas directement du nombre de pékans, mais plutôt de leur comportement de chasse, variable dans le temps. Enfin, il se peut que les liens entre les fluctuations climatiques et celles des porcs-épics ne passent pas toujours par les pékans. Le pékan serait alors un acteur facultatif, facilement remplacé par d'autres agents de mortalité.

Nous arrivons ici au bout de notre voyage scientifique, butant sur deux interrogations importantes qui marquent les limites actuelles de la science écologique : comment expliquer l'étonnante régularité des cycles d'abondance observés chez de nombreuses espèces ? Comment le climat intervient-il dans la régulation des populations animales ? De nombreuses équipes à travers le monde tentent actuellement de franchir ces obstacles, tant la question des liens qui unissent la biodiversité aux changements du climat est importante (Berteaux et Stenseth, 2006a, 2006b; Berteaux et collab., 2006).

Conclusion

Nos recherches sur les porcs-épics du parc national du Bic nous ont amenés à explorer bien d'autres relations écologiques. Nous avons ainsi examiné (Comtois et Berteaux, 2004) l'effet des insectes piqueurs sur la façon dont les porcs-épics utilisent les microhabitats du milieu forestier (ironiquement, les piquants du porc-épic le protègent mal des insectes piqueurs). Nous avons montré comment les porcs-épics choisissent de manger certains trembles plutôt que d'autres en fonction de la composition chimique de

leurs feuilles (Diner et collab., 2009). Nous avons testé des hypothèses en vogue dans la communauté scientifique sur la façon dont le niveau de symétrie des êtres vivants reflète la qualité de leurs conditions de développement (Berteaux et collab., 2007). Nous avons utilisé des mannequins en cuivre, recouverts d'une peau de porc-épic puis chauffés à 37 °C, pour étudier durant l'hiver les échanges d'énergie entre les porcs-épics et leur milieu (Mabille, 2007).

À quoi ont servi ces recherches ? Personne ne nous avait soumis un problème à résoudre et nous avons inventé à la fois les questions et les réponses. C'est le propre de la recherche fondamentale. Ces travaux ont avant tout servi à approfondir notre compréhension des systèmes écologiques. Autant le dire : le porc-épic était un prétexte, une porte d'entrée. L'important n'était pas tant l'étude du porc-épic que celle des mécanismes qui régissent la nature.

La science écologique est le socle sur lequel repose l'espoir d'une relation harmonieuse entre les humains et leur environnement. Elle se bâtit par accumulation d'observations, par construction de règles générales et par destruction d'idées préalablement acceptées. Elle s'échafaude dans la nature, dans les laboratoires, dans les ordinateurs et dans les cerveaux. Les parcs mettent des fragments de nature à l'abri des interventions humaines les plus draconiennes. Ils préservent des communautés animales et végétales, mais aussi des relations écologiques complexes qui ne peuvent pleinement s'exprimer qu'avec du temps. Si nous y mettons du soin, les parcs seront pour les générations prochaines des monuments de la nature à contempler, mais aussi les pépinières d'où naîtront certaines des connaissances de la nature les plus précieuses.

Remerciements

Je remercie vivement le personnel du parc national du Bic, en particulier Herven Holmes et Marlène Dionne, pour leurs efforts afin de faciliter les recherches décrites dans cet article. Je remercie également Patrick Morin, Ilya Klvana, Annie Comtois, Brandee Diner, Amélie Rivet et Géraldine Mabille pour leurs travaux de maîtrise ou de doctorat sans lesquels ces recherches n'auraient pas eu lieu. Merci également à Julie Roberge et aux dizaines d'étudiants et étudiantes qui ont passé des nuits sous les étoiles, à la recherche des porcs-épics. Que les levers de soleil sur les îles du Bic les accompagnent tout au long de leur vie ! Merci au comité éditorial du Naturaliste canadien pour ses judicieux conseils. Ces travaux ont été financés par le Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies (FQRNT), le Conseil de recherches en sciences naturelles et génie du Canada (CRSNG), le programme des chaires de recherche du Canada, la Fondation canadienne pour l'innovation (FCI), l'Université McGill et l'Université du Québec à Rimouski. ◀

Références

BERTEAUX, D., I. KLVANA et C. TRUDEAU, 2005. Spring-to-fall mass gain in a northern population of North American porcupines. *Journal of Mammalogy*, 86: 514-519.

BERTEAUX, D., M.M. HUMPHRIES, C.J. KREBS, M. LIMA, A.G. MCADAM, N. PETTORELLI, D. RÉALE, T. SAITOH, E. TKADLEC, R.B. WELADJI et N.C. STENSETH, 2006. Constraints to projecting the effects of climate change on mammals. *Climate Research*, 32: 151-158.

BERTEAUX, D. et N.C. STENSETH, 2006a. Measuring, understanding and projecting the effects of large-scale climatic variability on mammals. *Climate Research*, 32: 95-97.

BERTEAUX, D. et N.C. STENSETH (édit.), 2006b. Ecological effects of climate variability: Studies on mammals. *Climate Research*, 32: 95-158.

BERTEAUX, D., B. DINER, C. DREYFUS, M. ÉBLÉ, I. LESSARD et I. KLVANA, 2007. Heavy browsing by a mammalian herbivore does not affect fluctuating asymmetry of its food plants. *Écoscience*, 14: 188-194.

COMTOIS, A. et D. BERTEAUX, 2005. Impacts of mosquitoes and black flies on defensive behaviour and microhabitat use of the North American porcupine (*Erethizon dorsatum*) in southern Quebec. *Canadian Journal of Zoology*, 83: 754-764.

DINER, B., D. BERTEAUX, J.W. FYLES et R.L. LINDROTH, 2009. Behavioral archives link the chemistry and clonal structure of trembling aspen to the food choice of North American porcupine. *Oecologia*, 160: 687-695.

FORTIN, D. et L. BELZILE, 1998. Le parc du Bic. Éditions du Trécaré, Saint-Laurent, 89 p.

KLVANA, I., D. BERTEAUX et B. CAZELLES, 2004. Porcupine feeding scars and climatic data show ecosystem effects of the solar cycle. *American Naturalist*, 164: 283-297.

KREBS, C.J. et D. BERTEAUX, 2006. Problems and pitfalls in relating climate variability to population dynamics. *Climate Research*, 32: 143-149.

MABILLE, G., 2007. Influence du climat et de la prédation sur l'utilisation de l'habitat et la survie du porc-épic d'Amérique. Thèse de doctorat, Université du Québec à Rimouski, 140 p.


MORIN, P. et D. BERTEAUX, 2003. Immobilization of North American porcupines (*Erethizon dorsatum*) using ketamine and xylazine. *Journal of Wildlife Diseases*, 39: 675-682.

MORIN, P., D. BERTEAUX et I. KLVANA, 2005. Hierarchical habitat selection by North American porcupines in southern boreal forest. *Canadian Journal of Zoology*, 83: 1333-1342.

POULIN, J.-F., H. JOLICŒUR, P. CANAC-MARQUIS et S. LARIVIÈRE, 2006. Investigation sur les facteurs à l'origine de la hausse de la récolte de pékans (*Martes pennanti*) au Québec depuis 1984. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction du développement de la faune, Québec et Université du Québec à Rimouski, Département de biologie et des sciences de la santé, Rimouski, 71 p.

ROZE, U., 2009. The North American porcupine. Second edition. Cornell University Press, Ithaca, 273 p.

UNIVERSITÉ LAVAL UQAM UQAR



ÉCOSCIENCE

Périodique international en écologie, publié au Canada

- Travaux inédits
- Patrons et processus écologiques
- Écologie évolutive et comportementale
- Écologie des populations et des communautés
- Écologie des paysages et des systèmes
- Écologie numérique
- Écophysiologie
- Dendroécologie et paléoécologie

Obtenez un rabais de 25 % sur un abonnement électronique individuel

Abonnez-vous en ligne au www.ecoscience.ulaval.ca/promo

aussi disponible sur BioOne.org

www.ecoscience.ulaval.ca

UNIVERSITÉ LAVAL UQAR Institut national de recherche scientifique Eau, Terre et Environnement



Centre d'études nordiques

Le Centre d'études nordiques (CEN) vise à accroître la compréhension de la dynamique des environnements dominés par le froid et le gel. Ces environnements sont présentement affectés par l'impact des activités humaines.

Les avancées scientifiques sont réalisées par le truchement de la formation d'étudiants aux cycles supérieurs. Intégré dans les milieux scientifiques, gouvernementaux, autochtones et industriels, le CEN apporte un soutien fondamental au développement durable et à la qualité environnementale des régions nordiques.





Pour plus d'informations :
Centre d'études nordiques
Pavillon Abitibi-Price, 2405, rue de la Terrasse, Local 1202
Université Laval, Québec (Québec), Canada, G1V 0A6

www.cen.ulaval.ca

Conservation de la grive de Bicknell au Québec : la contribution des aires protégées

Yves Aubry et Sébastien Paradis

Résumé

Depuis le début des années 1990 et de sa reconnaissance comme espèce, la grive de Bicknell n'a cessé de susciter l'intérêt des ornithologues et des écologistes. Toutes les études et les suivis réalisés depuis près de 20 ans ont contribué à enrichir les connaissances sur son histoire naturelle et à identifier les enjeux de sa conservation. Sa répartition fragmentée et peu étendue, ses effectifs réduits et son écologie font de la grive de Bicknell une espèce au statut préoccupant. Comme sa présence a été documentée dans plusieurs aires protégées du Québec, le suivi et la mise en place de mesures de conservation sur ces territoires pourraient contribuer à assurer la pérennité de ses populations, compte tenu du fait que plus de 80 % de l'aire de nidification de la grive de Bicknell se trouve au Québec.

Introduction

Depuis sa découverte en 1881 par Eugene Bicknell, la grive de Bicknell (alors nommée *Catharus minimus bicknelli*) n'avait d'intérêt que pour les conservateurs de musée et les taxinomistes puisqu'elle ne représentait qu'une sous-espèce de la grive à joues grises (*Catharus minimus*). Toutefois, grâce aux travaux d'Henri Ouellet (1993) du Musée canadien de la nature et de ses recommandations auprès de l'American Ornithologists' Union, la grive de Bicknell a depuis peu été élevée au rang d'espèce (*Catharus bicknelli*; American Ornithologists' Union, 1995).

Alors que la grive à joues grises a une répartition géographique boréale, nichant principalement dans les forêts d'épinettes noires (*Picea mariana*) de Terre-Neuve et du Labrador jusqu'en Sibérie, la grive de Bicknell, plus méridionale, niche surtout dans les forêts dominées par le sapin baumier (*Abies balsamea*). On la trouve ça et là dans la chaîne des Appalaches, depuis les monts Catskill dans l'État de New York jusqu'en Gaspésie. On la trouve aussi dans quelques endroits en marge du Bouclier canadien, entre le mont Sir-Wilfrid près de Mont-Laurier et la rivière Romaine près de Havre-Saint-Pierre, au Québec, ainsi que localement au Nouveau-Brunswick et au Cap-Breton, en Nouvelle-Écosse. La grive de Bicknell est endémique à la partie nord-est du continent nord-américain et son aire de répartition, fragmentée et discontinue, est l'une des plus petites chez les oiseaux nichant au nord du Mexique.

Avant sa reconnaissance comme espèce à part entière, la majorité de l'information sur la grive de Bicknell était confondue avec celle de la grive à joues grises. L'étude détaillée de Wallace (1939) représentait alors la plus importante contribution à la connaissance de son histoire naturelle, de sa répartition et de sa taxinomie. Depuis les années 1990, la grive de Bicknell a fait l'objet de multiples publications comblant plusieurs lacunes dans les connaissances relatives à son comportement, son habitat en période de nidification

et d'hivernage, et sa répartition (Ouellet, 1993; Ouellet, 1995; Ball, 2000; Connolly, 2000; Nixon et collab., 2001; Rimmer et collab., 2001; Goetz et collab., 2003). On sait maintenant que cette grive possède de tout petits effectifs.

Une situation préoccupante

Depuis 1997, le Service canadien de la faune réalise des travaux sur la répartition et l'écologie de la grive de Bicknell. Les résultats des premiers travaux ont été utilisés par Nixon (1999) pour la préparation du bilan de la situation de cette espèce au Canada. En 1999, le Comité sur la situation des espèces en péril du Canada d'Environnement Canada (COSEPAC) a alors considéré que la grive de Bicknell avait un statut préoccupant. Le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF) l'a ensuite (en 2003) inscrite dans sa liste de la faune vertébrée vulnérable (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, 2009).

Plusieurs autres organismes se préoccupent de l'état des populations de cette grive. Par exemple, l'Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord la considère comme sa priorité de conservation pour la région des Appalaches. Le comité Partenaire d'envol du Service canadien de la faune la reconnaît aussi comme étant sa plus haute priorité de conservation (Downes et collab., 2000). Le Groupe d'action en biodiversité du ministère des Ressources naturelles du Québec a reconnu, en 1999, que cette grive pouvait être

Yves Aubry (biologiste, M. Sc.) travaille pour le Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, et poursuit des études doctorales à la Faculté de foresterie de l'Université Laval. Il est membre du International Bicknell's Thrush Conservation Group. Sébastien Paradis, bachelier en biologie, est technicien au Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Tous deux travaillent sur la grive de Bicknell depuis 1996.

yves.aubry@ec.gc.ca

fortement affectée par les pratiques forestières courantes et lui a attribué, en conséquence, le statut d'espèce préoccupante. Aux États-Unis, Partners in Flight considère la grive de Bicknell comme la plus haute priorité de conservation pour la région nord-est du pays (Pashley et collab., 2000). La situation de la grive est telle qu'un nouveau rapport sur l'espèce a été soumis récemment au COSEPAC. Une révision de son statut, prévue pour novembre 2009, se traduira peut-être par un classement comme espèce menacée (Aubry et collab., 2009).

On estime les effectifs totaux de la grive de Bicknell à 50 000 individus, mais l'écologie et le système social de l'espèce suggèrent que la taille effective de la population est beaucoup moins grande. Par exemple, les résultats de baguage réalisés au Vermont et au Québec entre 1992 et 2008 indiquent un déséquilibre dans le rapport des sexes : il y aurait une femelle pour deux ou trois mâles. Ainsi, la population serait constituée de 12 500 à 16 000 femelles et, par extension, d'autant d'unités reproductrices. Il s'agit là d'effectifs très limités pour assurer la pérennité d'une espèce. De plus, l'analyse des données de suivi des populations indique de fortes baisses des effectifs pour les Maritimes, les Montagnes Blanches (New Hampshire) et le sud du Québec (Campbell et collab., 2008; King et collab., 2008; Lambert et collab., 2008; Y. Aubry, non publ.) et des effectifs stables ou en hausse localement dans les Montagnes Vertes (Vermont) et dans les Catskill (Lambert et collab., 2008; J.A. Hart et collab., non publ.).

Une histoire naturelle unique pour une spécialiste

En 1998, des scientifiques américains observaient, au mont Mansfield (Vermont), que plusieurs mâles de la grive de Bicknell contribuaient à l'alimentation des jeunes à un nid. L'année suivante, à la mine Madeleine, dans la réserve faunique des Chic-Chocs, au Québec, près du parc national de la Gaspésie, le suivi par vidéo de plusieurs nids révélait une situation similaire; plusieurs mâles nourrissaient les jeunes d'une nichée alors que deux mâles nourrissaient les jeunes de deux nichées en même temps. L'ensemble des observations a depuis confirmé que, chez cette grive, la paternité génétique ne correspond pas nécessairement à la paternité comportementale. Règle générale, plusieurs mâles nourrissent les jeunes d'une même nichée, indépendamment de leur contribution génétique, et certains d'entre eux peuvent s'occuper de plus d'un nid à la fois (Goetz et collab., 2003; Y. Aubry, non publ.).

La grive de Bicknell est une spécialiste des forêts conifériennes de haute altitude, mais elle occupe également des forêts denses en régénération après coupe ainsi que des forêts conifériennes de milieu côtier. Au Canada, son aire de répartition est presque totalement incluse à l'intérieur du domaine de la forêt commerciale. Cette grive recherche des habitats où le sapin baumier domine et où la densité des tiges est élevée (figure 1). Ces habitats se trouvent généralement là où le climat est frais, humide et venteux.

Les informations recueillies à ce jour indiquent que l'intégrité de l'habitat de l'espèce pourrait être compromise. À court terme, les principales menaces pesant sur l'habitat sont les coupes forestières et les traitements sylvicoles qui réduisent la densité des tiges, notamment l'éclaircie précommerciale. Les études menées tant au Québec qu'au Nouveau-Brunswick montrent que les peuplements traités par éclaircie précommerciale sont peu ou pas fréquentés par l'espèce, et ce, jusqu'à ce que la voute forestière se referme, c'est-à-dire plus de 15 ans après traitement. Bien que la grive puisse réutiliser les peuplements traités une fois la voute refermée, aucun indice de nidification n'y a été décelé (Campbell et collab., 2008; Chisholm et Leonard, 2008; Y. Aubry, non publ.).



Figure 1. La grive de Bicknell niche dans les peuplements dominés par le sapin baumier. Le suivi d'individus se fait grâce à des bagues de couleur et à un émetteur permettant l'identification des individus visitant un nid. Chez cette espèce, plusieurs mâles peuvent contribuer à l'alimentation des jeunes d'un même nid.

Et sa conservation ?

Aux problèmes de conservation de la grive de Bicknell créés par l'exploitation forestière, s'ajoutent d'autres problèmes ayant comme effet la réduction de la superficie des habitats conifériens en altitude et en milieu côtier, comme le développement de parcs d'éoliennes, l'installation de tours de communication et l'expansion ou le déploiement de centres de ski sur les sommets. De plus, on prédit que les changements climatiques auront des effets semblables. À cet effet, dans les Montagnes Vertes, on a déjà observé un recul des forêts de conifères de 91 à 119 m d'altitude, lesquelles ont été remplacées par des forêts feuillues (Beckage et collab., 2008).

Des travaux sur la grive de Bicknell ont été entrepris depuis 1997 dans plusieurs régions du Québec méridional pour documenter son écologie et sa répartition. Des données sur la présence de l'espèce ont été recueillies par le Service canadien de la faune, par des bénévoles et par le personnel de plusieurs parcs nationaux (Mont-Tremblant, Mont-

Mégantic, Grands-Jardins, Hautes-Gorges-de-la-Rivière-Malbaie, Monts-Valins, Gaspésie) et de réserves fauniques (Chic-Chocs, Port-Cartier – Sept-Îles). Des visites dans les parcs nationaux de la Jacques-Cartier et de l'Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé n'ont pas permis de détecter la grive, bien qu'elle y ait déjà été signalée à plusieurs reprises avant 1991. D'autres mentions historiques proviennent également des réserves fauniques de Rimouski et des Laurentides, mais aucun inventaire récent n'a eu lieu dans ces territoires.

Des travaux intensifs dans la réserve faunique des Chic-Chocs et dans le parc national de la Gaspésie, de 1998 à 2009, ont contribué à lever le voile sur plusieurs aspects de la vie de la grive de Bicknell. Ball (2000) y a réalisé une étude détaillée sur le chant de l'espèce. Le Service canadien de la faune y a recueilli des données sur l'écologie de nidification de l'espèce, l'habitat et la génétique. Le suivi télémétrique et la recapture d'individus bagués et marqués ont permis de documenter de nombreux aspects des paramètres démographiques et biologiques de l'oiseau (figure 2). Toutes ces données et celles recueillies dans les autres parcs représentent une source importante d'information pour le groupe international pour la conservation de la grive de Bicknell qui a été formé récemment et qui travaille à identifier des mesures de conservation ayant pour but d'assurer la pérennité de l'habitat de cette grive et de ses populations (International Bicknell's Thrush Conservation Group, 2009).

Un nouveau protocole de suivi des populations de la grive de Bicknell a été développé et testé en 2008 par l'ensemble des organisations canadiennes et américaines travaillant sur le suivi de l'espèce. Les travaux réalisés au Québec ont fortement influencé la méthodologie utilisée pour la détectabilité de l'espèce. La méthodologie préconisée consiste en un transect de quatre à six stations d'écoute, distantes les unes des autres de 250 m. À chacune des stations, on note les



Figure 2. Le secteur de la mine Madeleine (réserve faunique des Chic-Chocs) est le principal site où nous avons réalisé des travaux sur l'écologie de la grive de Bicknell. Ce secteur est adjacent au parc national de la Gaspésie. Nous y avons réalisé un suivi télémétrique pour estimer la taille des domaines vitaux et un suivi des nids par vidéo.

oiseaux se manifestant durant quatre périodes successives d'écoute d'une durée de cinq minutes, et ce, très tôt le matin (avant 7 h 30). Ce protocole d'inventaire permettra d'établir, à partir de 2009, un suivi à long terme de la grive de Bicknell pour l'ensemble de son aire de répartition. Des ornithologues amateurs bénévoles seront sollicités pour participer à ce suivi. Les données recueillies permettront, à l'aide de techniques statistiques robustes, d'estimer le taux d'occupation et de désertion des stations ainsi que d'évaluer les effectifs avec une bonne précision. À titre d'exemple, le parc national du Mont-Mégantic réalise, depuis 2005, un inventaire de la grive de Bicknell sur son territoire. Cet inventaire a permis d'acquérir des informations précieuses quant à la répartition et à l'abondance de cette espèce dans ce parc (figure 3). Au mont Gosford, près du mont Mégantic, les effectifs de la grive auraient diminué ces dernières années, passant de 1,6 grive par station en 2003 à 0,6 grive en 2007. Pour la même période, le taux d'occupation a diminué de façon appréciable, passant de 80 % des stations à moins de 50 %. Il est souhaitable qu'un tel suivi soit étendu aux autres parcs ou réserves fauniques du Québec où l'on trouve la grive, de manière à avoir le portrait le plus complet possible sur cette espèce dans la province.

Quelle est sa situation plus au sud ?

La grive de Bicknell passe l'hiver dans certaines îles des Grandes Antilles. Elle hiverne principalement en République dominicaine. On la trouve également à Haïti et à Cuba, et on l'a signalée en Jamaïque et à Porto Rico (Rimmer et collab., 2001). La perte massive d'habitats forestiers sur l'île d'Hispaniola pourrait être la cause principale de la baisse des effectifs de la grive. À Haïti, plus de 90 % des forêts a disparu, comparativement à 80 % en République dominicaine. Associés à ces pertes de forêts et à l'augmentation de l'activité anthropique, on assiste à l'intrusion de prédateurs comme les chats et les rats, au dérangement et à la diminution de connectivité entre les fragments forestiers qui contribuent aussi à nuire aux populations de grives. L'ensemble de ces facteurs peut avoir un impact significatif sur le taux de survie des grives en hiver.

L'avenir de la grive de Bicknell

Le défi de conserver la grive de Bicknell pour les générations à venir demeure tout entier. Les projets et travaux ayant des impacts temporaires ou permanents dans des habitats susceptibles d'abriter la grive doivent être évalués en conséquence, et des mesures d'atténuation ou des solutions de remplacement doivent être proposées dès le départ. La grive de Bicknell représente un enjeu de biodiversité dans le contexte de l'aménagement écosystémique des forêts. Pour la foresterie au Québec, même si le contexte économique est très incertain, il sera important de travailler en collaboration avec les différents gestionnaires du territoire à la mise en place de mesures de conservation pour l'espèce dans un contexte d'utilisation de la ressource forestière. Des traitements sylvicoles adaptés aux exigences particulières de la



Figure 3. Les sommets du mont Mégantic, couverts par une sapinière dense, abritent une population de la grive de Bicknell. Depuis 2005, celle-ci fait l'objet d'un suivi par le personnel du parc.

grive de Bicknell permettraient de maintenir un habitat de qualité pour la reproduction de l'espèce en plus de favoriser une exploitation optimale et durable des ressources forestières. Enfin, les parcs nationaux québécois constituent des habitats témoins et des refuges modestes, mais non négligeables, pour la grive de Bicknell. Les gestionnaires du territoire forestier québécois ont donc un rôle important à jouer dans la conservation de la grive de Bicknell, étant donné que plus de 80 % de son aire de nidification mondiale se trouve au Québec. (J.A. Hart et collab., en prép.).

Remerciements

Réaliser des études sur la faune n'est pas possible sans la collaboration de plusieurs partenaires. Au départ, Jean-Pierre Savard (Service canadien de la faune) et Gilles Seutin (Parcs Canada) ont su nous communiquer toute l'énergie et la motivation nécessaires pour attaquer l'étude de la grive de Bicknell. Plusieurs autres personnes, et plus particulièrement François Hébert (parc national des Grands-Jardins) et François Boulanger (parc national de la Gaspésie), nous ont donné un appui inconditionnel et généreux tout au long de nos travaux. Nous voulons également remercier tout le personnel des parcs nationaux de la Gaspésie, des Grands-Jardins, des Monts-Valins, du Mont-Tremblant et du Mont-Mégantic (et plus particulièrement Patrick Graillon, alors employé de ce parc) et de la réserve faunique des Chic-Chocs pour leur aide et leur générosité. À cette liste s'ajoutent plusieurs personnes engagées et bénévoles qui ont contribué à la réalisation des travaux depuis 1996. Travailler sur la grive de Bicknell demande une grande disponibilité, de l'abnégation et de la motivation, en plus d'exiger une bonne forme physique. Merci aussi à tous ces assoiffés d'écologie et de plein air et à Environnement Canada qui a fourni un support financier et logistique inconditionnel et a soutenu, depuis ses débuts, le projet sur la grive de Bicknell. ◀

Références

- AMERICAN ORNITHOLOGISTS' UNION, 1995. Fortieth supplement to the American Ornithologists' Union checklist of North American birds. *Auk*, 112: 819–830.
- AUBRY, Y., S. PARADIS, J.A. HART, K.P. MCFARLAND, C.C. RIMMER, J. PAQUET et B. WHITTAM, (en préparation). Update COSEWIC status report on the Bicknell's Thrush *Catharus bicknelli* in Canada. COSEWIC assessment and status report on the Bicknell's Thrush *Catharus bicknelli* in Canada, Ottawa, 38 p.
- BALL, M., 2000. Vocal behaviour of Bicknell's Thrush (*Catharus bicknelli*). Mémoire de maîtrise, University Dalhousie, Halifax, 109 p.
- BECKAGE, B., B. OSBORNE, D.G. GAVIN, C. PUCKO, T. SICCAMA et T. PERKINS, 2008. A rapid upward shift of a forest ecotone during 40 years of warming in the Green Mountains of Vermont. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 4197–4202.
- CAMPBELL, G., B. WHITTAM et S. CHISHOLM, 2008. High elevation landbird program 6-year report. Bird Studies Canada, Sackville, 25 p.
- CHISHOLM, S.E. et M.L. LEONARD, 2008. Effect of forest fragmentation on a rare habitat specialist, the Bicknell's Thrush (*Catharus bicknelli*). *Canadian Journal of Zoology*, 86: 217–223.
- CONNOLLY, V., 2000. Characterization and classification of Bicknell's Thrush (*Catharus bicknelli*) habitat in the Estrie region, Québec. Mémoire de maîtrise, McGill University, Montréal, 95 p.
- DOWNES, C.M., E.H. DUNN et C.M. FRANCIS, 2000. Canadian landbird monitoring strategy: monitoring needs and priorities into the new millennium. *Partners in Flight Canada*, Ottawa, 64 p.
- GOETZ, J.E., K.P. MCFARLAND et C.C. RIMMER, 2003. Multiple paternity and multiple male feeders in Bicknell's Thrush (*Catharus bicknelli*). *Auk*, 120: 1044–1053.
- INTERNATIONAL BICKNELL'S THRUSH CONSERVATION GROUP, 2009. International Bicknell's Thrush Conservation Group. Disponible en ligne à : <http://www.bicknellsthrush.org/>. [Visité le 09-03-15].
- KING, D.I., J.D. LAMBERT, J.P. BUONACCORSI et L.S. PROUT, 2008. Avian population trends in the vulnerable montane forests of the northern Appalachians, USA. *Biodiversity and Conservation*, 17: 2691–2700.
- LAMBERT, J.D., D.I. KING, J.P. BUONACCORSI et L.S. PROUT, 2008. Decline of a New Hampshire Bicknell's Thrush population, 1993–2003. *Northeastern Naturalist*, 15: 607–618.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC, 2009. Liste de la faune vertébrée du Québec. Disponible en ligne à : mrfn.gouv.qc.ca/faune/especes.
- NIXON, E., 1999. COSEWIC status report on the Bicknell's Thrush *Catharus bicknelli* in Canada. COSEWIC assessment and status report on the Bicknell's Thrush *Catharus bicknelli* in Canada, Ottawa, 43 p.
- NIXON, E.A., S.B. HOLMES et A.W. DIAMOND, 2001. Bicknell's Thrushes (*Catharus bicknelli*) in New Brunswick clear cuts: their habitat associations and co-occurrence with Swainson's Thrushes (*Catharus ustulatus*). *Wilson Bulletin*, 113: 33–40.
- QUELLET, H., 1993. Bicknell's Thrush: taxonomic status and distribution. *Wilson Bulletin*, 105: 545–572.
- QUELLET, H., 1995. Grive de Bicknell. Dans: Gauthier, J. et Y. Aubry (édit.). Les oiseaux nicheurs du Québec: atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux et Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal, p. 784–787.
- PASHLEY, D.N., C.J. BEARDMORE, J.A. FITZGERALD, R.P. FORD, W.C. HUNTER, M.S. MORRISON et K.V. ROSENBERG, 2000. *Partners in Flight: conservation of the land birds of the United States*. American Bird Conservancy, The Plain, 92 p.
- RIMMER, C.C., K.P. MCFARLAND, W.G. ELLISON et J.E. GOETZ, 2001. Bicknell's Thrush (*Catharus bicknelli*). Dans: Poole, A. & F. Gill (édit.). *The birds of North America*, no. 592, Philadelphie, 28 p.
- WALLACE, G.J., 1939. Bicknell's Thrush, its taxonomy, distribution and life history. *Proceedings of the Boston Society of Natural History*, 41: 211–402.



**Le réseau
des parcs nationaux
du Québec,
en développement au nord
comme au sud**

www.mddep.gouv.qc.ca/parcs

*Développement durable,
Environnement
et Parcs*

Québec 

Tadoussac : sentinelle ornithologique de la forêt boréale au parc national du Saguenay

Jacques Ibarzabal, Pascal Côté et Bruno Drolet

Résumé

Les suivis démographiques d'espèces animales réalisés dans des sites stratégiques permettent de détecter les cas problématiques en matière de gestion et de conservation de la faune. L'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac, situé dans le parc national du Saguenay, est une organisation ornithologique qui recueille, depuis 1993, des données sur les oiseaux de proie et les passereaux de la forêt boréale, particulièrement sur des espèces en difficulté. On présente ici cinq séries de données, obtenues à l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac, qui illustrent les tendances démographiques de quelques représentants de l'avifaune québécoise et qui mettent en évidence certains cycles de population.

Introduction

Les suivis démographiques contribuent de façon déterminante à la protection des espèces fauniques puisqu'ils permettent notamment de détecter des déclinés de population, ce qui permet aux gestionnaires de mettre en place des mesures de conservation (Nichols, 1991; Bildstein et collab., 2007). Pour que les programmes de suivis soient efficaces, il faut que les objectifs soient clairs, la prise des données normalisée et le programme durable. Chez les oiseaux, le choix du site pour un suivi des migrations est un élément déterminant de l'efficacité du programme. S'il est situé dans un endroit très fréquenté et où l'observation des oiseaux est facile, un grand nombre d'individus pourront être dénombrés avec un minimum d'effort. Ces sites sont toutefois rares et généralement associés aux chaînes de montagnes, aux vallées encaissées ou aux promontoires côtiers (Berthold, 2001).

Lors de leurs déplacements migratoires diurnes à basse altitude, les oiseaux ont tendance à longer les rives des grandes étendues d'eau plutôt que de se risquer à les traverser. Par exemple, en automne au Québec, les oiseaux qui proviennent de la péninsule du Québec-Labrador et qui cherchent à gagner leurs quartiers d'hiver rencontrent le golfe ou l'estuaire du fleuve Saint-Laurent, tous deux des obstacles difficiles à franchir. Pour les éviter, ils longent la rive nord du Saint-Laurent et passent par Tadoussac (figure 1). La concentration d'oiseaux qu'on peut observer à cet endroit est particulièrement remarquable, surtout à la baie du Moulin-à-Baude, dans le parc national du Saguenay, où est installé l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac (OOT). En 1996, les activités de l'OOT sont devenues un programme de recherche au sein de la corporation Explos-Nature, un organisme voué à l'éducation et la recherche sur le milieu naturel depuis plus de 40 ans.

Depuis 1993, l'OOT documente les mouvements automnaux de trois grands groupes d'oiseaux, soit les rapaces (13 espèces), les passereaux (30 espèces) et les oiseaux

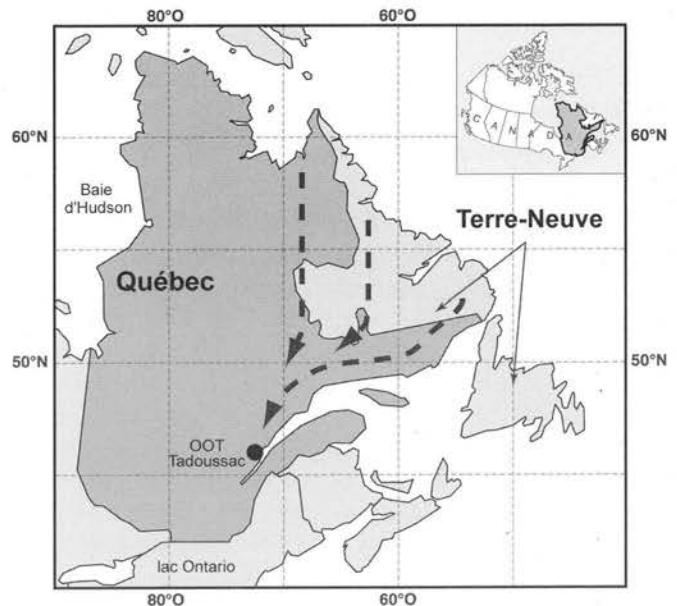


Figure 1. Localisation de l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac (OOT), dans le parc national du Saguenay, au Québec. Les flèches indiquent les voies de migration automnale possibles des oiseaux de la péninsule du Québec-Labrador et suggèrent une explication de la concentration des oiseaux de proie et des autres oiseaux terrestres à Tadoussac (adapté de Ibarzabal, 1999).

Jacques Ibarzabal est biologiste (Ph. D.), professeur agrégé au Département des sciences fondamentales de l'Université du Québec à Chicoutimi et membre du Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale et du Groupe de recherche sur les ressources renouvelables en milieu boréal. Pascal Côté est biologiste (M. Sc.) et directeur de l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac d'Explos-Nature. Bruno Drolet est biologiste (M. Sc.) au Service canadien de la faune d'Environnement Canada.

Jacques_Ibarzabal@uqac.ca

côtiers (5 espèces). Une telle diversité de groupes est assez rare dans le réseau des observatoires du Canada. À l'OOT, le suivi des populations se fait principalement par des relevés visuels en suivant un protocole similaire à celui utilisé par d'autres sites de décompte d'oiseaux de proie de l'Amérique du Nord (Bildstein et collab., 2007). Ce qui distingue toutefois l'OOT des autres observatoires, c'est d'avoir étendu, en 1996, ce même protocole au suivi des passereaux et des pics lors de leurs déplacements diurnes. L'OOT opère aussi, depuis 1995, une station de baguage dont l'objectif premier est de permettre le calcul de l'âge des individus. Ces données supplémentaires sont utiles pour estimer la productivité des populations et pour mieux comprendre leurs cycles d'abondance. L'objectif principal de l'OOT est donc d'évaluer les tendances démographiques à long terme des populations d'oiseaux migrateurs, et plus particulièrement, celles des espèces nichant en forêt boréale. Pour illustrer l'utilité des données prises à l'OOT, cet article présente cinq cas d'espèces pour lesquelles les effectifs ont clairement varié durant la période d'observation.

Déceler les déclin et les hausses de population

Le pygargue à tête blanche

Les populations de pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) sont en déclin depuis le XIX^e siècle (Howell et Heinzman, 1967; Buehler, 2000), principalement à cause de la perte d'habitat, de la chasse et du trappage (Hansen, 1987). Les pygargues ont aussi été victimes de plusieurs pesticides organochlorés, dont le DDT, qui ont nui au succès reproducteur (Elliot et Harris, 2002). Au Québec, on connaît peu de choses quant à l'abondance historique de cette espèce, mais une estimation effectuée à la fin des années 1980 suggérait la présence d'une quarantaine de couples nicheurs pour l'ensemble de la province (Robert, 1989). Avec l'interdiction de plusieurs pesticides et la mise en place d'une réglementation plus sévère, la situation du pygargue s'est améliorée peu à peu. À l'échelle du Québec, le nombre de couples nicheurs se situerait maintenant à plus de 75 couples (Comité de rétablissement du pygargue à tête blanche au Québec, 2002). Les données de l'OOT confirment cette tendance à la hausse, car, depuis 1993, on constate une augmentation significative du nombre d'individus observés, avec un taux d'accroissement moyen de neuf individus par année (+ 3,9 % par an; Berthiaume, 2007). Le nombre maximum de pygargues (199) a été observé en 2008 (figure 2). Au cours des trois dernières années (2006–2008), 46 % des oiseaux dénombrés étaient des immatures âgés de moins d'un an (figure 3), ce qui appuie également la thèse du rétablissement de ce rapace.

L'urubu à tête rouge

Au cours des 20 dernières années, la répartition géographique de l'urubu à tête rouge (*Cathartes aura*) a connu une extraordinaire extension vers le nord (Kirk et Hyslop,

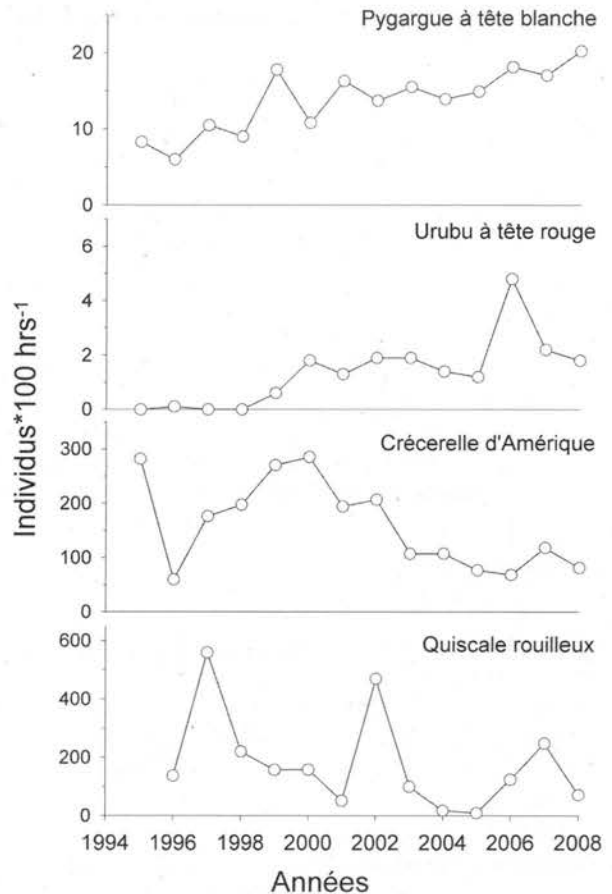


Figure 2. Nombre de pygargues à tête blanche, d'urubus à tête rouge, de crécerelles d'Amérique et de quiscales rouilleux inventoriés par périodes de 100 heures d'observation, de 1995 à 2008, à l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac.



Figure 3. Près de la moitié des pygargues à tête blanche dénombrés en 2006, 2007 et 2008 à l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac étaient des immatures de première année.

1998; Farmer et collab., 2008a). Il semble que plusieurs conditions aient favorisé l'expansion récente de ce charognard dans le nord-est du continent, dont l'augmentation de l'activité humaine, celle du nombre d'animaux tués aux abords des routes résultant de l'intensification du trafic routier ainsi que l'explosion des populations de cerf de Virginie (Kirk et Mossman, 1998). Pour sa part, la présence de l'urubu à tête rouge dans la région de la Côte-Nord est encore relativement récente. Les données de l'OOT confirment néanmoins de façon éloquentes l'expansion de son aire de répartition (figure 2). Alors que seulement deux individus avaient été observés de 1993 à 1998, un nombre record d'urubus a été noté en 2006 (50).

La crécerelle d'Amérique

Chez la crécerelle d'Amérique (*Falco sparverius*), on note une tendance à la baisse de l'effectif des populations depuis une trentaine d'années à travers l'Amérique du Nord (Ruelas, 2007). Les observatoires situés dans le Nord-Est américain ont détecté, entre 1994 et 2004, un déclin significatif des observations de cet oiseau variant de 3,3 à 9,2 % par an (Farmer et collab., 2008b). Les données compilées par l'OOT montrent également un déclin depuis 2000 (figure 2), mais qui n'est toutefois pas significatif lorsque l'on considère les données depuis 1994 (Farmer et collab., 2008b; Berthiaume et collab., 2009). Différentes hypothèses ont été soulevées pour expliquer cette diminution du nombre de crécerelles d'Amérique, dont la contamination par certains pesticides et par d'autres contaminants (MacLellan et collab., 1996), la dégradation de son habitat, en partie en raison de l'intensification de l'agriculture (Smallwood et Bird, 2002), une prédation accrue par l'épervier de Cooper (*Accipiter cooperii*; Farmer et collab., 2006; Ruelas, 2007) et l'exposition au virus du Nil occidental (Rusbuldt et collab., 2006).

Découverte de cycles de populations

La contribution des recherches de l'OOT ne se limite pas à détecter des hausses ou des baisses de l'abondance des différentes espèces d'oiseaux de la forêt boréale. Le travail de dénombrement permet également d'en apprendre davantage sur la dynamique des populations de plusieurs espèces. Par exemple, on peut découvrir des cycles de population chez des espèces pour lesquelles ce phénomène était encore inconnu.

Le quiscale rouilleux

La majorité des oiseaux noirs de la famille des Ictéridés sont opportunistes et tirent profit des activités humaines, notamment de l'agriculture. Le quiscale rouilleux (*Euphagus carolinus*) constitue toutefois une exception, car il niche presque exclusivement dans les milieux humides de la forêt boréale, et donc rarement près des zones habitées (Avery, 1995). De plus, contrairement aux autres oiseaux noirs, les populations de quiscale rouilleux connaissent un déclin important depuis 40 ans, tant aux États-Unis qu'au Canada.

Les données de neuf programmes de surveillance, incluant les *Recensements d'oiseaux de Noël* et le *Relevé des oiseaux nicheurs*, montrent que les tendances démographiques du quiscale rouilleux sont à la baisse avec des déclin variant de 2 à 24 % par an (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2006). Cette tendance se reflète également dans les données de l'OOT qui suggèrent un déclin de la population de 1996 à 2008. Ce déclin n'est toutefois pas significatif, peut-être en raison de la courte série temporelle et de la présence de cycles interannuels (J.-P.L. Savard, données non publiées; figure 2).

Les données montrent aussi une variation interannuelle du nombre de migrateurs, ce qui suggère que le quiscale rouilleux connaît des cycles de population d'une durée de cinq ans. C'est la première fois qu'un cycle d'abondance est décrit pour cette espèce, un résultat qui est peut-être lié au fait que les oiseaux proviennent d'une même population confinée à la péninsule du Québec-Labrador (Bélisle et Ibarzabal, 2003). D'autre part, même si la série temporelle est courte, ces cycles semblent de moins en moins prononcés (figure 2), suggérant aussi un déclin d'abondance. Le quiscale rouilleux est maintenant considéré comme une espèce en péril et son statut est jugé préoccupant (Gouvernement du Canada, 2009). Quelques causes sont pointées du doigt pour expliquer cette situation, comme la réduction importante de la superficie des milieux humides au profit de l'agriculture, mais la principale cause se situerait dans l'aire d'hivernage aux États-Unis (Avery, 1995), où des mesures de contrôle des oiseaux noirs, jugés nuisibles aux cultures, ont été particulièrement intenses à partir des années 1970 (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2006).

La buse à queue rousse

Généralement, le pic de passage de la buse à queue rousse (*Buteo jamaicensis*) à l'OOT a lieu du 10 au 20 octobre. Or, certaines années, des passages massifs de ces oiseaux surviennent un peu plus tôt, soit en septembre. De 40 à 86 % des individus migrent alors au cours de ce mois (comparativement à 15 % en moyenne) plutôt qu'au cours du mois d'octobre. Depuis 1993, de tels passages hâtifs ont été assez rares et ils ne se sont produits qu'en 1997, 2001 et 2005. L'hypothèse la plus plausible pour expliquer ce phénomène est liée à la reproduction. Lorsque celle-ci est écourtée, les oiseaux n'ont pas à s'investir autant sur le plan physiologique et ils deviennent ainsi, plus rapidement qu'à l'habitude, disposés à entreprendre leur migration (Reed et collab., 2003). Afin de tester cette hypothèse, l'OOT note activement, depuis 2003, l'âge des oiseaux recensés. Dans le cas des buses à queue rousse, nous avons pu déterminer qu'il s'agit d'immatrices de l'année ou d'adultes chez 31 % des buses en migration (moyenne annuelle). On a constaté qu'environ 50 % de ces individus étaient des jeunes de l'année, sauf lors de la migration hâtive de 2005 au cours de laquelle on n'a recensé que 12 % de jeunes (figure 4). Cela suggère que le succès reproducteur a été faible cette année-là.



Figure 4. Lorsque les buses à queue rousse migrent hâtivement à Tadoussac, on note une faible proportion d'individus immatures.

Ce qui est étonnant, c'est que les données suggèrent que les migrations hâtives chez la buse à queue rousse, qui correspondent peut-être à des années de faible productivité, surviennent selon un cycle de quatre ans. D'après les connaissances actuelles, la cause la plus probable de cette fluctuation serait les variations d'abondance du campagnol à dos roux de Gapper (*Clethrionomys gapperi*), la proie préférée de plusieurs prédateurs (Cheveau et collab., 2004; Côté et collab., 2007). L'un de ces prédateurs, la nyctale de Tengmalm (*Aegolius funereus*), est un oiseau résident de la forêt boréale et on sait que son abondance est fortement corrélée à celle du campagnol à dos roux de Gapper (Côté et collab., 2007). Lorsque ces petits mammifères sont rares, les nyctales se dispersent davantage et des individus sont capturés aux stations de baguage. Grâce au programme de captures nocturnes de l'OOT, on sait que les invasions de nyctales de Tengmalm ont eu lieu en 1996, 2000 et 2004. Ces pics d'abondance précèdent d'une année les migrations hâtives de buse à queue rousse (figure 5). Comme en 2008 les nyctales de Tengmalm se sont dispersées massivement, on prévoit que la production de jeunes buses à queue rousse sera faible à l'été 2009, ce qui

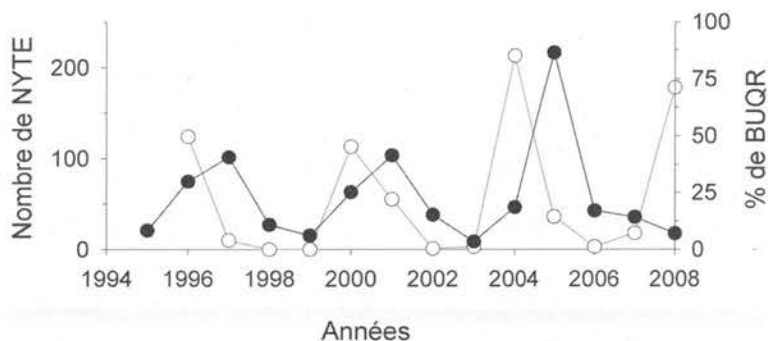


Figure 5. Proportion de buses à queue rousse (BUQR; cercles pleins) ayant été aperçues au mois de septembre à l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac et nombre de nyctales de Tengmalm (NYTE; cercles vides) capturées de 1995 à 2008 au même observatoire.

devrait se traduire par une migration hâtive l'automne prochain. C'est, à notre connaissance, la première fois qu'un tel phénomène est rapporté chez la buse à queue rousse.

Surveillance de populations en péril

L'OOT s'intéresse de près au devenir des populations d'oiseaux qui fréquentent la forêt boréale québécoise et, tout particulièrement, à celles dont la situation est préoccupante. C'est pourquoi, à l'automne 2008, l'OOT a mis sur pied un projet pilote de dénombrement de l'engoulevent d'Amérique (*Chordeiles minor*), une espèce jugée menacée depuis 2007 mais qui n'est toujours pas officiellement désignée comme telle (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2007). La justification de ce statut est pourtant simple : les effectifs connaissent depuis 30 ans un déclin de l'ordre de 4,2 % l'an, ce qui représente une diminution de 49 % de la population. Les causes de cet important déclin sont toutefois encore indéterminées. Les diminutions des populations d'insectes causées par l'utilisation massive d'insecticides et la diminution du nombre de toits couverts de gravier dans les milieux urbains seraient parmi les principales raisons expliquant la chute des effectifs (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2007). Ces causes devraient néanmoins affecter davantage les populations fréquentant les zones habitées et agricoles que celles nichant en forêt boréale. La région de la Haute-Côte-Nord est donc stratégique pour un tel suivi des populations boréales de l'engoulevent d'Amérique. Parions que ce nouveau programme de l'OOT permettra d'en découvrir davantage sur les populations de cette espèce dans les années à venir.

Remerciements

L'ensemble des travaux accomplis par l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac d'Explos-Nature peut être réalisé grâce à l'appui indéfectible du parc national du Saguenay et de plusieurs autres partenaires, dont le Service canadien de la faune d'Environnement Canada, le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, le programme Horizons-Sciences d'Environnement Canada, Études d'Oiseaux Canada, la Fondation de la faune du Québec, Protection des oiseaux du Québec et le Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale. Nous désirons souligner la contribution inestimable de tous les ornithologues responsables de relevés à l'observatoire et remercier Suzanne Fillion pour la révision du texte, ainsi que Pierre-Yves Plourde et Germain Savard pour la réalisation des figures. ◀

Références

- AVERY, M.L., 1995. Rusty blackbird (*Euphagus carolinus*). Dans : Poole, A. (édit.) The birds of North America Online. Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca. Disponible en ligne à : bna.birds.cornell.edu/bna/species/200. [Visité le 2009-04-01].
- BAGG, A.M. et H.M. PARKER, 1951. The turkey vulture in New England and Eastern Canada up to 1950. *Auk*, 68 : 315-333.

- BÉLISLE, M. et J. IBARZABAL, 2003. Dénombrements de rapaces diurnes par l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac: comparaison avec les tendances de populations observées à Hawk Mountain, Pennsylvanie, É.-U. Corporation Explos-Nature, Bergeronnes, 29 p.
- BERTHIAUME, E., 2007. Développement d'un outil d'analyse des tendances des populations d'oiseaux de proie en péril au Québec à partir de décomptes d'individus en migration. Observatoire d'oiseaux de Tadoussac, Corporation Explos-Nature, Bergeronnes, 26 p.
- BERTHIAUME, E., M. BÉLISLE, et J.-P. SAVARD, 2009. Incorporating detectability into analyses of population trends based on hawk counts: a double-observer approach. *Condor*, 111: 43–58.
- BERTHOLD, P., 2001. Bird migration: a general survey. Oxford University Press, Oxford, 253 p.
- BILDSTEIN, K.L., J.P. SMITH et R. YOSEF, 2007. Migration counts and monitoring. Dans: Bird, D.M. et K.L. Bildstein (édit.). Raptor research and management techniques. Hancock House Publishers, Surrey, p. 101–116.
- BUEHLER, D.A., 2000. Bald Eagle (*Haliaeetus leucocephalus*). Dans: Poole, A. (édit.). The birds of North America Online. Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca. Disponible en ligne à: bna.birds.cornell.edu/bna/species/506. [Visité le 2009-03-27].
- CHEVEAU, M., P. DRAPEAU, L. IMBEAU et Y. BERGERON, 2004. Owl winter irruptions as an indicator of small mammal population cycles in the boreal forest of eastern North America. *Oikos*, 107: 190–198.
- COMITÉ DE RÉTABLISSEMENT DU PYGARGUE À TÊTE BLANCHE AU QUÉBEC, 2002. Plan de rétablissement du pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) au Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, 43 p.
- COMITÉ SUR LA SITUATION DES ESPÈCES EN PÉRIL AU CANADA, 2006. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le quiscal rouilleux (*Euphagus carolinus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 30 p.
- COMITÉ SUR LA SITUATION DES ESPÈCES EN PÉRIL AU CANADA, 2007. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur l'engoulevent d'Amérique (*Chordeiles minor*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 29 p.
- CÔTÉ, M., J. IBARZABAL, M.-H. ST-LAURENT, J. FERRON et R. GAGNON, 2007. Age-dependent response of migrant and resident *Aegolius* owl species to small rodent population fluctuations in the eastern Canadian boreal forest. *Journal of Raptor Research*, 41: 16–25.
- ELLIOT, J.E. et M.L. HARRIS, 2002. An ecotoxicological assessment of chlorinated hydrocarbon effects on bald eagle populations. *Reviews in Toxicology*, 4: 1–60.
- FARMER, C.J., R.J. BELL, B. DROLET, L.J. GOODRICH, E. GREENSTONE, D. GROVE, D.J.T. HUSSELL, D. MIZRAHMI, F.J. NICOLETTI et J. SODERGREN, 2008a. Trends in autumn counts of migratory raptors in northeastern North America, 1974–2004. Dans: Bildstein K.L., J. Smith et E. Ruelas Inzunza (édit.). The state of North America's birds of prey. Hawk Mountain Sanctuary, Orwigsburg, p. 180–215.
- FARMER, C.J., L.J. GOODRICH, E. RUELAS INZUNZA et J.P. SMITH, 2008b. Conservation status reports of North American raptors. Dans: Bildstein K.L., J. Smith, et E. Ruelas Inzunza (édit.). The state of North America's birds of prey. Hawk Mountain Sanctuary, Orwigsburg, p. 303–419.
- FARMER, G.C., K. MCCARTY, S. ROBERTSON, B. ROBERTSON et K.L. BILDSTEIN, 2006. Suspected predation by accipiters on radio-tracked American kestrels (*Falco sparverius*) in eastern Pennsylvania, USA. *Journal of Raptor Research*, 40: 294–297.
- GOUVERNEMENT DU CANADA, 2009. Décret modifiant l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril. *Gazette du Canada, Partie II*, 143 (6): 354–451.
- HANSEN, A.J., 1987. Regulation of bald eagle reproductive rates in southeast Alaska. *Ecology*, 68: 1387–1392.
- HOWELL, J.C. et G.M. HEINZMAN, 1967. Comparison of nesting sites of bald eagles in central Florida from 1930 to 1965. *Auk*, 84: 602–603.
- IBARZABAL, J., 1999. Tadoussac: un site de migration des oiseaux de proie. *Le Naturaliste canadien*, 123 (3): 11–18.
- KIRK, D.A. et C. HYSLOP, 1998. Population status and recent trends in Canadian raptors: a review. *Biological Conservation*, 83: 91–118.
- KIRK, D.A. et M.J. MOSSMAN, 1998. Turkey vulture (*Cathartes aura*). Dans: Poole, A. (édit.) The birds of North America online. Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca. Disponible en ligne à: bna.birds.cornell.edu/bna/species/339. [Visité le 2009-03-27]
- MCLELLAN, K.N.M., D.M. BIRD, D.M. FRY et J.L. COWLES, 1996. Reproductive and morphological effects of *o,p'*-Dicofof on two generations of captive American kestrels. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 30: 364–372.
- NICHOLS, J.D., 1991. Extensive monitoring programmes viewed as long-term population studies: the case of North American waterfowl. *Ibis*, 133 (Suppl. I): 89–98.
- REED, E.T., J. BETY, J. MAINGUY, G. GAUTHIER et J.-F. GIROUX, 2003. Molt migration in relation to breeding success in greater snow geese. *Arctic*, 56: 76–81.
- ROBERT, M., 1989. Les oiseaux menacés du Québec. Environnement Canada, Service canadien de la faune et Association québécoise des groupes d'ornithologues, Québec, 109 p.
- RUELAS, E., 2007. The case of American kestrel. *Hawk Migration Association of North America, Hawk Migration Studies*, 32: 13–165.
- RUSBULT, J.J., J.R. KLUCSARITS, S. ROBERTSON et B. ROBERTSON, 2006. Reproductive success of American kestrels using nest boxes in eastern Pennsylvania, 1992–2005. *Pennsylvania Birds*, 20: 112–117.
- SMALLWOOD, J.A. et D.M. BIRD, 2002. American kestrel (*Falco sparverius*). Dans: Poole, A. (édit.). The birds of North America online. Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca. Disponible en ligne à: bna.birds.cornell.edu/bna/species/602. [Visité le 2009-04-02]

La Carte VISA Desjardins de la Fondation de la faune du Québec

Une nature à découvrir



DOMINIC GANTIN / QCN



LA CARTE NATURE VISA VOUS INVITE À LA DÉCOUVERTE

- Nouveau! Un abonnement gratuit d'un an au magazine *Nature sauvage*¹
- Des gratuités et des rabais dans divers centres nature au Québec
- Des rabais sur les **croisières AML** et au **Magasin Latulippe** (détails et conditions à www.fondationdelafaune.qc.ca/aide/carte_nature/)
- Un exemplaire gratuit de notre calendrier annuel
- Et plus encore!

UNE CARTE QUI FAIT DU BIEN

Votre carte Nature VISA Desjardins vous permet de contribuer à la sauvegarde de la faune et de ses habitats car:

- un don de 20 \$ est prélevé annuellement sur votre compte;
- Services de cartes Desjardins verse à la Fondation une ristourne de 0,25 % sur vos transactions courantes.

Depuis 1989, les détenteurs de la carte Nature et VISA Desjardins ont versé à la Fondation des revenus de plus de 2 millions de dollars: ça compte!

POUR DEMANDER VOTRE CARTE NATURE, visitez sans tarder le www.fondationdelafaune.qc.ca/aide/carte_nature, ou contactez-nous au 1 877 639-0742 (sans frais) ou au 418 644-7926 (région de Québec).



¹ Cette offre est valide pour l'année 2009 seulement. Prime offerte sous approbation du Service de crédit de Services de cartes Desjardins. La Fondation de la faune se réserve le droit de mettre fin sans préavis à cette promotion. Abonnement d'un an ou prolongement d'un an à l'abonnement actuel pour le magazine *Nature sauvage*.

* Visa Int. / Fédération des caisses Desjardins du Québec, usager autorisé.



Fondation de la faune du Québec

Les fous de Bassan du parc national de l'Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé : situation actuelle et opportunités de recherche

Jean-François Rail

Résumé

L'île Bonaventure, située dans le parc national de l'Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé, abrite la plus importante concentration d'oiseaux marins au Québec. Il s'agit d'un endroit exceptionnel pour étudier ces oiseaux, car l'île est facile d'accès et la direction du parc y favorise la recherche scientifique. Parmi les oiseaux de mer nicheurs de l'île Bonaventure, le fou de Bassan est le plus abondant. Ces robustes oiseaux longévifs sont très peu farouches et ils tolèrent bien les manipulations. Ils reviennent aussi au même nid chaque année, ce qui facilite les recherches. On a commencé à s'intéresser à l'espèce dans les années 1960 lorsqu'on a découvert que le DDT, un pesticide, était la cause du faible succès de reproduction et du déclin de la colonie de fous. Cette colonie a toutefois rapidement repris sa croissance entre 1976 et 1979, et, depuis, on suit la tendance démographique, le succès reproducteur et le degré de contamination des œufs. Entre 2003 et 2006, on a posé des enregistreurs de données sur des fous afin d'obtenir des informations sur leurs déplacements lors de la nidification ainsi que durant la migration et l'hivernage. Toutes ces nouvelles connaissances soulèvent de nombreuses questions qui encouragent la poursuite du programme de recherche.



Figure 1. L'île Bonaventure, vue du large. La teinte blanche des falaises, qui déborde un peu sur le plateau adjacent, s'explique par les milliers de fous de Bassan présents sur leurs nids.

Introduction

L'île Bonaventure et le rocher Percé se dressent à l'extrémité de la péninsule gaspésienne, tel un prolongement des Appalaches avec leurs impressionnantes falaises atteignant près de 90 m de hauteur. Les ressources marines du golfe du Saint-Laurent ont toujours abondé dans les environs, et l'île Bonaventure a été habitée par des familles de pêcheurs pendant près de 300 ans. Cette île est sans contredit un site très riche tant sous les angles historique et géologique, que ceux de la flore et de la faune. Cependant, il est difficile d'évoquer l'île Bonaventure sans penser à la bruyante et spec-

taculaire colonie de fous de Bassan (*Morus Bassanus*) qui donne vie à ses falaises et à la partie du plateau de l'île faisant face au large (figure 1). Cette colonie constitue d'ailleurs l'attrait principal du parc de l'Île Bonaventure-et-du-Rocher-Percé, et elle attire environ 60 000 visiteurs chaque année.

Jean-François Rail est biologiste aux populations d'oiseaux de mer au Service canadien de la faune d'Environnement Canada, région du Québec.

jean-francois.rail@ec.gc.ca

L'île Bonaventure bénéficie du statut de refuge d'oiseaux migrateurs en plus de faire partie d'un parc national québécois. À la suite de la signature en 1917 de la *Loi sur la Convention concernant les oiseaux migrateurs* et à l'adoption du *Règlement sur les refuges d'oiseaux migrateurs*, l'île Bonaventure et le rocher Percé ont été, en 1919, les premiers sites au Canada à obtenir le statut fédéral de refuge d'oiseaux migrateurs. La fonction de ces refuges est de protéger les oiseaux migrateurs et leurs habitats, et, dans ce cas particulier, les colonies d'oiseaux marins. À l'époque, les fous de Bassan étaient beaucoup moins nombreux qu'aujourd'hui puisqu'on évaluait alors le nombre de couples nicheurs à 4 000 (Townsend, 1920). Par contre, la diversité des oiseaux marins qui nichaient dans les falaises de l'île Bonaventure était déjà grande, avec neuf espèces.

L'île a été acquise en 1971 par la province de Québec qui en a alors fait une réserve naturelle. C'est en 1985 que le gouvernement du Québec a créé le parc de conservation de l'Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé, devenu depuis parc national. Le gouvernement québécois a aussi pris à ce moment la relève du gouvernement du Canada pour la mise en valeur de l'île Bonaventure et du rocher Percé, lorsque, à la suite de coupes budgétaires, tout le programme d'interprétation de la nature d'Environnement Canada à Percé a pris fin.

La protection de l'île fut une mesure de conservation efficace puisqu'aujourd'hui, environ les deux tiers des oiseaux marins nicheurs de la Gaspésie se trouvent sur ce petit territoire (Cotter et Rail, 2007). Toutes espèces confondues, l'île abrite actuellement la plus importante concentration d'oiseaux marins du Québec. Le fou de Bassan y prolifère depuis plus de 30 ans et forme la plus importante population d'oiseaux de l'île.

Le fou de Bassan à l'île Bonaventure : un sujet et un site d'étude exceptionnels

Quelles sont les caractéristiques des fous de Bassan et quel est l'intérêt d'étudier cette espèce à l'île Bonaventure ? Le fou de Bassan est un oiseau qui pèse environ 3 kg et qui mesure 1 m du bec à la queue. Il s'agit du plus gros oiseau marin indigène dans l'Atlantique Nord (Mowbray, 2002). Cet excellent voilier passe la plus grande partie de sa vie en mer. Avec ses longues ailes pointues d'une envergure de 2 m, il fait penser à un albatros miniature. On peut en effet faire plusieurs parallèles entre le fou et l'albatros, même s'ils ne sont apparentés que de façon très lointaine. Ce sont des espèces longévives chez lesquelles les couples sont habituellement unis pour la vie (Mowbray, 2002). Leur fécondité est faible, car elles ne pondent qu'un œuf et se reproduisent pour la première fois à un âge avancé (cinq ou six ans dans le cas du fou, dix ans dans le cas de certains albatros; Carboneras, 1992; Mowbray, 2002). La période de reproduction du fou est très longue : un mois et

deux d'incubation, suivi de trois mois d'élevage du poussin avant que celui-ci puisse quitter la colonie (Poulin, 1968). Chez l'Albatros hurleur (*Diomedea exulans*), un cas extrême, la période de nidification peut atteindre 80 jours d'incubation et neuf mois d'élevage au nid (Carboneras, 1992). Autres similitudes, le fou de Bassan recherche sa nourriture en mer sur un vaste territoire et nourrit son petit par régurgitation, tout comme l'albatros. Par contre, le spectacle du plongeon du fou de Bassan est unique. Pêchant généralement en groupe, c'est souvent d'une hauteur de 20 à 40 m que ces oiseaux effectuent des piqués, les ailes étirées vers l'arrière et collées au corps pour fendre l'eau tête première telle une flèche, afin de poursuivre les poissons pélagiques détectés sous la surface.

L'île Bonaventure, qui est facilement accessible, abrite l'une des plus grosses colonies de fous de Bassan au monde. Des bateliers amènent les visiteurs sur l'île plusieurs fois par jour de la fin du mois de mai au mois d'octobre. C'est assurément un des très rares endroits dans le monde où l'on peut observer aussi facilement, de façon sécuritaire et à peu de frais, une telle colonie d'oiseaux marins. Déjà très peu farouches de nature, les fous se sont habitués à la présence des infrastructures et des nombreux touristes (figure 2). Ainsi, on trouve bon nombre de nids à proximité immédiate des infrastructures permettant l'observation sécuritaire des fous ainsi que la capture d'oiseaux au nid pour des recherches sans déranger outre mesure les oiseaux des nids adjacents.

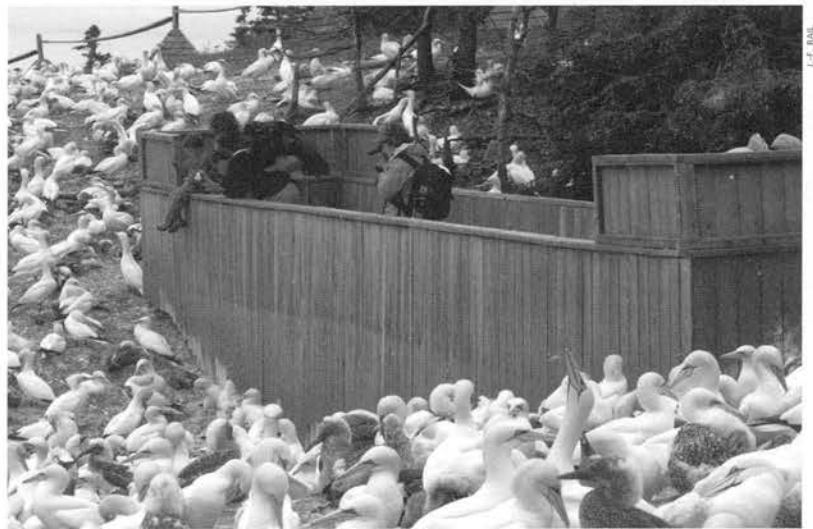


Figure 2. Avec l'expansion de la colonie de fous de Bassan de l'île Bonaventure, les oiseaux nichent maintenant très près des sentiers, et parfois autour des observatoires. Ils ne semblent nullement dérangés, mais gare aux mains qui s'aventurent trop près des becs ! Ici, c'est davantage les visiteurs qu'on doit protéger des fous, plutôt que l'inverse.

Les premières études sur les fous de Bassan

Après une croissance de la colonie de fous de Bassan de l'île Bonaventure observée entre le début du siècle et les années 1960, des inventaires successifs menés par Poulin (1968), Brown et collab. (1975), Nettleship (1976), et Chap-

delaine (1977) ont montré un déclin des effectifs de près de 25 % (de 21 215 à 16 400 couples nicheurs) entre 1966 et 1976. Parallèlement à ces inventaires, on a observé, en 1966 et 1967, un taux d'éclosion des œufs anormalement bas (Poulin, 1968). D'autres études ont corroboré par la suite cette observation (Turgeon, 1971; Taylor et Nettleship, 1974), mais ce n'est qu'en 1975 qu'on a suggéré un lien entre des substances chimiques toxiques et le faible taux de succès d'éclosion des œufs de fous (Nettleship, 1975). Comme le Service canadien de la faune avait commencé, dès 1968, à prélever des échantillons d'œufs de fous de Bassan sur l'île Bonaventure pour l'analyse des contaminants, on a alors trouvé dans les œufs des concentrations de DDT extrêmement élevées. Le DDT était un pesticide largement utilisé dans les années 1960. Son usage avait toutefois été grandement réduit à la fin de la décennie en raison d'études scientifiques établissant un lien entre le DDT et l'amincissement de la coquille des œufs d'oiseaux ou une plus grande mortalité des embryons (Gilbertson, 1974). Cela se traduisait par un faible succès reproducteur chez plusieurs espèces d'oiseaux piscivores comme le pélican brun (*Pelecanus occidentalis*; Anderson et collab., 1975) et le balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*; Spitzer et collab., 1978). En ce qui concerne le fou, Chapdelaine et collab. (1987) ont démontré de façon probante la relation entre la concentration de ce pesticide dans les œufs, le succès d'éclosion des œufs et l'effet à long terme du pesticide sur les tendances de la population de fous de l'île Bonaventure. La concentration de DDT a diminué rapidement dans l'environnement, et les œufs ont à nouveau connu un taux normal d'éclosion, ce qui a permis à la population de fous de reprendre son rythme de croissance dès la fin des années 1970 (figure 3).

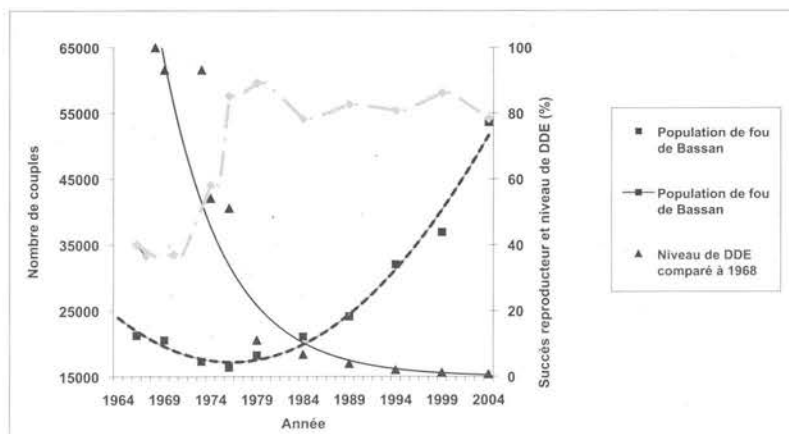


Figure 3. Relation entre le niveau de DDT dans les œufs, le taux d'éclosion des œufs et la tendance de la population de fous de Bassan de l'île Bonaventure. Lorsque le niveau de DDE (un résidu du DDT) dans les œufs a diminué rapidement après 1968, le succès d'éclosion des œufs s'est rétabli pour ensuite se stabiliser à un niveau normal. La tendance de la population, qui était en déclin, s'est renversée et le nombre de couples nicheurs a recommencé à augmenter.

Le suivi quinquennal des fous de Bassan au Canada

À la suite de la baisse des effectifs causée par le DDT, le Service canadien de la faune a entrepris, depuis 1979, un suivi quinquennal de la population de fous de Bassan au Canada ainsi qu'un suivi du succès reproducteur et des contaminants présents dans les œufs. Ce programme de suivi se justifie de plusieurs façons. Premièrement, il n'existe que six colonies de fous de Bassan en Amérique du Nord, et elles sont toutes au Canada : trois à l'île de Terre-Neuve et trois au Québec. Le Canada a donc une grande responsabilité dans le suivi démographique et la conservation de l'espèce à l'échelle continentale, et en particulier au Québec, où les trois colonies abritent plus de 70 % de la population nord-américaine. Deuxièmement, l'analyse des contaminants dans les œufs permet d'avoir à l'œil d'autres substances chimiques potentiellement nocives pour les oiseaux, comme le mercure, les biphenyles polychlorés (BPC) et les pesticides organochlorés. Enfin, l'espèce a été choisie comme espèce indicatrice pour le volet du suivi de l'état du Saint-Laurent, dans le cadre du *Plan Saint-Laurent* (Painchaud et Villeneuve, 2003). Le fou de Bassan s'avérait un choix intéressant comme bio-indicateur de l'abondance de ses proies et du degré de contamination des écosystèmes parce qu'il est un prédateur piscivore et qu'en plus, il peut être facilement étudié. Pour ces raisons, un échantillonnage du régime alimentaire a aussi été ajouté au programme de suivi quinquennal existant.

Des informations de base solides

L'inventaire des colonies de fous de Bassan est fait en comptant tous les nids que l'on voit sur des photographies aériennes. Une mosaïque de photographies se recoupant légèrement et couvrant l'ensemble d'une colonie est prise en avion. En général, deux passages effectués à des altitudes différentes sont nécessaires lorsque des nids se trouvent à la fois dans les falaises et sur le plateau de l'île. Les fous de Bassan sont des oiseaux territoriaux et il est facile de délimiter une colonie sur les photographies. Les oiseaux nicheurs sont répartis de façon extrêmement régulière, alors qu'en marge de la colonie, où l'on trouve les oiseaux non nicheurs, la répartition des individus est variable et moins dense (figure 4). Ce type d'inventaire produit une estimation précise de la taille d'une colonie (Chardine, 2000). La croissance de la colonie de fou de Bassan de l'île Bonaventure est constante depuis longtemps et on prévoit que l'inventaire de 2009 confirmera qu'elle est devenue la plus grosse colonie au monde, devançant ainsi celle de St. Kilda, en Écosse, qui compte près de 60 000 couples (Murray et collab., 2006).

À l'île Bonaventure, on évalue le succès reproducteur des fous de Bassan grâce au suivi de plus de 500 nids répartis dans huit placettes-échantillons localisées à divers endroits. La méthode de suivi est simple. Vers la fin de la période d'incubation, les nids

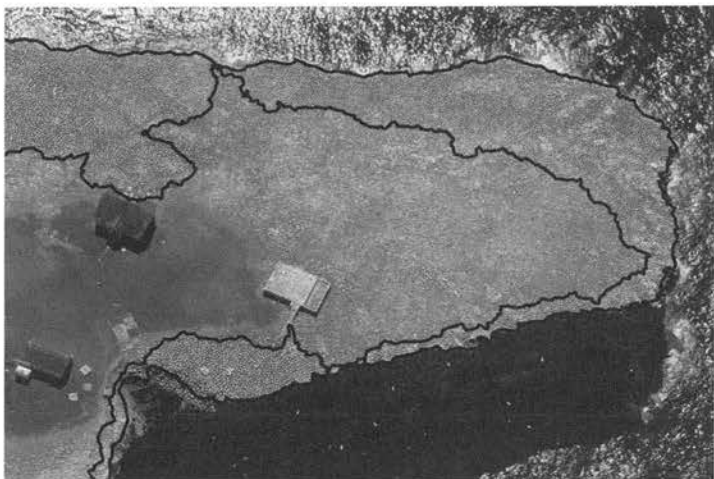


Figure 4. Photographie aérienne en plongée montrant une partie du plateau du Rocher aux Oiseaux, aux îles-de-la-Madeleine. Dans la zone entourée du trait noir, en périphérie du plateau, on peut voir les fous de Bassan au nid, répartis de façon extrêmement régulière. Les autres oiseaux au centre du plateau ont une répartition lâche et irrégulière, signe qu'ils ne nichent pas. Appelés prospecteurs, ces oiseaux joindront vraisemblablement les effectifs nicheurs d'ici quelques années.

sont numérotés sur des photographies (figure 5) et on note la présence des œufs. Les visites suivantes, qui ont pour objectif de vérifier le contenu de chaque nid, permettent de déterminer le succès d'éclosion des œufs. C'est lors de la dernière visite, au début du mois de septembre (juste avant le départ des juvéniles, lorsque les jeunes sont robustes et que les mortalités au nid sont très rares), qu'on peut évaluer le taux de survie des poussins jusqu'à l'envol, et ultimement la productivité de la colonie. La productivité moyenne est d'environ 0,72 jeune élevé jusqu'à l'envol par couple.



Figure 5. Photographie d'une placette-échantillon où 34 nids ont été numérotés pour évaluer le succès de nidification des fous de Bassan à l'île Bonaventure. Les observateurs notent le contenu de chaque nid dès que l'oiseau couveur le laisse entrevoir. À partir de cette photographie, on reviendra quatre fois durant la saison faire le suivi de l'éclosion des œufs et de la survie des poussins, jusqu'à ce que le départ des juvéniles soit imminent.

On profite de chaque visite de suivi de la productivité de la colonie pour étudier le régime alimentaire durant la nidification. Lorsqu'un fou subit un certain stress, il a tendance à régurgiter la nourriture qu'il vient d'ingérer. On utilise donc ce réflexe pour récolter des données sur son alimentation. La méthode consiste à marcher lentement en marge de la colonie, de façon à faire déplacer les individus non nicheurs, mais sans que les nicheurs soient effrayés au point de quitter leur nid. Inévitablement, certains oiseaux, qu'ils soient non nicheurs, nicheurs ou poussins, finissent par régurgiter, et il suffit alors de recueillir ces échantillons. Puisque les proies sont souvent très peu digérées et facilement identifiables, l'analyse du régime alimentaire peut généralement se faire sur place en triant, dénombrant et pesant chaque type de proie. En période de nidification, l'essentiel de l'alimentation du fou de Bassan à l'île Bonaventure est composé de maquereau bleu (*Scomber scombrus*) et de hareng Atlantique (*Clupea harengus*), mais d'autres proies comme le capelan (*Mallotus villosus*), le lançon (*Ammodytes dubius*) ou la plie (*Pleuronectes americanus*) sont aussi consommées à l'occasion.

Une quinzaine d'œufs sont prélevés tous les cinq ans sur l'île Bonaventure. La concentration du mercure, des BPC et des pesticides organochlorés est mesurée, et les isotopes stables sont également analysés. Des échantillons sont archivés depuis 1967 au Centre national de la recherche faunique à Ottawa, si bien que l'on peut au besoin analyser l'évolution dans le temps d'une nouvelle substance chimique à l'aide de cette banque de tissus.

Les collaborations de recherche sur le fou de Bassan de l'île Bonaventure

Lors d'un congrès international tenu en 2002, un délégué canadien apprit que deux chercheurs de Terre-Neuve et d'Allemagne planifiaient la pose d'enregistreurs de données avec système de localisation GPS sur des fous de Bassan de la colonie de l'île Funk, localisée près la côte est de Terre-Neuve. Cette île, située à 50 km au large, est très difficile d'accès. Le délégué canadien a réussi à convaincre les deux chercheurs d'inclure l'île Bonaventure dans leur aire d'étude à cause de la facilité d'accès et de capture des oiseaux. Ainsi, en août 2003, on a équipé d'un enregistreur de données GPS 14 fous de Bassan adultes à l'île Bonaventure et 8 à l'île Funk. Une sonde mesurant la température et la pression de l'eau a aussi été fixée sur plusieurs oiseaux (figure 6). Les fous étaient relâchés, puis on attendait qu'ils partent s'alimenter en mer pour les capturer de nouveau à leur retour au nid. L'expérience se solda par un succès puisque les fous ont toléré les dispositifs (posés sur leur queue) qui ont été récupérés à une exception près. On a ainsi appris que les fous parcourent parfois des centaines de kilomètres en quête de poisson. Ils peuvent ainsi quitter le nid pendant plusieurs jours. De plus, ils sont capables de plonger pendant plus de 30 secondes, jusqu'à une profondeur pouvant atteindre 19 m, pour capturer leurs proies (Garthe et collab.,



Figure 6. Photographie montrant comment l'enregistreur de données géographiques, pesant près de 70 g, est fixé avec du ruban aux deux plumes centrales de la queue d'un fou de Bassan. On aperçoit également l'extrémité de la sonde mesurant la température et la pression de l'eau, orientée vers le bas.

2007). Les résultats ont aussi révélé qu'il existe des stratégies de quête de nourriture très différentes entre les individus de la colonie de l'île Funk et ceux de l'île Bonaventure : les fous de l'île Funk tendent tous à chercher leur nourriture principale (le capelan) près des côtes de Terre-Neuve, tandis que ceux de l'île Bonaventure vont pêcher le maquereau et le hareng dans toutes les directions. Ils franchissent aussi des distances plus variables et plus grandes en moyenne (figure 7).

En 2004 et 2005, la même équipe de recherche a utilisé un nouveau type d'enregistreur de données. Celui-ci, posé à une patte, est sensible à la lumière et permet, en évaluant la longueur du jour et l'heure à laquelle le soleil se lève, de déterminer les coordonnées approximatives où se trouve quotidiennement l'oiseau (Philips et collab., 2004). L'avantage de ce petit dispositif (8 g) est qu'il peut enregistrer des données pendant plusieurs mois consécutifs. Au total, 48 dispositifs ont été posés en septembre 2004 et 2005 sur des oiseaux de l'île Bonaventure, contre 14 à l'île Funk et 1 au cap St. Mary's (Terre-Neuve). À l'île Bonaventure, le taux de retour des oiseaux a été excellent, puisqu'un seul fou de Bassan n'a pas été revu au printemps suivant. Trois autres fous sont revenus à leur nid, mais avaient toutefois perdu leur enregistreur de données. Les données recueillies ont permis de préciser la chronologie et la route de migration, ainsi que l'aire d'hivernage des fous de Bassan (située le long de la côte est américaine et du golfe du Mexique), en plus de révéler que certains individus

de Terre-Neuve traversent l'Atlantique pour aller hiverner le long de la côte ouest africaine (D. Fifield et collab., non publ.) en compagnie de leurs congénères nichant en Europe. S'aidant de vents favorables, deux individus ont franchi une étendue d'océan de 3 500 km en quatre ou cinq jours.

Conclusion

La colonie de fous de Bassan de l'île Bonaventure fournit à plusieurs organisations (provinciales, fédérales et universitaires) l'opportunité de travailler en synergie sur différents aspects de la conservation d'une espèce. Le parc national de l'île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé et son personnel ont su, grâce à leur ouverture d'esprit, faciliter les recherches sur le fou de Bassan, en offrant notamment un précieux support logistique et une assistance sur le terrain. En retour, les informations obtenues par le suivi démographique et lors des différentes études sont d'intérêt pour le public, et viennent bonifier le message de sensibilisation à la conservation des naturalistes du parc. ◀

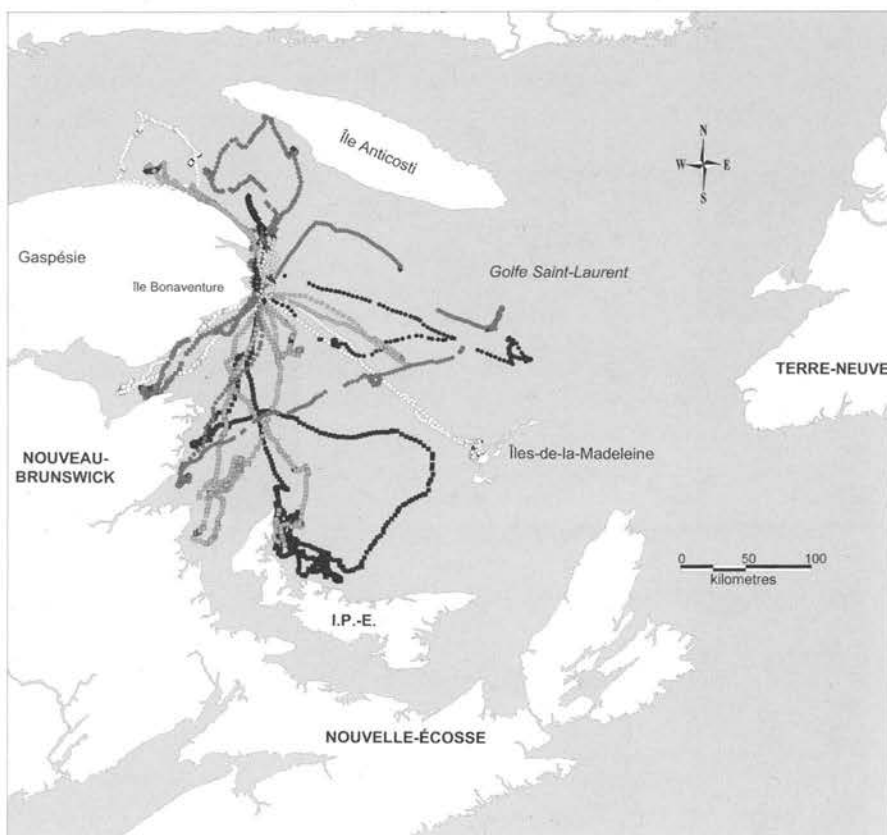


Figure 7. Résultats provenant des enregistreurs de données géographiques posés sur les fous de Bassan de l'île Bonaventure en 2003. Les 14 individus aux tracés différents ont, le temps d'une excursion de pêche en mer, franchi des distances très variables et dans toutes les directions. Notez le tracé d'un individu se rendant directement (aller-retour) aux Îles-de-la-Madeleine, à plus de 200 km de l'île Bonaventure.

Références

- ANDERSON, D.W., J.R. JEHL JR., R.W. RISEBROUGH, L.A. WOODS JR., L.R. DEWEESE et W.G. EDGECOMB, 1975. Brown pelicans: improved reproduction off the southern California coast. *Science*, 190: 806–808.
- BROWN, R.G.B., D.N. NETTLESHIP, P. GERMAIN, C.E. TULL et T. DAVIS, 1975. Atlas of eastern Canadian seabirds. Canadian Wildlife Service, Ottawa, 220 p.
- CARBONERAS, C., 1992. Family Diomedidae (Albatrosses). Dans: del Hoyo, J., A. Elliott et J. Sartagal (édit.). Handbook of the birds of the World, hoatzin to auks. Lynx Edicions, Barcelone, p. 198–215.
- CHAPDELAINE, G., 1977. Population et taux de succès de la population du fou de Bassan (*Morus bassanus*) à l'île Bonaventure (1976). Service canadien de la faune, région du Québec, Québec, 17 p.
- CHAPDELAINE, G., P. LAPORTE et D.N. NETTLESHIP, 1987. Population, productivity and DDT contamination trends of Northern Gannets (*Sula bassanus*) at Bonaventure Island, Québec. *Canadian Journal of Zoology*, 65: 2922–2926.
- CHARDINE, J.C., 2000. Census of northern gannet colonies in the Atlantic region in 1999. Canadian Wildlife Service Technical Report Series No 361, Sackville, 23 p.
- COTTER, R. et J.-F. RAIL, 2007. Third census of seabird populations of the Gaspé Peninsula, Québec, 2002. *Canadian Field-Naturalist*, 121: 274–286.
- GARTHE, S., W.A. MONTEVECCHI, G. CHAPDELAINE, J.-F. RAIL et A. HEDD, 2007. Contrasting foraging tactics by northern gannets (*Sula bassana*) breeding in different oceanographic domains. *Marine Biology*, 151: 687–694.
- GILBERTSON, M., 1974. Pollutants in breeding Herring Gulls in the Lower Great Lakes. *Canadian Field-Naturalist*, 88: 273–280.
- MOWBRAY, T.B., 2002. Northern Gannet (*Morus bassanus*). Dans: Poole, A. et F. Gill (édit.). The Birds of North America. The Birds of North America Inc., no 693, Philadelphie.
- MURRAY S., S. WANLESS et M.P. HARRIS, 2006. The status of the Northern Gannet in Scotland in 2003–04. *Scottish Birds*, 26: 17–29.
- NETTLESHIP, D.N., 1975. A recent decline of gannets, *Morus bassanus*, on Bonaventure Island, Quebec. *Canadian Field-Naturalist*, 89: 125–133.
- NETTLESHIP, D.N., 1976. Gannets in North America: present numbers and recent changes. *Wilson Bulletin*, 88: 300–313.
- PAINCHAUD, J. et S. VILLENEUVE, 2003. Portrait global de l'état du Saint-Laurent. L'eau, les sédiments, les ressources biologiques et les usages. Bureau de coordination de Saint-Laurent Vision 2000, Sainte-Foy, 16 p.
- PHILIPS R.A., J.R.D. SILK, J.P. CROXALL, V. AFANASYEV et D.R. BRIGGS, 2004. Accuracy of geolocation estimates for flying seabirds. *Marine Ecology Progress Series*, 266: 265–272.
- POULIN, J.-M., 1968. Reproduction du fou de Bassan (*Sula bassana*), île Bonaventure (Québec). Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 110 p.
- SPITZER, P.R., R.W. RISEBROUGH, W. WALKER II, R. HERNANDEZ et A. POOLE, 1978. Productivity of ospreys in Connecticut-Long Island increases as DDE residues decline. *Science*, 202: 333–335.
- TAYLOR, P.S. et D.N. NETTLESHIP, 1974. The seabirds of Bonaventure Island, Percé Rock and area, Québec, in summer 1974. Service canadien de la faune, Ottawa, 154 p.
- TOWNSEND, C.W., 1920. Notes of the summer birds of the Gaspé peninsula. *Canadian Field-Naturalist*, 34: 78–80 et 86–95.
- TURGEON, Y., 1971. Rapport des activités sur l'île Bonaventure pour la saison 1970. Service canadien de la faune, région du Québec, Québec, 22 p.



LE ZOO DE GRANBY AU SERVICE DE LA BIODIVERSITÉ

- En hébergeant des espèces menacées
- En sensibilisant petits et grands
- En collaborant à des projets de recherche
- En s'engageant dans une démarche de développement durable



GREEN
ZOO
GRANBY
VERT

Le parc national du Bic: un site essentiel pour la recherche et le suivi de l'anguille d'Amérique dans le système du fleuve Saint-Laurent

Guy Verreault et Rémi Tardif

Résumé

La recherche et le suivi de l'anguille d'Amérique s'effectuent sur la rivière du Sud-Ouest, dans le parc national du Bic, depuis 1994. En 1999 s'amorçait une série de travaux visant spécifiquement l'acquisition de connaissances sur la structure en âge des anguilles juvéniles en migration dans ce cours d'eau. Au cours de cette période, l'échantillonnage de plus de 7 400 spécimens a permis d'observer qu'une dizaine de classes d'âge composaient annuellement le contingent migrateur qui remontait la rivière. La structure en âge s'est fortement modifiée au fil des ans avec la diminution constante de l'abondance des plus jeunes individus. Le recrutement observé sur ce cours d'eau est en déclin, un phénomène jusque-là limité au cours supérieur du fleuve Saint-Laurent. Les travaux réalisés dans le parc national du Bic permettent de documenter les effets de la baisse du recrutement et pourront éventuellement servir à mesurer les impacts des efforts d'aménagement et de gestion déployés au Québec et ailleurs et visant le rétablissement de cette espèce méconnue du public.

Introduction

L'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) est un poisson migrateur dont le cycle vital complexe est caractérisé par un comportement unique au sein de la communauté des poissons qui peuplent nos eaux, soit la catadromie (Caron et collab., 2007). Après leur naissance dans les eaux chaudes de la mer des Sargasses, au nord-est des Antilles, les jeunes larves transparentes entreprennent leur dérive migratoire vers le nord grâce au courant du Gulf Stream (McCleave et collab., 1987). À l'atteinte du plateau continental américain, elles se métamorphosent et colonisent les cours d'eau littoraux. Dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent, après être entrées dans le golfe par le détroit de Cabot (Dutil et collab., 2009), les anguilles remontent l'ensemble des tributaires libres d'obstacle pour y réaliser leur croissance. Après une période d'une vingtaine d'années où leur poids passe de 0,2 g à plus de 1 kg, elles entament leur migration de retour vers la mer des Sargasses où elles se reproduisent puis meurent (Scott et Crossman, 1974).

La stratégie qui a permis à l'espèce de prospérer dans une grande variété d'habitats et d'occuper le sommet des réseaux trophiques des lacs et des cours d'eau pendant des millénaires est inadaptée aux pressions d'origine anthropique des dernières décennies. La détérioration et la fragmentation des habitats aquatiques et les mortalités engendrées par le passage dans les turbines hydroélectriques ou par la pêche ont entraîné un déclin rapide de l'abondance des anguilles sur une grande partie de son aire de distribution (Castonguay et collab., 1994; Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2006). Depuis la fin des années 1980, on observe une baisse importante des effectifs en amont du système du fleuve Saint-Laurent (Casselman, 2003). Cette diminution a

des répercussions sur les captures de la pêche d'anguille de l'estuaire du fleuve. Cette pêcherie, qui intercepte les anguilles lors de leur migration vers leurs sites de reproduction, a vu passer ses captures annuelles d'environ 400 tonnes à moins de 50 tonnes en moins d'une vingtaine d'années (Verreault et collab., 2003; Pelletier et Verreault, 2009).

La chute de la récolte contraint plusieurs pêcheurs à abandonner cette activité traditionnelle pratiquée sur les rives du fleuve ou de l'estuaire du Saint-Laurent depuis des siècles (Sagard, 1866). La disparition graduelle de cette activité n'a pas que des répercussions sociales et économiques; pour plusieurs espèces exploitées commercialement, les récoltes annuelles sont souvent les seules sources de données permettant aux gestionnaires d'observer les tendances à long terme chez les populations de poissons (Gunderson, 1993; Walter et collab., 2007). La diminution graduelle de la pêcherie rend nécessaire la mise en place de nouvelles séries de données indépendantes de l'exploitation comme c'est le cas pour d'autres espèces de poissons (Davis et Berkson, 2006). Dans le système du fleuve Saint-Laurent, il existe quatre sites où l'on dénombre annuellement, sans les pêcher, les anguilles juvéniles en migration. Le premier est localisé au barrage hydroélectrique de Beauharnois, en amont de Montréal, et le deuxième à celui de Moses-Saunders, à la frontière entre l'Ontario et l'État de New York (sur le fleuve Saint-Laurent).

Guy Verreault et Rémi Tardif travaillent respectivement comme biologiste et technicien de la faune à la Direction de l'expertise du Bas-Saint-Laurent au ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec.

guy.verreault@mrfn.gouv.qc.ca

Le troisième se trouve sur la rivière Richelieu, au barrage de Chambly. Ces sites sont dotés de passes migratoires spécialement conçues pour l'anguille et sont tous associés à des barrages artificiels qui font obstacle à la migration des poissons vers le lac Ontario ou le lac Champlain. Le quatrième site se trouve sur un tributaire de la rive sud de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent. Il s'agit de la rivière du Sud-Ouest, plus précisément en bordure d'une petite chute située dans le parc national du Bic. La localisation de ce site, bien en aval des secteurs où les habitats aquatiques ont été fortement dégradés par l'activité anthropique, a l'avantage de fournir un endroit idéal pour l'étude de la migration des anguilles dans un cadre naturel. Le présent article décrit les travaux de recherche sur l'anguille réalisés à cet endroit.

Méthodologie

La rivière du Sud-Ouest est un petit cours d'eau de la région du Bas-Saint-Laurent, dont le bassin versant, situé entre Le Bic et Trois-Pistoles, draine une superficie de 197 km² (figure 1). L'agriculture n'y occupe que 18 % du territoire et la forêt, composée de peuplements mélangés, est présente sur 80 % du bassin versant. La qualité générale de l'eau est bonne sur l'ensemble des tronçons et il n'y a aucun barrage, digue ou retenue pouvant influencer le comportement hydrologique naturel de la rivière. L'écoulement de l'eau est lent sur

la majorité du parcours, puis s'accélère sur les huit derniers kilomètres avant de se jeter dans l'estuaire du fleuve Saint-Laurent à l'intérieur du parc national du Bic. Les salmonidés tels que l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et le saumon atlantique (*Salmo salar*) occupent les eaux vives, tandis que les cyprinidés comme le mulot à cornes (*Semotilus atromaculatus*) et les gasterosteidés comme l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) sont omniprésents dans les secteurs d'eau lente. L'anguille est largement distribuée dans tous les habitats, tant en eau vive qu'en eau lente.

Le suivi annuel des anguilles s'effectue à l'intérieur de la section d'eau vive de la rivière, à 4 km en amont de l'embouchure. À cet endroit, une chute naturelle de 15 m de hauteur empêche la migration vers l'amont de tous les poissons, à l'exception de l'anguille. Devant un obstacle, ce poisson a la capacité de le franchir en effectuant de la reptation hors de l'eau. Un substrat humide et irrégulier lui permet alors d'escalader des parois dont les pentes peuvent atteindre 90 degrés. Cette caractéristique a permis le développement d'un type de passe migratoire spécialement adaptée pour l'anguille (Desrochers, 1995). Quelques modifications mineures ont d'abord été apportées à la paroi naturelle de reptation de la chute de la rivière du Sud-Ouest afin de l'assécher. L'installation d'un piège à l'extrémité de la passe migratoire a ensuite rendu possible la capture de la totalité

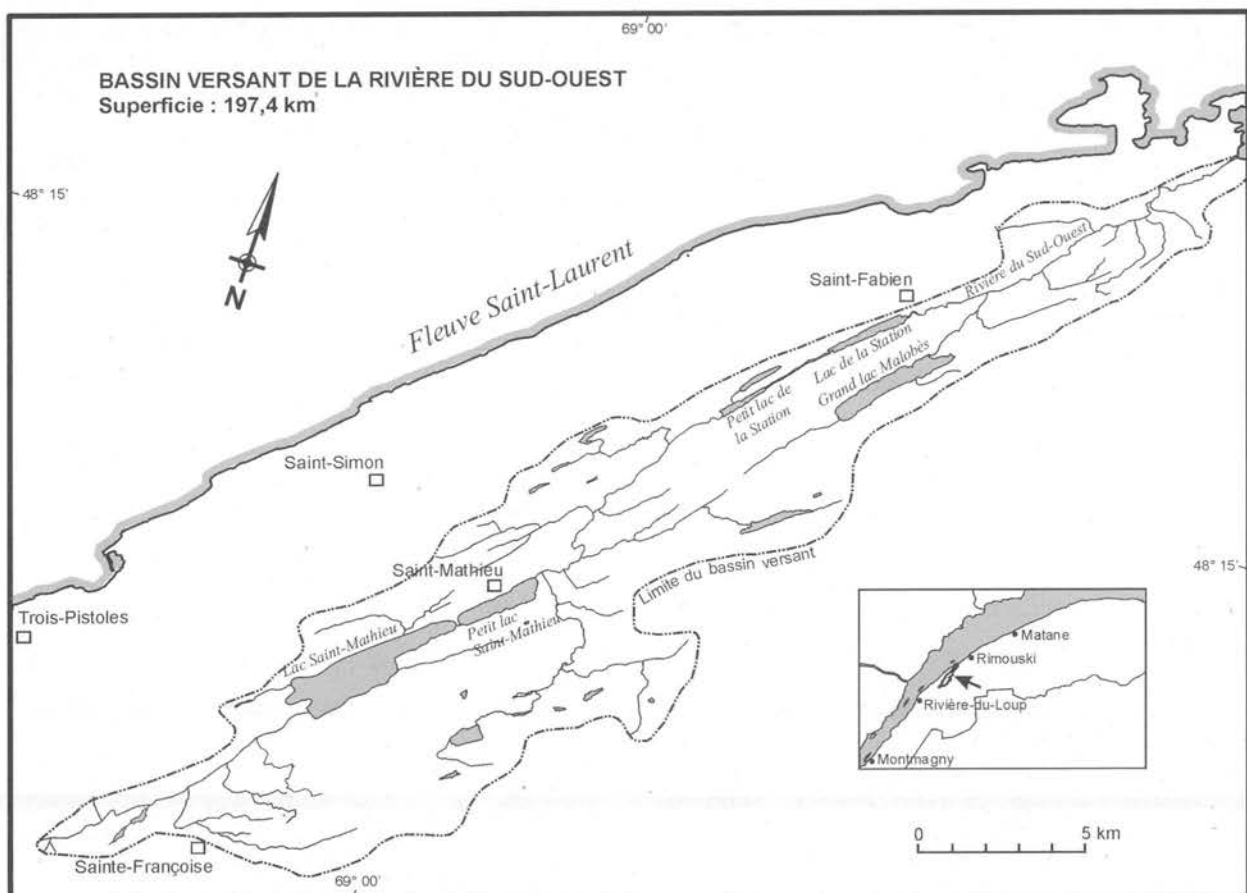


Figure 1. Bassin versant de la rivière du Sud-Ouest, dans la région du Bas-Saint-Laurent.

des anguilles cherchant à migrer en amont de cet obstacle. Le piège est opéré annuellement depuis 1999 (à l'exception de l'année 2002) entre le 15 juin et le 20 août, période où se réalisent les activités de migration à ce site (Thibault et Verreault, 1995).

Chaque jour pendant la période d'échantillonnage, le piège est visité et les anguilles dénombrées. Un échantillon aléatoire d'un maximum de 35 spécimens est aussi prélevé et anesthésié dans un mélange d'huile de clou de girofle avant d'être mesuré. Un sous-échantillon, stratifié selon la longueur, est conservé et traité en laboratoire afin d'en déterminer le poids et l'âge. Les autres spécimens sont rejetés dans la rivière à une centaine de mètres en amont de la chute. L'estimation de l'âge chez l'anguille nécessite le prélèvement des otolithes (*sagittae*) dans la cavité crânienne et leur préparation selon une méthodologie adaptée des travaux de Secor et collab. (1992), Oliviera (1996) et Adam (1997). Cette technique permet de mettre en évidence les lignes d'arrêt de croissance annuelle pour chaque individu. L'estimation de l'âge pour chaque spécimen du sous-échantillon permet la réalisation annuelle d'une clé âge-longueur qui est appliquée à l'ensemble de l'échantillon. Le résultat final correspond à la probabilité qu'une anguille de longueur donnée appartienne à une des cohortes composant le contingent en migration. L'indice de Johnson (1957) a été calculé et utilisé pour estimer l'importance des classes d'âge en raison des fortes variations interannuelles des captures. Pour chaque classe d'âge comprise entre 0 et 10 ans, la contribution annuelle relative (en pourcentage) dans les captures fut additionnée pour l'ensemble des années de 1996 à 2005. L'indice de force des classes d'âge a été calculé en divisant ce résultat par la somme de la contribution annuelle relative de chaque classe d'âge dans l'échantillon pour cette période.

Résultats

Depuis 1999, l'opération du piège de capture sur la rivière du Sud-Ouest a enregistré le passage de 7 404 anguilles juvéniles en migration vers les habitats de croissance situés en amont du site d'échantillonnage. Les montaisons annuelles ont varié entre 195 et 2 279 individus (figure 2) avec des

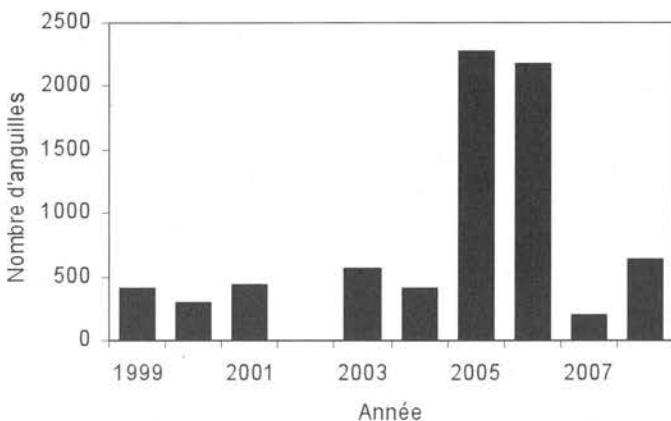


Figure 2. Nombre d'anguilles capturées annuellement dans la passe-piège de la rivière du Sud-Ouest entre 1999 et 2008.

abondances dépassant 2 000 anguilles en 2005 et 2006. Les spécimens échantillonnés avaient des longueurs comprises entre 84 et 521 mm et des poids variant entre 0,4 et 186,2 g. Le poids des individus variait en fonction de la longueur selon l'équation $P(\ln) = -16,048 + 3,409 \times L(\ln)$, où $P(\ln)$ est le logarithme népérien du poids et $L(\ln)$ le logarithme népérien de la longueur, avec un coefficient de détermination (r^2) de 0,97. Globalement, la longueur et le poids moyens atteignaient respectivement 252 mm et 19 g; ces valeurs masquent cependant de fortes variations annuelles, comme on peut l'observer pour la longueur au cours de la période étudiée (figure 3).

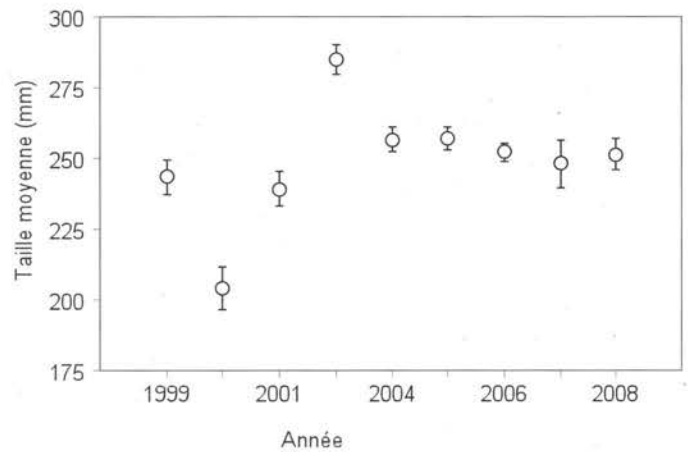


Figure 3. Longueur moyenne annuelle (intervalle de confiance de 95 %) des anguilles juvéniles capturées dans la passe-piège de la rivière du Sud-Ouest entre 1999 et 2008.

La longueur des anguilles en migration est comprise à l'intérieur d'une plage de 400 mm et la distribution des fréquences de longueur, bien que variable selon les années, conserve sa forme unimodale pour toute la période d'étude (figure 4). Étant donné que la longueur de l'anguille ne reflète pas nécessairement son âge en raison d'un taux de croissance individuel variable (Verreault, 2003), l'estimation annuelle de l'âge des captures est la seule façon de connaître la contribution des différentes cohortes au contingent des

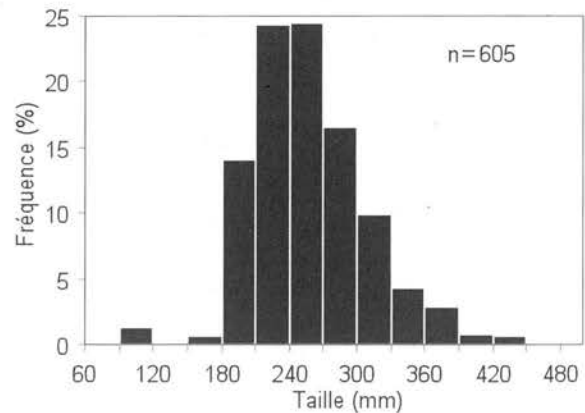


Figure 4. Distribution des fréquences de longueur des anguilles juvéniles capturées dans la passe-piège de la rivière du Sud-Ouest en 2005.

migrateurs. Chez l'anguille, il est fréquent de trouver plusieurs cohortes à l'intérieur d'une même classe de longueur. Ce phénomène est commun parmi les anguilles capturées dans la rivière du Sud-Ouest et on peut trouver jusqu'à sept cohortes pour une classe de longueur de 30 mm à l'intérieur de la même année (figure 5).

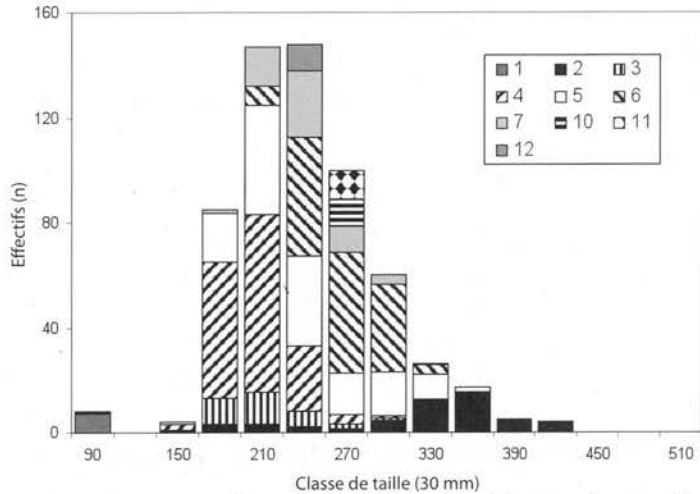


Figure 5. Structure en longueur stratifiée selon l'âge pour les anguilles juvéniles capturées dans la passe-piège de la rivière du Sud-Ouest en 2005.

Pour la totalité des années d'échantillonnage, on observe qu'une dizaine de classes d'âge composent annuellement l'essentiel du contingent des individus en migration au site de capture. La contribution de chaque classe d'âge a cependant été variable au cours des années. Pour la période d'observation s'étendant de 1999 à 2008, on constate une diminution de l'importance des jeunes classes d'âge, principalement celles de deux ans et moins (figure 6). Les anguilles de deux ans et moins composaient plus de 20 % des migrateurs de 1999 à 2001. Ce pourcentage est tombé à moins de 10 % entre 2003 et 2005, et à moins de 5 % depuis 2006. La raréfaction des jeunes individus peut être le reflet d'une dimi-

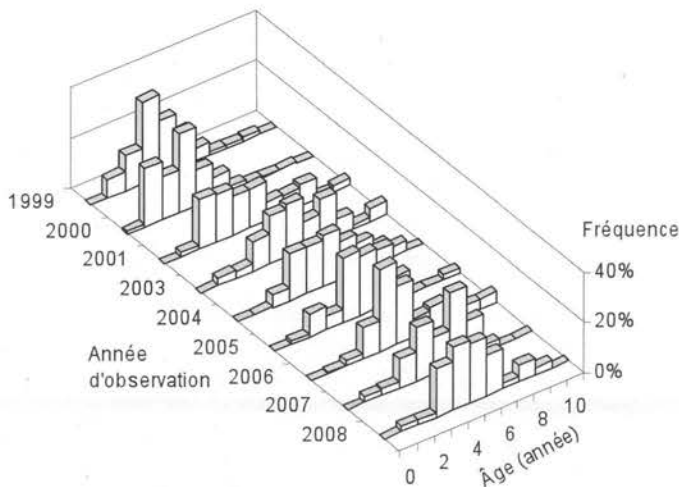


Figure 6. Structure en âge des anguilles juvéniles capturées dans la passe-piège de la rivière du Sud-Ouest de 1999 à 2008.

nution du recrutement provenant des sites de reproduction situés dans la mer des Sargasses. Le test de cette hypothèse n'est possible qu'en estimant l'importance de la contribution de chaque cohorte pendant toute la période où elle est présente au site d'échantillonnage. C'est précisément ce que permet l'analyse des indices de force des classes d'âge obtenus sur la rivière du Sud-Ouest, en isolant chacune des cohortes et en évaluant leur importance relative sur une période de dix ans. On observe que l'indice affiche des valeurs supérieures pour les années de recrutement 1996, 1999 et 2001, avant de plonger rapidement vers des indices de faible recrutement à partir de 2002 (figure 7). Les deux dernières années de la série (2004 et 2005) affichent des valeurs inférieures de 50 % à celles observées pendant les années de plus fort recrutement, ce qui peut être interprété comme une chute draconienne et rapide du recrutement chez l'anguille.

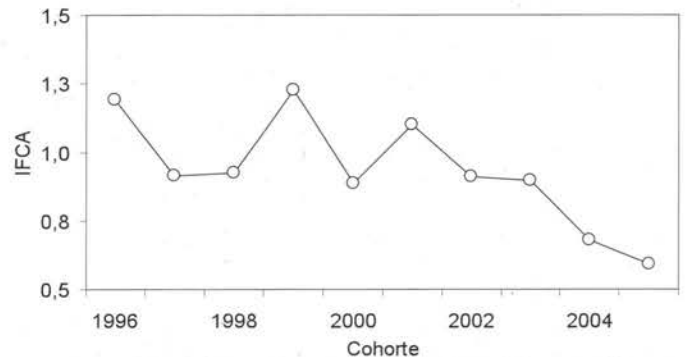


Figure 7. Indice de force des classes d'âge (IFCA) des anguilles en migration dans la rivière du Sud-Ouest.

Discussion

Les travaux réalisés dans la rivière du Sud-Ouest apportent des connaissances essentielles pour l'évaluation de l'état du stock d'anguilles. La valeur de ces connaissances dépasse largement le seul site d'étude en raison de la panmixie qui caractérise l'espèce (Wirth et Bernatchez, 2003). La panmixie implique que l'estimation de la force du recrutement et des paramètres démographiques mesurés à un endroit n'a aucun lien avec les reproducteurs issus de ce site, mais est plutôt le reflet de la situation générale de l'espèce dans l'ensemble de son aire de distribution (Rickhus et Whalen, 1999). Cette situation est d'autant plus juste lorsque les facteurs anthropiques comme la pêche, les barrages ou la modification des habitats aquatiques n'interfèrent pas avant l'arrivée des anguilles au site d'observation. C'est précisément la situation qui caractérise la rivière du Sud-Ouest où aucune manifestation d'origine anthropique ne vient influencer l'arrivée des anguilles dans cette rivière depuis leur naissance, soit 4 000 km plus au sud dans la mer des Sargasses.

Les variations importantes du nombre d'anguilles capturées annuellement sur la rivière du Sud-Ouest compliquent grandement l'interprétation des données et peuvent mener à un diagnostic erroné quant à l'ampleur du recrutement chez l'espèce. La seule observation du nombre des

captures annuelles aurait pu être interprétée comme un léger renversement du déclin de l'espèce, surtout lors des années 2005 et 2006. L'évolution de la longueur moyenne et surtout celle de la structure en âge des anguilles en migration permet toutefois de mieux apprécier les mécanismes populationnels qui influencent la dynamique de migration. Pour deux années en particulier, une forte représentation des classes d'âge de quatre, cinq et six ans en 2005 et des classes d'âge de quatre et cinq ans en 2006 correspond aux cohortes apparues en 1999, 2000 et 2001. On peut alors interpréter les fortes abondances observées en 2005 et 2006 comme le reflet d'une augmentation du recrutement de jeunes anguilles quatre à six ans auparavant, soit entre 1999 et 2001. L'observation des indices de force des classes d'âge pour ces années permet de confirmer que les années de 1999 et 2001 se caractérisent par des valeurs élevées.

L'examen des données hydrologiques enregistrées dans la rivière du Sud-Ouest ne permet pas d'identifier une variable environnementale ayant eu une influence sur la migration. La clé semble plutôt se trouver à des milliers de kilomètres de la rivière, dans l'Atlantique. En effet, Knights (2003) et Friedland et collab. (2007) ont observé que l'indice d'oscillation nord-atlantique était négativement corrélé au recrutement chez l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*). L'indice d'oscillation atlantique mesure la différence de pression atmosphérique entre l'anticyclone des Açores et la dépression d'Islande et entraîne des effets importants sur la circulation atmosphérique, le contrôle des écosystèmes océaniques et les stocks de poissons. Il semble aussi avoir une influence sur le recrutement de l'anguille d'Amérique, du moins selon les observations de Casselman (2009), qui a étudié les dénombrements annuels d'anguilles en migration à la passe migratoire du barrage hydroélectrique de Moses-Saunders, à l'exutoire du lac Ontario. Bien que la série temporelle de la rivière du Sud-Ouest soit limitée à une dizaine d'années, les fortes années de recrutement révélées par les indices de force des classes d'âge correspondent à celles identifiées par Knights (2003) et Friedland et collab. (2007) et Casselman (2009).

La duplication du signal obtenu sur la rivière du Sud-Ouest par rapport à celui obtenu à l'exutoire du lac Ontario est un élément important dans l'appréciation du phénomène de déclin des anguilles observé en amont du fleuve Saint-Laurent (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2006). Les séries temporelles indépendantes des pêcheries sont essentiellement confinées en amont du réseau du fleuve et toujours associées à des barrages (Chambly, Beauharnois et Moses-Saunders). Cette situation, associée à l'absence de données démographiques précises pour les secteurs situés en aval, avait amené le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada à conclure que le déclin de l'espèce était probablement limité au lac Ontario et au cours supérieur du fleuve Saint-Laurent (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2006). Les observations réalisées dans la rivière du Sud-Ouest permettent d'étendre la

zone affectée par le déclin et laissent présager que le phénomène de la chute du recrutement est beaucoup plus étendu géographiquement.

Si l'on tient compte du fait que la fenêtre d'observation se limite à une période correspondant à la moitié d'une génération d'anguille, la modification de la structure en âge apparaît extrêmement rapide et pourrait avoir des conséquences néfastes pour la survie de l'espèce. Cependant, les récentes actions menées afin d'augmenter le recrutement et la production de reproducteurs dans le système pourraient être bénéfiques pour l'espèce. La diminution de l'exploitation par la pêche, les ensemencements de centaines de milliers de jeunes anguilles, ainsi que la construction d'aménagements permettant d'éviter les mortalités lors du franchissement des barrages hydroélectriques vont peut-être ralentir ou même renverser le déclin. Dans ce contexte, le suivi des migrations des anguilles juvéniles est essentiel afin de mesurer l'effet de ces actions. Le rôle que joue le parc national du Bic dans l'acquisition et le développement des connaissances scientifiques sur l'anguille d'Amérique en fait un partenaire essentiel pour une meilleure compréhension des phénomènes affectant cette espèce. Ces éléments militent en faveur de la poursuite des travaux de recherche à cet endroit.

Remerciements

Nous tenons à remercier sincèrement le personnel du parc national du Bic pour son implication et son soutien à nos travaux, et particulièrement les efforts déployés par Louise Tremblay et Marlène Dionne dans le suivi des captures. Ces travaux n'auraient pu être réalisés sans la contribution financière de ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. ◀

Références

- ADAM, G., 1997. L'anguille européenne (*Anguilla anguilla* L. 1758): dynamique de la sous-population du lac de Grand-Lieu en relation avec les facteurs environnementaux et anthropiques. Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier (Toulouse III), Toulouse, 353 p.
- CARON, F., P. DUMONT, Y. MAILHOT et G. VERREULT, 2007. L'anguille au Québec, une situation préoccupante. *Le Naturaliste canadien*, 131 (1): 59-66.
- CASSELMAN, J.M., 2003. Dynamics of resources of the American eel, *Anguilla rostrata*: declining abundance in the 1990s. Dans: Aida, K., K. Tsukamoto et K. Yamauchi (édit.). *Eel Biology*. Springer, Tokyo, p. 255-274.
- CASSELMAN, J.M., 2009. American eel dynamics and abundance: a fish resource in unprecedented decline. Dans: Casselman, J.M. et D.K. Cairns, (édit.). *American Fisheries Society special symposium*, Québec, sous presse.
- CASTONGUAY, M., P.V. HODSON, C.M. COUILLARD, M.J. ECKERSLEY, J.D. DUTIL et G. VERREULT, 1994. Why is recruitment of the American eel, *Anguilla rostrata*, declining in the St. Lawrence River and Gulf? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 479-488.
- COMITÉ SUR LA SITUATION DES ESPÈCES EN PÉRIL AU CANADA, 2006. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 80 p.
- DAVIS, M.L. et J. BERKSON, 2006. Effects of data loss from a simulated moratorium on the stock assessment of red porgy (*Pagrus pagrus*). *Fisheries Bulletin*, 104: 585-592.

- DESROCHERS, D. 1995. Suivi de la migration de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au complexe Beauharnois. Milieu inc., Service milieu naturel et Hydro-Québec, Vice-présidence Environnement et Collectivités, Montréal, 81 p.
- DUTIL, J.-D., P. DUMONT, D.K. CAIRNS, P.S. GALBRAITH, G. VERREAULT, M. CASTONGUAY et S. PROULX (2009). Glass eel migration and recruitment in the estuary and Gulf of St. Lawrence. *Journal of Fish Biology* (sous presse).
- FRIEDLAND, K.D., M.J. MILLER et B. KNIGHTS, 2007. Oceanic changes in the Sargasso Sea and decline in recruitment of the European eel. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 519–530.
- GUNDERSON, D.R., 1993. *Surveys of fisheries resources*. John Wiley & Sons, New York, 248 p.
- JOHNSON, F.H., 1957. Northern pike year-class strength and spring water levels. *Transaction of the American Fisheries Society*, 86: 285–293.
- KNIGHTS, B., 2003. A review of the possible impacts of long-term oceanic and climate changes and fishing mortality on recruitment of anguillid eels of the Northern Hemisphere. *Science of the Total Environment*, 310: 237–244.
- MCCLEAVE, J.D., R.C. KLECKNER et M. CASTONGUAY, 1987. Reproductive sympatry of American and European eels and implications for migration and taxonomy. Dans: Dadswell, M.J., R.L. Klauda, C.M. Moffitt, R.L. Saunders, R.A. Rulifson et J.E. Cooper (édit.). *Common strategies of anadromous and catadromous fishes*. American Fisheries Society Symposium 1, Bethesda, Maryland, p. 286–297.
- OLIVEIRA, K., 1996. Field validation of annular growth rings in the American eel, *Anguilla rostrata*, using tetracycline-marked otoliths. *Fisheries Bulletin*, 94: 186–189.
- PELLETIER, A.-M. et G. VERREAULT, 2009. Suivi dans la pêcherie de l'estuaire du Saint-Laurent des anguilles d'Amérique provenant des transferts effectués par Ontario Power Generation en 2008. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction générale du Bas-Saint-Laurent, Direction régionale de l'aménagement de la faune, Rivière-du-Loup, 41 p.
- RICHKUS, W. et D. WHALEN, 1999. American eel (*Anguilla rostrata*) scoping study: a literature and data review of life history, stock status, population dynamics, and hydroelectric impacts. Electric Power Research Institute, Palo Alto, 122 p.
- SAGARD, G., 1866. *Histoire du Canada et voyages que les Frères Mineurs Récollets y ont faits pour la conversion des Infidèles*. Édition originale publiée en 1866. Republié par Edwin Tross, Paris, 1005 p.
- SCOTT, W.B. et E.J. CROSSMAN, 1974. *Les poissons d'eau douce du Canada*. Office des recherches sur les pêcheries du Canada, Bulletin no 184, Ottawa, 966 p.
- SECOR, D.H., J.M. DEAN et E.H. LABAN, 1992. Otolith removal and preparation for microstructural examination. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 117: 19–57.
- THIBAUT, J. et G. VERREAULT, 1995. Décompte et capture des anguillettes des rivières Verte, du Bic, du Sud-Ouest et Rimouski, été 1994. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction régionale du Bas-Saint-Laurent, Service de l'aménagement de la faune, Rivière-du-Loup, 17 p.
- VERREAULT, G., 2003. Dynamique de la sous-population d'anguilles d'Amérique (*Anguilla rostrata*) du bassin versant de la rivière du Sud-Ouest. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la région du Bas-Saint-Laurent, Rivière-du-Loup, 112 p.
- VERREAULT, G., P. PETTIGREW, R. TARDIF et G. POULIOT, 2003. The exploitation of the migrating silver American eel in the St. Lawrence River estuary, Québec, Canada. Dans: Dixon, D.A. (édit.). *Biology, management, and protection of catadromous eels*. American Fisheries Society, Symposium 33, Bethesda, p. 225–234.
- WALTER, J.F. III, HOENIG, J. M. et T. GEDAMKE, 2007. Correcting for effective area fished in fishery-dependent depletion estimates of abundance and capture efficiency. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 1760–1771.
- WIRTH, T. et L. BERNATCHEZ, 2003. Decline of the North Atlantic eels: a fatal strategy? *Proceedings of the Royal Society of London*, 270: 681–688.



La conservation et la mise en valeur de la faune et de ses habitats exigent des connaissances de pointe acquises, entre autres, grâce aux chercheurs et à leurs travaux scientifiques. Ceux-ci sont souvent menés dans le réseau des parcs du Québec qui joue un rôle essentiel de secteur témoin. La collaboration de tous les partenaires est précieuse pour accroître les connaissances sur la faune québécoise et ses habitats.

Conservation de la phégoptère à hexagones au parc national du Mont-Saint-Bruno : un refuge pour cette fougère menacée

Andrée Nault

Résumé

Le parc national du Mont-Saint-Bruno protège 7,9 km² d'habitats naturels et une grande biodiversité au cœur d'une région fortement urbanisée. Avec 750 000 visiteurs par an, la conservation des ressources naturelles en son sein représente un défi de taille. La phégoptère à hexagones (*Phegopteris hexagonoptera*), fougère menacée au Québec, y abonde. Cette étude vise à mieux documenter sa biologie à des fins de protection. En 1999, un premier inventaire dans le parc a permis de repérer trois grandes populations, contenant un total d'environ 29 000 frondes. Le parc abrite à lui seul plus de 60 % de l'effectif provincial. Un suivi phénologique effectué en 2000 a permis de déterminer les périodes optimales d'inventaire. Toutes les frondes sont déployées à la fin du mois de juillet, mais leur fertilité ne se confirme qu'à la fin du mois d'août. Dix placettes permanentes de 1 m² ont été établies en 1999 afin d'étudier la démographie de la phégoptère. Plus de 650 frondes regroupées en 140 bouquets y ont été répertoriées, révélant une population mature dominée par des frondes fertiles. Le rhizome de la phégoptère croît rapidement (5 à 10 cm par an) et se divise fréquemment (36 % des cas en 2000), ce qui rend complexe le suivi des individus. Les données de suivi à long terme révèlent un important déclin du nombre de frondes de 2000 à 2007, ce qui suggère une détérioration de ses conditions de croissance. La survie de l'espèce ne semble toutefois pas menacée dans ce site. Considérant l'importance du parc national du Mont-Saint-Bruno pour la conservation de cette espèce et de son habitat, les efforts de protection et de suivi doivent y être maintenus.

Introduction

Les aires protégées jouent un rôle primordial dans la conservation des habitats naturels et de la biodiversité. Elles sont particulièrement cruciales dans les régions fortement développées où les milieux naturels se raréfient et se dégradent. Le parc national du Mont-Saint-Bruno, établi sur la colline montérégienne du même nom, contribue à la protection de 7,9 km² d'habitats naturels à moins de 20 km de Montréal. Malgré sa superficie restreinte, le parc possède un important réseau hydrographique et une grande diversité d'habitats. On y trouve une richesse floristique extraordinaire, soit 37 espèces d'arbres, 50 espèces d'arbustes et environ 500 espèces de plantes herbacées, incluant notamment 24 espèces rares (Mochon et Rodrigue, 2008). La richesse faunique du parc est également bien documentée. La conservation d'un tel îlot de biodiversité dans une région aussi fortement agricole et urbanisée représente un défi de taille, surtout lorsqu'on considère le double mandat des parcs nationaux, c'est-à-dire la conservation des ressources et l'accessibilité au public. Le parc national du Mont-Saint-Bruno accueille 750 000 visiteurs par an et offre une bonne gamme d'activités de plein air. La gestion de son territoire nécessite, en conséquence, une excellente connaissance des ressources naturelles qu'il abrite. Les impacts environnementaux des diverses activités qui s'y déroulent doivent être minimisés et faire l'objet d'un suivi étroit afin que l'intégrité des écosystèmes soit maintenue. Dans une telle situation, la recherche scientifique constitue un outil nécessaire pour assurer une gestion efficace des ressources naturelles (Peterson, 1996).

C'est dans cette optique que l'étude de la phégoptère à hexagones (*Phegopteris hexagonoptera*), une espèce menacée et méconnue, a débuté en 1999 au parc national du Mont-Saint-Bruno. Il s'agit d'une fougère nord-américaine rare, proche parente de la phégoptère fougère-du-hêtre (*P. connexilis*). En fait, la phégoptère à hexagones est menacée (Québec, Maine et Vermont) ou vulnérable (Ontario, Minnesota, Wisconsin, Iowa et Illinois) dans toute la partie nordique de son aire de répartition (NatureServe, 2009). Ses frondes (figure 1), d'environ 50 cm de haut, sont toutes semblables, non persistantes en hiver et issues d'un rhizome grêle et rampant (Vincent, 1981). La phégoptère à hexagones se distingue de la phégoptère fougère-du-hêtre par sa plus grande taille, son limbe habituellement plus large que long et son rachis ailé jusqu'à la base du limbe. La dernière paire de segments est généralement plus large (Gratton et Couillard, 2001). Au toucher, les frondes dégagent un agréable parfum de coriandre.

Au Québec, la phégoptère à hexagones croît exclusivement sur les collines Montérégiennes ou à proximité de ces dernières (Gratton et Couillard, 2001). On l'associe aux érablières matures non perturbées, riches et humides. En 2001, elle a été désignée menacée au Québec. Au Canada, elle possède le statut d'espèce préoccupante. La présence de la

Andrée Nault (botaniste, Ph. D.) est conseillère scientifique à la Division de la recherche du Biodôme de Montréal.

anault@ville.montreal.qc.ca



Figure 1. Fronde de phégoptère à hexagones.

phégoptère à hexagones a été rapportée pour la première fois au mont Saint-Bruno en 1934 (Raymond et Kucyniak, 1947). Ce n'est toutefois qu'à la fin des années 1990 que l'on a réalisé à quel point elle y était abondante (D. Rodrigue, comm. pers.). Cette étude a pour objectif de mieux documenter la biologie de cette fougère menacée et sa situation dans le parc afin de mieux contribuer à sa protection.

Méthodologie

Localisation et abondance

Un premier repérage des populations de phégoptères à hexagones présentes dans le parc national du Mont-Saint-Bruno a été réalisé en mai 1999 (Nault et collab., 2000). Une fois l'émergence des frondes complétée en juin, chacun des sites a été cartographié en détail. Les frondes étaient ensuite dénombrées (par classes de taille) dans une portion représentative de la population (25 à 50 % de la zone occupée); l'abondance totale était ensuite estimée par extrapolation. Une classification des frondes inspirée de Cinquemani Kuehn et Leopold (1992), basée sur le stade de développement physiologique de la fronde, la taille du limbe et son statut reproducteur, a aussi été développée. Les classes se définissent comme suit: 1) non déployée, 2) végétative <5 cm, 3) végétative 5–15 cm, 4) végétative >15 cm, 5) fertiles et 6) brisées. L'habitat a également été caractérisé (caractéristiques physiques et biotiques). Le dénombrement exhaustif des colonies du parc a été refait en 2004, dans le cadre d'un projet qui visait l'ensemble des sites avec phégoptère à hexagones connus au Québec.

Suivi phénologique

En mai 2000, un suivi phénologique de 46 bouquets (groupes de frondes visiblement distincts les uns des autres) répartis dans deux sites a été amorcé afin d'identifier les

périodes optimales d'échantillonnage et de caractérisation pour cette espèce méconnue (Nault, 2001). Le développement des bouquets a été réévalué toutes les trois semaines, du mois de mai au mois de septembre. Toutes les frondes présentes dans ces bouquets étaient dénombrées et classées selon qu'elles étaient 1) émergentes (frondes en expansion), 2) non fertiles (déployées mais avec absence de spore), 3) fertiles immatures (déployées avec spores visibles), 4) fertiles matures (déployées avec spores développées) ou 5) mortes (incluant les frondes brisées).

Suivi démographique

Dix placettes permanentes de 1 m² ont été établies au hasard en 1999, dans cinq sous-populations représentatives des populations du parc. Tous les bouquets trouvés dans ces placettes ont été cartographiés et numérotés. Les frondes ont ensuite été mesurées (longueur et largeur) et leur statut reproducteur noté (c.-à-d. présence ou absence de sores). Le dénombrement exhaustif des sores nécessitant trop de temps (jusqu'à 11 000 sores par fronde), une méthode de sous-échantillonnage, inspirée des travaux de Hammen (1993), a été développée (Nault et collab., 2000). C'est donc le nombre de sores sur la sixième penne (x) qui a été utilisé pour estimer la fertilité d'une fronde (nombre total de sores produits; y), suivant l'équation suivante: $y = 33,255 x$.

L'examen des placettes permanentes à la fin juillet 2000 a mis en lumière plusieurs caractéristiques de l'espèce qui complexifient la reconnaissance des individus: 1) la croissance annuelle du rhizome est grande et engendre un déplacement significatif des individus dans les placettes, 2) la division végétative des rhizomes est fréquente et 3) les bouquets observés en 1999 incluent plusieurs individus distincts. Il a donc été jugé essentiel de déterrer délicatement les plants afin d'analyser la configuration des rhizomes pour identifier précisément les individus et assurer une prise de données fiable sur ces derniers. À chaque système racinaire est attaché un groupe de frondes issu d'un même apex, formant une couronne. C'est au niveau des couronnes qu'on analyse la dynamique de populations de la phégoptère à hexagones. L'ensemble des placettes permanentes établies en 1999 a donc été cartographié de nouveau en 2000. La fertilité de toutes les frondes reproductives présentes dans les placettes a été estimée. Par la suite, en 2001 et de 2003 à 2007, les employés du parc ont effectué la prise annuelle des données dans les placettes permanentes.

Résultats

Localisation et abondance

Sept sites avec phégoptère à hexagones ont été repérés dans les limites du parc national du Mont-Saint-Bruno en 1999. Trois populations distinctes (distantes de plus de 1 km) ont été identifiées dans le parc: une première dans la partie ouest du parc, la seconde dans la partie sud-est et la troisième dans la partie nord-ouest. La population 2 contenait plus de la moitié de l'effectif total estimé des frondes (tableau 1).

L'abondance totale de la phégoptère en 1999 au parc national du Mont-Saint-Bruno a été évaluée à près de 29 000 frondes, tandis qu'en 2004, on en avait estimé le nombre à environ 25 000 (tableau 1). Si on considère l'ensemble des sites avec phégoptère à hexagones connus au Québec en 2005 (tableau 2), le parc national du Mont-Saint-Bruno devait alors abriter environ 63 % de l'effectif provincial.

Tableau 1. Effectif (nombre de frondes) des trois populations de phégoptère à hexagones du parc national du Mont-Saint-Bruno en 1999 et 2004.

Population	Effectif en 1999	Effectif en 2004
1	4 036	3 970
2	18 994	13 281
3	5 640	8 061
Total	28 670	25 312

Tableau 2. Effectif (nombre de frondes) des sites avec phégoptère à hexagones connus en 2005 au Québec.

Localités	Effectif en 2005	Pourcentage de l'effectif total
Mont-Saint-Bruno (au sein du parc national)	25 312	62,8
Mont Saint-Bruno (hors du parc national)	2 035	5,0
Mont Rougemont	6 516	16,2
Mont Saint-Hilaire	5 932	14,7
Mont Yamaska	299	0,7
Hatley	219	0,5
Total	40 313	

Profil de l'habitat de la phégoptère à hexagones

Au parc national du Mont-Saint-Bruno, ce sont les érablières riches et humides situées dans les pentes douces (orientées vers le nord-est ou le sud-est) et dominées par l'érable à sucre (*Acer saccharum*) qui abritent la majorité des colonies de phégoptères. On y trouve aussi du hêtre à grande feuille (*Fagus grandifolia*), du frêne blanc (*Fraxinus americana*), du caryer cordiforme (*Carya cordiformis*), de l'ostryer de Virginie (*Ostrya virginiana*), du tilleul d'Amérique (*Tilia americana*) et du chêne rouge (*Quercus rubra*). Le parterre forestier est riche en fougères. Il comporte notamment l'athyrium fougère-femelle (*Athyrium filix-femina*), l'adiante pédalée (*Adiantum pedatum*), l'onoclee sensible (*Onoclea sensibilis*), la dryopteride de New York (*Dryopteris noveboracensis*) et la phégoptère fougère-du-hêtre. Trois espèces peu communes, associées à des sites riches, ont également été observées, soit la desmodie à tige nue (*Desmodium nudiflorum*), le cyripède jaune (*Cyripedium parviflorum* var. *pubescens*) et le galéaris remarquable (*Galearis spectabilis*).

Suivi phénologique

Le suivi, en 2000, de 44 bouquets de phégoptère qui contenaient 231 frondes, a permis de bien illustrer le patron de développement annuel de l'espèce (figure 2). Bien que plus de 80 % des frondes aient apparu dès la fin du mois de mai, il a fallu attendre jusqu'au début du mois de juillet pour qu'elles soient pleinement déployées et que la visibilité des spores permette d'évaluer leur statut reproducteur. La majorité des frondes fertiles portaient des sores matures vers la mi-août. Les frondes ont commencé à mourir au début du mois de septembre.

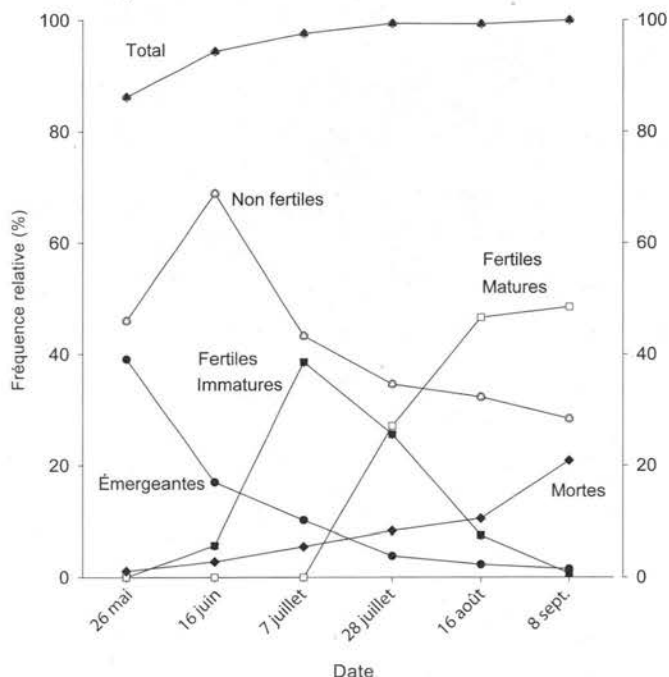


Figure 2. Développement phénologique des frondes de phégoptère à hexagones au parc national du Mont-Saint-Bruno en 2000.

Suivi démographique

On a dénombré 658 frondes regroupées en 140 bouquets, et ce, dans les dix placettes permanentes établies au parc en 1999. La densité des bouquets variait beaucoup entre les placettes (5 à 27 bouquets par mètre carré) ainsi que le nombre de frondes par bouquet (3 à 7). Les structures de population obtenues en 1999 et 2000, des observations réalisées dans les placettes permanentes, sont semblables et dominées par les frondes fertiles (40 %; figure 3). Les frondes végétatives de taille moyenne (5–15 cm) constituaient environ un autre tiers des frondes observées, tandis que les juvéniles (limbe < 5 cm de long) représentaient environ 1 % de l'effectif total. Une proportion non négligeable de frondes (9 %; figure 3) ont été brisées en 2000, lors de l'examen des rhizomes.

Le suivi des bouquets répertoriés en 1999 et 2000 a permis d'établir un taux de mortalité annuel de 5,8 %, attribuable surtout aux petits bouquets (figure 4). Durant cette période, plus du tiers des rhizomes se sont divisés (36 %

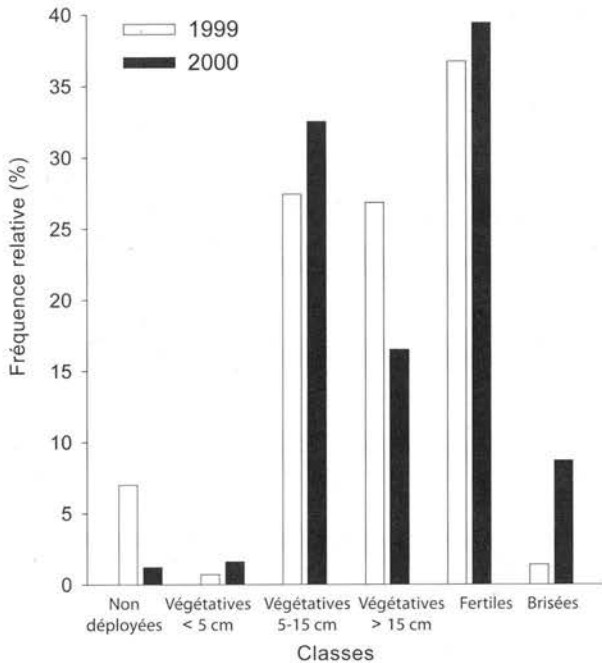


Figure 3. Comparaison de la structure de population des frondes de phégoptère à hexagones du parc national du Mont-Saint-Bruno en 1999 et 2000.

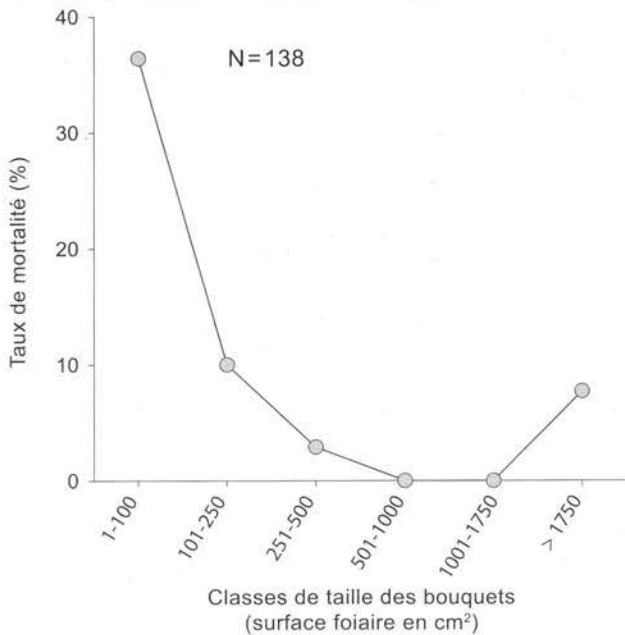


Figure 4. Mortalité des bouquets de phégoptère à hexagones en fonction de la surface foliaire des bouquets au parc national du Mont-Saint-Bruno en 2000.

des cas), contribuant à une importante propagation végétative. Le rhizome de la phégoptère croît de 5 à 10 cm par an. Il existe un lien étroit entre la taille d'une couronne (surface foliaire totale des frondes issues d'un même apex) et son potentiel reproducteur. La maturité reproductrice se manifeste à partir de 100 cm² de surface foliaire, taille au-delà de laquelle le nombre de sores produits augmente en fonction de la taille (figure 5).

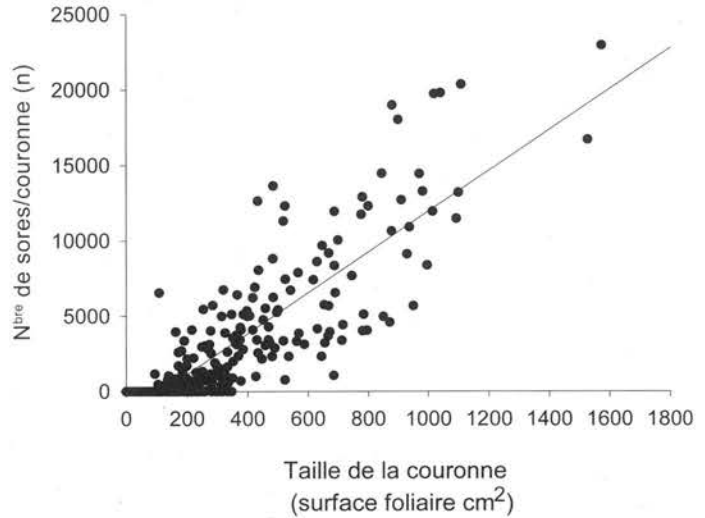


Figure 5. Production de sores chez la phégoptère à hexagones en fonction de la taille des couronnes au parc national du Mont-Saint-Bruno en 2000.

Suivi long terme

L'analyse préliminaire du suivi des placettes permanentes réalisé de 2000 à 2007 illustre une baisse importante d'effectif, particulièrement au sein des frondes (60 %; figure 6). Le nombre de frondes fertiles a aussi fortement chuté, passant d'une moyenne de 26,5 ± 13,6/m² en 2000 à 1,1 ± 1,0/m² en 2007. On comptait un total de 255 frondes fertiles en 2000 et seulement 11 en 2007 dans les placettes permanentes.

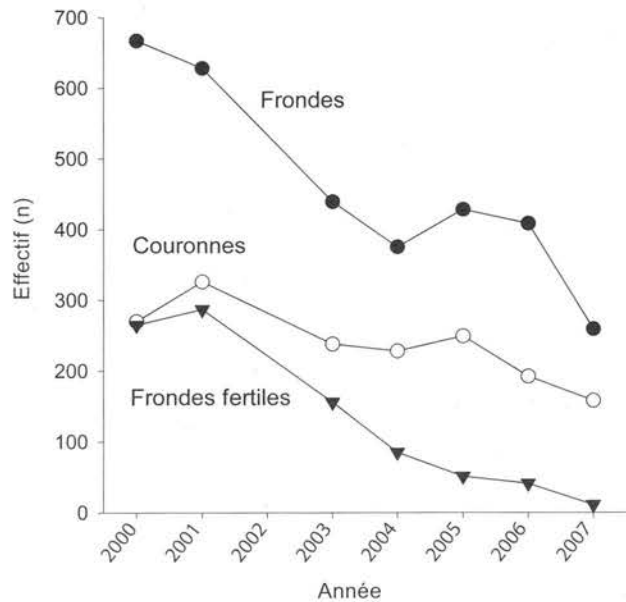


Figure 6. Suivi du nombre de frondes et de couronnes de phégoptère à hexagones au parc national du Mont-Saint-Bruno de 2000 à 2007.

Discussion

Au Québec, la répartition actuelle de la phégoptère à hexagones est très restreinte. On connaît à ce jour 14 sites occupés, répartis dans seulement 6 localités (Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec, 2009). Le parc national du Mont-Saint-Bruno abrite à lui seul plus de 60 % de l'effectif provincial connu de la phégoptère à hexagones. Le parc constitue donc un véritable refuge pour cette espèce, dans cette région fortement agricole et urbanisée.

Selon Vincent (1981), la rareté de la phégoptère à hexagones serait liée à sa sensibilité aux perturbations. La baisse d'effectif continue révélée par le suivi démographique de la phégoptère à hexagones au mont Saint-Bruno de 2000 à 2007, peut être le résultat de modifications de l'habitat de la fougère (changements de luminosité, d'humidité, de compétition interspécifique, du broutage, etc.). Le suivi d'autres plantes herbacées dans cette aire protégée a permis d'observer des chutes d'effectif similaires (obs. pers.). L'hypothèse que ces chutes d'effectifs soient attribuables à des modifications des conditions environnementales attribuables au verglas de 1998, qui fut sévère dans cette région, est à l'étude. Aussi, une certaine pression de broutage a été notée depuis 2006. Une analyse approfondie des conditions actuelles dans chacun des sites devrait permettre de mieux comprendre la ou les causes du déclin observé. Craignant que l'impact du piétinement lié aux inventaires contribue à ce déclin, le suivi sera dorénavant réalisé tous les deux ans. Comme la phégoptère possède une forte capacité de croissance végétative, elle devrait répondre rapidement à de meilleures conditions de croissance et sa survie ne semble pas menacée actuellement au parc.

Les travaux réalisés au parc national du Mont-Saint-Bruno ont permis de mieux documenter la biologie jusqu'alors méconnue de la phégoptère à hexagones. La méthodologie qui a été développée a mené à l'élaboration de protocoles d'inventaire et de suivi efficaces, maintenant utilisés par divers organismes de conservation qui assurent le suivi des autres sites avec phégoptère en terres privées. Aussi, du matériel de sensibilisation a été produit afin de promouvoir la sauvegarde des rares colonies encore existantes.

Les trois grandes populations qui ont été répertoriées dans le parc national du Mont-Saint-Bruno sont abondantes et évoluent dans un habitat protégé et peu perturbé. Elles jouent ainsi un rôle primordial pour la conservation de l'espèce au Québec. C'est ainsi que la phégoptère à hexagones est devenue l'espèce menacée emblématique du parc. D'ailleurs, dans une perspective de conservation à long terme, les autorités du parc s'impliquent, avec des intervenants régionaux, dans la sauvegarde des érablières riches adjacentes au parc. Deux autres sites avec phégoptère ont en effet été découverts autour du parc depuis 2004 (environ 4 000 frondes). Voilà un

cas concret illustrant le rôle clé que les aires protégées jouent en matière de conservation des ressources naturelles : un rôle de protection et d'éducation.

Remerciements

J'aimerais remercier sincèrement Donald Rodrigue, responsable du service de la conservation et de l'éducation au parc national du Mont-Saint-Bruno, pour avoir éveillé mon intérêt pour cette fougère méconnue. Merci à lui et son équipe, pour leur persévérance à déchiffrer les croquis des placettes-échantillon. J'aimerais également adresser toute ma reconnaissance à trois jeunes biologistes qui ont participé activement à diverses étapes de ce projet entre 1999 et 2004, soit Marie-Claude Provencher, Marie-Hélène Croisette et Arold Lavoie. Ces recherches ont été rendues possibles grâce au soutien financier de la Société des établissements de plein-air du Québec, d'Environnement Canada, du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec et de Mountain Equipment Coop. ◀

Références

- CENTRE DE DONNÉES SUR LE PATRIMOINE NATUREL DU QUÉBEC, 2009. Fichier d'occurrences de la phégoptère à hexagones au Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, Direction du patrimoine écologique, Québec, 8 p.
- CINQUEMANI KUEHN, D.M. et D.J. LEOPOLD, 1992. Long-term demography of *Phyllitis scolopendrium* (L.) Newm. var. *americana* Fern. in central New York. Bulletin of the Torrey Botanical Club, 119: 65-76.
- GRATTON, L. et L. COUILLARD, 2001. La situation de la phégoptère à hexagones (*Phegoptera hexagonoptera*) au Québec. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction du patrimoine écologique et du développement durable, Québec, 33 p.
- HAMMEN, S.C.L., 1993. Density-dependent phenotypic variation in the hay-scented fern, *Dennstaedtia punctilobula*. Bulletin of the Torrey Botanical Club, 120: 392-396.
- MOCHON, A. et D. RODRIGUE, 2008. État des connaissances, parc national du Mont-Saint-Bruno. Parc national du Mont-Saint-Bruno, Service de la conservation et de l'éducation, Mont-Saint-Bruno, 148 p.
- NATURESERVE, 2009. Information disponible en ligne à: <http://www.natureserve.org/explorer/servlet/NatureServe?searchName=Phegopteris+hexagonoptera>
- NAULT, A., 2001. Phénologie et démographie de la *Phegopteris hexagonoptera* au mont Saint-Bruno. Rapport présenté à la Société des établissements de plein-air du Québec, Montréal, 27 p.
- NAULT, A., M.-C. PROVENCHER et A. LAVOIE, 2000. Étude de la phégoptère à hexagones (*Phegopteris hexagonoptera*) au parc du Mont-Saint-Bruno. Inventaire et suivi 1999. Rapport présenté à la Société des établissements de plein-air du Québec, Montréal, 28 p.
- PETERSON, D.L., 1996. Research in parks and protected areas: forging the link between science and management. Dans Wright, R.G. (édit.). National parks and protected areas: their role in environmental protection. Blackwell Science, Cambridge, p. 417-434.
- RAYMOND, M. et J. KUCYNIK, 1947. *Dryopteris hexagonoptera* in Quebec. American Fern Journal, 37: 97-99.
- VINCENT, G., 1981. *Phegopteris hexagonoptera*. Espèce rare et menacée. Bulletin de la Société des amis du Jardin et de l'Institut botanique de Montréal, 6 (2): 2-24.

Explorer. Découvrir. Apprendre.



Activités scolaires des parcs nationaux du Québec

Pour la beauté et l'intégrité des territoires naturels qu'ils présentent, de même que par leurs caractéristiques culturelles et historiques, les parcs nationaux du Québec offrent un potentiel de découvertes unique.



Une cinquantaine d'activités offertes dans les parcs... ou dans votre classe

En accord avec les orientations proposées par la réforme de l'éducation, Parcs Québec propose des projets éducatifs qui permettent aux élèves de s'ouvrir sur leur milieu, de comprendre sa fragilité et de vivre une expérience privilégiée.

Une activité destinée aux jeunes du secondaire

Parmi les activités proposées, *Les parcs nationaux québécois : des territoires protégés* vise à parfaire les compétences du programme de Géographie des jeunes du premier cycle du secondaire. Cette activité a lieu dans la classe où un garde-parc rend visite aux élèves. À son départ, ce dernier leur proposera un projet à réaliser. Pour les jeunes, c'est l'occasion de trouver réponse à plusieurs questions et de réfléchir à l'équilibre nécessaire entre les volets conservation et accessibilité de la mission des parcs nationaux.



Les petits parcs protègent-ils leur flore ?

L'EXEMPLE DES PARCS NATIONAUX DU BIC, DE FRONTENAC ET DE L'ÎLE-BONAVENTURE-ET-DU-ROCHER-PERCÉ

Claude Lavoie, Annie Saint-Louis, Marilou Bourdages,
Marie-Claire LeBlanc et Geneviève Meunier

Résumé

Les parcs nationaux du réseau québécois sont pour la plupart assez petits (< 100 km²), ce qui les rend notamment vulnérables aux influences anthropiques de toute nature. Est-ce à dire que les petits parcs ne parviennent pas à remplir leur mission de conservation pour les plantes vasculaires ? Nous tentons de répondre à cette question en étudiant l'historique de la flore de petits parcs situés en régions rurales (Bic, Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé) ainsi que l'impact écologique de certaines plantes envahissantes sur leur territoire (Bic, Frontenac). Les parcs nationaux du Bic et de l'île Bonaventure ont perdu très peu de taxons de plantes vasculaires depuis leur création au milieu des années 1980, mais ils ne parviennent pas à freiner l'introduction d'espèces en provenance d'autres continents. Il est probable que l'établissement de certaines infrastructures dans ces parcs ait contribué à l'extinction de quelques populations de plante, mais on ne peut pas toujours attribuer à l'influence humaine leur disparition. Les routes dans les parcs contribuent, pour leur part, à la dissémination de plusieurs végétaux envahisseurs. Par contre, la modification de certaines pratiques de gestion de ces infrastructures pourrait ralentir l'expansion des populations de plantes envahissantes dans les parcs. Les études sur la flore dans les parcs ont souvent une nature fondamentale, mais elles ont le mérite de mettre en lumière des problèmes insoupçonnés et de remettre en question quelques pratiques plus ou moins nuisibles pour la préservation des plantes indigènes.

Introduction

Dans un monde idéal, tous les parcs de conservation qui sont créés auraient une superficie suffisamment grande pour abriter une population minimale viable de tous les organismes qu'on y trouve, et ce, pour une très longue période de temps (au moins un millier d'années). Si les populations sont viables et que l'on adopte les mesures appropriées pour les protéger, alors les risques d'extinction seront faibles et les parcs rempliront pleinement leur rôle de protection de la nature. En réalité, les parcs sont rarement assez grands pour supporter à eux seuls des populations minimales viables, particulièrement dans le cas des grands mammifères terrestres. On estime, par exemple, que moins de 22 % des parcs nationaux du globe auraient une superficie adéquate pour préserver de grands mammifères carnivores sur une période de plus de 100 ans, et aucun ne serait suffisamment vaste pour les préserver sur une période de plus de 1 000 ans (Meffe et Carroll, 1994). Ce constat est particulièrement vrai dans les régions fortement peuplées où l'espace pour la création de grands parcs est inexistant. Il est donc nécessaire d'harmoniser la gestion du territoire qui entoure les parcs avec celle des parcs eux-mêmes, si l'on désire que les populations des espèces que protègent les parcs se maintiennent (Samson et Huot, 1998). En créant un monde moins hostile à la survie de la faune et de la flore sauvage à la périphérie des parcs, on maximisera les chances de survie des espèces qui, tôt ou tard, devront sortir des limites des parcs pour assurer leur subsistance ou leur reproduction.

Si le problème de la préservation de populations minimales viables est particulièrement aigu pour les grands mammifères dans les petits parcs, la question se pose différemment pour les végétaux. La plupart des plantes vasculaires n'ont pas besoin de très grands territoires pour assurer leur survie. C'est particulièrement vrai aux latitudes tempérées ou boréales où la diversité végétale est faible et où l'on trouve une grande concentration d'individus d'une même espèce sur de petites superficies. Malgré tout, les plantes souffrent aussi de la faible superficie des territoires qui les protègent. Par exemple, à New York, le parc Pelham Bay (1 094 ha) a perdu 26 % de ses espèces indigènes de plantes vasculaires entre 1947 et 1998 (DeCandido, 2004). Dans la région de Boston, le parc Middlesex Fells (400 ha) a pour sa part perdu 38 % de ses espèces indigènes entre 1894 et 1993 (Drayton et Primack, 1996). Outre leur faible superficie, ces deux parcs possèdent un caractère urbain. Pour une plante

Claude Lavoie (biologiste, Ph. D.) est professeur titulaire à l'École supérieure d'aménagement du territoire et de développement régional (ÉSAD) de l'Université Laval et membre du Centre de recherche en aménagement et développement (CRAD) et du Centre d'études nordiques (CEN), Annie Saint-Louis (biologiste, B. Sc.) est professionnelle de recherche au CRAD et Marilou Bourdages, Marie-Claire LeBlanc et Geneviève Meunier (aménagistes, M. ATDR) sont toutes diplômées récentes de l'ÉSAD.

claude.lavoie@esad.ulaval.ca

indigène, survivre en ville, même à l'intérieur d'un parc, n'est pas une mince affaire : elle doit affronter constamment des agents perturbateurs (cueillette, espèces introduites, piétinement, pollution) qui mettent en péril la survie des populations.

Les parcs nationaux du réseau québécois sont, pour la plupart, situés loin des grands centres urbains et sont donc moins influencés par des perturbations de nature anthropique. Ils sont néanmoins assez petits. La moitié des parcs du réseau ont une superficie de moins de 100 km² et seulement deux parcs couvrent plus de 1 000 km². La faible superficie de certains parcs les rend vulnérables aux influences anthropiques tant extérieures (par exemple, le développement urbain et agricole à la périphérie du parc national du Mont-Saint-Bruno) qu'intérieures (par exemple, la grande affluence touristique estivale dans les parcs nationaux des Îles-de-Boucherville et d'Oka). Est-ce à dire que ces parcs ne parviennent pas à remplir leur mission de conservation pour les plantes vasculaires ?

L'équipe du laboratoire que je dirige à l'Université Laval se penche sur la question depuis quelques années. Nous avons d'abord travaillé dans des parcs situés dans des régions rurales, où les pressions anthropiques sur la flore sont, en principe, un peu moins grandes qu'en périphérie des grands centres urbains. Nous avons émis l'hypothèse qu'un petit parc ne perd pas forcément des éléments de sa flore indigène au fil des ans, dans la mesure où les activités des visiteurs sont bien gérées en son sein. Nous avons commencé nos travaux dans deux parcs de l'Est-du-Québec, soit le parc national du Bic, dans le Bas-Saint-Laurent (superficie terrestre du parc : 19 km²), et le parc national de l'Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé (Gaspésie), un des plus petits parcs du réseau (6 km²). On trouve au Bic une des plus grandes concentrations d'espèces de plantes vasculaires du Québec (30 % de la flore de la province) et l'endroit est visité depuis au moins 1904 par une multitude de botanistes, ce qui en fait un endroit idéal pour reconstituer l'évolution de la flore sur une longue période de temps et pour vérifier l'efficacité du parc à la préserver (figure 1). La richesse en espèces est beaucoup moins grande à l'île Bonaventure, mais, outre le fait qu'il y existe d'excellents relevés botaniques historiques, son caractère insulaire est idéal pour vérifier l'effet de la ceinture marine à contrer la pénétration des espèces étrangères.

La flore du Bic et de l'île Bonaventure : un bilan historique

Au parc national du Bic, nous avons reconstitué l'état de la flore avant et après la création du parc grâce à des documents historiques (inventaires floristiques, spécimens d'herbier) et à un inventaire de terrain effectué au cours des étés 2004 et 2005. Nous avons observé que le parc a, depuis sa création (1984), non seulement perdu très peu de taxons (espèces, sous-espèces, variétés) de plantes vasculaires (13 sur un total de 585, soit 2 %), mais qu'il s'est au contraire fortement enrichi de nouveaux taxons (157) au cours de la

même période. Le pourcentage de taxons étrangers (pour l'essentiel d'origine eurasiatique) a toutefois augmenté de manière significative depuis 1984, passant de 16 à 25 %. Malgré sa petite superficie, le parc national du Bic semble protéger avec succès sa flore, sans pour autant empêcher l'introduction d'espèces en provenance d'autres continents. Le succès du parc dans la protection de sa flore indigène repose probablement sur le fait qu'une grande partie de sa superficie est constituée de milieux naturels n'ayant subi aucun bouleversement majeur au cours des 30 dernières années, qu'il est situé en région rurale (il est donc beaucoup moins fréquenté que ceux situés tout près des grands centres urbains), que les activités récréatives sont concentrées dans de petits secteurs et que la plupart des plantes rares se trouvent dans des endroits inaccessibles au public. Par contre, l'arrêt des activités agricoles à la suite de la création de l'aire protégée, une augmentation récente du nombre de visiteurs et la plantation d'espèces ornementales ont sans doute contribué à augmenter le nombre de plantes étrangères présentes dans le parc au cours des deux dernières décennies (Lavoie et Saint-Louis, 2008).



Figure 1. Le lac aux Crapauds, un endroit à la richesse floristique insoupçonnée au parc national du Bic. Toutes les espèces de plantes vasculaires inventoriées autour du lac au fil des décennies y ont été retrouvées en 2004 et 2005, à l'exception d'une seule plante rare indigène (*Nymphaea leiberghii*) qui n'y a pas été aperçue depuis 1939.

Sur l'île Bonaventure (superficie : 4 km²), nous avons compilé (et corrigé : les erreurs d'identification étaient nombreuses) les données historiques sur la flore. Nous avons également effectué des inventaires d'envergure pendant les saisons estivales 2007 et 2008 au cours desquels chaque taxon de plante aperçu avant 1967 (l'année de la dernière compilation floristique) a été recherché sur le terrain. Pendant ces inventaires, nous avons aussi pris note de tous les nouveaux taxons présents qui n'avaient jamais été recensés auparavant sur l'île. Malgré tous nos efforts, nous n'avons pas pu retrouver 22 taxons de plantes vasculaires, ce qui représente une perte de 6 % par rapport au nombre initial de taxons (356).

Les pertes sont constituées dans tous les cas (à une exception près) d'espèces indigènes de l'est de l'Amérique du Nord. Par ailleurs, de nouveaux taxons se sont aussi ajoutés pendant la même période (53 nouveautés, la moitié d'origine eurasiatique, l'autre moitié d'origine nord-américaine).

Quand on fait le bilan des gains et des pertes, on constate que la flore de l'île s'est enrichie d'une trentaine de taxons depuis la fin des années 1960 : elle en compte actuellement 387. En somme, là aussi les pertes de taxons sont minimes, du moins en comparaison avec les parcs urbains, mais même un territoire isolé et protégé comme l'île Bonaventure n'est pas à l'abri d'extinctions d'espèces indigènes ou d'introductions de plantes étrangères. Dans le cas de l'île, il est difficile d'expliquer la disparition de plusieurs plantes, mais il est probable que l'établissement de certaines infrastructures dans le parc ait contribué à l'extinction de quelques populations. Par exemple, les activités de construction du quai ont probablement nui à la survie de la mertensie maritime (*Mertensia maritima*) sur la seule plage de l'île propice à son établissement. On peut aussi émettre l'hypothèse que les grands chablis (chutes massives d'arbres) qui sont survenus sur l'île depuis 1998 à la suite d'épidémies dévastatrices du dendroctone de l'épinette (*Dendroctonus rufipennis*), ont probablement contribué à éliminer les populations de plusieurs espèces forestières peu abondantes (figure 2). On ne peut donc pas toujours attribuer à l'influence humaine la disparition de toutes les plantes (Bourdages, 2009).



Figure 2. Un des grands chablis qui sont survenus sur l'île Bonaventure à la suite d'épidémies de dendroctones de l'épinette (*Dendroctonus rufipennis*).

Des plantes étrangères de plus en plus envahissantes

S'il est rassurant de constater que même de tout petits parcs comme ceux du Bic ou de l'île Bonaventure présentent assez bien leur flore indigène, cela ne veut pas dire qu'ils soient pour autant à l'abri des agents perturbateurs de toute nature. Ces dernières années, nous nous sommes penchés sur l'impact écologique potentiel de deux espèces végétales

très envahissantes originaire d'Eurasie, soit le gaillet mollugine (*Galium mollugo*) et le roseau commun (*Phragmites australis*). Nous avons effectué ces recherches dans les parcs nationaux du Bic et de Frontenac (155 km²). Dans le parc national du Bic, le gaillet était très peu abondant au début des années 1990. Il aujourd'hui parmi les plantes les plus envahissantes des prés du parc, réduisant de manière notable la diversité végétale des champs en friche (figure 3). Nous avons découvert que les principaux corridors qu'utilise la plante pour se disséminer au sein des prés du parc sont les routes asphaltées. La plante ne distingue évidemment pas la présence d'asphalte sur une route, mais le fait d'asphalter un chemin engendre un lot de perturbations (bouleversement du sol, introduction de remblais contaminés avec des graines) en plus de créer de larges talus qui constituent des habitats très propices à la prolifération du gaillet (Meunier, 2008). Nous avons d'ailleurs fortement recommandé à la direction du parc national du Bic de ne pas asphalté les quelques sections de routes qui sont encore gravelées pour ne pas aggraver le problème de l'envahissement, d'autant plus qu'un autre envahisseur « routier » frappe aux portes du parc : le roseau.



Figure 3. Grande population de gaillet mollugine (*Galium mollugo*) près du kiosque de la pointe aux Épinettes, dans le parc national du Bic. Cette plante très envahissante se propage dans les prés du parc en suivant les corridors routiers.

Le roseau commun est présent au Québec depuis des millénaires, mais une sous-espèce eurasiatique envahit le Québec depuis au moins 1916. Sa présence se fait surtout sentir dans les marais d'eau douce du fleuve Saint-Laurent et le long des axes routiers où la plante déloge peu à peu l'autre reine des marais et des fossés de drainage, c'est-à-dire la queue (*Typha* spp.; Lavoie, 2007; Lelong et collab., 2007; Jodoin et collab., 2008). Depuis quelques années, les autorités du parc national de Frontenac constatent avec une certaine inquiétude la multiplication des populations de roseau sur le pourtour du Grand lac Saint-François, immense lac de 51 km² dont une bonne partie (54 %) des rives est protégée par le parc (figure 4). À la suite d'un inventaire exhaustif des populations de roseau de la région, nous avons trouvé un lien



M.-C. LEBLANC

Figure 4. Population de la sous-espèce envahissante de roseau commun (*Phragmites australis* ssp. *australis*) dans la baie aux Rats musqués, une baie du Grand lac Saint-François protégée par le parc national de Frontenac. On comptait, à l'été 2006, plus de 350 populations de roseau sur les rives du lac.

statistique entre la prolifération du roseau sur les rives du lac et l'établissement d'une multitude de populations le long du réseau routier qui le ceinture. Aussi, au moyen de tests génétiques, nous sommes parvenus à démontrer que le roseau se propage autour du lac grâce à ses graines transportées au gré du courant et non par le biais de fragments de tiges et de rhizomes (l'hypothèse la plus largement véhiculée en Amérique du Nord pour expliquer la dissémination du roseau). La diversité génétique des populations du lac est en effet si élevée que la seule chose qui puisse l'expliquer est une recombinaison des gènes issue de la reproduction sexuée (LeBlanc, 2008). Il est malheureusement un peu tard pour freiner la dissémination du roseau autour du Grand lac Saint-François puisqu'on y trouve maintenant plus de 350 populations, mais la direction du parc national de Frontenac est bien au fait du problème et tentera par plusieurs moyens d'éviter la propagation du roseau à l'intérieur même du parc, c'est-à-dire le long de son réseau routier. Nous avons en outre suggéré aux gestionnaires du parc d'éviter, lors des prochains travaux de réfection de son réseau, de créer des lits de germination très favorables au roseau. En effet, il ne faudrait pas laisser, pour une période prolongée, des fossés de drainage entièrement dénudés de végétaux où la compétition avec l'envahisseur pour la lumière est inexistante.

D'autres problèmes pour la flore à l'horizon ?

Les spécialistes des plantes envahissantes ont rarement le temps de chômer par les temps qui courent au Québec, et particulièrement dans les parcs nationaux. Le principal dossier qui occupera notre équipe de recherche au cours des années à venir est – encore et toujours – le roseau commun, mais cette fois-ci dans le parc national des Îles-de-Boucherville où l'on trouve les marais les plus envahis par la

plante sur le territoire québécois (Hudon et collab., 2005). Grâce à la collaboration de plusieurs spécialistes de la faune, on y étudiera (étés 2009 à 2011) l'impact réel du roseau sur la diversité et la reproduction des poissons, des amphibiens et des oiseaux des marais d'eau douce. On y effectuera aussi des expériences de contrôle de l'expansion des populations faisant appel à des végétaux compétiteurs. D'autres projets sont aussi sur les planches à dessin, comme l'étude du butome à ombelle (*Butomus umbellatus*), du myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*) et du miscanthus (*Miscanthus* sp.) dans le parc national de Plaisance, un endroit où les vastes marais subissent, lentement mais sûrement, les assauts répétés des végétaux envahisseurs (figure 5). Une étude historique de la flore de certains parcs périurbains (Mont-Saint-Bruno, Oka) serait aussi certainement à propos pour comparer leur « performance » sur le plan de la conservation de leur flore à celle des parcs des régions plus rurales. Il s'agit dans bien des cas d'études fondamentales, mais elles ont souvent le mérite de mettre en lumière des problèmes insoupçonnés et de remettre en question des pratiques de gestion qui, en définitive, peuvent être nuisibles pour la préservation de la flore indigène. Elles ont donc un rôle à jouer dans la saine gestion d'espaces naturels ayant une valeur incomparable pour la préservation du patrimoine floristique et faunique québécois.



J.-C. NOBLE

Figure 5. Le miscanthus (*Miscanthus* sp.) envahit peu à peu un des marais du parc national de Plaisance : une nouvelle menace pour l'intégrité écologique des terres humides ?

Remerciements

Tous ces travaux sur la flore des parcs nationaux du Québec n'auraient pu voir le jour sans la collaboration de la direction des parcs concernés, en l'occurrence Herven Holmes et Marlène Dionne (Bic), Rémi Plourde, Roger Saint-Arneault et Mélanie Sabourin (Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé) ainsi que Éric Lessard et René Charest (Frontenac). Plusieurs assistants de terrain et de laboratoire (Marcel Blondeau, Audrey Bourret, Michelle Garneau, Julie Labbé, Pascale Ropars, Claude Roy) ont prêté leur concours

aux chercheurs pour mener à bien les travaux de récolte et d'identification. Enfin, ces études n'auraient pu être réalisées sans l'appui logistique et le personnel des parcs et de l'Herbier Louis-Marie de l'Université Laval, et le support financier du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada. ◀

Références

- BOURDAGES, M., 2009. Le bilan floristique historique de l'île Bonaventure : 1967–2008. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 50 p.
- DECANDIDO, R., 2004. Recent changes in plant species diversity in urban Pelham Bay Park, 1947–1998. *Biological Conservation*, 120 : 129–136.
- DRAYTON, B. et R.B. PRIMACK, 1996. Plant species lost in an isolated conservation area in Metropolitan Boston from 1894 to 1993. *Conservation Biology*, 10 : 30–39.
- HUDON, C., P. GAGNON et M. JEAN, 2005. Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Écoscience*, 12 : 347–357.
- JODOIN, Y., C. LAVOIE, P. VILLENEUVE, M. THÉRIAULT, J. BEAULIEU et F. BELZILE, 2008. Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. *Journal of Applied Ecology*, 45 : 459–466.
- LAVOIE, C., 2007. Le roseau commun au Québec : enquête sur une invasion. *Le Naturaliste canadien*, 131 (2) : 5–9.
- LAVOIE, C. et A. SAINT-LOUIS, 2008. Can a small park preserve its flora? A historical study at Bic National Park, Quebec. *Botany*, 86 : 26–35.
- LEBLANC, M.-C., 2008. Quels sont les facteurs qui expliquent l'envahissement des berges du Grand lac Saint-François par le roseau commun (*Phragmites australis*)? Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 31 p.
- LELONG, B., C. LAVOIE, Y. JODOIN et F. BELZILE, 2007. Expansion pathways of the exotic common reed (*Phragmites australis*): A historical and genetic analysis. *Diversity and Distributions*, 13 : 430–437.
- MEFFE, G.K. et C.R. CARROLL, 1994. The design of conservation reserves. Dans : Meffe, G.K. et C.R. Carroll (édit.). *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Sunderland, pp. 265–304.
- MEUNIER, G., 2008. Le gaillet mollugine (*Galium mollugo* L.) envahisseur : analyse de sa répartition et de ses impacts sur la diversité végétale au parc national du Bic. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 52 p.
- SAMSON, C. et J. HUOT, 1998. Movements of female black bears in relation to landscape vegetation type in southern Québec. *Journal of Wildlife Management*, 62 : 718–727.



- Information et sensibilisation
- Éducation
- Recherche de solutions concrètes

www.fqe.qc.ca

Institut de recherche
en biologie végétale

IRBV

JARDIN BOTANIQUE
DE MONTRÉAL

Université 
de Montréal

*Un centre d'excellence au cœur du
Jardin botanique de Montréal*

L'Institut de recherche en biologie végétale

- › Un environnement moderne et stimulant pour la recherche, les études graduées et les stages
- › 17 Groupes de recherche oeuvrant de la molécule à l'écosystème

L'IRBV, chef de file en :

- › Biologie moléculaire et cellulaire
- › Biodiversité
- › Écologie et aménagement

Visitez notre site: www.irbv.umontreal.ca

Le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent: un habitat exceptionnel pour les baleines

Yvan Simard

Résumé

Le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent permet la protection d'un habitat exceptionnel pour les baleines de l'estuaire du Saint-Laurent, lieu déjà connu des premiers explorateurs européens qui y chassaient la baleine il y a 450 ans. Aujourd'hui, des centaines de milliers de touristes viennent chaque été de partout dans le monde pour y admirer ces géants des mers. Une équipe d'océanographes a tenté de déterminer, au cours de la dernière décennie, pourquoi ce site attire autant les baleines. Certaines caractéristiques de la géologie, des courants, du zooplancton et des poissons fourragers favorisent l'agrégation persistante des proies des baleines dans le parc. Un courant estuarien profond, froid et riche en krill, remonte l'estuaire depuis le golfe du Saint-Laurent et nourrit les baleines dans la région du parc. La tête du chenal Laurentien forme un bassin collecteur et concentre le krill ainsi que le capelan, une autre proie des baleines. Cet écosystème est toutefois situé au cœur d'une voie maritime majeure et bruyante. Il subit une transformation accélérée par la navigation commerciale et l'écotourisme. Son évolution est également vulnérable aux changements climatiques.

Introduction

Une des retombées importantes des efforts concertés de plusieurs groupes d'intervenants et de diverses institutions pour la protection du fleuve Saint-Laurent et de son estuaire a été la création, en 1998, du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent (PMSSL), géré conjointement par les gouvernements du Québec et du Canada. Cette action a concrétisé la reconnaissance de la valeur exceptionnelle de cette région du Saint-Laurent marin (figure 1). La motivation principale pour la création d'un parc marin à cet endroit a été la protection des baleines, notamment de la petite population isolée de bélugas (*Delphinapterus leucas*) qu'on y trouve. Ce même objectif est maintenant à l'origine de l'initiative en cours de Pêches et Océans Canada pour la création de la zone de protection marine Estuaire du Saint-Laurent qui permettra d'étendre de plusieurs centaines de kilomètres carrés la zone protégée autour du PMSSL. Bien que le PMSSL s'intéresse à la conservation d'un ensemble naturel beaucoup plus grand, la protection de l'habitat des baleines est au cœur de sa mission. Les baleines sont considérées à plusieurs égards comme des indicateurs de l'état de l'estuaire du Saint-Laurent.

Le parc marin et les baleines

À l'exception du béluga qui réside toute l'année dans le parc marin, les autres baleines qui le fréquentent sont des visiteurs de l'océan Atlantique. Elles séjournent dans le PMSSL pendant la période sans glace, au cours de leurs longues migrations annuelles entre les sites de reproduction et d'alimentation. Le PMSSL constitue, pour sa part, un de leurs sites d'alimentation. Il se distingue, entre autres, par son insertion profonde à l'intérieur du continent. Avant de l'atteindre, les baleines auront traversé d'autres sites à haut potentiel alimentaire le long de leurs routes migratoires vers le golfe du Saint-Laurent en utilisant une de ses deux entrées

depuis l'océan Atlantique, soit le détroit de Cabot, au sud, et celui de Belle-Isle, au nord. Celles qui poursuivront leur route jusqu'au PMSSL s'y arrêteront vraisemblablement pour profiter des riches agrégats de krill qu'on y trouve (Simard et Lavoie, 1999), ou des bancs de petits poissons d'espèces fourragères comme le capelan (*Mallotus villosus*) ou le lançon (*Ammodytes sp.*) (Kingsley et Reeves, 1998 ; Sourisseau et collab., 2006). Le PMSSL n'est pas le premier site fréquenté par les baleines pendant l'été. C'est pourquoi le nombre maximal de baleines n'y est observé qu'après la mi-saison estivale (Edds et MacFarlane, 1987).

L'océanographie du site d'alimentation des grandes baleines du parc marin

La raison principale de la localisation du site d'alimentation des grandes baleines dans le PMSSL est la topographie sous-marine (Simard, 2009). C'est à cet endroit que l'on trouve la tête du chenal Laurentien, qui relie, en profondeur, l'estuaire maritime du fleuve Saint-Laurent à l'océan Atlantique, jusqu'à la marge du plateau continental, plus de 1 000 km en aval. Cette structure topographique forme un cul-de-sac, une grande baie sous-marine qui sert de bassin de rétention (figure 1) pour des organismes qui y sont amenés par les courants, dont le krill, ce petit crustacé dont se nourrissent les baleines à fanons. Cet apport de krill se fait par un

Yvan Simard est professeur-chercheur en océanographie et directeur de la chaire de Pêches et Océans Canada en acoustique sous-marine appliquée à l'écosystème et aux mammifères marins à l'Institut des sciences de la mer de l'Université du Québec à Rimouski, et chercheur à l'Institut Maurice-Lamontagne de Pêches et Océans Canada.

yvan_simard@uqar.qc.ca

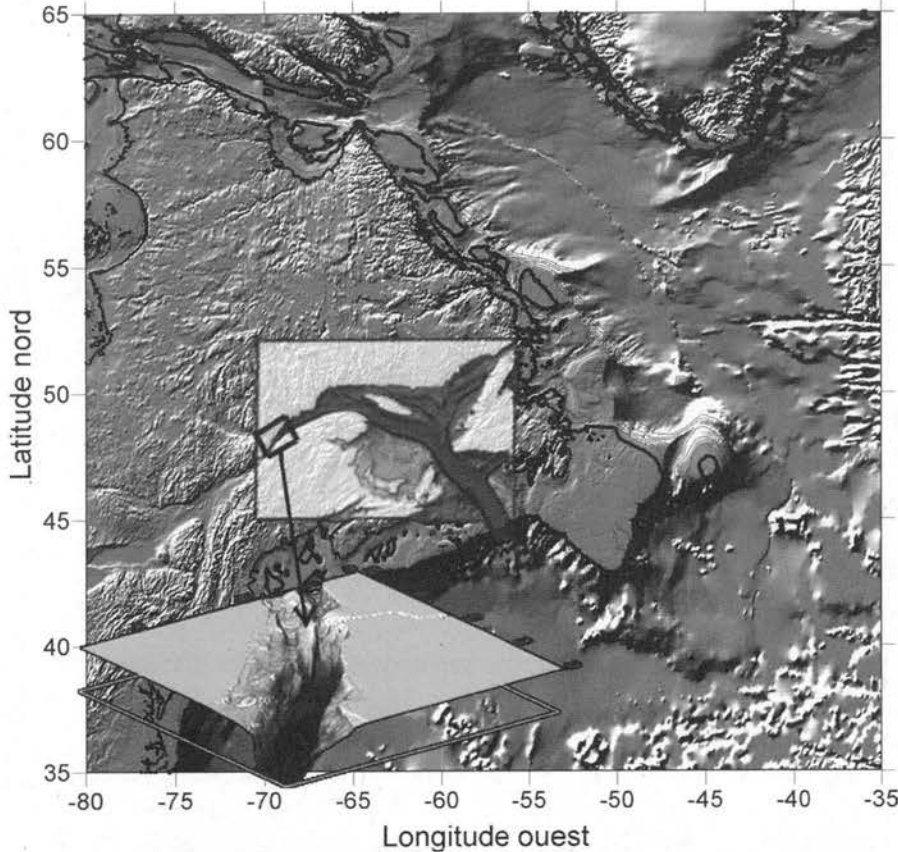


Figure 1. Localisation du parc marin du Saguenay – Saint-Laurent (PMSSL) dans l'écosystème dont il fait partie, depuis les Grands Lacs jusqu'au nord-ouest atlantique, et mise en évidence du profond chenal Laurentien qui y prend naissance et qui le relie à l'océan après un parcours de plus de 1 000 km.

courant profond qui remonte le chenal Laurentien depuis le golfe et qui fait partie de cette circulation en deux couches, caractéristique des estuaires, qui évacue vers l'océan les eaux douces et moins denses en surface et qui amène les eaux denses et salées de l'océan en profondeur. Lors de leur remontée dans le chenal, les eaux se chargent en krill adulte. Rendu à la tête du chenal, dans le PMSSL, le courant se bute sur les hauts fonds qui bloquent son passage. Sous la forte pulsion des courants de marée montante (nommés *le flot*), une masse d'eau dense, pouvant dépasser 100 m d'épaisseur à partir de la surface et nommée CIL (*Cold Intermediate Layer*), est poussée énergiquement par-dessus les hauts fonds.

Lors de ces butées tidales (à chaque marée) du courant le long des pentes du rebord du chenal, l'eau transportant le krill remonte vers la surface. Les organismes qui composent le krill cherchent à rester dans l'obscurité des profondeurs pendant le jour afin de ne pas être détectés par leurs prédateurs qui pourraient les voir dans la couche bien éclairée près de la surface. Il s'agit d'un comportement de phototactisme négatif. Le krill combat donc le courant qui le pousse vers le haut en nageant vers le bas. Il rejoint alors d'autres agrégats de krill qui arrivent d'en dessous et, ainsi, il se concentre. Cette interaction physi-

que-biologique avec la topographie sous-marine est à la base de la concentration du krill. Son action a pu être démontrée dans le PMSSL (Cotté et Simard, 2005) et des simulations numériques avec un modèle de circulation hydrodynamique ont révélé son importance primordiale à l'échelle de tout l'estuaire et du golfe. Les baleines tirent profit de cette concentration des organismes le long des pentes par les courants de marée pendant le flot, en s'alimentant dans les couches concentrées en krill (figure 2 ; Simard et collab., 2002). Conséquemment, la flottille des bateaux d'écotourisme qui observent ces baleines se répartit alors, elle aussi, comme le krill et les baleines, le long de ces pentes où les remontées d'eau profonde sont intenses, au pourtour du chenal à sa tête, entre Bergeronnes et Tadoussac (Michaud et Giard, 1998).

Cette mécanique, mue en grande partie par les débits d'eau douce entrant dans l'estuaire (Saucier et collab., 2009), se conjugue avec d'autres processus agissant localement ou sur tout le système de l'estuaire du Saint-Laurent (Lavoie et collab., 2000). Par exemple, les vents, les boucles et les trajectoires des courants, la production biologique et le comportement vertical du krill au cours de son développement de l'œuf à l'adulte jouent

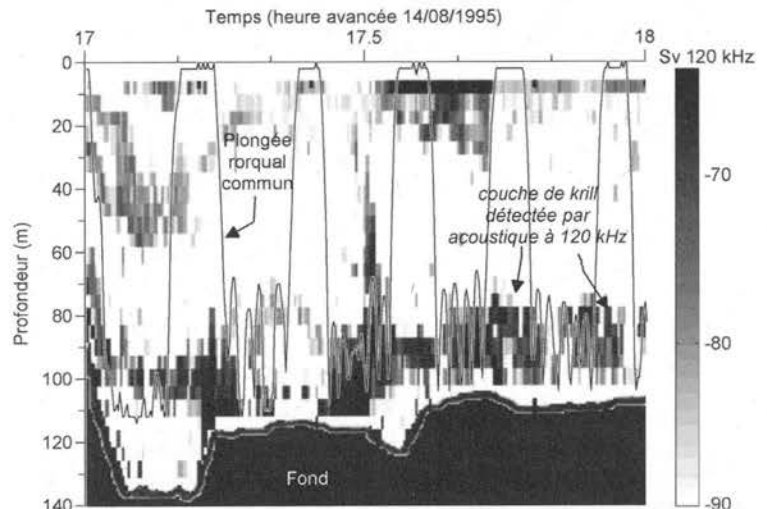


Figure 2. Suivi d'un rorqual commun en plongée à un site d'observation très fréquenté près de l'île Rouge, à la tête du chenal Laurentien, pendant la dernière heure de la marée montante. Les lignes indiquent six plongées de l'animal directement dans une couche d'organismes, épaisse de 20 à 30 m près du fond, détectée par acoustique à 120 kHz. Le rorqual traverse la couche cinq à six fois pour s'y alimenter pendant six à sept minutes avant de remonter en surface pour y respirer pendant deux à trois minutes.

aussi un rôle important dans le système d'accumulation du krill adulte dans le PMSSL à la tête du chenal Laurentien. Ce système se perpétue ainsi depuis des siècles (Simard, 2009).

Les fronts et l'agrégation de proies

L'intense remontée tidale d'eau profonde froide à la tête du chenal Laurentien est connue comme une particularité océanographique extraordinaire de cette région de l'estuaire du Saint-Laurent (Saucier et Chassé, 2000). Les eaux froides qui font surface sont bien visibles sur les images produites par les satellites d'imagerie thermique (Cotté et Simard, 2005), et leurs contacts avec les eaux avoisinantes génèrent des zones de front où de petits poissons comme le capelan peuvent se concentrer à l'occasion (Marchand et collab., 1999). Ces concentrations de poissons exercent un attrait pour certaines baleines pouvant se nourrir dans les zones peu profondes, comme le petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*) et les bélugas. Le plus intense de ces fronts est celui qui se forme pendant le flot à l'entrée du fjord du Saguenay, où les eaux denses de remontée ayant passé par-dessus les hauts fonds plongent en profondeur dans le fjord (Saucier et Chassé, 2000). On aperçoit d'ailleurs souvent, à cet endroit, de petits rorquals et des groupes de bélugas.

Une vulnérabilité aux changements climatiques

Une conséquence prévisible des changements climatiques est l'augmentation de la température des eaux par emmagasinement de la chaleur du rayonnement solaire. Cela se traduit notamment par une réduction de la rigueur et de la durée de l'hiver, saison qui génère en bonne partie la couche froide CIL. Une des deux espèces de krill abondantes dans le PMSSL, le *Thysanoessa raschi*, fait partie de cette communauté d'eau froide de la CIL dont la limite de répartition vers l'ouest est localisée dans le PMSSL. Si ces eaux froides qui délimitent l'habitat de cette espèce se rétractent vers le nord, il est vraisemblable que cette espèce ne contribuera plus à l'agrégation de krill du PMSSL, dont la biomasse diminuera si elle n'est pas compensée par une augmentation concomitante de la contribution de l'autre espèce de krill, le *Meganyctiphanes norvegica*.

Le moteur du pompage du krill vers le PMSSL est la circulation estuarienne en deux couches. Celle-ci dépend des apports d'eau douce dans l'estuaire. Si ces entrées d'eau douce sont réduites par des modifications dans les précipitations, l'évaporation ou d'autres effets des changements climatiques, ou encore si le régime hydrologique saisonnier du fleuve et des autres importants tributaires lors de la crue printanière est modifié, on peut prévoir que le pompage du krill le sera aussi et, conséquemment, son accumulation dans le PMSSL. Comme les débits du système Grands Lacs – fleuve Saint-Laurent sont sous la gouverne de la Commission mixte internationale

Canada – États-Unis de la voie maritime, des scénarios de régulation pourraient aussi avoir un impact sur la circulation dans l'estuaire (Saucier et collab., 2009) et sur l'agrégation du krill. L'effet des changements climatiques sur le régime de production biologique du PMSSL est méconnu et difficile à prédire. Les modèles écosystémiques indiquent cependant de façon claire que la réponse à un changement de régime climatique concernera plusieurs espèces de la chaîne trophique complexe dont le krill fait partie. Par exemple, les baleines quittent le PMSSL à l'arrivée des glaces. Si celles-ci viennent à disparaître, les baleines prolongeront-elles leur séjour dans le parc ?

La communication des baleines et le bruit

Les mammifères marins sont des animaux qui font un usage intensif de divers sons pour communiquer entre eux, détecter et localiser leurs proies par écholocalisation, percevoir leur environnement et naviguer sous l'eau. Le plus loquace d'entre eux est sans équivoque le béluga, dont le répertoire est très riche en divers sifflements, trains d'impulsions rapides et clics ultrasoniques. Cette caractéristique lui a valu d'être appelé le canari des mers. Les grandes baleines sont spécialisées dans la production de sons graves, de basses fréquences, dont une bonne part est constituée d'infrasons inaudibles (figure 3) (Matthews et collab., 1999). Certains de ceux-ci sont très puissants et peuvent se propager sur de très grandes distances dans les océans profonds, jusqu'à plusieurs centaines de kilomètres. Sur les plateaux continentaux, ces distances sont réduites en raison de l'atténuation résultant des réflexions multiples sur le fond et la surface. Le bruit introduit par l'homme dans la mer, tel le concert permanent engendré par les navires et bateaux de toutes sortes, interfère avec la détection de ces sons. Lorsque le bruit est fort, il peut empêcher (masquer) la perception des sons par les baleines, en plus d'être responsable de surdités temporaires ou permanentes. Les mammifères marins n'ont alors plus les moyens acoustiques qui leur permettent de satisfaire normalement leurs besoins vitaux (Southall et collab., 2007).

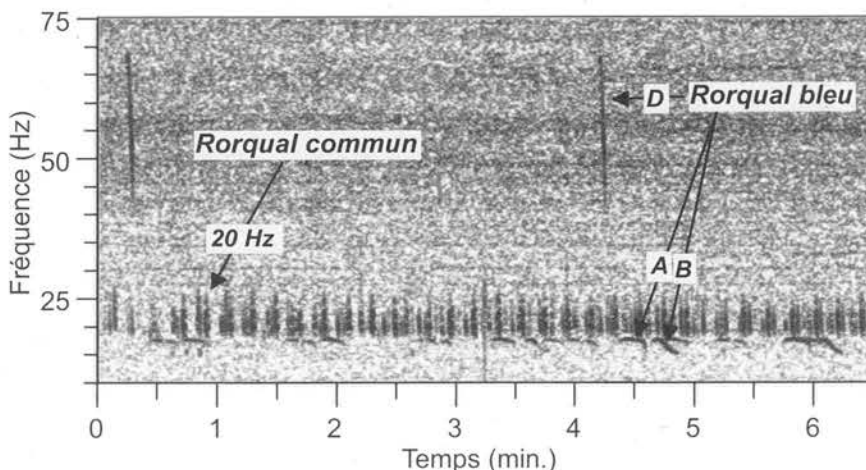


Figure 3. Sonogrammes de vocalisations de basses fréquences produites par les rorquals communs et les rorquals bleus dans l'estuaire du fleuve Saint-Laurent.

Dans le PMSSL, on a estimé que 40 % des infra-sons émis par les rorquals communs (*Balaenoptera physalus*) et les rorquals bleus (*Balaenoptera musculus*) ont une forte probabilité d'être masqués par le bruit de la navigation de la voie maritime de l'estuaire du Saint-Laurent après s'être propagés sur seulement 30 km (Simard et collab., 2008). Ceci réduit donc considérablement la portée de leurs communications par rapport aux environnements moins bruyants (Simard et collab., 2006b). On ne connaît pas la fonction exacte de ces sons, mais, comme ils sont produits régulièrement à longueur d'année, il est probable qu'ils jouent un rôle essentiel, comme pour communiquer à longue distance la présence d'agrégation de nourriture à d'autres individus (Simard et Lavoie, 1999 ; Samaran, 2004).

Les mammifères marins produisent, comme les oiseaux, des sons qui les identifient. On peut donc en faire usage pour mettre au point des méthodes acoustiques de détection de leur présence, d'estimation de leur abondance et de localisation et de suivi des individus. Ces méthodes dites PAM (*passive acoustic monitoring*) font appel aux connaissances en acoustique sous-marine et aux technologies de pointe en électronique, en informatique et en traitement de signaux. Elles se développent très rapidement à travers le monde pour le suivi des populations de baleines dans de grands bassins océaniques et pendant de longues périodes. Des travaux sur le sujet sont effectués dans le PMSSL depuis 2002 (Simard et collab., 2004 ; Bédard, 2006 ; Mouy, 2007 ; Roy et collab., 2008 ; Simard et Roy, 2008). On a amorcé récemment le développement d'un système automatisé (en réseau) de bouées intelligentes coopérant pour détecter, identifier et localiser les baleines. Ce système est relié par télécommunication radio et satellitaire au réseau internet (figure 4 ; Simard et collab., 2006a). Éventuellement, le PMSSL pourra être doté d'un système de ce type, associé à un observatoire automatisé pour suivre plusieurs indicateurs de l'état de l'écosystème en temps réel. Le parc s'inscrira alors comme site de surveillance dans les réseaux d'observatoires océaniques que des initiatives internationales d'envergure mettent actuellement en place dans tous les océans du monde (Esonet-Emso, 2009).

Conclusion

Le PMSSL est un lieu exceptionnel de l'estuaire du Saint-Laurent et du nord-ouest Atlantique. Ce site est unique et il est important de bien le conserver. Il constitue une grande part de l'habitat essentiel du béluga de l'estuaire et un site d'alimentation exceptionnel pour le rorqual bleu, deux espèces menacées au Canada (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2008). Il est aussi important pour d'autres espèces de baleines qui le fréquentent durant la période sans glace. Les baleines l'ont trouvé et transmettent cette information à leur descendance depuis plusieurs générations. Certaines, comme les baleines franches noires (*Balaena glacialis*), ont été exterminées à cet endroit dans

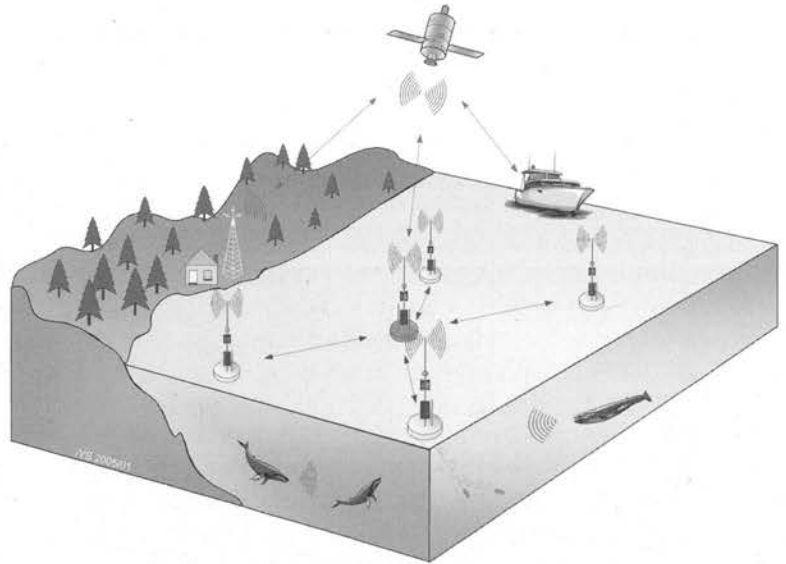


Figure 4. Schéma du système automatisé en développement pour détecter, identifier, localiser et communiquer en continu la présence des baleines sur de grands bassins océaniques, par liens radio et satellitaires reliés au réseau internet.

le passé. Des individus de cette espèce de la population du nord-ouest Atlantique ont toutefois été aperçus dans le golfe et l'estuaire ces dernières années. Ils sont peut-être des éclaireurs ayant retrouvé la route migratoire perdue vers ce site exceptionnellement riche en krill.

Les baleines viennent au PMSSL pour s'y alimenter efficacement et intensivement pendant l'été et l'automne afin de reconstituer les réserves de graisse dont elles font usage pendant le reste de l'année pour survivre et se reproduire. Par ailleurs, le parc est devenu aujourd'hui un moteur de développement économique régional et national, surtout en raison du développement d'une industrie écotouristique de renommée mondiale (figure 5). Les défis du parc sont maintenant de gérer cette industrie, comme les autres pressions anthropiques, telle la navigation commerciale, en tenant compte de l'équilibre fragile à respecter pour assurer la pérennité de cet habitat exceptionnel pour les baleines.



Figure 5. Photographie de l'embouchure du fjord Saguenay montrant l'entrée rapide de bateaux d'écotourisme vers le port de Tadoussac.

La recherche continuera d'être un outil essentiel à la réalisation de cet objectif. Les travaux résumés ici ont contribué à identifier les composantes fondamentales responsables de la richesse de cet habitat pour les baleines et ont permis l'élaboration d'un plan de gestion fondé sur la connaissance. On reconnaît de cette manière que le parc s'insère dans un écosystème plus vaste que son territoire, écosystème qui est régi par des forces majeures agissant à de grandes échelles spatiales. ◀

Références

- BÉDARD, C., 2006. Détection automatique des vocalises de bélugas (*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent. Analyse du patron temporel et détermination de la bande de fréquences dominante. Mémoire M.Sc., Institut des sciences de la mer, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 89 p.
- COMITÉ SUR LA SITUATION DES ESPÈCES EN PÉRIL AU CANADA. 2008. Espèces sauvages canadiennes en péril. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Disponible en ligne à : http://www.cosepac.gc.ca/fra/sct0/rpt/rpt_ecep_f.cfm [Visité le 2009-05-09].
- COTTÉ, C. et Y. SIMARD, 2005. The formation of rich krill patches under tidal forcing at whale feeding ground hot spots in the St. Lawrence Estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 288 : 199–210.
- EDDS, P.L. et J.A.F. MACFARLANE, 1987. Occurrence and general behavior of balaenopterid cetaceans summering in the St. Lawrence Estuary, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, 65 : 1363–1376.
- ESONET-EMSO, 2009. European seas observatory network of excellence – European observatory seafloor observation. Disponible en ligne à : <http://www.esonet-emso.org/> [Visité le 2009-05-09].
- KINGSLEY, M.C.S. et R.R. REEVES, 1998. Aerial surveys of cetaceans in the Gulf of St. Lawrence in 1995 and 1996. *Canadian Journal of Zoology*, 76 : 1529–1550.
- LAVOIE, D., Y. SIMARD et F.J. SAUCIER, 2000. Aggregation and dispersion of krill at channel heads and shelf edges : the dynamics in the Saguenay – St. Lawrence Marine Park. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 : 1853–1869.
- MARCHAND, C., Y. SIMARD et Y. GRATTON, 1999. Concentration of capelin in tidal upwelling fronts at the head of the Laurentian channel in the St. Lawrence estuary. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56 : 1832–1848.
- MATTHEWS, J.N., L.E. RENDELL, J.C.D. GORDON et D.A. MACDONALD, 1999. A review of frequency and time parameters of cetacean tonal calls. *Bioacoustics*, 10 : 47–71.
- MICHAUD, R. et J. GIARD, 1998. Les rorquals communs et les activités d'observation en mer des cétacés dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent en 1994–1996. 2. Évaluation de l'impact des activités d'observation en mer sur le comportement des rorquals communs. Groupe de recherche sur l'écologie des mammifères marins, rapport final à Parcs Canada, Tadoussac, 18 p.
- MOUY, X., 2007. Détection et identification automatiques en temps réel des vocalises de rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*) et de rorqual commun (*Balaenoptera physalus*) dans le Saint-Laurent. Mémoire M.Sc., Institut des sciences de la mer, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 69 p.
- ROY, N., Y. SIMARD et J. ROUAT, 2008. Performance of three acoustical methods for localizing whales in the Saguenay – St. Lawrence Marine Park. *Canadian Acoustics*, 36 : 160–164.
- SAMARAN, F., 2004. Détectabilité des vocalisations de rorquals communs (*Balaenoptera physalus*) à partir d'une station côtière dans la voie maritime de l'estuaire du Saint-Laurent. Mémoire M.Sc., Institut des sciences de la mer, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 115 p.
- SAUCIER, F.-J. et J. CHASSÉ, 2000. Tidal circulation and buoyancy effects in the St. Lawrence Estuary. *Atmosphere-Ocean*, 38 : 505–556.
- SAUCIER, F.-J., F. ROY, S. SENNEVILLE, G. SMITH, D. LEFAIVRE, B. ZAKARDJIAN et J.-F. DUMAIS, 2009. Modélisation de la circulation dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en réponse aux variations du débit d'eau douce et des vents. *Revue des sciences de l'eau*, 22(2) : 159–176.
- SIMARD, Y., 2009. Le parc marin Saguenay – Saint-Laurent : processus océanographiques à la base de ce site d'alimentation unique des baleines du nord-ouest Atlantique. *Revue des sciences de l'eau*, 22(2) : 177–197.
- SIMARD, Y., M. BAHOURA, C.W. PARK, J. ROUAT, M. SIROIS, X. MOUY, D. SEEBARUTH, N. ROY, et R. LEPAGE, 2006a. Development and experimentation of a satellite buoy network for real-time acoustic localization of whales in the St. Lawrence. Dans Actes du congrès MTS-IEEE OCEANS'06, 18-21 septembre 2006, Boston. IEEE, Piscataway, NJ, USA. DOI: 10.1109/OCEANS.2006.307052 p. 1–6.
- SIMARD, Y., M. BAHOURA et N. ROY, 2004. Acoustic detection and localization of baleen whales in Bay of Fundy and St. Lawrence Estuary critical habitats. *Canadian Acoustics*, 32 : 107–116.
- SIMARD, Y. et D. LAVOIE, 1999. The rich krill aggregation of the Saguenay – St. Lawrence Marine Park : hydroacoustic and geostatistical biomass estimates, structure, variability and significance for whales. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56 : 1182–1197.
- SIMARD, Y., D. LAVOIE et F.-J. SAUCIER, 2002. Channel head dynamics: capelin (*Mallotus villosus*) aggregation in the tidally-driven upwelling system of the Saguenay – St. Lawrence Marine Park's whale feeding ground. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59 : 197–210.
- SIMARD, Y. et N. ROY, 2008. Detection and localization of blue and fin whales from large-aperture autonomous hydrophone arrays : a case study from the St. Lawrence estuary. *Canadian Acoustics*, 36 : 104–110.
- SIMARD, Y., N. ROY et C. GERVAISE, 2006b. Shipping noise and whales : world tallest ocean liner vs largest animal on earth. Dans actes du congrès MTS-IEEE OCEANS'06, 18-21 septembre 2005, Boston. IEEE, Piscataway, NJ, USA. DOI: 10.1109/OCEANS.2006.307053 p. 1–6.
- SIMARD, Y., N. ROY et C. GERVAISE, 2008. Passive acoustic detection and localization of whales : effects of shipping noise in Saguenay – St. Lawrence Marine Park. *Journal of Acoustical Society of America*, 123 : 4109–4117.
- SOURISSEAU, M., Y. SIMARD et F.-J. SAUCIER, 2006. Krill aggregation in the St. Lawrence system, and supply of krill to the whale feeding grounds in the Estuary from the Gulf. *Marine Ecology Progress Series*, 314 : 257–270.
- SOUTHALL, B.L., A.E. BOWLES, W.T. ELLISON, J.J. FINNERAN, R.L. GENTRY, C.R. GREENE, D. KASTAK, D.R. KETTEN, J.H. MILLER, P.E. NACHTIGALL, W.J. RICHARDSON, J.A. THOMAS et P.L. TYACK. 2007. Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations. *Aquatic Mammals*, 33 : 411–522.

Les cyanobactéries et leur toxicité dans différents compartiments biologiques de la chaîne trophique du réservoir Choinière, parc national de la Yamaska

Philippe Juneau, Charles P. DeBlois, Christian DeBlois et Alain Mochon

Résumé

Une étude spatio-temporelle a été menée au réservoir Choinière du parc national de la Yamaska à l'été 2007 pour suivre l'évolution des cyanobactéries et des concentrations en microcystines. On a noté une grande variation de l'importance relative des différents groupes d'algues et de cyanobactéries au cours de la saison estivale. Les cyanobactéries ont dominé du mois de juillet au mois d'octobre. Malgré l'abondance des cyanobactéries au cours de l'été, les concentrations en microcystines dans le plan d'eau sont demeurées relativement faibles (< 210 ng/L). Les gammars prélevés dans les herbiers du littoral avaient toutefois des concentrations en microcystines variant de 14 à 37 ng/g de gammar. Dans la chair des perchaudes, les concentrations en microcystines sont restées inférieures à la limite de détection de la méthode (1 ng/g de tissu) pour tous les échantillons prélevés. Dans les foies, les concentrations ont atteint une valeur maximale de 21 ng/g de tissu en septembre 2007. Ces résultats montrent que les perchaudes prélevées au cours de la saison estivale contenaient très peu ou pas de microcystines dans la chair et que la consommation de celle-ci ne représentait pas de risque pour la santé. Cependant, certains foies contenaient des concentrations non négligeables de microcystines.

Introduction

Les microorganismes photosynthétiques aquatiques constituent un élément vital des écosystèmes aquatiques, mais leur présence en quantité excessive devient, dans certains cas, indésirable et néfaste aux autres organismes. En effet, la prolifération de certaines espèces, principalement celles appartenant au groupe des cyanobactéries, ou algues bleu-vert, peut provoquer la formation d'une mousse à la surface de l'eau (figure 1a). Outre la dégradation esthétique, la prolifération des cyanobactéries est associée à la production de certaines substances chimiques, les cyanotoxines, qui sont toxiques pour les mammifères, incluant les humains. Les floraisons de cyanobactéries dans les eaux continentales, modifiées par des apports nutritionnels excessifs (phosphore et azote), peuvent ainsi engendrer de graves problèmes pour la santé humaine et celle des écosystèmes (Codd, 2000). Les floraisons de cyanobactéries peuvent être dominées par une espèce ou être constituées de quelques espèces produisant ainsi un mélange complexe de cyanotoxines. Parmi les cyanotoxines fréquemment rencontrées lors des épisodes de floraison en eau douce, la plus importante est la microcystine (MCYST), un groupe de peptides hépatotoxiques comptant plus de 70 variantes (Kardinaal et Visser, 2005).

Il a été proposé que la production de MCYST était corrélée à la croissance des cyanobactéries (Wicks et Thiel, 1990; Oh et collab., 2000). Par contre, d'autres études ne sont pas parvenues à montrer que la production de toxines était intimement liée à l'abondance de cyanobactéries (Carmichael, 1986; Paerl et collab., 2001). Par conséquent, bien

que quelques espèces produisent des toxines tout au long d'un épisode de prolifération de cyanobactéries, l'ampleur de celui-ci est souvent mal corrélée avec les concentrations de toxines. De plus, certaines souches d'une même espèce de cyanobactéries peuvent avoir la capacité de produire des toxines, tandis que d'autres non. Puisque certaines fleurs d'eau sont toxiques et d'autres pas, l'évaluation du risque ainsi que la prise de décision visant la protection de la santé publique ne peuvent pas se baser uniquement sur le dénombrement cellulaire ou sur l'identification des cyanobactéries potentiellement toxiques.

Les toxines produites par les cyanobactéries peuvent se retrouver en grande quantité dans la biomasse produite ainsi que dans l'eau des lacs affectés. Les voies d'exposition aux MCYST sont principalement le contact direct et prolongé avec une eau contaminée durant la baignade, mais aussi la

Philippe Juneau est titulaire de la Chaire de recherche du Canada en écotoxicologie des microorganismes aquatiques et professeur au Département des sciences biologiques – Centre Toxin de l'Université du Québec à Montréal. Charles P. DeBlois est candidat au doctorat en biologie à l'Université du Québec à Montréal. Christian DeBlois est chef de division chimie organique au Centre d'expertise en analyses environnementales du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. Alain Mochon est biologiste et responsable du service de la conservation et de l'éducation au parc national de la Yamaska.

juneau.philippe@uqam.ca



Figure 1. a) Échantillonnage ponctuel d'écume de rivage pour le dénombrement des genres de cyanobactéries et le dosage des microcystines; b) Prélèvement des cyanobactéries par filtration de la zone photique au filet Wisconsin; c) Prélèvement des gammarides dans les herbiers aquatiques des zones littorales; d) Gros plan sur une récolte de gammarides.

consommation d'eau ou d'organismes aquatiques contaminés (moules, poissons). Par conséquent, Santé Canada a proposé des critères d'intervention et des seuils d'alerte pour ces différentes voies, soit respectivement $16 \mu\text{g MCYST/L}$ (baignade), $1,5 \mu\text{g MCYST/L}$ (consommation d'eau) et $2\,400 \text{ ng/jour}$ (consommation d'organismes) pour un adulte de 70 kg . Les MCYST peuvent causer des dommages au foie chez les mammifères et les poissons en inhibant une enzyme clé de cet organe, la protéine phosphatase de types 1 et 2A, et en causant des hémorragies, des hépatites et même le cancer lorsque consommé quotidiennement (MacKintosh et collab., 1990; Chorus et Bartram, 1999). Il a été démontré

que les MCYST peuvent s'accumuler dans divers organismes de l'écosystème aquatique et causer des dommages à certains d'entre eux (Magalhães et collab., 2003; Xie et collab., 2005; Smith et Haney, 2006; Törökne et collab., 2007; Deblois et collab., 2008a).

Le réservoir Choinière, situé dans le parc national de la Yamaska, joue un rôle important dans l'approvisionnement en eau brute de la ville de Granby. En plus de régulariser le débit de la rivière Yamaska Nord, il constitue un des rares plans d'eau dans la région naturelle des basses-terres appalachiennes permettant la pratique de nombreuses activités nautiques, incluant la pêche récréative (Guay, 1995).

À cet égard, on y a pêché près de 37 000 perchaudes (*Perca flavescens*) durant la seule saison hivernale de 2006 (Mochon, 2007).

Tout comme de nombreux lacs au Québec, le réservoir Choinière a été touché par des proliférations épisodiques de cyanobactéries depuis 2006. Considérant que ces floraisons de cyanobactéries présentent un risque pour la santé des utilisateurs du plan d'eau, des avis de santé publique ont été émis afin de restreindre temporairement les usages associés au réservoir. Au moment d'amorcer la saison de pêche hivernale de 2007, la consommation du poisson suscitait une certaine inquiétude. C'est dans ce contexte qu'une investigation exploratoire avait été menée sur des perchaudes dans quatre lacs du haut bassin de la rivière Yamaska (Deblois et collab., 2008b). Cette étude a montré que le contenu en MCYST était négligeable dans la chair des poissons prélevés au mois de novembre 2006. Par contre, l'analyse faisait abstraction de l'historique du contenu en MCYST des plans d'eau et représentait donc une photographie instantanée de la situation à une date bien précise. La présente étude vise à caractériser les cyanobactéries du réservoir Choinière sur une période d'un an, à déterminer la dynamique de toxicité qui découle de leur présence et à mesurer les répercussions toxicologiques dans

la chaîne trophique en utilisant un des poissons communément pêchés, la perchaude, et un des organismes situés à la base de leur alimentation, les gammares (*Gammarus* sp.).

Méthodologie

Eau et composition algale et cyanobactérienne

Entre les mois de juin et novembre 2007 et à une occasion au mois de mai 2008, cinq stations du réservoir Choinière (figure 2) ont été échantillonnées toutes les semaines à l'aide d'une bouteille de type VanDorn afin de récolter l'eau comprise entre 0,5 et 1,0 m de profondeur. Les échantillons récoltés dans des fioles de 50 ml ont été conservés dans du lugol jusqu'à la caractérisation de la communauté algale par dénombrement au microscope des espèces en présence (méthode Uthermöhl). Le contenu en pigments (chlorophylles et phycocyanines) a été déterminé à l'aide de méthodes spectroscopiques (Bennett et Bogorad, 1973; Ritchie, 2008). Des prélèvements au filet Wisconsin d'échantillons concentrant le plancton de la zone photique ont aussi été effectués pour mesurer la toxicité globale de cette biomasse (figure 1b). Ces échantillons ont été congelés jusqu'à leur traitement en laboratoire.

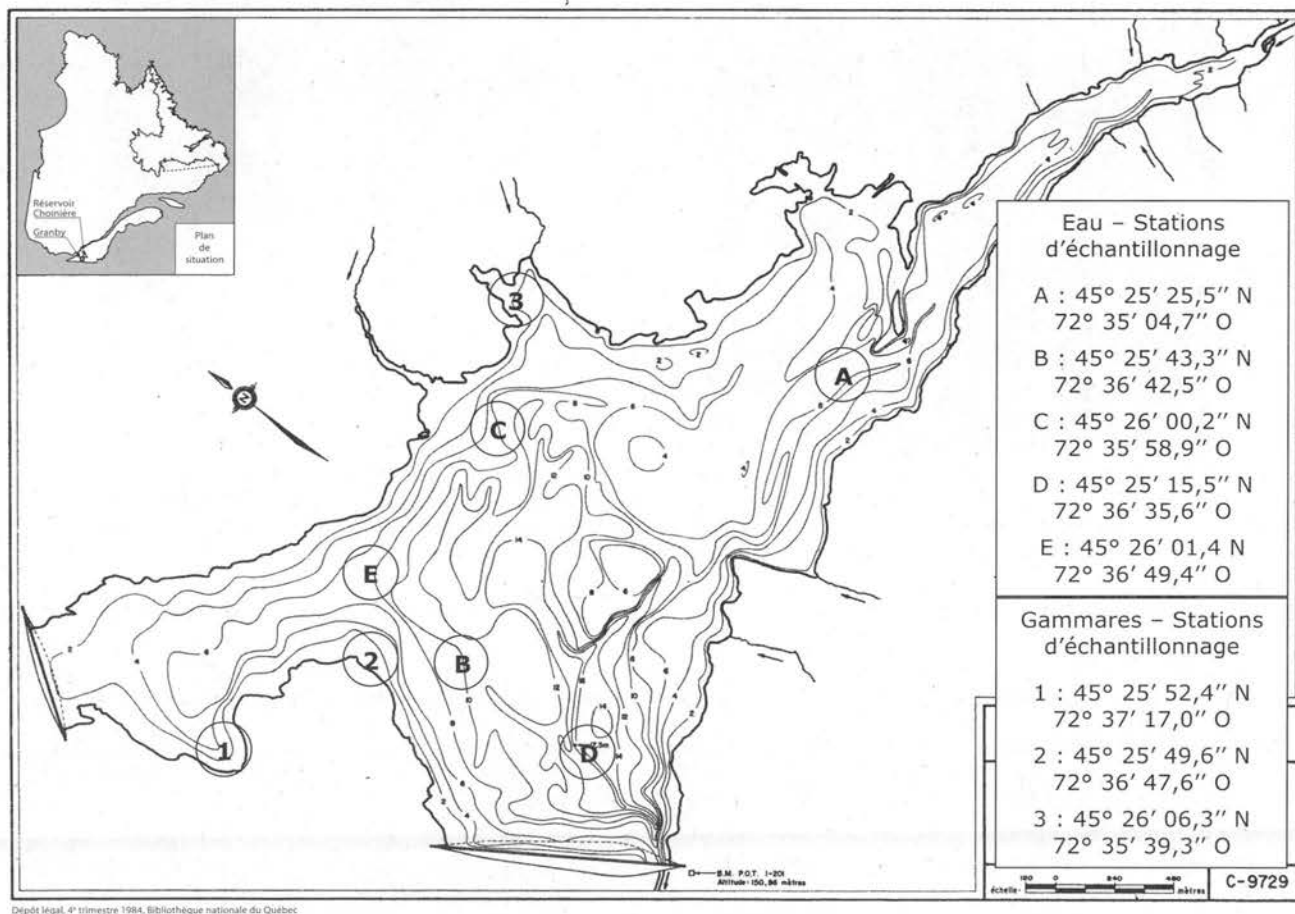


Figure 2. Stations d'échantillonnage au sein du réservoir Choinière, parc national de la Yamaska, 2007. Les chiffres correspondent aux stations pour les gammarus et les lettres aux stations pour les échantillons d'eau et la biomasse planctonique.

Faune

Au cours de la période d'échantillonnage, selon une fréquence aléatoire, on a effectué des prélèvements d'amphipodes (gammars: *Gammarus* sp.) par tamisage des herbiers aquatiques (figures 1c et 1d) à partir de la zone littorale de trois secteurs du réservoir Choinière (figure 2). Les gammars sont de petits crustacés du groupe des amphipodes, détritivores de végétaux et d'animaux, qui se trouvent en abondance dans les herbiers aquatiques submergés. Les spécimens prélevés l'ont été en nombre suffisant (79-100 par date d'échantillonnage) pour représenter un poids minimal d'une trentaine de mg (poids sec) par échantillon. Les échantillons ont été mis au congélateur jusqu'à l'analyse de leur toxicité.

Le prélèvement à la ligne des perchaudes a été effectué à sept reprises entre le 6 juillet et le 11 novembre 2007, puis le 27 avril 2008, pour une récolte totale de 148 spécimens. Les prises mesuraient entre 16 et 20 cm et pesaient entre 65 et 75 g. Au laboratoire, les spécimens ont été préparés par dissection afin d'en prélever le foie et une portion de chair. Les échantillons de foie et de muscle ont été conservés au congélateur jusqu'à analyse de leur contenu en MCYST.

Analyse du contenu en microcystine

Après le broyage des gammars et des tissus (foie et chair) des perchaudes et la récolte des échantillons de biomasses planctoniques, une extraction séquentielle au méthanol a été réalisée (Deblois et collab., 2008a). Les teneurs en MCYST de la biomasse planctonique et des gammars ont été mesurées par analyse de type ELISA (*Enzyme Linked Immunosorbant Assay*; Soares et collab., 2004). Le principe de base de l'ELISA est la reconnaissance spécifique par anticorps des différentes formes de MCYST rencontrées dans l'environnement. Les concentrations dans les muscles et les foies de perchaudes ont été évaluées par dosage en chromatographie liquide, couplée à des spectromètres de masse en tandem.

Résultats et discussion

Évolution spatio-temporelle de la biomasse des algues et cyanobactéries

La biomasse des algues et des cyanobactéries a d'abord été évaluée par le dosage de la chlorophylle, pigment présent chez toutes les espèces d'algues et de cyanobactéries et qui est essentiel à la capture de l'énergie lumineuse servant pour la photosynthèse (figure 3). La biomasse algale a atteint, pour toutes les stations étudiées, un maximum vers la mi-septembre. Cette évolution au cours de la saison estivale de la biomasse algale est attribuable aux concentrations moyennes en phosphore total qui ont varié de 46 µg/L au cours des mois de mai et de juin à 25 µg/L en août puis à 50 µg/L à l'automne (données non présentées). L'augmentation de la température de la zone photique a aussi joué un rôle important dans la variation de la biomasse algale puisqu'elle a varié entre 10°C au printemps et 23°C au mois d'août, pour redescendre

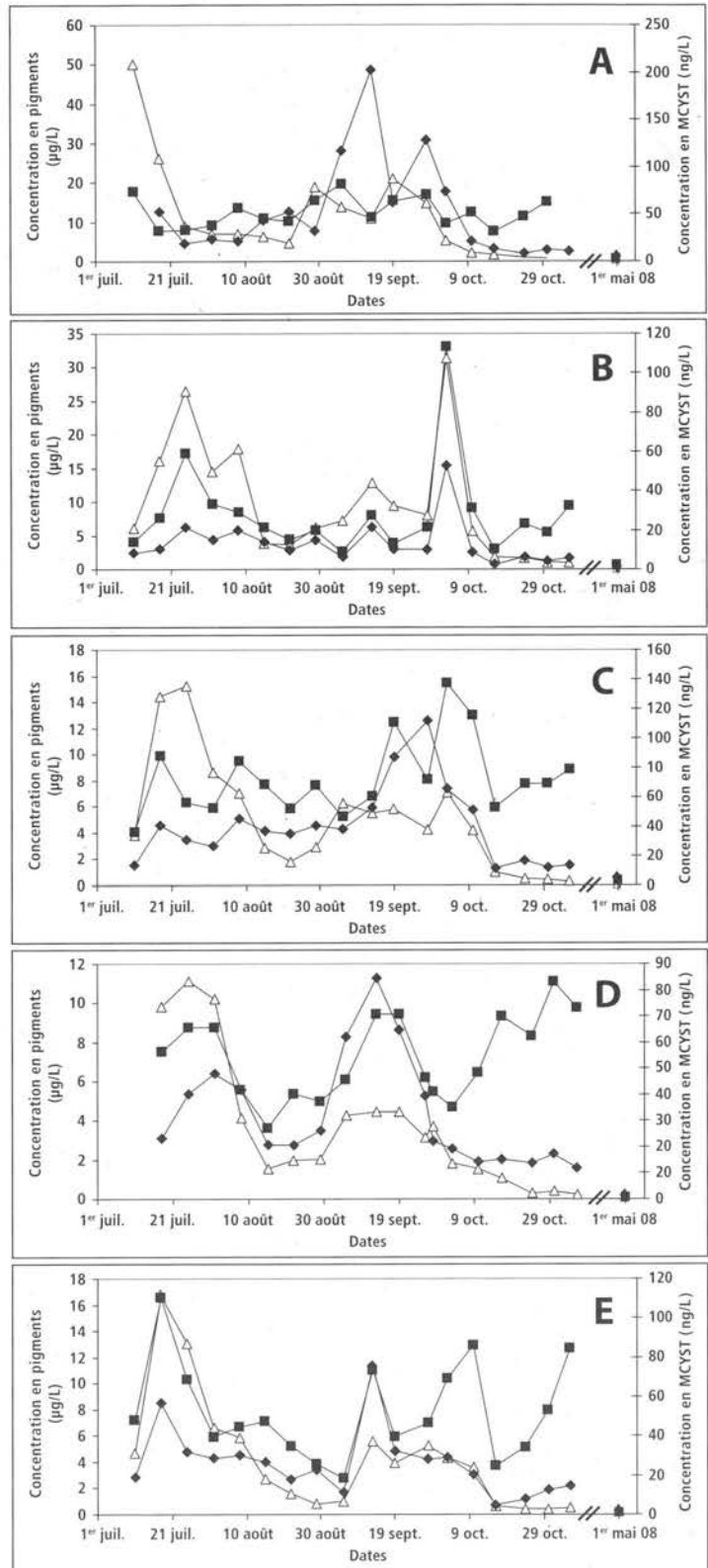


Figure 3. Évolution temporelle des concentrations en pigments (chlorophylle-♦ et phycocyanine-■) et en microcystine (△) des échantillons récoltés au filet Wisconsin pour les différentes stations d'échantillonnage (A à E) au sein du réservoir Choinière, parc national de la Yamaska, 2007.

à 8 °C en novembre (données non présentées). Il ne faut toutefois pas exclure l'influence, sur l'évolution de la biomasse algale, des autres facteurs physico-chimiques et biologiques tels que le pH, la transparence de l'eau, l'ensoleillement et la présence d'organismes brouteurs, dont les caractéristiques varient aussi au cours de l'été. Pour certaines stations d'échantillonnage (D et E), on a aussi observé une concentration en chlorophylle élevée au mois de juillet, mais celle-ci était de 1,5 à 2 fois moins grande qu'à la mi-septembre.

La présence des cyanobactéries dans la colonne d'eau peut être évaluée par la présence d'un pigment spécifique de celles-ci, la phycocyanine. Ce pigment a évolué, au cours de l'été de façon similaire à la chlorophylle, ce qui suggère que les cyanobactéries étaient les organismes majoritaires dans les proliférations phytoplanctoniques observées durant la saison estivale de 2007. Afin de mieux caractériser l'évolution des populations algales et cyanobactériennes autrement que par la simple détermination des concentrations pigmentaires, nous avons exécuté le décompte cellulaire de toutes les espèces d'algues et de cyanobactéries présentes dans les échantillons récoltés (figure 4). La composition phytoplanctonique a varié grandement au cours de la saison

d'échantillonnage. En effet, au début mai, la population phytoplanctonique était largement dominée par les diatomées. Ce constat concorde avec d'autres études montrant la prépondérance des diatomées au printemps (Wetzel, 2001). Au mois de juin, les différents groupes d'algues étaient représentés de façon quasi équivalente, mais, pour les mois de juillet à octobre, les cyanobactéries ont dominé largement. Puis en novembre, les diatomées ont repris l'avantage sur les autres groupes phytoplanctoniques. L'évolution de la composition phytoplanctonique observée est semblable à celle notée en 2001 pour le réservoir Choinière (Rolland et collab., 2005). La seule différence notable réside dans le fait que les cyanobactéries sont apparues plus tard dans la saison en 2007 et, à l'exception de l'échantillon du 25 juillet, elles ne dominaient pas autant que dans l'étude de Rolland et collaborateurs (2005). Il est possible que les divers facteurs physico-chimiques et biologiques impliqués dans la variation des populations algales et cyanobactériennes aient été particulièrement favorables à l'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries en 2001.

Il est bien connu que les fleurs d'eau de cyanobactéries font habituellement leur apparition vers la fin de l'été dans les régions tempérées (Kotak et collab., 1996; Lindholm et collab., 2003). Pour la plupart, les espèces de cyanobactéries présentes au cours de la saison estivale, et dénombrées dans cette étude, étaient principalement des espèces potentiellement productrices de toxines, telles que *Anabaena flos-aquae*, *Anabaena spiroides*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Aphanizomenon gracile*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wesengergii*, *Phormidium mucicola*, *Planktothrix agardhii* et *Woronichinia naegeliana*. On a aussi identifié, mais en moins grand nombre, des cyanobactéries qui ne sont pas connues comme étant des productrices de toxines, telles que *Aphanocapsa delicatissima*, *Aphanocapsa parasitica*, *Aphanothece clathrata brevis*, *Aphanothece nidulans*, *Chroococcus disperses* et *Chroococcus prescottii*.

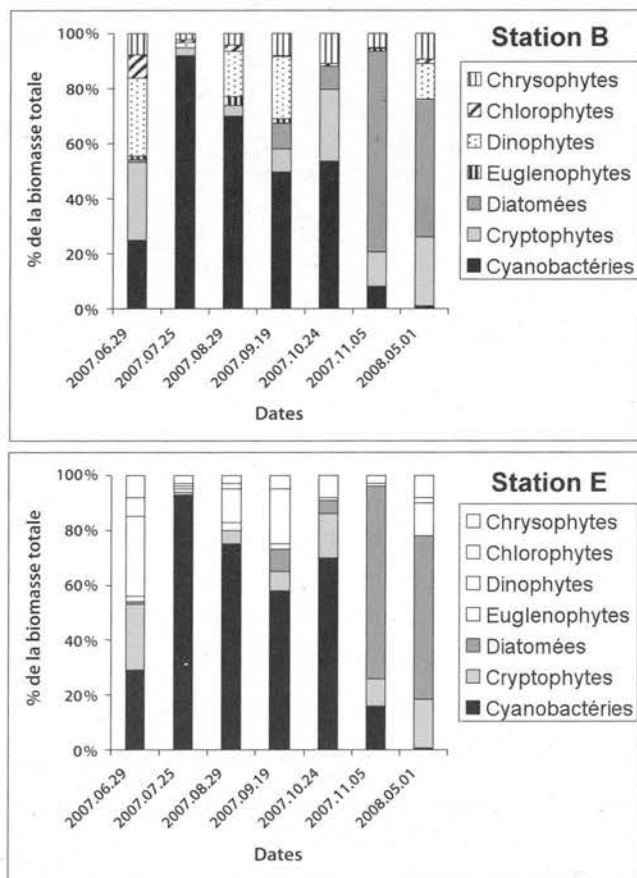


Figure 4. Évolution de la communauté algale et cyanobactérienne (pourcentage de la biomasse, g carbone/L) durant l'été 2007 et le mois de mai 2008 pour les stations d'échantillonnage B et E au sein du réservoir Choinière, parc national de la Yamaska, 2007.

Toxicité du plancton de la zone photique

La concentration en MCYST dans le plancton de la zone photique a varié grandement au cours de l'été, atteignant un premier maximum vers la mi-juillet et un second au cours du mois de septembre (figures 3 et 5). Les concentrations maximales de MCYST entre les diverses stations variaient entre 80 ng/L (station D) et 210 ng/L (station A), avec une concentration maximale moyenne de 120 ng/L atteinte à la fin-juillet. Ces concentrations sont relativement faibles comparativement aux critères de Santé Canada pour la baignade et la consommation de l'eau.

Toxicité des gammarès

Il peut paraître surprenant que, malgré la faible concentration de MCYST trouvée dans la biomasse algale, les gammarès récoltés au cours de l'été 2007 avaient un

contenu en MCYST variant de 14 à 37 ng MCYST/g de gammare (figure 5). Sachant que les gammares récoltés pesaient environ 0,5 mg chacun, le contenu moyen de MCYST par gammare variait de 7 à 18,5 pg. On peut expliquer cette concentration relativement élevée, car les herbiers aquatiques où ont été récoltés les amphipodes étaient des zones stables avec eau stagnante. Les écumes de cyanobactéries s'y concentrent et exposent les microorganismes présents à de plus longues périodes d'efflorescence.

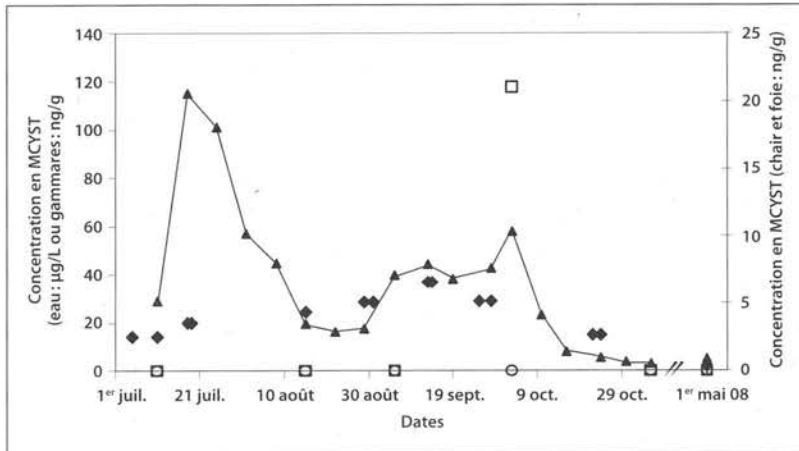


Figure 5. Évolution des concentrations en microcystine dans les différents compartiments du réservoir Choinière au cours de la saison 2007 et le 1^{er} mai 2008. Concentration moyenne en microcystine dans la biomasse planctonique (\blacktriangle , µg/L), les gammares (\blacklozenge , ng/g), la chair de perchaudes (\circ , ng/g) et le foie des perchaudes (\square , ng/g).

Toxicité des perchaudes

Les concentrations de MCYST mesurées dans la chair des perchaudes se sont avérées être sous la limite de détection de la méthode utilisée, soit 1 ng/g de tissu (figure 5). Étant minimalement plus de 8 fois sous la dose journalière tolérable de 8 ng/g de tissu, ces résultats montrent que les échantillons de chair analysés ne représentaient aucun risque à la consommation humaine, tout au cours de la période d'échantillonnage. Cependant, les foies des perchaudes récoltées en octobre contenaient des concentrations de MCYST détectables (figure 5). En effet, les teneurs moyennes pour les échantillons de septembre étaient de 21 ng MCYST/g de foie. Ce contenu en MCYST est deux fois plus élevé que celui des perchaudes analysées en 2006 provenant du réservoir Choinière (Deblois et collab., 2008b). La différence entre ces deux résultats peut s'expliquer par le fait qu'en 2006, la récolte des échantillons s'est effectuée à la fin du mois de novembre, plus de deux mois après le dernier épisode de prolifération de cyanobactéries. Ce délai a probablement permis aux poissons d'éliminer une partie de la MCYST présente dans leur organisme (Soares et collab., 2004).

Conclusion

L'étude effectuée en 2007 au réservoir Choinière illustre clairement que la présence de cyanobactéries en quantités élevées ne correspond pas nécessairement à une contamination élevée en MCYST de l'eau. En effet, malgré le fait que les concentrations en cyanobactéries étaient relativement élevées au cours de l'été, celles en MCYST se situaient sous les seuils établis par Santé Canada. La présence de MCYST dans les gammares récoltés dans les zones littorales stables du réservoir Choinière suggère que les poissons se nourrissant uniquement de ces organismes risquent de contenir eux aussi des concentrations élevées de MCYST. Les perchaudes récoltées dans cette étude provenaient de la zone pélagique, et, par conséquent, n'ont probablement pas consommé de grandes quantités de crustacés se trouvant dans les herbiers du littoral. Les résultats obtenus pour la toxicité de la chair des perchaudes permettent donc de confirmer ceux obtenus lors de travaux précédents (Deblois et collab., 2008b), puisque la chair des perchaudes récoltées ne contenait pas de MCYST. Par conséquent, les perchaudes récoltées tout au long de l'été 2007 ne représentaient pas de risque pour la consommation humaine. Toutefois, comme Santé Canada le recommande, la consommation de viscères de ces poissons n'est pas conseillée puisque certains foies analysés avaient des teneurs en toxines clairement mesurables.

Remerciements

Les auteurs souhaitent souligner la participation financière de plusieurs partenaires, dont la Conférence régionale des élus de la Montérégie Est, avec le Fonds de développement régional, le Conseil de gestion du bassin de la Yamaska, les municipalités de Granby, de Roxton Pond et de Saint-Joachim-de-Shefford. Des remerciements vont également à l'Association des chasseurs et pêcheurs de l'Estrie pour l'implication bénévole à la récolte des poissons. Enfin, nous exprimons notre reconnaissance à Annie Cabana et Philippe Gagné, gardes-parc au parc national de la Yamaska, pour leur dévouement tout au cours de la campagne d'échantillonnage de l'eau. ◀

Références

- BENNETT, A. et L. BOGORAD, 1973. Complementary chromatic adaptation in a filamentous blue-green alga. *Journal of Cell Biology*, 58: 419-435.
- CARMICHAEL, W.W., 1986. Algal toxins. Dans: Callow, J. A. (édit.). *Advances in botanical research*. Elsevier Science & Technology Books, Londres, p. 47-101.
- CHORUS, I. et J. BARTRAM, 1999. *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. World Health Organization, Londres, 400 p.

- CODD, G.A., 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritization of eutrophication control. *Ecological Engineering*, 16: 51–60.
- DEBLOIS, C.P., R. ARANDA-RODRIGUEZ et A.B. GIANI, 2008a. Microcystin accumulation in liver and muscle of tilapia in two large Brazilian hydroelectric reservoirs. *Toxicon*, 51: 435–448.
- DEBLOIS, C.P., A. MOCHON et P. JUNEAU, 2008b. Toxines de cyanobactéries dans les perchaudes : analyse exploratoire dans quatre lacs du bassin de la rivière Yamaska. *Le Naturaliste canadien*, 132 (1): 56–59.
- GUAY, J.-P., 1995. Le parc de la Yamaska. *Naturaliste canadien*, 119: 18–19.
- KARDINAAL, W.E.A. et P.M. VISSER, 2005. Dynamics of cyanobacterial toxins: source of variability in microcystin concentrations. Dans: Huisman, J., H.C.P. Matthijs et P.M. Visser (édit.). *Harmful cyanobacteria*. Springer, Berlin, p. 41–63.
- KOTAK, B.G., R.W. ZURAWELL, E.E. PREPAS et C.F.B. HOLMES, 1996. Microcystin-LR concentration in aquatic food web compartments from lakes of varying trophic status. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 1974–1985.
- LINDHOLM, T., P. VESTERKVIST, L. SPOOF, C. LUNDBERG-NIINISTÖ et J. MERILUOTO, 2003. Microcystin occurrence in lakes in Åland, SW Finland. *Hydrobiologia*, 505: 129–138.
- MACKINTOSH, C., K.A. BEATTIE, S. KLUMPP, P. COHEN et G.A. CODD, 1990. Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. *FEBS Letters*, 264: 187–192.
- MAGALHÃES, V.F., M.M. MARINHO, P. DOMINGOS, A.C. OLIVEIRA, S.M. COSTA, L.O. AZEVEDO et S.M.F.O. AZEVEDO, 2003. Microcystins (*cyanobacteria hepatotoxins*) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brasil, RJ). *Toxicon*, 42: 289–295.
- MOCHON, A. 2007. Cyanobactéries : un diagnostic toxicologique des perchaudes. *Journal du parc national de la Yamaska*, édition 2007–2008 : 4.
- OH, H.-M., S. JUNE LEE, M.-H. JANG et B.-D. YOON, 2000. Microcystin production by *Microcystis aeruginosa* in a phosphorus-limited chemostat. *Applied and Environmental Microbiology*, 66: 176–179.
- PAERL, H.W., R.S. FULTON III, P.H. MOISANDER et J. DYBLE, 2001. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *Scientific World*, 1: 76–113.
- RITCHIE, R.J. 2008. Universal chlorophyll equations for estimating chlorophylls a, b, c, and d and total chlorophylls in natural assemblages of photosynthetic organisms using acetone, methanol, or ethanol solvents. *Photosynthetica*, 46: 115–126.
- ROLLAND, A., D. BIRD et A. GIANI, 2005. Seasonal changes in composition of the cyanobacterial community and the occurrence of hepatotoxic blooms in the Eastern Townships, Québec, Canada. *Journal of Plankton Research*, 27: 683–694.
- SMITH, J.L. et J.F. HANEY, 2006. Foodweb transfer, accumulation, and depuration of microcystins, a cyanobacterial toxin, in pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*). *Toxicon*, 48: 580–589.
- SOARES, R.M., V.F. MAGALHÃES et S.M.F.O. AZEVEDO, 2004. Accumulation and depuration of microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) in *Tilapia rendalli* (Cichlidae) under laboratory conditions. *Aquatic Toxicology*, 70: 1–10.
- TÖRÖKNÉ, A., R. VASDINNYEI et B.M. ASZTALOS, 2007. A rapid microbiotest for the detection of cyanobacterial toxins. *Environmental Toxicology*, 22: 64–68.
- WETZEL, R.G. 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems*. Academic Press, San Diego, 1006 p.
- WICKS, R.J. et P.G. THIEL, 1990. Environmental factors affecting the production of peptide toxins in floating scums of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in a hypertrophic african reservoir. *Environmental Science & Technology*, 24: 1413–1418.
- XIE, L., P. XIE, L. GUO, L. LI, Y. MIYABARA et H.D. PARK, 2005. Organ distribution and bioaccumulation of microcystins in freshwater fish at different trophic levels from the eutrophic Lake Chaohu, China. *Environmental Toxicology*, 20: 293–300.

Trois décennies d'observation des fluctuations du régime thermique du pergélisol dans le parc national de la Gaspésie

James Gray, Étienne Godin, Jacynthe Masse et Daniel Fortier

Résumé

Le parc national de la Gaspésie, situé à l'extrémité septentrionale des Appalaches, au Québec, arbore de nombreuses formes typiques des processus périglaciaires y ayant cours, autant au sommet de ses montagnes (cryoformes de triage) qu'au bas de ses versants (glaciers rocheux). Ces formes périglaciaires suggèrent la possibilité de noyaux de pergélisol sous-jacents. Afin de confirmer l'existence du pergélisol au sommet du mont Jacques-Cartier (1 268 m), un câble à thermistances multiples fut installé en 1977 dans un trou de 29 m foré dans la roche-mère, sous 3 m de blocs géolifracés. Les mesures géothermiques obtenues depuis 30 ans révèlent une couche active d'une épaisseur de 6 m surmontant un pergélisol atteignant une profondeur de 70 à 100 m. Des épisodes successifs de stabilité, de réchauffement et de refroidissement des températures aux profondeurs de 14 et 23 m représentent la réponse tardive du pergélisol aux fluctuations de températures moyennes annuelles telles que mesurées par les stations climatiques régionales. Une carte de distribution du pergélisol dans le parc national de la Gaspésie a été développée en fonction des observations faites sur les monts Jacques-Cartier, Albert et Logan, et à l'aide d'un modèle numérique de terrain qui incorpore les paramètres suivants : l'altitude, la pente et le type de couvert végétal. L'implantation de systèmes d'acquisition de données automatisés s'avère essentielle à la compréhension et l'anticipation des impacts géomorphologiques et écologiques des changements climatiques globaux qui influenceront les zones à pergélisol.

Introduction

En 1977, des études sur le régime géothermique ont été entreprises (Gray et Brown, 1979, 1982) au sommet du mont Jacques-Cartier, dans ce qui est devenu le parc national de la Gaspésie (figure 1), et ce, dans le but de confirmer la présence de pergélisol (sol gelé pour plus de deux ans). Les champs de blocs et les formes de triage (polygones, trainées de blocs) observés sur le plateau dépourvu d'arbres et d'arbustes du mont Jacques-Cartier (figure 2) sont d'origine périglaciaire et s'apparentent aux cryoformes des surfaces de toundra et de déserts rocheux de l'Arctique. Un trou de 29 m a été foré en septembre 1977 à travers 2 m de régolithe (roche mère altérée) et 27 m de substrat rocheux. Un câble comptant 23 thermistances a été installé dans le trou de forage. Un premier profil thermique obtenu pendant la journée suivant l'installation a alors confirmé la présence du pergélisol (Gray et Brown, 1979, 1982). Depuis, des mesures de température ont été obtenues quasi annuellement sur le site.

L'objectif principal de cet article est de décrire les paramètres physiques du pergélisol du sommet du mont Jacques-Cartier et de présenter l'analyse des fluctuations annuelles de son régime thermique au cours de la période s'étendant de 1977 à 2008. Le réchauffement climatique qui influence actuellement les régions nordiques (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 2007) suscite la question suivante : quelle sera la réponse thermique du pergélisol des hauts sommets du parc national de la Gaspésie, particulièrement au mont Jacques-Cartier ?

Description du pergélisol et du régime climatique au sommet du mont Jacques-Cartier

Les caractéristiques du pergélisol au début de la période d'observation ont été estimées à partir des profils thermiques estivaux et hivernaux de l'année 1979 (figure 3).

La couche active

Depuis la surface, la couche active (couche qui dégèle annuellement) atteint une épaisseur de 6 m. La saison de dégel s'amorce généralement en surface à la fin du mois d'avril avec la fonte du couvert nival. La couche active se développe ensuite vers le bas jusqu'à la fin du mois d'octobre (figure 4). L'évolution abrupte du front de dégel observée au mois d'août reflète la conductivité thermique des matériaux, plus faible dans les premiers 2 m de profondeur (constitués de dépôts meubles) que dans le substrat rocheux sous-jacent. Un contact stratigraphique semblable, entre dépôt meuble

James Gray (Ph. D.) est professeur honoraire au Département de géographie de l'Université de Montréal; Étienne Godin est étudiant au baccalauréat au Département de géographie de l'Université de Montréal et membre du Centre d'études nordiques; Jacynthe Masse (B.Sc.) est candidate à la maîtrise au Département de géographie de l'Université de Montréal et Daniel Fortier (Ph. D.) est professeur adjoint au Département de géographie de l'Université de Montréal, professeur associé à l'Institute of Northern Engineering de l'Université de l'Alaska à Fairbanks et chercheur au Centre d'études nordiques.

jt.gray@umontreal.ca



Figure 1. Localisation de la région d'étude.

(Photocartotheque québécoise, 2001)

et substrat rocheux, a été observé lors d'une excavation réalisée en 2008 à une altitude comparable sur le plateau du Petit mont Sainte-Anne, à l'extrémité nord-ouest des monts McGerrigle (figure 5). Les dépôts meubles qui y ont été trouvés sont composés de blocs anguleux décimétriques (champ de blocs ou *felsenmeer*) dont l'espace inter-bloc est comblé par une matrice fine. En raison de sa porosité, cette couche superficielle possède une conductivité thermique inférieure à celle de la roche mère sous-jacente.

La première phase du dégel, du mois de mai jusqu'au début du mois d'août, correspond ainsi au dégel du *felsenmeer*. La progression du front de dégel est ralentie par la quantité de chaleur requise pour faire fondre la glace interstitielle et les lentilles de glace formées l'année précédente lors de l'engel de la couche active. À partir de la mi-août, on remarque une accélération du taux de dégel, en raison de la

conductivité thermique supérieure de la roche-mère. Enfin, un ralentissement de la progression est constaté vers la fin d'octobre en raison de la baisse automnale des températures atmosphériques.

Caractéristiques géothermiques et profondeur du pergélisol

Au-delà de la profondeur de 6 m, le socle rocheux demeure gelé de façon continue. La partie supérieure du pergélisol subit, cependant, les fluctuations saisonnières des températures qui se propagent vers le bas et qui s'estompent entre 11 et 14 m de profondeur (la zone d'amplitude annuelle de températures nulles). Au début de la période de prise des mesures, entre 1978 à 1984, la moyenne des températures annuelles minimales était de $-1,3^{\circ}\text{C}$ à 20 m de profondeur (figure 6). Un léger réchauffement s'observait alors plus en profondeur, à 29 m ($-1,1^{\circ}\text{C}$). Une certaine réserve est requise lors de l'interprétation des résultats lorsqu'il s'agit d'estimer par extrapolation l'épaisseur totale du pergélisol sans les données thermiques réelles à plus de 29 m de profondeur. Cependant, Gray et Brown (1982) ont établi une enveloppe de gradients géothermiques à partir des valeurs estimées pour le flux de chaleur géothermique dans la province structurale des Appalaches (Hyndman et collab., 1979) et des valeurs pour la conductivité thermique mesurée sur des échantillons de la carotte du trou de forage du mont Jacques-Cartier. L'extrapolation vers le bas des gradients théoriques (figure 6) permet d'estimer que la base du pergélisol se trouve entre 70 et 100 m de profondeur, soit légèrement plus bas que dans les estimations originales de Gray et Brown (1979, 1982). Ces profondeurs représentent actuellement l'estimation disponible la plus réaliste.



Figure 2. Vue vers l'est du plateau du mont Jacques-Cartier montrant les traînées de blocs, dans la zone de transition entre la toundra et le krummholz.

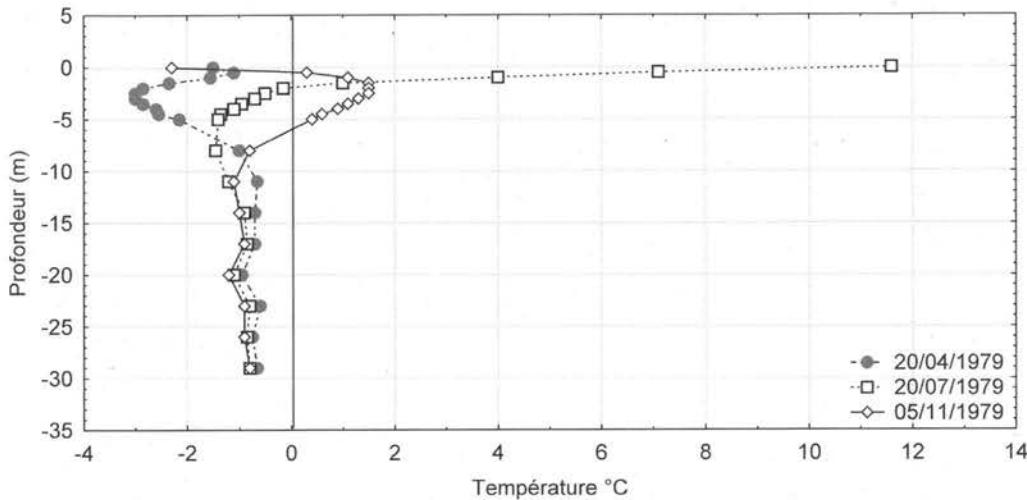


Figure 3. Profils géothermiques du sol en 1979 au site du mont Jacques-Cartier.

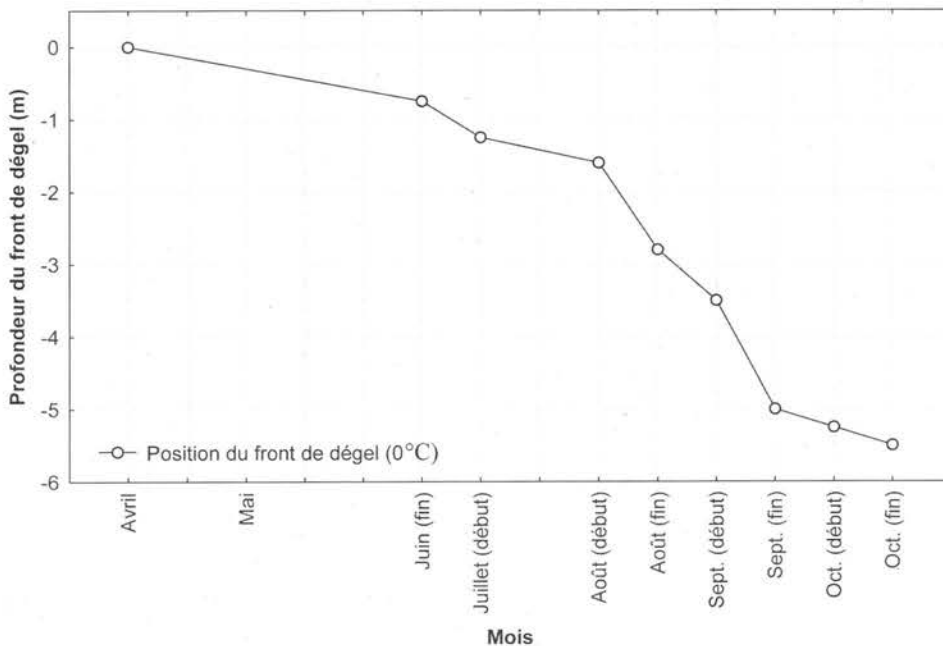


Figure 4. Progression de la couche active au sommet du mont Jacques-Cartier pendant la saison estivale, calculée en fonction des moyennes des profondeurs de l'isotherme 0 °C depuis le début des observations en 1977.

Le régime climatique au sommet du mont Jacques-Cartier

Il n'y a malheureusement aucune station climatique sur le plus haut sommet du sud du Québec, soit le mont Jacques-Cartier. Cependant, il est possible d'avancer quelques chiffres raisonnables sur les températures moyennes annuelles de surface et de l'air pour ce sommet. La température moyenne de surface, estimée en extrapolant le gradient géothermique théorique de 20 m vers la surface, se situe entre -1,6 et -1,8 °C pour la période de 1978 à 1984. Ces valeurs sont d'environ 1 à 3 °C plus élevées que les températures moyennes de l'air de -3 à -5 °C, estimées initialement par Gray et Brown (1979). Ces estimations avaient été faites

à partir des données de Gagnon (1970) pour la période de 1966 à 1969 fournies par plusieurs stations semi-automatiques localisées dans les Chic-Chocs. Des données complémentaires proviennent de la station météorologique du sommet du mont Logan, à l'extrémité ouest du parc (avec une correction adiabatique de 6 °C/km pour tenir compte d'une différence d'élévation de 140 m entre les deux sommets).

Une reconstitution des fluctuations annuelles des températures de l'air, pour un intervalle plus long, a été tentée à partir des données historiques de trois stations d'Environnement Canada (Données climatiques quotidiennes canadiennes, 2008) dans le nord de la Gaspésie (tableau 1).

Les données manquantes dans chacune des bases de données furent comblées par imputation en se basant sur des régressions linéaires entre les sites (Legendre et Legendre, 1998). Le coefficient de corrélation (r) entre les stations de Cap Madeleine et Sainte-Anne-des-Monts est de 0,9878, et celui entre les stations Cap Madeleine et Cap Seize est de 0,9817, avec un degré de confiance de 99 %. La figure 7 montre la série ainsi complétée de la température moyenne annuelle de l'air à Cap Seize (situé à la limite nord du parc) et celle obtenue pour le sommet du mont Jacques-Car-

tier, en appliquant un gradient adiabatique de 6 °C/km pour tout l'intervalle de 1967 à 2006. La valeur obtenue de -4,0 °C (± 1 °C) pour le sommet confirme la validité de l'estimation initiale de Gray et Brown (1979), quoique pour un intervalle beaucoup plus long.

La différence entre les températures de l'air et celles de la surface est attribuable principalement au rôle isolant de la neige en hiver, mais aussi au rôle convectif du vent en été et à la nature de la surface (couleur, texture, type de sédiments et de plantes). La couche de neige hivernale sur le sommet du mont Jacques-Cartier, qui est sans couvert arbustif et est balayé par le vent, n'est pas suffisamment épaisse pour

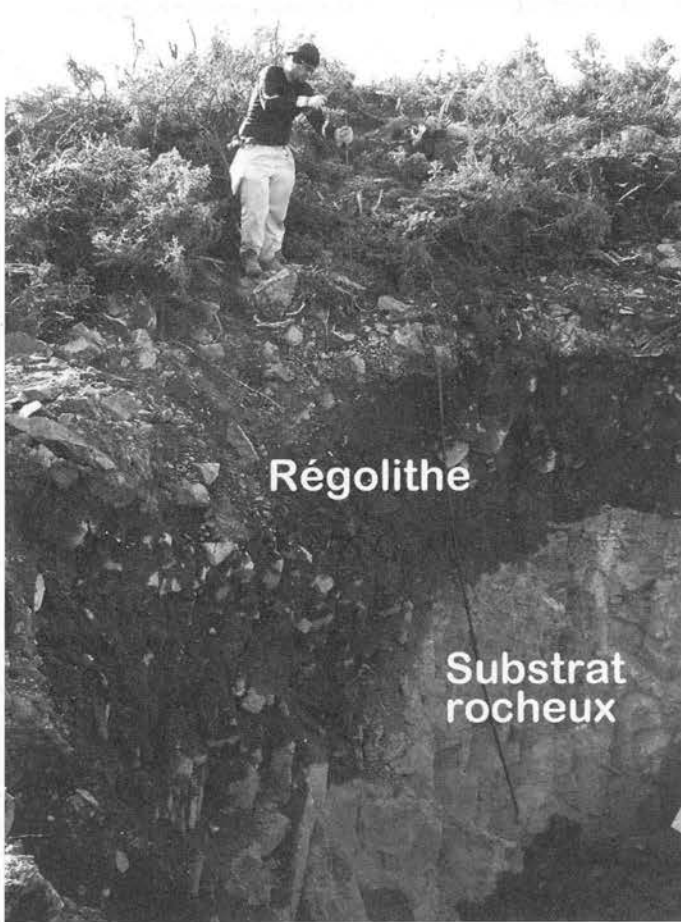


Figure 5. Transition de la couche de régolithe au substrat rocheux à 1 145 m au sommet du Petit mont Sainte-Anne.

empêcher la présence du pergélisol. Les relevés du couvert de neige faits entre le début des mois de mars et d'avril en 1978, 1979, 1980 et 2009 ont montré des épaisseurs moyennes respectives de 46, 29, 23 et 26 cm près du site du câble à thermistances.

L'équilibre du pergélisol

Plusieurs indicateurs montrent que le pergélisol sur le mont Jacques-Cartier est contemporain et non pas relique. En premier lieu, le sommet du pergélisol se situe à seulement 6 m de la surface; ce niveau est bien moins profond que le niveau d'amplitude annuelle nulle (entre 11 et 14 m de profondeur). S'il n'était qu'un vestige d'une époque historique plus froide, comme le Petit Âge Glaciaire (entre le XV^e et le XIX^e siècle), la diffusivité thermique du socle rocheux aurait été suffisamment importante pour permettre un abaissement du plafond du pergélisol jusqu'à une profondeur de plusieurs dizaines de mètres, quelques décennies seulement après le début d'un cycle de réchauffement atmosphérique. En deuxième lieu, cette hypothèse est appuyée par l'estimation de la température annuelle moyenne de la surface (-1,6 à -1,8 °C), déduite à partir du gradient géothermique. Les températures annuelles moyennes de l'air, estimées entre -3 et -5 °C, appuient également l'hypothèse.

L'évolution du régime thermique du pergélisol pour la période de 1977 à 2008

L'analyse des séries temporelles des températures du pergélisol à trois profondeurs révèle quatre phases pluriannuelles (figure 8). Entre 1978 et 1982, un court épisode de réchauffement fut observé, suivi par une période de léger

Tableau 1. Localisation, altitude et catégorie des sites mentionnés dans le texte. SP: site susceptible de contenir du pergélisol, PC: site avec présence de pergélisol confirmée, SMEC: station météorologique d'Environnement Canada, SMP: station de mesure du profil thermique.

Numéro de site	Nom	Longitude	Latitude	Altitude (m)	SP	PC	SMEC	SMP
EC1	Cap-Madeleine	49° 14' 01" N	65° 19' 25" O	29			x	
EC2	Cap-Seize	49° 01' N	66° 24' O	229			x	
EC3	Sainte-Anne-des-Monts	49° 08' N	66° 28' O	15			x	
SP1	Mont Logan	48° 53' 25" N	66° 38' 18" O	1128	x		x	
SP2	Mont de la Passe	49° 00' 34" N	65° 56' 33" O	1240	x			
SP3	Mont Richardson	48° 55' 37" N	66° 00' 57" O	1170	x			
SP4	Mont de la Table	48° 59' 07" N	66° 00' 15" O	1173	x			
SP5	Mont Albert, crête sud	48° 54' 00" N	66° 12' 12" O	1150	x			
SP6	Petit mont Sainte-Anne	49° 00' 35" N	66° 00' 34" O	1150	x			x
SP7	Monts les Cônes	48° 57' N	65° 57' O	1189				x
SP8	Mont Xalibu	48° 58' N	66° 01' O	1128				x
P1	Mont Jacques-Cartier	48° 59' 15" N	65° 56' 51" O	1268		x		x
GR1	Glacier rocheux du mont de la Passe	49° 01' 00" N	65° 56' 46" O	1040				x
GR2	Glacier rocheux du lac aux Américains	48° 57' 21" N	66° 00' 57" O	853				x
SM1	Mont Albert	48° 55' 31" N	66° 11' 15" O	1011				x

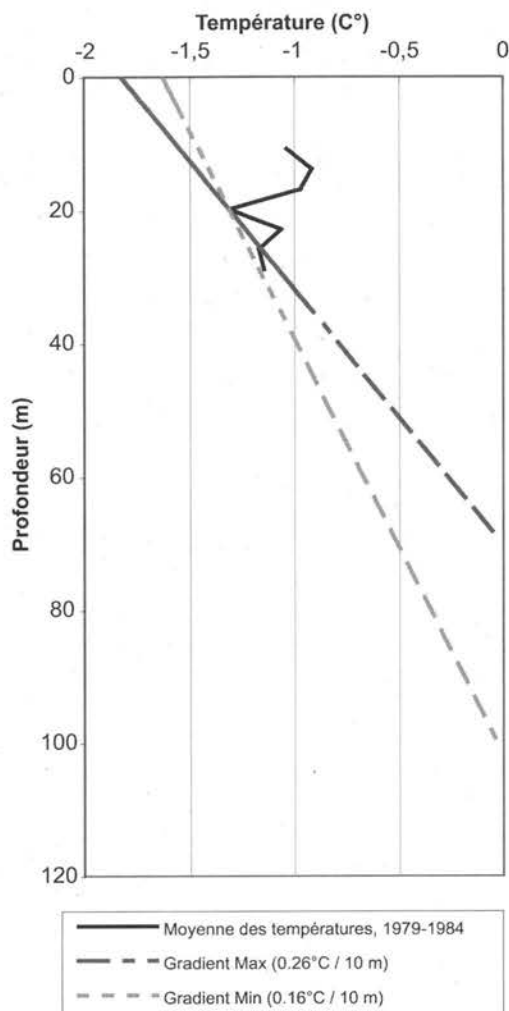


Figure 6. Profil de températures moyennes obtenu au site du mont Jacques-Cartier à la fin de l'été pour la période s'étendant de 1979 à 1984. La température moyenne la plus froide de $-1,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ à 20 m de profondeur sert de point de départ pour l'extrapolation du gradient vers la surface et vers la profondeur jusqu'à ce que $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ soit atteint. Les gradients thermiques minima et maxima indiquent une température de la surface de $-1,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ à $-1,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ et une profondeur de 70 à 100 m de pergélisol.

refroidissement jusqu'à la fin des années 1980. Les années 1990 furent caractérisées par un réchauffement de l'ordre de $0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$. Depuis 2000, les températures sont relativement stables. L'amplitude des fluctuations diminue avec la profondeur, celles-ci étant de l'ordre de $0,7\text{ }^{\circ}\text{C}$ à 14 m, $0,4\text{ }^{\circ}\text{C}$ à 20 m et $0,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ à 26 m. Un léger décalage temporel de trois ans fut observé pour les mesures des températures à 20 m et à 26 m lorsqu'un changement de tendance (stabilité, réchauffement, refroidissement) est survenu.

Dans le but de quantifier ce décalage temporel, c'est-à-dire d'évaluer le temps requis pour que les fluctuations de température de l'air observées à l'échelle régionale influencent la température du pergélisol en profondeur, on

a élaboré un modèle basé sur le bilan de degrés-jour de dégel et de gel. Le modèle a été développé à l'aide de MATLAB et R (R Development Core Team, 2008). Le bilan d'une année (12 mois, incluant la saison de gel complète, soit d'octobre à septembre) se calcule comme suit (Jumikis, 1977) :

$$\text{Bilan}_{\text{degrés/jour}} = \sum_{\text{degrés/jour/dégel}} - \sum_{\text{degrés/jour/gel}}$$

Les températures journalières moyennes utilisées pour la construction de ce modèle proviennent de trois stations d'enregistrement d'Environnement Canada (tableau 1). Les données manquantes ont été comblées à l'aide de la technique d'imputation. Ensuite, une corrélation croisée fut réalisée entre ces indices et les températures du pergélisol à diverses profondeurs (figure 9).

Cette technique statistique produit une série de corrélations entre, d'une part, une série de données explicatives (dans ce cas, un indice représentant les températures de l'air) et d'autre part, une série de données dites réponses (les températures à diverses profondeurs à travers le pergélisol), mais décalées d'une ou de plusieurs unités de temps pour chaque calcul de corrélation. Il suffit alors d'identifier quel est le décalage temporel optimal, c'est-à-dire la combinaison qui produit la corrélation la plus élevée. On cerne ainsi le temps de réaction de la variable réponse induite par la variable explicative. Ensuite, le contexte indique si l'analyse doit se limiter aux corrélations positives ou négatives. Puisqu'il s'agit ici d'apports de chaleur, seules les corrélations positives furent retenues.

L'examen détaillé des résultats de cette analyse ne permet pas de lier de façon claire les fluctuations de température de l'air observées régionalement à celles du pergélisol du

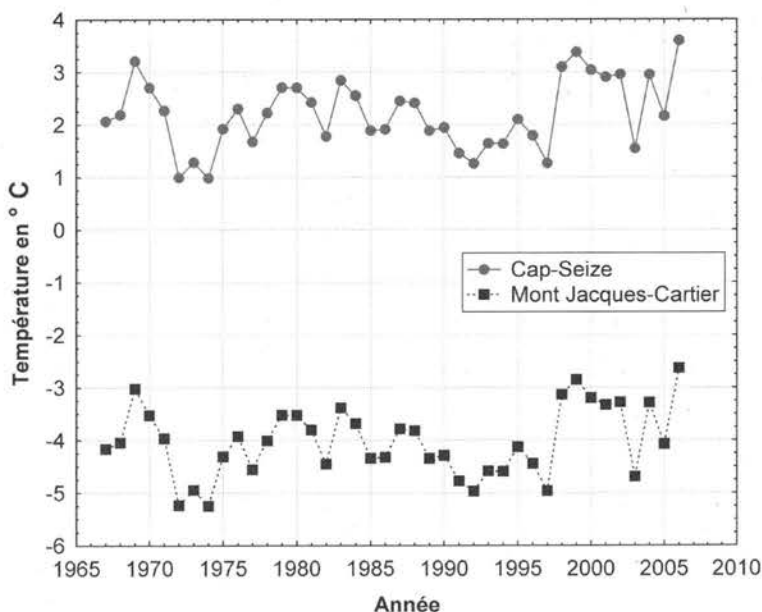


Figure 7. Températures annuelles moyennes de l'air au sommet du mont Jacques-Cartier pour la période de 1964 à 2004, interpolées en appliquant un gradient adiabatique de $6\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{km}$ aux températures atmosphériques annuelles moyennes de la station de Cap-Seize située à 33 km au nord-ouest du mont Jacques-Cartier.

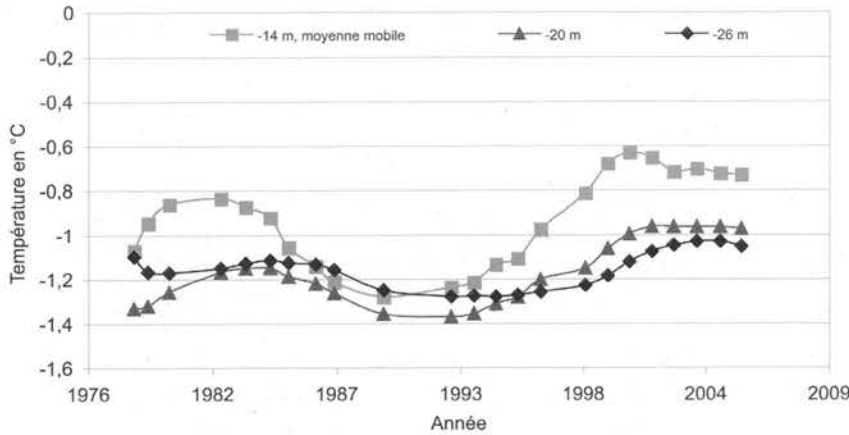


Figure 8. Fluctuations des températures du site du mont Jacques-Cartier à 14, 20 et 26 m de profondeur entre 1978 et 2008. Les valeurs représentent les moyennes mobiles sur cinq ans.

mont Jacques-Cartier. À 14 m de profondeur, sous la profondeur de la zone d'amplitude annuelle de températures nulle, une faible corrélation avec un délai de cinq à six ans est observable. De 23 et 26 m de profondeur, les corrélations ne sont pas significatives (coefficients de corrélation entre -0,2 et 0,2) et ne montrent pas de tendance claire entre la température de l'air et les fluctuations de la température du pergélisol. Ceci pourrait s'expliquer par une période d'acquisition de données géothermiques insuffisamment longue pour atteindre la profondeur de 23 m. Alternativement, des facteurs tels que l'épaisseur, la densité et le régime d'accumulation du couvert de neige, ou encore l'advection de vents chauds et froids, pourraient entraîner un décalage entre les températures de l'air et celles du pergélisol en profondeur. Pour résoudre ce problème, il faudrait utiliser un appareillage climatique de précision enregistrant en continu ces différents phénomènes physiques. On pourrait ainsi incorporer des paramètres supplémentaires au sein d'un système de prédiction du délai de temps nécessaire pour que la température de surface atteigne une profondeur donnée.

La cartographie des îlots potentiels de pergélisol sur les sommets du parc national de la Gaspésie

Une carte de distribution du pergélisol dans la région du parc national de la Gaspésie a été réalisée à l'aide de données numériques (figures 10 et 11). À partir d'un modèle numérique de terrain du territoire étudié (résolution de 20 m) et guidé par les observations de terrain, on a été en mesure, grâce à certains facteurs topographiques, de circonscrire des zones potentielles de pergélisol. L'utilisation d'une ortho-image multispectrale Landsat 7, optimisée pour la détection du sol à nu et de la végétation, a permis l'identification de la limite des arbres sur les sommets. Les zones ayant une altitude supérieure à 1 100 m, avec une pente inférieure à 15° et qui sont dépourvues de végétation ont été identifiées comme susceptibles de posséder du pergélisol.

Le choix des paramètres

L'altitude de 1 100 m a été établie comme seuil minimum d'altitude pour la présence de pergélisol contemporain en fonction d'une série de mesures de température de l'air relevée par Environnement Canada de 1963 à 1974 sur le sommet du mont Logan (1 128 m), série indiquant une moyenne annuelle de -4,3 °C, et d'une température minimum de 1,0 °C observée en septembre 1979 à 8,7 m de profondeur dans un ancien trou de forage sur une butte rocheuse située à 1 011 m sur le plateau du mont Albert (Gray et Brown, 1979).

La limite entre la végétation arbustive (la zone de krummholz) et la toundra alpine a été choisie comme un deuxième indicateur de la limite inférieure du pergélisol. En effet, la présence de krummholz favorise l'accumulation de neige (Gray et Brown, 1982); celle-ci peut en effet atteindre

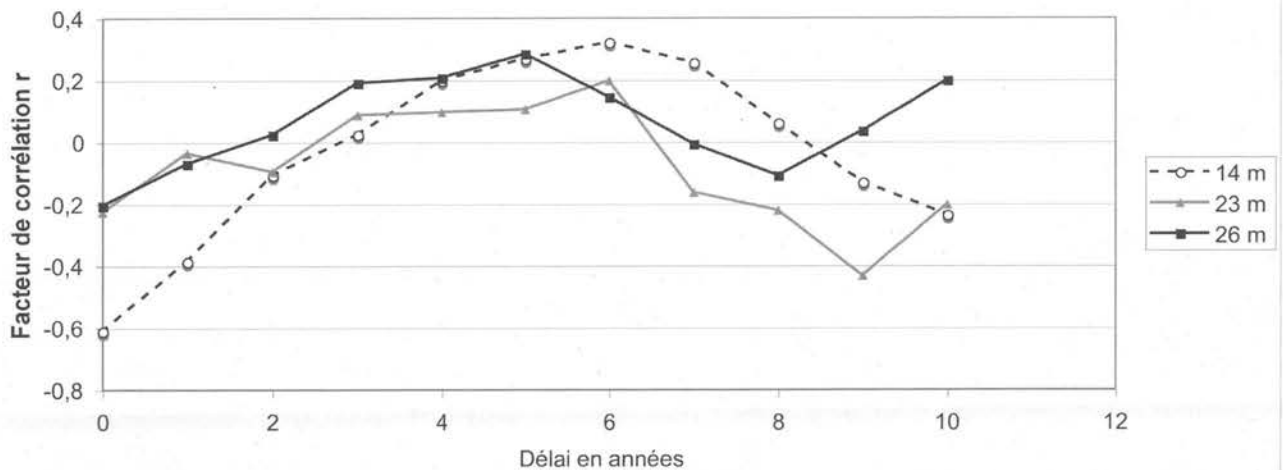


Figure 9. Corrélation croisée entre les indices saisonniers de gel et de dégel atmosphérique à la station de Cap Seize et les températures du sol aux profondeurs de 14, 23 et 26 m au site du mont Jacques-Cartier. Une faible corrélation ($r = 0,35$) est remarquée pour la profondeur de 14 m avec un délai de cinq ans.

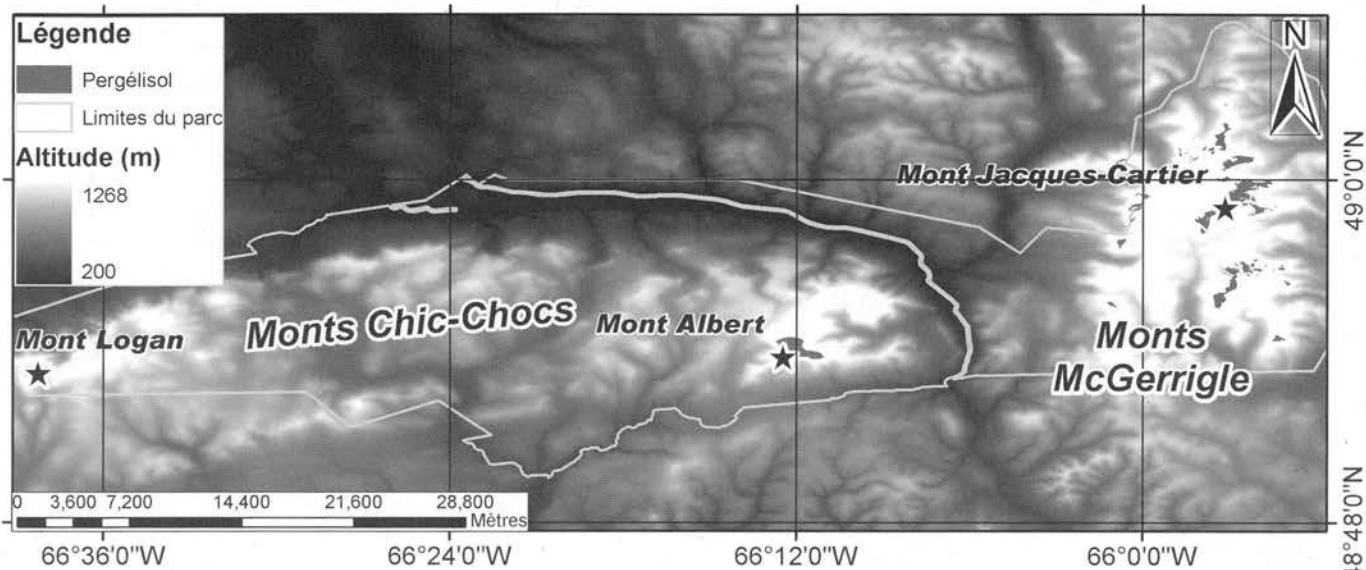


Figure 10. Les trois zones du parc national de la Gaspésie caractérisées par des îlots potentiels de pergélisol.

des épaisseurs supérieures à 2 m lorsque des arbres au port arbustif sont présents dans le paysage et forment des massifs assez denses. Ces accumulations de neige sont défavorables à la formation et au maintien du pergélisol (Ishikawa, 2003). Une limite climatique des arbres, telle qu'elle existe au sommet du mont Jacques-Cartier, permet de séparer distinctement les zones susceptibles d'avoir du pergélisol de celles qui n'en ont pas. Pour le cas particulier du mont Albert, la limite des arbres n'est pas exclusivement climatique; elle dépend aussi de la nature du substrat rocheux (Sirois, 1984). Dans ce cas, l'altitude doit être jumelée à l'absence du couvert végétal pour estimer la répartition du pergélisol. Les surfaces caractérisées par une végétation de toundra et les sols nus sont faciles à distinguer des zones de krummholz et de forêt alpine sur l'ortho-image Landsat 7 (Lillesand et Kiefer, 2000).

Les zones dont les pentes sont supérieures à 15° ont été soustraites du modèle numérique de terrain. Ces zones sont souvent dépourvues de végétation en raison des mouvements de masse entraînant la formation de talus d'éboulis et de traînées de blocs. D'autre part, certains versants peuvent être recouverts de grandes accumulations de neige (congères nivales) pouvant empêcher la croissance de krummholz. L'absence de végétation dans ce cas-ci est compensée par un couvert de neige épais, défavorable à la présence du pergélisol. Cet effet est marqué sur le versant raide au sud-est du sommet du mont Jacques-Cartier, où un couvert de neige dépassant 3 m a été mesuré en mars 1980.

Les trois secteurs propices au pergélisol contemporain

Le modèle a localisé trois zones favorables au développement et au maintien d'îlots de pergélisol contemporain, soit 1) les monts McGerrigle, 2) la crête sud du mont Albert et 3) le mont Logan (figure 10). De multiples îlots se trouveraient dans la zone des monts McGerrigle, dont

le mont Jacques-Cartier, les monts de la Table, le mont de la Passe, le Petit mont Sainte-Anne, le mont Richardson, le mont Xalibu et le mont Les Cônes (figure 11 et tableau 1).

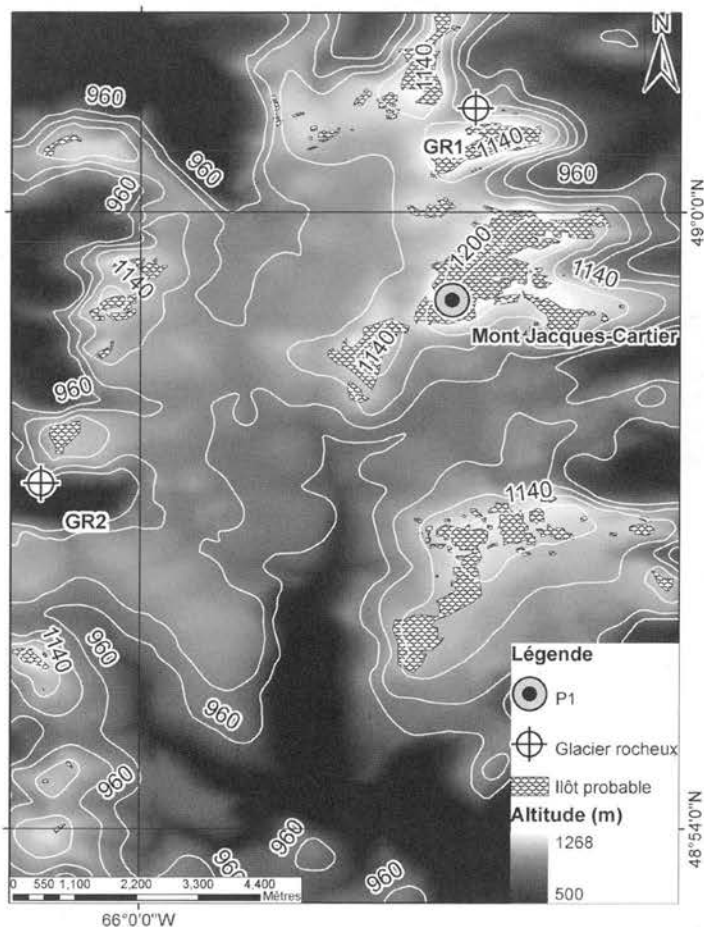


Figure 11. Cartographie détaillée des îlots de pergélisol potentiels des monts McGerrigle. Voir le tableau 1 pour les détails associés à chacun des sites.

La superficie totale susceptible de contenir du pergélisol est d'environ 7,8 km², les plus grands îlots étant ceux du mont Jacques-Cartier (1,8 km²) et du mont Albert (1,8 km²).

La modélisation du régime thermique et les scénarios d'avenir du pergélisol

Un modèle numérique de transferts de chaleur conductifs unidimensionnels dans le pergélisol du mont Jacques-Cartier a été élaboré par Savoie (2006). Cependant, ce modèle n'a pas pris en considération de nombreux facteurs de terrain, tels que l'épaisseur de la neige et le flux géothermique, qui exercent une influence sur la température du pergélisol en profondeur. Aussi, les modèles de circulation atmosphériques globaux, d'où furent issues les données de température de l'air pour le futur, offraient une approximation de la température sur environ 300 km², maillage beaucoup trop grossier pour simuler les variations de température en milieux montagneux, qui sont très influencées par les effets orographiques et par des vents locaux. Pour ces raisons, nous rejetons les prévisions de Savoie (2006) à l'effet d'une disparition du pergélisol du mont Jacques-Cartier, d'ici 2020. Au contraire, comme démontré précédemment, les études récentes de l'évolution thermique du pergélisol du mont Jacques-Cartier ont mis à jour une phase de stabilisation des températures depuis les années 2000.

En utilisant des données de température diurnes enregistrées automatiquement pendant deux années, Masse (2008) a tenté de bâtir un modèle pour confirmer ou infirmer l'existence du pergélisol à l'intérieur d'un glacier rocheux dans le cirque du lac aux Américains, 5 km à l'ouest du mont Jacques-Cartier (figure 11, site GR2, et figure 12). Les conclusions préliminaires de ce travail portent à croire que le pergélisol aurait disparu et que le glacier rocheux est par conséquent devenu inactif. Cependant, l'acquisition de données sur le tapis nival isolant et sur les effets des échanges de chaleur convectifs sera néces-

Puisque, la modélisation offre de belles perspectives d'avenir dans l'étude des processus géomorphologiques liés aux changements climatiques, les efforts pour obtenir des modèles représentant de mieux en mieux la réalité se poursuivent. Dans ce contexte, on a procédé depuis 2006 à l'installation de systèmes d'acquisition de données thermiques automatisés sur plusieurs sites sommitaux et sur deux glaciers rocheux. Des appareils de mesure de l'épaisseur du couvert nival (Lewkowicz, 2008) ont été déployés sur deux sites depuis l'automne 2008.

Conclusion

Le sommet du mont Jacques-Cartier dans le parc national de la Gaspésie possède le plus important îlot de pergélisol contemporain identifié à ce jour dans le Québec au sud du fleuve Saint-Laurent. Le cumul de mesures géothermiques indique que ce pergélisol alpin aurait une profondeur oscillant entre 70 et 100 m, et qu'il est coiffé par une couche active de 6 m. Sa présence à une latitude aussi méridionale est gouvernée par deux facteurs, soit une température moyenne annuelle de l'air d'environ -3 à -5 °C et de forts vents hivernaux qui balayent le sommet et qui, en l'absence d'un couvert de végétation arbustive, ne permettent pas l'établissement d'un épais tapis nival isolant. Une fourche des températures moyennes annuelles de surface de -1,6 à -1,8 °C a été estimée pour le site du trou de forage.

La grande richesse des études sur le pergélisol dans le parc national de la Gaspésie repose sur la longueur de la série temporelle des données géothermiques accumulées depuis la mise en service du câble à thermistances en 1977. L'étude de la série temporelle a révélé un comportement cyclique du régime thermique du pergélisol se traduisant par quatre phases pluriannuelles, dont la dernière témoignerait plutôt d'une stabilisation des températures et non d'un réchauffement. Dans un contexte de changements climatiques, l'utilisation de ces données et de celles qui seront enregistrées de façon continue dans le futur permettra de déterminer la réponse du pergélisol aux changements annoncés.

La cartographie de la distribution du pergélisol basée sur des facteurs favorables à son développement et à son maintien (altitude, végétation, pente) a permis de circonscrire trois secteurs du parc où les sommets sont susceptibles d'être influencés par le pergélisol. De plus amples études de terrain et de modélisation numérique permettront de déterminer l'évolution future du pergélisol des hauts sommets de la Gaspésie. Dans cette perspective, le parc national de la Gaspésie représente non seulement un observatoire de choix du suivi des changements climatiques, mais également un partenaire essentiel dans la création et la diffusion des connaissances issues de ces recherches scientifiques.

Remerciements

Nous souhaitons remercier le personnel et la direction du parc national de la Gaspésie pour le support logistique fourni pendant les visites fréquentes sur le terrain dans



Figure 12. Glacier rocheux sur le flanc nord du cirque du lac aux Américains, dans le parc national de la Gaspésie.

saire pour tirer des conclusions définitives sur le sujet. En ce moment, le seul glacier rocheux en Gaspésie où un noyau de glace important a été observé (par James Gray) au cours de l'été 1980 se situe à l'extérieur du parc national de la Gaspésie, à une altitude de seulement 225 m dans la vallée de la rivière Cascapédia (Hétu et collab., 2003).

le cadre du projet, et en particulier François Boulanger et Claude Isabel. Nous sommes redevables aux organismes suivants pour leur soutien financier, soit la Société de géographie royale du Canada et le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada. Plusieurs générations d'étudiants du Département de géographie de l'Université de Montréal ont fourni une assistance précieuse dans la cueillette périodique des données. Nous remercions enfin Josée Turcotte pour ses judicieux conseils sur l'infographie des figures. ◀

Références

- DONNÉES CLIMATIQUES QUOTIDIENNES CANADIENNES, 2008. Ministère de l'Environnement du Canada, Archives nationales d'informations et de données climatologiques, Ottawa (fichier informatique).
- GAGNON, R.M., 1970. Climat des Chic-Chocs. Ministère des Richesses naturelles du Québec, Service de la Météorologie, Québec, 103 p.
- GROUPE D'EXPERTS INTERGOUVERNEMENTAL SUR L'ÉVOLUTION DU CLIMAT, 2007. Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat publié sous la direction de R.K. Pachauri et A. Reisinger. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, Genève, 103 p.
- GRAY, J.T. et R.J.E BROWN, 1979. Permafrost presence and distribution in the Chic-Chocs Mountains, Gaspésie, Québec. *Géographie physique et Quaternaire*, 33: 299–316.
- GRAY, J.T. et R.J.E BROWN, 1982. The influence of terrain factors on the distribution of permafrost bodies in the Chic-Choc Mountains, Gaspésie, Québec. *Proceedings of the 4th Canadian Permafrost Conference*: 23–35.
- HÉTU, B., J.T. GRAY, P. GANGLOFF et B. ARCHAMBAULT, 2003. Postglacial talus-derived rock glaciers in the Gaspé Peninsula, Québec (Canada). *Proceedings of the 8th International Conference on Permafrost*: 389–394.
- HYNDMAN, R.D., A.M. JESSOP, A.S. JUDGE et D.S. RANKIN, 1979. Heat flow in the Maritime Provinces of Canada. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 16: 1154–1165.
- ISHIKAWA, M., 2003. Thermal regimes at the snow-ground interface and their implications for permafrost investigation. *Geomorphology*, 52: 105–120.
- JUMIKIS, A.R., 1977. *Thermal geotechnics*. Rutgers University Press, New Brunswick, 375 p.
- LEGENDRE, P. et L. LEGENDRE, 1998. *Numerical ecology*. Elsevier, New York, 853 p.
- LEWKOWICZ, A.G., 2008. Evaluation of miniature temperature-loggers to monitor snowpack evolution at mountain permafrost sites, northwestern Canada. *Permafrost and Periglacial Processes*, 19: 323–331.
- LILLESAND, T.M. et R.W. KIEFER, 2000. *Remote sensing and image interpretation*. Wiley, New York, 724 p.
- MASSE, J., 2008. Adaptation du modèle SITES afin d'évaluer la dynamique du glacier rocheux du lac aux Américains, Gaspésie. Thèse Honor, Université de Montréal, Montréal, 35 p.
- PHOTOCARTOTHEQUE QUÉBÉCOISE, 2001. *Relief du Québec*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Québec (fichier informatique).
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienne. Disponible en ligne à <http://www.R-project.org/>. [Visité le 17-04-09].
- SAVOIE, M., 2006. Évolution du pergélisol au sommet du mont Jacques-Cartier. Rapport d'étude de cas, Université de Montréal, Montréal, 69 p.
- SIROIS, L. 1984. Le plateau du mont Albert. Étude phyto-écologique. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Sainte-Foy, 152 p.

La conservation exceptionnelle des fossiles du parc national de Miguasha

Philippe Janvier et Marius Arsenault

Résumé

Le site fossilifère du parc national de Miguasha, au Québec, est l'un des très rares gisements d'âge dévonien qui peut être considéré comme un gisement à conservation exceptionnelle, en raison de l'abondance de fossiles articulés et de la conservation occasionnelle de traces de tissus mous putrescibles et habituellement invisibles sur des fossiles. Quelques cas ont récemment été mis en évidence chez des poissons fossiles de Miguasha, en particulier chez des représentants de grands groupes complètement éteints, apportant ainsi quelques indices complémentaires qui aident à élucider leurs relations de parenté avec les formes actuelles et, parfois, à mieux comprendre leurs conditions de vie. De nouvelles technologies, ainsi qu'une approche expérimentale des phénomènes de décomposition et de diagenèse précoce (c'est-à-dire de début de la transformation du sédiment en roche), permettent désormais de mieux identifier et localiser ces traces de tissus mous et donnent aux recherches sur les fossiles de Miguasha une nouvelle dimension.

Introduction

Le site de Miguasha, connu depuis 1842, est célèbre par l'abondance des fossiles de poissons, d'arthropodes et de plantes qui y ont été découverts au cours du XX^e siècle. Ce site, qui est situé sur la formation géologique d'Escuminac, est actuellement daté à l'extrême base du Frasnien (Dévonien supérieur), ce qui lui confère un âge absolu d'environ 380 millions d'années. Outre la diversité des poissons qu'il a livrés, son intérêt réside en particulier dans l'état de conservation exceptionnel de certains spécimens, dont les éléments du squelette restent parfaitement articulés et, pour certains, en trois dimensions. De plus, certains spécimens montrent des traces de tissus mous, habituellement invisibles sur des fossiles, et dont on présente ici quelques exemples. Ces cas de conservation très rares apportent des informations précieuses sur la biologie d'organismes disparus et justifient pleinement la dimension internationale des recherches menées au sein du parc national de Miguasha.

Les derniers instants des poissons de Miguasha

Les poissons fossiles superbement conservés de Miguasha, maintenant protégés dans un parc national du Québec, ont été à la base des travaux désormais historiques de Stensiö (1948) touchant les placodermes antiarches et de Jarvik (1980) sur le sarcoptérygien emblématique *Eusthenopteron forordi*. L'ensemble des travaux sur la faune et la flore fossiles de Miguasha, ainsi que l'historique des recherches sur ce site, ont été magistralement synthétisés par l'ouvrage édité par Schultze et Cloutier (1996), qui est désormais l'ouvrage de référence pour tout spécialiste des faunes et flores du Dévonien supérieur. Sur le plan de la découverte de nouveaux groupes ou de nouvelles espèces de vertébrés, Miguasha semble avoir atteint son régime de croisière. Tous les paléontologues attendent toutefois avec impatience la découverte

de spécimens complets d'*Elpistostege*, le plus proche parent fossile des vertébrés terrestres (tétrapodes), ou d'un éventuel représentant d'un groupe encore inconnu dans cette faune, comme un chondrichtyen (requin ou holocéphale), que l'environnement si particulier de ce site au Dévonien semble avoir tenu à l'écart. Cet environnement fossile est actuellement l'objet de recherches par l'équipe de Richard Cloutier de l'Université du Québec à Rimouski, travaux qui ont un intérêt tout particulier. Miguasha est, en effet, l'un des très rares gisements de cet âge que l'on peut qualifier de *Konservat-Lagerstätte*, c'est-à-dire un gisement où, immédiatement après leur mort, les animaux et les plantes se sont déposés lentement sur un fond calme, pauvre en oxygène, et où peu d'organismes détritivores sont venus en troubler la décomposition. Chaque couche du gisement de Miguasha est donc un instantané des quelques heures ou jours qui ont suivi la mort, sans doute lente et par asphyxie, des animaux que l'on y découvre. Ces conditions environnementales exceptionnelles pour des gisements aussi riches et de cet âge permettent d'observer, au-delà de l'étude des parties dures traditionnellement étudiées par les paléontologues (os, dents, écailles), de rares cas de conservation exceptionnelle de tissus mous. Ces derniers, dont nous avons désormais les traces à Miguasha (figures 1 à 3), prennent depuis quelques années une importance croissante en paléontologie, car ils apportent de nouvelles informations sur des anatomies à jamais disparues qui fournissent des indices précieux sur une biologie longtemps considérée comme inaccessible.

Philippe Janvier est directeur du Centre de recherches sur la paléobiodiversité et les paléoenvironnements au Muséum national d'histoire naturelle de France; Marius Arsenault a été directeur du parc national de Miguasha de 1977 à 2003.

Courriel : janvier@mnhn.fr

Les vertébrés de Miguasha : les vivants et les morts

Un simple examen des relations de parenté des principaux groupes de vertébrés représentés dans la faune de Miguasha et de la distribution de ces groupes dans les temps géologiques montre que peu d'entre eux ont des parents actuels proches et qui peuvent parfois servir, faute de mieux, de modèles de référence lors de l'étude anatomique de ces fossiles. L'actinoptérygien primitif *Cheirolepis*, par exemple, peut être comparé aux actinoptérygiens actuels considérés comme primitifs, comme les polyptères ou les esturgeons. De même, les dipneustes (*Scaumenacia*, *Fleurantia*) et le coelacanthé (*Miguashaia*) de Miguasha sont assez aisément comparables aux formes actuelles de ces groupes (Schultze et Cloutier, 1996). Il n'en est pas de même pour les grands groupes, pourtant dominants dans les ichthyofaunes du Dévonien, mais qui ont été éradiqués à l'extrême fin de cette période géologique ou au cours des périodes suivantes du Paléozoïque. C'est par exemple le cas des placodermes, comme *Bothriolepis* ou *Plourdosteus*, ou des sarcoptérygiens les plus proches des vertébrés terrestres, comme *Eusthenopteron* ou *Elpistostege*. C'est également le cas, parmi les vertébrés sans mâchoire, des ostéostracés (*Escuminaspis*, *Levesquaspis*) ou des euphanéropides (*Euphanerops* et *Endeolepis*), dont aucune trace ne subsiste dans des périodes géologiques plus récentes (Janvier, 1996a). Ces deux groupes avaient jadis été considérés comme de possibles parents des lamproies actuelles. Cette interprétation est maintenant exclue pour les ostéostracés, mais l'hypothèse ne l'est pas complètement pour les euphanéropides (Janvier et Arsenaux, 2007).

La diversité des vertébrés actuels semble considérablement plus grande que celle des vertébrés dévoniens, qui apparaissent plutôt comme un ensemble de poissons plus ou moins lointainement apparentés à de grands groupes actuels qui sont de nos jours familiers. Pourtant, les extinctions massives qui sont survenues au Paléozoïque laissent d'immenses lacunes morphologiques et génomiques dans la nature actuelle (Donoghue et Purnell, 2005). Notamment, la lacune considérable qui existe entre les lamproies ou les myxines, nues, sans nageoire paire et sans mâchoire, et les vertébrés à mâchoires et à squelette partiellement ou complètement ossifié (gnathostomes), serait en partie comblée s'il existait encore des ostéostracés comme *Escuminaspis*, sans mâchoire mais pourvus d'un squelette ossifié et de nageoires paires, ou même des placodermes, actuellement supposés être les plus primitifs des gnathostomes. De même, la lacune entre les poissons et les tétrapodes actuels, qui fut un insurmontable dilemme pour les zoologistes du XIX^e siècle, aurait peut-être été aisément comblée si avaient survécu des formes anatomiquement comparables à *Eusthenopteron* ou *Elpistostege*, tout comme survivent le coelacanthé et les dipneustes (Janvier, 1996b; Cloutier, 2001).

La place qu'on attribue à ces groupes éteints dans l'arbre du vivant est presque exclusivement fondée sur l'étude des éléments squelettiques et sur la base des principes de

l'anatomie comparée. En somme, on fait référence à ce qui est le mieux connu, c'est-à-dire les espèces actuelles les plus proches, en vertu du principe d'économie d'hypothèses (ou de parcimonie). Même si ces approximations sont toujours spéculatives, c'est le seul usage que l'on peut faire de ces fossiles anciens. Pourtant, au fur et à mesure que le registre fossile se complète, les lacunes de l'arbre du vivant s'estompent parfois. Les découvertes spectaculaires faites au cours des deux dernières décennies sur les tout premiers tétrapodes du Dévonien et du Carbonifère ont largement confirmé ce qui, il y a un siècle, était pure spéculation sur la transition entre les poissons et les tétrapodes.

Les fossiles en chair et en os

Dans un contexte où, de nos jours, la biologie n'a de foi que dans le niveau cellulaire ou moléculaire, que peuvent faire les paléontologues, limités par l'accès aux seules données aisément conservées dans les roches, pour développer davantage leurs recherches? C'est là où les gisements à conservation exceptionnelle prennent toute leur importance en révélant les traces de ce qui était longtemps considéré comme inaccessible ou anecdotique. Les cas de conservation exceptionnelle d'organismes fossiles avec traces de tissus mous, comme la peau, les fibres musculaires, les vaisseaux sanguins ou divers organes du système digestif, sont connus depuis plus d'un siècle, mais on les trouve généralement chez des fossiles mésozoïques ou tertiaires (Martill, 1990; Janvier, 1996b). Ils étaient souvent considérés comme d'inexplicables phénomènes de diagenèse, des curiosités paléontologiques, sans plus. Lorsqu'on portait quelque attention à ces conservations de tissus mous, leur interprétation était souvent controversée, pour ce qui est de leur identification (type de tissu), ou de la fidélité de ces répliques minérales de structures histologiques ou cellulaires (présence ou absence de traces de cellules), ou en ce qui concerne l'origine des éléments minéraux qui les composent (minéralisation pathologique survenant du vivant des organismes ou minéralisation induite par le milieu ou par des bactéries après leur mort).

Ce n'est que depuis deux décennies que l'on commence à comprendre la diversité des phénomènes impliqués dans de telles conservations, comme la perminéralisation, la phosphatisation authigénique ou les voiles bactériens. Ils sont maintenant mis en évidence dans des fossiles de plus en plus anciens, jusqu'au Néoprotérozoïque, qui sont actuellement l'objet de nombreuses recherches (Martill, 1990; Donoghue et collab., 2000; Briggs, 2003; Trinajstić et collab., 2007). Ces études mettent en oeuvre une approche expérimentale des phénomènes de décomposition des tissus dans divers environnements (Briggs et Kear, 1993; Raff et collab., 2008). En parallèle, certaines technologies en pleine évolution permettent, grâce à des microsondes, des microtomographes à haute résolution (Long et collab., 2008) et le rayonnement X synchrotron (Pradel et collab., 2009), d'explorer l'état des tissus ainsi conservés et les étapes de leur transformation en une réplique minérale ou un « fantôme » de matière organique.

Hormis les cas de perminéralisation, qui procèdent d'un remplacement molécule à molécule de la matière organique par un minéral (généralement de la silice) et qui concernent le plus souvent les restes végétaux, la plupart des conservations exceptionnelles de tissus mous sont induites par un nombre variable de bactéries qui ont la capacité de précipiter et d'agréger des composés minéraux formés à partir des ions disponibles dans le milieu. Ces minéraux peuvent être du carbonate, du phosphate de calcium ou de la pyrite. Pour que le phénomène se produise, les bactéries doivent former rapidement un film à la surface des tissus, dans un environnement aussi calme et pauvre en oxygène que possible, de manière à ce que la décomposition des tissus soit retardée. Les premières traces de minéralisation apparaissent à la surface de ce voile bactérien en quelques jours (Raff et collab., 2008) et croissent en fonction de la durée des conditions de ce microenvironnement confiné, jusqu'à constituer une trame suffisamment résistante pour être conservée lors de la diagenèse ultérieure. La fidélité de ces minéralisations induites par les bactéries est extrêmement variable, allant d'une simple trame de surface dessinée par les bactéries enkystées, jusqu'à une reproduction des structures cellulaires, voire parfois intracellulaires (Martill, 1990; Briggs, 2003). De plus, elles sont étroitement liées à la quantité de certains éléments (phosphore, calcium, soufre, fer) disponibles dans le cadavre en décomposition et de la quantité de bactéries qui peuvent envahir immédiatement ce dernier. Elles sont également dépendantes de la durée de séjour du cadavre dans l'eau avant son enfouissement complet sous les sédiments. Ainsi, les parties proches du tube digestif, riches en bactéries, d'un poisson de grande taille dont le cadavre a flotté plusieurs jours entre deux eaux sans être mis en pièce par des charognards, ont les plus grandes chances de laisser des traces minéralisées de tissus mous. Cela a probablement été le cas dans l'estuaire relativement anoxique où se sont déposés les poissons de Miguasha. On peut émettre l'hypothèse qu'une étude géochimique de la conservation exceptionnelle présentée par quelques fossiles de Miguasha permettra de préciser la nature des processus impliqués dans leur genèse.

À l'inverse, Béland et Arsenault (1985) ont décrit les étapes de la dégradation progressive de l'acanthodien *Triazeugacanthus* au cours de sa décomposition, se transformant ainsi en un fossile longtemps énigmatique appelé *Scaumenella*. Ce processus, appelé *scaumenellisation* par les auteurs, correspond à des spécimens fossilisés à différents stades de décomposition avant leur enfouissement. L'élucidation de ce processus de fossilisation a été possible grâce à la persistance de certaines structures initialement minéralisées, comme les otolithes ou les épines des nageoires, jusqu'aux stades ultimes de la *scaumenellisation* permettant l'identification de l'organisme d'origine. Ce type d'étude doit rester présent à l'esprit de tout chercheur étudiant les cas de conservation exceptionnelle, afin d'éviter la confusion entre, d'une part, des artefacts dus au hasard de la décomposition et qui

peuvent modifier profondément l'aspect des organismes et, d'autre part, la préservation réelle de tissus porteurs d'information anatomique.

La conservation exceptionnelle des fossiles du parc national de Miguasha

La première mise en évidence de traces de tissus mous sur des poissons de Miguasha a été faite par Stensiö (1939) qui a montré la présence d'une trace d'estomac et de tube digestif chez l'euphanéropide *Endeiolepis aneri*. Par la suite, Denison (1941) a mis en évidence une trace de l'intestin spiral et de poumons présumés chez le placoderme *Bothriolepis canadensis* (Janvier, 2007). Enfin, Jarvik (1980) a montré la présence de traces de filaments et de rayons branchiaux sur le célèbre spécimen P222 d'*Eusthenopteron foordi* du Musée suédois d'histoire naturelle à Stockholm.

Plus récemment, des traces de vaisseaux sanguins ont été mises en évidence chez le placoderme *Bothriolepis canadensis* (Cloutier, 2001; Arsenault et collab., 2004), ainsi que chez l'euphanéropide *Euphanerops longaevus* (Arsenault et Janvier, 1991; Janvier et Arsenault, 2007; figure 1). Également, c'est chez un autre euphanéropide, *Endeiolepis aneri* (peut-être un synonyme d'*E. longaevus*), que l'on a mis en évidence (figure 2) des traces de filaments branchiaux (Janvier et collab., 2006).

La nature précise de ces traces de tissus mous reste énigmatique et nécessite une étude approfondie par microsonde. Leur couleur noire, classiquement attribuée à une trace carbonée, est plus probablement le fait d'une forte imprégnation par de la pyrite diffuse, ce que suggère également leur rapide oxydation. S'il y persiste une trame organique, elle n'est probablement que très ténue. Cependant, la forme superficielle des tissus conservés est suffisamment claire pour que ne subsiste aucune ambiguïté quant à leur identification.

Le cas des euphanéropides *Euphanerops* et *Endeiolepis* (figures 1 et 2) illustre bien l'intérêt que peut présenter cette conservation exceptionnelle de tissus mous. Ces deux fossiles avaient été pendant longtemps considérés comme des anaspides nus, soit des formes tardives d'un groupe de vertébrés sans mâchoire mais couverts d'écailles ossifiées, et connu essentiellement au Silurien (445-415 millions d'années). Les anaspides nus de Miguasha auraient alors perdu leurs écailles, ou n'en auraient conservé qu'une couche basale non minéralisée. Pourtant, si la forme générale du corps des euphanéropides évoque vaguement celle des anaspides, ils semblaient s'en distinguer par une longue série ventrale d'empreintes que Stensiö (1939) avait considérées comme des nageoires paires, qui furent plus tard mises en évidence chez des anaspides siluriens. La découverte de nouveaux spécimens d'*Euphanerops* a permis de préciser l'organisation de ces empreintes et de suggérer qu'il s'agissait en fait d'environ 30 paires d'arcs branchiaux cartilagineux, constituant une corbeille branchiale comparable à celle des lamproies actuelles, mais démesurément allongée de la bouche à la région

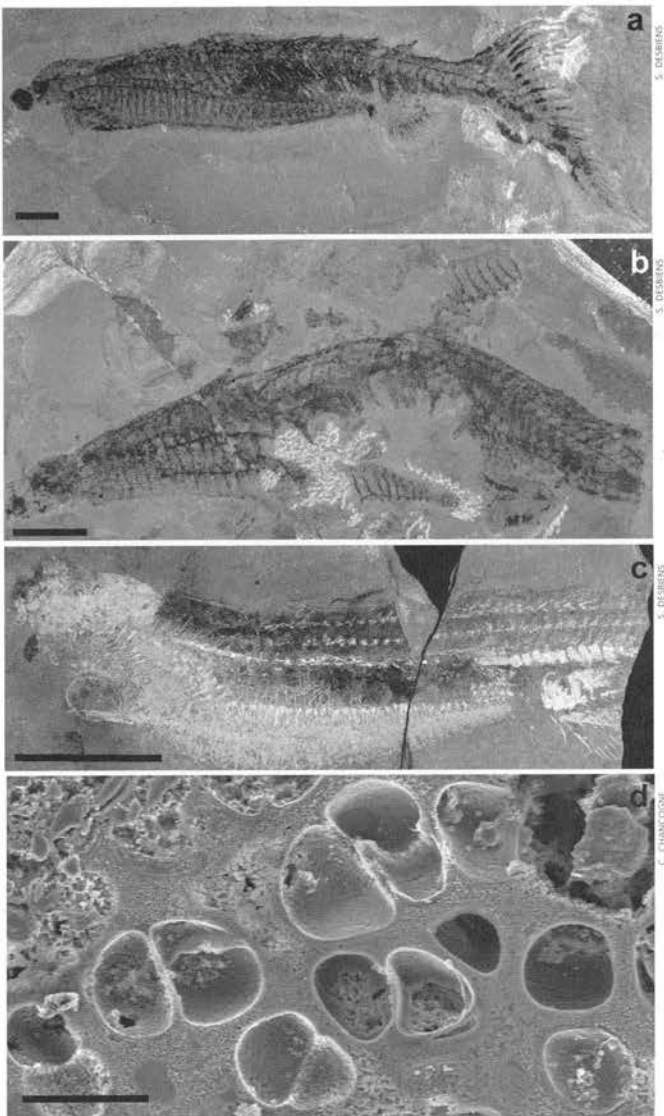


Figure 1. *Euphanerops longaevus*, Dévonien de Miguasha. Spécimens de petite taille (a, b), montrant la trace noirâtre de cartilages et de vaisseaux sanguins, et spécimen de grande taille (c) montrant des éléments cartilagineux faiblement calcifiés (en clair). Une coupe dans ces éléments (d) montre les couples de loges qui enfermaient les cellules cartilagineuses, ou chondrocytes. Spécimens : MHNM 01-02 (a), 01-150 (b) et 01-123 (c, d). Échelle : 10 mm (a, b), 50 mm (c) et 100 µm (d).

anale (Arsenault et Janvier, 1991; Janvier, 1996a, 1996b; Janvier et Arsenault, 2007; figures 1a et 1b). Une telle structure branchiale, inconnue chez les vertébrés actuels, avait été considérée peu probable, jusqu'à la découverte d'empreintes de filaments et de rayons branchiaux chez un spécimen attribué à *Endeiolepis*, montrant ainsi que les euphanéropides possédaient bien une trentaine de paires de poches branchiales, étroitement accolées, mais probablement assez comparables en structure à celles des lamproies (Janvier et collab., 2006; figure 2). Les nouveaux spécimens d'*Euphanerops* découverts à Miguasha au cours des dix dernières années ont également permis de mettre en évidence l'organisation

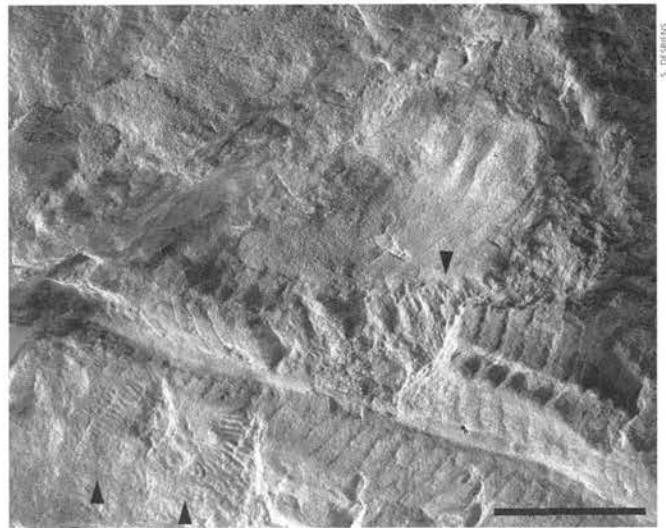


Figure 2. *Endeiolepis aneri*, Dévonien de Miguasha. Moulage naturel de la paroi interne de la cavité branchiale d'un spécimen partiellement conservé en trois dimensions et montrant les empreintes des filaments et rayons branchiaux (pointes de flèches). Spécimen : MHNM 01-154. Échelle : 10 mm.

des artères associées à ces branchies et suggèrent fortement que les prétendues traces d'écaillés décrites jadis chez cette forme sont en fait la trace de masses musculaires du tronc.

Les arcs branchiaux visibles sur nombre de spécimens d'*Euphanerops* sont-ils des éléments cartilagineux? La découverte de spécimens de grande taille, et vraisemblablement plus âgés, le suggère. Le cartilage est un tissu semi-rigide, mais qui ne se conserve normalement pas, sauf lorsqu'il se calcifie progressivement chez les individus âgés, où il reste toujours fragile. Pourtant, les grands spécimens d'*Euphanerops* montrent, au niveau des arcs branchiaux présumés, de petites sphérules calcifiées, dont la structure ressemble étroitement aux cellules du cartilage (chondrocytes) des lamproies actuelles qui, elles, ne se calcifient jamais (Janvier et Arsenault, 2002, 2007; figures 1c et 1d). C'est là un indice qui corroborerait peut-être la relation phylogénétique longtemps envisagée entre les euphanéropides et les lamproies. Ces calcifications ténues permettent également de prouver l'existence de rayons supportant des nageoires paires à longue base, comparables à celles des anaspides siluriens. Curieusement, l'interprétation initiale de Stensiö (1939) se trouve ainsi confirmée, bien que ses observations fussent erronées! D'autres cas de cartilage calcifié typique et compact ont été mis en évidence chez d'autres poissons fossiles de Miguasha, notamment chez des placodermes et des sarcoptérygiens, et plus récemment dans les nageoires paires de l'ostéostracé *Escuminaspis* (Janvier et collab., 2004), montrant ainsi la première ébauche d'un squelette appendiculaire interne chez ces précurseurs des gnathostomes.

Grâce à ces conservations exceptionnelles de tissus mous ou légèrement calcifiés, on comprend mieux l'anatomie des euphanéropides, mais leurs relations phylogénétiques restent ambiguës. Leur découverte dans le Dévonien moyen

d'Écosse (Newman et Trewin, 2002) et leur ressemblance frappante avec *Jamoytius* du Silurien inférieur d'Écosse (Ritchie, 1968), suggèrent qu'ils appartiennent à un groupe extrêmement ancien, peut-être plus étroitement apparenté aux lamproies ou à tous les cyclostomes qu'aux anaspides et aux gnathostomes. Il n'y a cependant aucune preuve que l'absence de squelette dermique est due à une régression de ce dernier. Elle représente plus probablement leur état primitif, comme c'est aussi le cas chez les lamproies.

L'autre grand groupe éteint qui a fourni des traces de conservation exceptionnelle de tissus mous à Miguasha est représenté par les placodermes, plus précisément l'antiarche *Bothriolepis canadensis*, chez lequel Patten (1904), puis Denison (1941) avaient entrevu les traces d'un organe copulateur, d'un intestin spiral et de poumons, autant de structures encore controversées (Janvier, 2007). C'est toutefois Cloutier (2001) qui a le plus clairement mis en évidence la conservation de traces de vaisseaux sanguins dans la partie antéroventrale de la cuirasse thoracique de cette espèce, traces qui ont été confirmées par la suite chez d'autres spécimens de cette même espèce (figure 3). Ces vaisseaux convergent vers une masse médiane située entre les deux ceintures pectorales et où, par comparaison avec l'anatomie des élasmobranches, on pouvait supposer que se trouvait le cœur. La fonction précise de ces vaisseaux sanguins reste inconnue, mais il n'est pas exclu qu'ils aient été en relation avec des diverticules pharyngiens, tels que les diverticules internes interprétés par Denison (1941) comme d'éventuels poumons et dont la présence (sinon l'interprétation) a été récemment confirmée (Janvier, 2007).

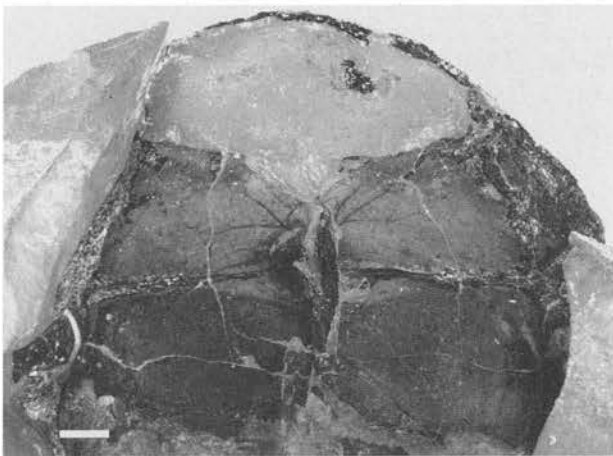


Figure 3. *Bothriolepis canadensis*, Dévonien de Miguasha. Vue ventrale de la partie antérieure de la cuirasse thoracique et du crâne. La surface du moulage naturel interne de la cuirasse thoracique montre les empreintes noirâtres de vaisseaux sanguins convergeant vers une zone médiane sombre qui correspond à l'emplacement probable du cœur. Spécimen : MHNM 02-728A. Échelle : 10 mm.

Il est sans doute prématuré de tirer des conclusions paléobiologiques de ces quelques indices de l'anatomie molle des vertébrés de Miguasha. Toutefois, la surprenante multiplicité des branchies de ces euphanéropides évoque une adaptation à un environnement pauvre en oxygène. Faut-il tirer la même conclusion des diverticules densément vascularisés dont on soupçonne la présence chez *Bothriolepis*? Peut-être ne s'agit-il dans ce cas que de diverticules impliqués dans le stockage de la nourriture.

Conclusion : ce que l'on pourrait encore trouver à Miguasha

Ces deux exemples montrent que le potentiel des vertébrés de Miguasha en ce qui concerne la découverte de cas de conservation exceptionnelle de tissus mous reste important. Ce n'est qu'une question de temps, d'observation minutieuse de chaque spécimen, de repérage des faciès lithologiques adéquats et de sélection des spécimens les moins altérés avant que de nouvelles trouvailles aient lieu. La découverte de traces de poumons ou de vaisseaux pulmonaires chez un poisson précurseur des tétrapodes, comme *Eusthenopteron fordi*, serait évidemment la corroboration spectaculaire de ce que prédit l'arbre des vertébrés actuels, mais les indices d'une ovoviviparité chez cette même espèce, comme on la trouve chez les coelacanthes actuels et fossiles, serait également du plus haut intérêt. Un tel mode de reproduction a d'ailleurs été mis en évidence en Australie chez des placodermes de Gogo, contemporains de Miguasha (Long et collab., 2008, 2009). Bien que cela soit peu probable compte tenu des caractéristiques sédimentologiques de Miguasha, il serait tout aussi passionnant de découvrir un cas de conservation exceptionnelle de la forme du cerveau chez *Eusthenopteron*, comme cela a été observé chez un chondrichthyen du Carbonifère du Kansas (Pradel et collab., 2009). En revanche, il serait tout à fait plausible de découvrir, comme cela a été fait pour *Euphanerops* et *Endeiolepis*, la trace de structures pharyngiennes, voire de filaments branchiaux chez l'ostéostracé *Escuminaspis*. Une telle découverte permettrait sans doute de corroborer la position phylogénétique que l'on assigne à ce groupe, comme plus proche parent des gnathostomes, et d'y déceler peut-être les premières ébauches des mâchoires. Les conservations exceptionnelles de tissus mous sont imprévisibles et concernent des types très divers de tissus, généralement dans la partie antérieure ou moyenne du corps des poissons. Ces tissus se sont conservés grâce à des conditions d'environnement maintenant assez bien identifiées et où l'anoxie, même temporaire et locale, la faible énergie du milieu ou la saturation en certains ions sont nécessaires à un retard de la décomposition, à la mise en place d'un film bactérien et à l'initiation de la précipitation minérale. Miguasha présente au moins deux de ces conditions.

Par ses riches collections, ses équipements et l'accès permanent à de nouveaux spécimens dont la provenance est parfaitement identifiée, le parc national de Miguasha est maintenant un laboratoire privilégié pour les recherches sur

les conditions environnementales qui ont présidé à la préservation exceptionnelle de traces de tissus mous chez des organismes fossiles anciens. Plusieurs technologies permettent désormais de restituer la forme et l'histoire géochimique de ces reliques d'une anatomie si longtemps considérée comme énigmatique ou inaccessible. Il est probable que, grâce à elles, l'étude des poissons de Miguasha va prendre une nouvelle dimension, éclairant d'un jour nouveau les fossiles qui leur sont contemporains, voire plus anciens, mais conservés dans un environnement comparable. ◀

Références

- ARSENAULT, M., S. DESBIENS, P. JANVIER et J. KERR, 2004. New data on the soft tissues and external morphology of the antiarch *Bothriolepis canadensis* (Whiteaves, 1880), from the Upper Devonian of Miguasha, Québec. Dans : Arratia, G., M.V.H. Wilson et R. Cloutier (édit.). Recent advances in the origin and early radiation of vertebrates, Verlag Dr. Friedrich Pfeil, Munich, p. 439–454.
- ARSENAULT, M. et P. JANVIER, 1991. The anaspid-like craniates of the Escuminac Formation (Upper Devonian) from Miguasha (Québec, Canada) with remarks on anaspid-petromyzontid relationships. Dans : Chang, M.M., Y.H. Liu et G. R. Zhang (édit.). Early vertebrates and related problems of evolutionary biology, Science Press, Beijing, p. 19–44.
- BÉLAND, P. et M. ARSENAULT, 1985. Scauménellisation de l'*Acanthodii Triazeugacanthus affinis* (Whiteaves) de la formation d'Escuminac (Dévonien supérieur de Miguasha, Québec) : révision de *Scaumenella mesacanthi* Graham-Smith. Journal canadien des sciences de la terre, 22 : 514–524.
- BRIGGS, D.E.G., 2003. The role of decay and mineralization in the preservation of soft-bodied fossils. Annual Review in Earth and Planetary Sciences, 31 : 275–301.
- BRIGGS, D.E.G. et A.J. KEAR, 1993. Fossilization of soft tissue in the laboratory. Science, 259 : 1439–1442.
- CLOUTIER, R., 2001. Le parc de Miguasha – De l'eau à la terre. MNH inc., collection In Situ, Québec, 141 p.
- DENISON, R.H., 1941. The soft anatomy of *Bothriolepis*. Journal of Paleontology, 15 : 553–561.
- DONOGHUE, P.C.J., P.L. FOREY et R.J. ALDRIDGE, 2000. Conodont affinity and chordate phylogeny. Biological Reviews, 75 : 191–351.
- DONOGHUE, P.C.J. et M.A. PURNELL, 2005. Genome duplication, extinction and vertebrate evolution. Trends in Ecology and Evolution, 20 : 312–319.
- JANVIER, P., 1996a. Anaspida. Dans : Schultze, H.P. et R. Cloutier (édit.). Devonian fishes and plants of Miguasha, Québec, Canada. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, Munich, pp. 134–140.
- JANVIER, P., 1996b. Early vertebrates, Oxford University Press, Oxford, 408 p.
- JANVIER, P., 2007. New evidence for the controversial « lungs » of the Late Devonian antiarch *Bothriolepis canadensis* (Whiteaves, 1880) (Placodermi: Antiarcha). Journal of Vertebrate Paleontology, 27 : 709–710.
- JANVIER, P. et M. ARSENAULT, 2002. Calcification of early vertebrate cartilage. Nature, 417 : 609.
- JANVIER, P. et M. ARSENAULT, 2007. The anatomy of *Euphanerops longaevis* Woodward, 1900, an anaspid-like jawless vertebrate from the Upper Devonian of Miguasha, Québec, Canada. Geodiversitas, 29 : 143–216.
- JANVIER, P., M. ARSENAULT et S. DESBIENS, 2004. Calcified cartilage in the paired fins of the osteostracan *Escuminaspis laticeps* (Traquair 1880), from the Late Devonian of Miguasha (Québec, Canada), with a consideration of the early evolution of the pectoral fin endoskeleton in vertebrates. Journal of Vertebrate Paleontology, 24 : 773–779.
- JANVIER, P., S. DESBIENS, J.A. WILLET et M. ARSENAULT, 2006. Lamprey-like gills in a gnathostome-related Devonian jawless vertebrate. Nature, 440 : 1183–1185.
- JARVIK, E., 1980. Basic structure and evolution of vertebrates, Volume 1, Academic Press, Londres, 575 p.
- LONG, J.A., K. TRINAJSTIC, G.C. YOUNG et T. SENDEN, 2008. Livebirth in the Devonian period. Nature, 453 : 650–652.
- LONG, J.A., K. TRINAJSTIC et L. JOHANSON, 2009. Devonian arthrodire embryos and the origin of internal fertilization. Nature, 457 : 1124–1127.
- MARTILL, D.M., 1990. Macromolecular resolution of fossilized muscle tissue from elopomorph fish. Nature, 346 : 171–172.
- NEWMAN, M. et N. TREWIN, 2002. A new jawless vertebrate from the Middle Devonian of Scotland. Palaeontology, 45 : 933–941.
- PATTEN, W., 1904. New facts concerning *Bothriolepis*. Biological Bulletin, 7 : 113–124.
- PRADEL, A., M. LANGER, J.G. MAISEY, D. GEFFARD-KURIYAMA, P. CLOETENS, P. JANVIER et P. TAFFOREAU, 2009. Skull and brain of a 300 million-year-old chimaeroid fish revealed by synchrotron holotomography. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, doi : 10.1073/pnas.0807047106.
- RAFF, E.C., K.L. SCHOLLAERT, D.E., NELSON, P.C.J. DONOGHUE, C.W. THOMAS, F.R. TURNER, B.D. STEIN, X. DONG, S. BENGTSON, T. HULTGREN, M. STAMPANONI, Y. CHONGYU et R.A. RAFF, 2008. Embryo fossilization is a biological process mediated by microbial biofilms. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 49 : 19 360–19 365.
- RITCHIE, A., 1968. New evidence on *Jamoytius kerwoodi* White, an important ostracoderm from Lanarkshire, Scotland. Palaeontology, 11 : 21–39.
- SCHULTZE, H. P. et R. CLOUTIER (édit.), 1996. Devonian fishes and plants of Miguasha, Verlag Dr. Friedrich Pfeil, Munich, 374 p.
- STENSIÖ, E.A., 1939. A new anaspid from the Upper Devonian of Scaumenac Bay in Canada, with remarks on the other anaspids. Kungliga svenska Vetenskapsakademins Handlingar, 18 : 1–25.
- STENSIÖ, E., 1948. On the Placodermi of the Upper Devonian of East Greenland. 2. Antiarchi: subfamily Bothriolepidinae. With an attempt at a revision of the previously described species of that family. Meddelelser om Grønland, 139 : 1–622.
- TRINAJSTIC, K., C. MARSHALL, J.A. LONG et K. BIFIELD, 2007. Exceptional preservation of nerve and muscle tissues in Late Devonian placoderm fish and their evolutionary implications. Biology Letters, 3 : 197–200.

La contribution des poissons fossiles du parc national de Miguasha à la biologie évolutive du développement

Richard Cloutier, Isabelle Béchar, France Charest et Olivier Matton

Résumé

Les poissons fossiles de Miguasha, vieux de 380 millions d'années, sont au cœur de la recherche en paléontologie et en biologie évolutive depuis près de 130 ans. Au fil des décennies, ces recherches ont suivi les différentes tendances de la recherche fondamentale en évolution pour maintenant contribuer à la biologie évolutive du développement, ou « évo-dévo ». Ces études du développement sont facilitées à Miguasha, car parmi les poissons fossiles figurent de petits spécimens représentant des formes larvaires ou juvéniles pour 14 des 20 espèces trouvées sur le site. Les travaux de recherche antérieurs ont montré clairement que certaines espèces de poissons dévoniens de Miguasha permettent de documenter l'allométrie, l'intégration morphologique, la variation et la modularité phénotypiques. On documente ainsi la présence de formes immatures en utilisant une dizaine de critères anatomiques, dont les changements de proportions du corps. À l'aide de grilles de déformation, ces changements ontogénétiques de forme sont comparés et interprétés pour huit espèces de Miguasha. La représentativité évolutive de la faune de Miguasha, l'exceptionnel état de préservation de certains de ces fossiles et la présence de séries ontogénétiques pour plusieurs espèces rendent les poissons fossiles de Miguasha incontournables dans l'étude des mécanismes développementaux micro et macroévolutifs.

Introduction

An obvious example of a direct connection between palaeontology and evo-devo is the discovery of eggs, embryos, and larvae in the fossil record.

(B. K. Hall, 2002, p. 657)

Le parc national de Miguasha, un lieu unique

En 1999, le parc national de Miguasha a été reconnu comme site naturel du patrimoine mondial de l'UNESCO pour son témoignage sur la vie des vertébrés et sa représentativité de l'« Âge des poissons », soit la période géologique du Dévonien (416 à 359 millions d'années). Bien que les fossiles de Miguasha soient connus depuis 1842, l'endroit, depuis quelques années protégé au sein d'un parc national du Québec, est maintenant reconnu comme étant le site fossilifère le plus représentatif de cette période géologique. Selon une étude comparative des sites à vertébrés du Dévonien à travers le monde (Cloutier et Lelièvre, 1998), le site de Miguasha (Formation d'Escuminac) se classe au premier rang pour sept des dix catégories du classement :

1. la représentativité faunique des grands groupes de sarcoptérygiens, groupe taxonomique incluant aujourd'hui les coelacanthes, les dipneustes et les tétrapodes (figure 1);
2. la représentativité des événements évolutifs chez les vertébrés (figure 1);
3. les représentativités floristique et faunique des composantes aquatique et continentale des assemblages;
4. la représentativité paléobiologique;
5. la qualité de conservation des fossiles de vertébrés en fonction de la complétude anatomique;

6. la qualité de conservation en fonction du caractère exceptionnel de la fossilisation, et
7. l'abondance des spécimens.

En ce qui concerne la représentativité paléobiologique, ce critère tient compte, entre autres, de la présence de séries de croissance permettant de mieux comprendre l'ontogénie de ces poissons.

Les séries de croissance, ou séries ontogénétiques, sont relativement rares dans le registre fossile puisqu'elles nécessitent des conditions de fossilisation exceptionnelle, une abondance de fossiles et la présence de spécimens de différentes tailles (principalement les plus petits), appartenant à une même espèce. Les plus vieilles de ces ontogénies fossiles datent du Dévonien inférieur des Territoires du Nord-Ouest canadien (Greeniaus et Wilson, 2003; Hawthorn et collab., 2008), et l'on en trouve tout au long de l'histoire des poissons. Sur plus de 2 000 espèces de poissons fossiles connues à travers le monde et depuis leur origine au Cambrien, des séries ne sont connues que pour une quarantaine d'espèces, dont plus d'une dizaine proviennent de la Formation d'Escumi-

Richard Cloutier est paléontologue (Ph. D.) et professeur-chercheur à l'Université du Québec à Rimouski (UQAR), où il sera bientôt responsable de la Chaire de recherche en paléontologie et biologie évolutive. Isabelle Béchar est biologiste (B. Sc.) et étudiante à la maîtrise à l'UQAR. France Charest est biologiste (M. Sc.), coresponsable de la conservation et la recherche au parc national de Miguasha et étudiante au doctorat à l'UQAR. Olivier Matton est bio-géochimiste (M. Sc.), coresponsable de la conservation et la recherche au parc national de Miguasha et étudiant au doctorat à l'UQAR.

richard_cloutier@uqar.qc.ca

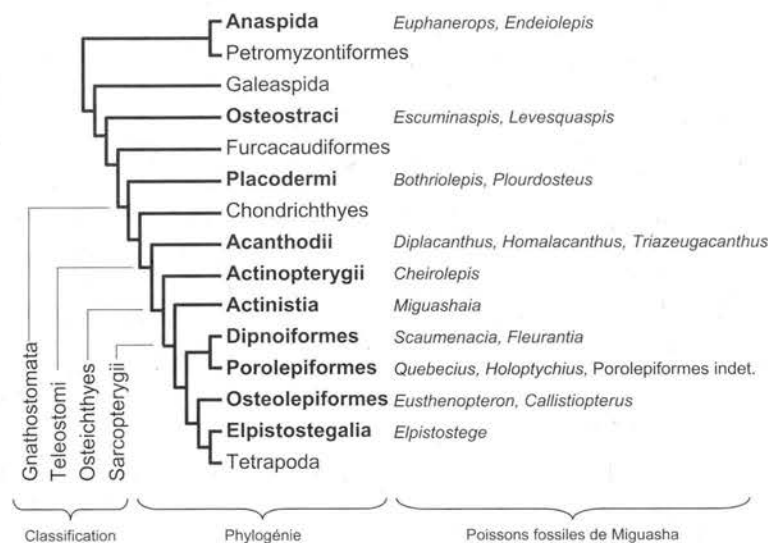


Figure 1. Systématique des vertébrés inférieurs et répartition phylogénétique des genres de poissons fossiles de Miguasha.

nac. La Formation d'Escuminac est le site paléontologique renfermant la plus grande diversité de séries ontogénétiques de tout le registre fossile. Cette situation offre une opportunité exceptionnelle pour des recherches en biologie évolutive du développement (évo-dévo), une nouvelle discipline qui étudie comment le développement des organismes a évolué au cours des temps géologiques et comment des modifications du développement affectent les changements évolutifs (Hall, 2002).

La recherche sur l'évolution des espèces fossiles et vivantes a bénéficié du couplage entre la paléontologie et la biologie évolutive du développement. Néontologistes et paléontologues regardent maintenant tout organisme adulte comme étant le résultat des interactions complexes entre les mécanismes de stabilité du développement et l'instabilité développementale. Les poissons fossiles de Miguasha offrent une opportunité temporelle d'étudier une certaine partie de ces mécanismes tels qu'ils étaient il y a plus de 380 millions d'années. Les principaux objectifs de cet article sont :

1. de faire une synthèse des travaux de recherche en évo-dévo relatifs aux poissons fossiles de Miguasha,
2. de reconnaître les espèces de poissons fossiles de Miguasha pour lesquelles des spécimens larvaires ou juvéniles sont connus, et
3. de décrire et interpréter brièvement les changements ontogénétiques de formes du corps pour un ensemble de ces espèces.

Poissons larvaires ou juvéniles ?

L'étude des séries ontogénétiques repose sur la représentativité des différentes étapes du cycle de vie d'un organisme. Le cycle de vie d'un poisson, qu'il s'agisse d'un poisson vivant ou fossile, peut se diviser en cinq périodes ontogénétiques principales, soit les phases embryonnaire, larvaire, juvénile et adulte, et la sénescence (Balon, 1999; Urho, 2002). Même chez les poissons vivants, les caractères

permettant de distinguer ces périodes et transitions, et plus particulièrement entre les formes larvaire et juvénile, varient selon les espèces, mais aussi selon les auteurs (Urho, 2002). De manière générale, on considère que la période embryonnaire se termine à l'éclosion ou au début de l'alimentation exogène. Aucun caractère unique ne permet d'identifier un stade larvaire chez les poissons actuels de manière absolue et sans équivoque. Toutefois, certaines combinaisons de caractères sont utilisées (Urho, 2002) : la présence d'un sac vitellin, la présence d'organes temporaires, un patron de pigmentation particulier, la présence d'un repli natatoire, une différenciation incomplète des nageoires, l'absence d'un couvert d'écaillés sur le corps, une apparence « non adulte » et les proportions du corps. Le stade juvénile n'est pas plus clairement défini puisqu'il est un stade transitoire avant le phénotype définitif. Ainsi, le sac vitellin et le repli natatoire ne sont plus présents, le couvert d'écaillés se forme et les proportions tendent vers celles d'un adulte sans toutefois que le juvénile n'atteigne la taille de ce dernier.

nier.

S'il est difficile de définir les stades larvaire et juvénile chez les espèces vivantes, il l'est d'autant plus pour les espèces fossiles où seulement une partie de l'information anatomique est généralement préservée. L'identification de séries ontogénétiques dans le registre fossile repose principalement sur la reconnaissance des formes larvaires et juvéniles de poissons, ce qui peut s'avérer problématique puisque la petite taille ne peut être considérée comme étant le seul critère de reconnaissance (Wenz et Poyato-Ariza, 1994). Une reconnaissance sans équivoque des formes immatures de poissons fossiles doit prendre en considération une gamme de caractères (Wenz et Poyato-Ariza, 1994; Cloutier, 1996b; Kemp, 1998) : la taille, le degré et le synchronisme (*timing*) de l'ossification, la faiblesse du développement de l'ornementation des os dermiques, la condition des rayons des nageoires, le développement et l'étendue du couvert d'écaillés, le développement et l'usure des dents et les proportions du corps de l'animal. Nous tenterons d'évaluer ces caractères, ainsi que ceux observés chez les poissons vivants, afin de reconnaître les poissons larvaires et les poissons juvéniles de Miguasha.

Puisqu'il est difficile de distinguer les stades larvaire et juvénile, nous utiliserons le terme « immature » afin de faire référence à ces deux stades de manière non différenciée. Chez les poissons vivants, le terme « immature » est utilisé afin de désigner les poissons n'ayant pas atteint la maturité sexuelle. Évidemment, avec les poissons fossiles, ne pouvant pas connaître le développement des gonades, notre utilisation du terme ne prend pas en considération cette notion de maturité.

Miguasha et ses poissons fossiles immatures

Les premières mentions de la présence de poissons juvéniles provenant de la Formation d'Escuminac remontent

au début du siècle dernier. Se basant sur les collections du Naturhistoriska riksmuseet de Stockholm (Suède), Stensiö (1925, 1948) parle de changements de proportions au cours de la croissance de deux espèces, soit l'ostéolépiformes *Eusthenopteron foordi* et le placoderme *Bothriolepis canadensis*. Chez les spécimens d'*Eusthenopteron*, Stensiö (1925) remarque que la forme de la nageoire caudale diffère entre les plus petits spécimens et les spécimens de grande taille, le lobe central devenant proportionnellement plus court tout au long de la croissance. Cette modification est interprétée comme un « stade de croissance » (Stensiö, 1925). Toutefois, chez le *Bothriolepis*, Stensiö (1948) est beaucoup plus explicite quant aux variations ontogénétiques. Il reconnaît des changements de proportions de certains os dermiques des boucliers céphaliques et thoraciques entre les plus petits spécimens (1,85 à 4,5 cm de longueur thoracique), les spécimens de taille moyenne (4,5 à 10 cm) et les gros spécimens (10 à 13 cm). Tous ces changements ontogénétiques rapportés chez *Bothriolepis* et *Eusthenopteron* ne le sont que dans un contexte descriptif sans recours aux méthodes statistiques, et les aspects comparatifs et les implications évolutives ne seront traités qu'une trentaine d'années plus tard par d'autres chercheurs.

En 1960, Tarlo (1960) suggère qu'un énigmatique fossile de Miguasha originellement décrit, 25 ans plus tôt, comme *Scaumenella*, représente un « ostracoderme larvaire ». Il faudra attendre la découverte de plusieurs centaines de ces fossiles pour que Béland et Arsenault (1985) reconnaissent en ces derniers les restes décomposés de l'acanthodien *Triazeugacanthus affinis*. Fait intéressant, ces auteurs mentionnent aussi que la petite taille de plusieurs de ces spécimens (moins de 1 cm) pourrait être indicatrice de la présence de juvéniles, voire de larves d'acanthodien ou de l'une ou l'autre des espèces de poissons fossiles de Miguasha. Malheureusement, cette interprétation n'a donné suite à aucun travail.

En 1968, Thomson et Hahn tentent de quantifier, à l'aide de droites de régression, les changements de la région caudale de l'*Eusthenopteron* suggérés par Stensiö (1925). Utilisant une série de 29 spécimens, provenant du Museum of Comparative Zoology (Cambridge, États-Unis), variant en taille entre 7 et 53 cm de longueur totale, ils concluent que la position de certaines nageoires varie de manière allométrique. En plus de cette étude de croissance, Thomson et Hahn (1968) décrivent une nouvelle espèce de sarcoptérygiens provenant de Miguasha, le *Callistiopterus clappi*. Cette nouvelle espèce est de petite taille et diffère d'*Eusthenopteron* par la position des nageoires. En 1973, Schultze décrit deux nouvelles espèces de sarcoptérygiens à Miguasha à partir de deux individus juvéniles, soit l'actinistien *Miguashaia bureaui* et un onychodonte *Quebecius williamsi* (ultérieurement renommé *Quebecius quebecensis*). Ces espèces n'étant connues exclusivement que par un seul spécimen juvénile chacune, des problèmes taxonomiques sont apparus. Premièrement, des spécimens adultes d'un actinistien

de Miguasha ont mené à la création d'un nouveau genre dans une thèse de doctorat en Angleterre (Zaborski, 1977). Subséquemment, ces spécimens ont été reconnus comme appartenant à *M. bureaui* à cause de la découverte de spécimens de taille intermédiaire entre l'holotype et les plus larges spécimens (Cloutier, 1996b). Dans le second cas, la petite taille de l'holotype du *Quebecius williamsi* n'avait pas permis de reconnaître ce spécimen comme étant un jeune porolépiforme déjà connu (Schultze et Arsenault, 1987). Outre ces exemples de synonymie chez les sarcoptérygiens, Arsenault et Janvier (1995) ont reconnu que les ostéostracés *Escuminaspis laticeps*, *Cephalaspis rosamundae* et *Alaspis macrotuberculata* sont en fait des stades de croissance successifs d'une même espèce, soit *E. laticeps*.

Avec la prise en charge du site fossilifère de Miguasha par le gouvernement du Québec (1978), la création du parc national de Miguasha (1985), la construction et la rénovation d'un centre de recherche (1991 et 2003), puis, récemment, l'élaboration d'un projet de chaire de recherche en paléontologie à l'Université du Québec à Rimouski (qui devrait voir le jour en 2009), la collecte de fossiles ainsi que l'élaboration de fouilles systématiques par le personnel du parc a permis d'amasser une collection exceptionnelle de poissons fossiles sur le site et ainsi de découvrir, entre autres, de nouveaux spécimens juvéniles. Le premier apport de ces spécimens à l'étude des séries de croissance remonte à 1984, alors que Schultze utilise une série de taille de 35 jeunes *Eusthenopteron foordi* d'une longueur standard majoritairement inférieure à 20 cm, dont 23 spécimens provenant de la collection du Musée d'histoire naturelle de Miguasha (MHNM). Schultze (1984) analyse les droites de régression pour des mesures postcrâniennes ainsi qu'une grille de déformation (grille de D'Arcy Thompson) afin d'étudier les changements de proportions du crâne entre un juvénile et un adulte. Contrairement à Thomson et Hahn (1968), Schultze (1984) conclut qu'il n'y a pas de changement allométrique postcrânien. Toutefois, plusieurs éléments de la joue changent de manière allométrique en réponse à la croissance allométrique négative de l'orbite d'*Eusthenopteron*. Ces changements allométriques du crâne d'*Eusthenopteron* décrits par Schultze (1984) ont été réinterprétés ultérieurement dans un contexte évolutif à l'égard de l'origine des tétrapodes. Long (1990) considère que le crâne des *Eusthenopteron* juvéniles présente plus de similarités avec le crâne des tétrapodes primitifs adultes que le crâne des *Eusthenopteron* adultes. Ces considérations suggèrent que des changements hétérochroniques de type paedomorphique seraient associés à l'origine des tétrapodes (figure 1). Cette approche a aussi été utilisée afin d'interpréter les changements allométriques observés chez le *Bothriolepis canadensis*. Wederlin et Long (1986) ont testé les hypothèses de Stensiö (1948) quant aux changements de proportions au cours de la croissance du *B. canadensis*. Ils suggèrent que les régions des boucliers céphaliques et thoraciques les plus sensibles aux variations allométriques correspondent aux régions morphologiques étant affectées aussi par des modifications

hétérochroniques au cours de l'évolution des placodermes antiarches.

Jusqu'à la fin des années 1980, seules les séries ontogénétiques du *Bothriolepis* et de l'*Eusthenopteron* avaient fait l'objet d'études détaillées. Pourtant, le dipneuste *Scaumenacia curta* est aussi une espèce pour laquelle un nombre important de spécimens est disponible, notamment des spécimens de petite taille (Parent et Cloutier, 1996). Les variations ontogénétiques du crâne du *Scaumenacia* ont fait l'objet d'une étude morphométrique visant à caractériser les sources de la variation ainsi que les implications évolutives (Cloutier, 1997). Il s'agit de l'une des premières études documentant l'intégration morphologique et l'asymétrie aléatoire chez des poissons fossiles. L'intégration morphologique est reconnue comme l'un des mécanismes développementaux favorisant la cohésion de certaines unités morphologiques, alors que l'asymétrie aléatoire permet de mesurer l'effet de contraintes déstabilisantes au cours de l'ontogénie. Les régions anatomiques de plus faible intégration morphologique sur les crânes du *Scaumenacia* correspondent aussi aux régions les plus variables au cours de l'évolution des dipneustes. De plus, la formation de la dentition du *Scaumenacia*, soit les plaques dentaires, a aussi été brièvement décrite (Cloutier, 1996a); des changements similaires observés chez une autre espèce dévonienne de dipneuste de Russie, *Andreyevichthys epitomus*, ont été interprétés comme un exemple de conservatisme de mécanismes développementaux sur plus de 360 millions d'années (Reisz et Smith, 2001). Avec le *Scaumenacia*, l'existence de ces mêmes mécanismes recule d'environ 20 millions d'années.

Tous les travaux de recherche cités précédemment abordent divers aspects morphométriques associés à l'ontogénie de certains poissons fossiles de Miguasha, soit la croissance allométrique, l'intégration morphologique et l'asymétrie aléatoire. Tous ces changements intraspécifiques au cours des ontogénies respectives s'accompagnent de conséquences évolutives, d'où leur intérêt en biologie évolutive du développement. Toutefois, il est évident que les changements ontogénétiques ne sont pas que d'ordre morphométrique. En 2002, Cote et collab. ont décrit pour la première fois chez un poisson fossile l'ordre de formation des éléments endosquelettiques chez l'*Eusthenopteron foordi*. La présence des os postcrâniens, principalement ceux associés à la colonne vertébrale, a été répertoriée chez 27 spécimens de taille variant entre 3 et 27 cm. Il a été suggéré que les patrons de formation du squelette de l'*Eusthenopteron* sont uniques et différent des patrons ontogénétiques observés chez les actinoptérygiens actuels (Cote et collab., 2002). Ces séquences d'ossification ont été complétées dans une seconde étude et interprétées en termes de modularité phénotypique du développement (Cloutier et Leblanc, 2006). Certains modules du développement identifiés chez des actinoptérygiens actuels (Mabee et collab., 2002) sont d'ores et déjà connus chez des sarcoptérygiens fossiles de Miguasha (Cloutier et Leblanc, 2006; Charest et Cloutier, 2008). Des travaux simi-

lares sont en cours afin de décrire les séquences d'ossification du *Scaumenacia* (Béchar et Cloutier, 2008).

Outre les cas les plus explicites décrivant les changements ontogénétiques chez *Bothriolepis*, *Eusthenopteron*, *Miguashaia* et *Scaumenacia*, certaines mentions ont été publiées sur la présence de spécimens (voire de structures anatomiques) immatures pour d'autres espèces de la Formation d'Escuminac (figure 2): l'anaspide *Euphanerops longaevis* (Janvier et Arsenault, 2007), les ostéostracés *Escuminaspis laticeps* et *Levesquaspis patteni* (Arsenault et Janvier, 1995; Janvier et Arsenault, 1996), le placoderme *Plourdosteus canadensis* (Vézina, 1986), les acanthodiens *Triazeugacanthus affinis*, *Homalacanthus concinnus* et *Diplacanthus horridus* (Gagnier, 1996), l'actinoptérygien *Cheirolepis canadensis* (Arratia et Cloutier, 1996) et le porolépiforme *Holoptychius jarviki* (Cloutier et Schultze, 1996).

Matériel et méthodes

La majorité des spécimens de poissons fossiles qui ont été étudiés proviennent de la collection du MHNM, à l'exception d'un gros spécimen du *Fleurantia* qui appartient au Natural History Museum (BMNH) de Londres, en Angleterre. Les changements de proportions du corps sont fréquemment utilisés afin d'identifier des stades larvaires et juvéniles, tant chez les poissons fossiles que vivants. Afin de déterminer s'il y a des changements de proportions chez les poissons fossiles de Miguasha, nous avons comparé les silhouettes des plus petits et des plus grands spécimens complets, ou presque complets, pour huit des 20 espèces. Afin de créer les reconstitutions schématiques, les spécimens ont été photographiés, puis les silhouettes ont été dessinées à partir des photographies. Les dessins ont ensuite été vectorisés. Un maximum de dix points de repère (figures 3A et B) ont été positionnés sur les silhouettes des petits et grands spécimens de huit espèces de poissons fossiles afin de représenter les changements de proportions du corps relatifs aux positions des nageoires. Les points de repère ne prennent pas en considération la forme des nageoires, ces dernières étant plus sensibles aux déformations taphonomiques. Les grilles de déformation sont utilisées à titre indicatif; elles n'ont pas de poids statistique puisqu'elles sont construites seulement à partir de deux formes extrêmes (une juvénile et une adulte). Les points de repère moyens sur les grilles de déformation sont accompagnés des vecteurs de déplacement dans la direction de la condition juvénile vers la condition adulte et la longueur de ces vecteurs est proportionnelle à l'amplitude de la déformation.

Résultats et discussion

Les séries ontogénétiques des poissons fossiles de Miguasha

Sur les 20 espèces de vertébrés de la Formation d'Escuminac de Miguasha (tableau 1, figure 1), la taille de cinq d'entre elles peut être considérée comme suffisamment petite (inférieure à 3 cm) pour être interprétée *a priori* comme

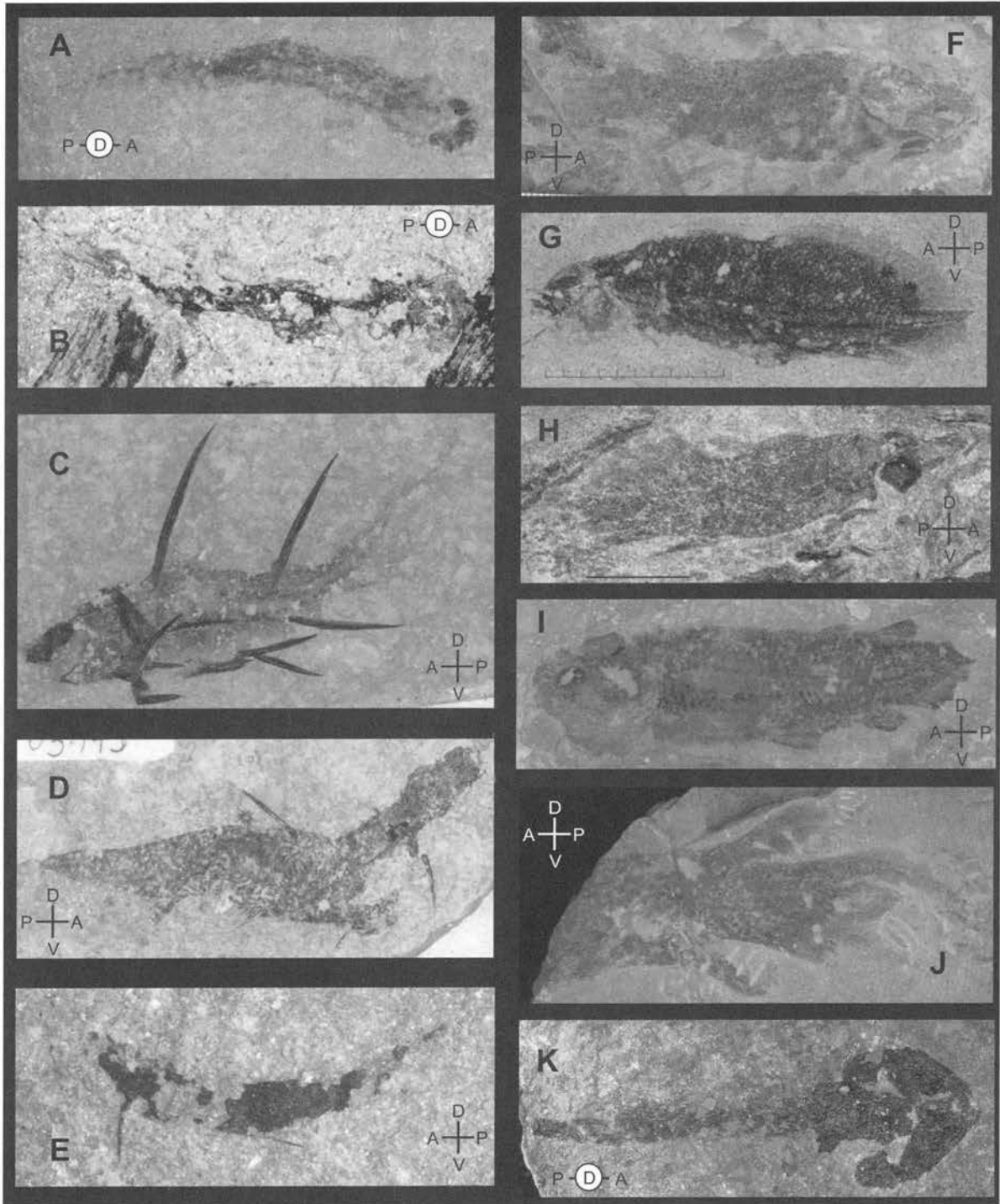


Figure 2. Petits spécimens des poissons fossiles de Miguasha.

A. l'anaspide *Euphanerops longaevus*, MHNM 01-126a (longueur totale : 6,8 cm); B. l'osteostracé *Escuminaspis laticeps*, MHNM 04-1378a (longueur totale : 1,8 cm); C. l'acanthodien *Diplacanthus horridus*, MHNM 03-737 (longueur totale : 3,2 cm); D. l'acanthodien *Homalacanthus concinnus*, MHNM 03-143 (longueur totale : 4,5 cm); E. l'acanthodien *Triazeugacanthus affinis*, MHNM 03-364 (longueur totale : 1,8 cm); F. l'actinistien *Miguashaia bureaui*, MHNM 06-1633 (longueur totale : 7,2 cm); G. le dipneuste *Scaumenacia curta*, MHNM 04-1379a (longueur totale : 2,5 cm); H. le dipneuste *Fleurantia denticulata*, MHNM 04-1373b (longueur totale : 4,1 cm); I. le porolépiforme *Quebecius quebecensis*, MHNM 06-1148 (longueur totale : 5,3 cm); J. le porolépiforme *Holoptychius jarviki*, MHNM 06-951 (partie préservée : 5 cm); K. l'ostéolépiforme *Eusthenopteron foordi*, MHNM 06-234 (longueur totale : 2,7 cm). A-D, F, H-K sont les plus petits spécimens connus des espèces respectives. Les croix indiquent le positionnement anatomique des spécimens : A, antérieur, P, postérieur, D, dorsal, V, ventral.

Tableau 1. Taille et abondance des 20 espèces de poissons fossiles de la Formation d'Escuminac.

TAXON Espèce	Taille		relative	Nombre d'immatures	Abondance
	minimale	maximale			
ANASPIDA					
<i>Euphanerops longaevus</i>	6,8	33	20,6	2	24
<i>Endeiolepis aneri</i>	9,6	17	56,5	0	66
OSTEOSTRACI					
<i>Escuminaspis laticeps</i>	1,8	40	4,5	3	57
<i>Levesquaspis patteni</i>	8,5 (3,5)	(4,6)	(76,1)	0	6
PLACODERMI					
<i>Bothriolepis canadensis</i>	0,6	22,0	2,7	+40	6726
<i>Plourdosteus canadensis</i>	ND	86	ND	0	146
ACANTHODI					
<i>Diplacanthus horridus</i>	3,2	13,6	23,5	1	18
<i>Diplacanthus elli</i>	5,2	10,6	49,1	0	6
<i>Triazeugacanthus affinis</i>	0,65	6,2	10,5	+500	4278
<i>Homalacanthus concinnus</i>	4,5	30,9	14,6	+10	941
ACTINOPTERYGII					
<i>Cheirolepis canadensis</i>	16,8	53	31,7	0	352
ACTINISTIA					
<i>Miguashaia bureaui</i>	7,2	41,5	17,3	2	31
DIPNOIFORMES					
<i>Scaumenacia curta</i>	2,2	65	3,4	+400	2265
<i>Fleurantia denticulata</i>	4,1	39	10,5	1	24
POROLEPIFORMES					
<i>Holoptychius jarviki</i>	9	47	18,1	1	15
<i>Quebecius quebecensis</i>	5,3	60	8,5	3	32
Porolepiformes indet.	7,3	58,6	12,5	1	2
« OSTEOLEPIFORMES »					
<i>Eusthenopteron foordi</i>	2,7	118	2,3	+40	3064
<i>Callistiopterus clappi</i>	7,8	ND	ND	1	1
ELPISTOSTEGALIA					
<i>Elpistostege watsoni</i>	ND	ND	ND	0	3

Les tailles (longueur totale) minimales (min.; du plus petit spécimen mesuré) et maximales (max.; du plus grand spécimen mesuré ou estimé) sont données en cm. Les valeurs avec décimales correspondent aux valeurs mesurées alors que les valeurs sans décimale correspondent à la longueur estimée à partir des informations connues. Les tailles du *Levesquaspis* entre parenthèses correspondent à la longueur du bouclier céphalique. Les tailles du *Bothriolepis* correspondent à la longueur médiane des boucliers céphalique et thoracique. La taille relative (rel.) correspond au ratio de la taille minimale sur la taille maximale exprimée en pourcentage. L'abondance (nombre de spécimens) est calculée à partir du nombre de spécimens inventoriés dans plusieurs musées (Parent et Cloutier, 1996) et des nouvelles statistiques du Musée d'histoire naturelle de Miguasha (J. Kerr, comm. pers.). ND, valeur non disponible.

larvaire ou juvénile (*Escuminaspis*, *Bothriolepis*, *Triazeugacanthus*, *Scaumenacia*, *Eusthenopteron*). Nous utilisons la taille relative comme un indicateur de série de taille: plus faible est la valeur de taille relative (taille minimale/taille maximale $\times 100$), meilleure est la représentativité de l'ontogénie d'une espèce. Les plus faibles valeurs de taille relative (inférieures à 5 %) sont notées chez *Escuminaspis*, *Bothriolepis*, *Scaumenacia*, *Quebecius* et *Eusthenopteron* (tableau 1). Toutefois, toutes les espèces dont la valeur de taille relative se

trouve entre 5 et 25 % sont considérées comme des immatures potentiels (ce qui sera éventuellement validé avec des caractères complémentaires). Nous mentionnons, pour la première fois, la présence d'immatures chez *Escuminaspis* (figure 2B), *Fleurantia* (figure 2H) et le porolepiforme indéterminé (non étudié dans le présent article). Pour les espèces chez lesquelles des immatures avaient été mentionnés, nous signalons la présence de plus petits spécimens que ceux précédemment décrits dans la littérature pour *Escuminas-*

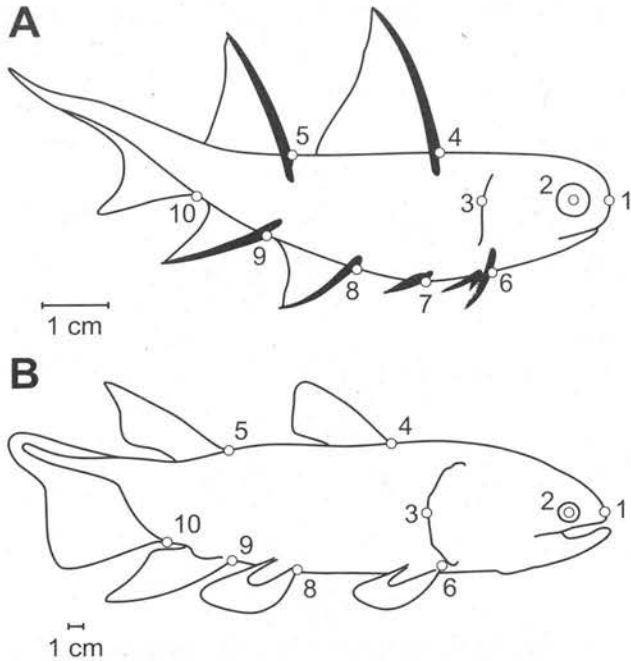


Figure 3. Identification et positionnement des points de repère utilisés pour les grilles de déformations. A, l'acanthodien *Diplacanthus horridus*; B, l'actinistien *Miguashaia bureaui*.

1, bout du museau; 2, centre de l'orbite; 3, limite postérieure de la ceinture pectorale positionnée à la hauteur du point de repère 1; 4, insertion antérieure de la première nageoire dorsale; 5, insertion antérieure de la deuxième nageoire dorsale; 6, insertion de la bordure ventrale de la nageoire pectorale; 7, insertion de l'aiguillon intermédiaire; 8, insertion antérieure des nageoires pelviennes; 9, insertion antérieure de la nageoire anale; 10, insertion antérieure du lobe ventral (hypochordal) de la nageoire caudale.

pis (figure 2B), *Bothriolepis* (figures 4B et C), *Miguashaia* (figure 2F), *Scaumenacia* (figure 2G) et *Quebecius* (figure 2I). Les formes immatures demeurent inconnues pour *Endeiolepis*, *Levesquaspis*, *Plourdosteus*, *Diplacanthus elli*, *Cheirolepis* et *Elpistostege*.

En ce qui concerne l'abondance des spécimens, le nombre d'immatures pour *Bothriolepis*, *Triazeugacanthus*, *Homalacanthus*, *Scaumenacia* et *Eusthenopteron* est plutôt une mesure relative qu'un dénombrement (tableau 1). D'une part, ces cinq espèces sont les plus abondantes de l'assemblage de Miguasha, offrant la possibilité d'avoir une série de taille plus exhaustive, donc la présence de séries ontogénétiques (figure 4A). D'autre part, la limite entre les phases larvaires-juvéniles et adultes n'étant pas facilement identifiable, il est difficile de faire un dénombrement précis des immatures. Toutefois, les immatures demeurent rares pour 9 des 20 espèces de poissons fossiles de Miguasha.

Aucune des espèces de poissons fossiles de Miguasha n'a révélé la présence d'un sac vitellin, d'organes temporaires ou de pigmentations; ces trois indicateurs ne se fossilisent que très rarement. Même chez les plus petits spécimens, le repli natatoire n'est pas présent, car toutes les nageoires sont

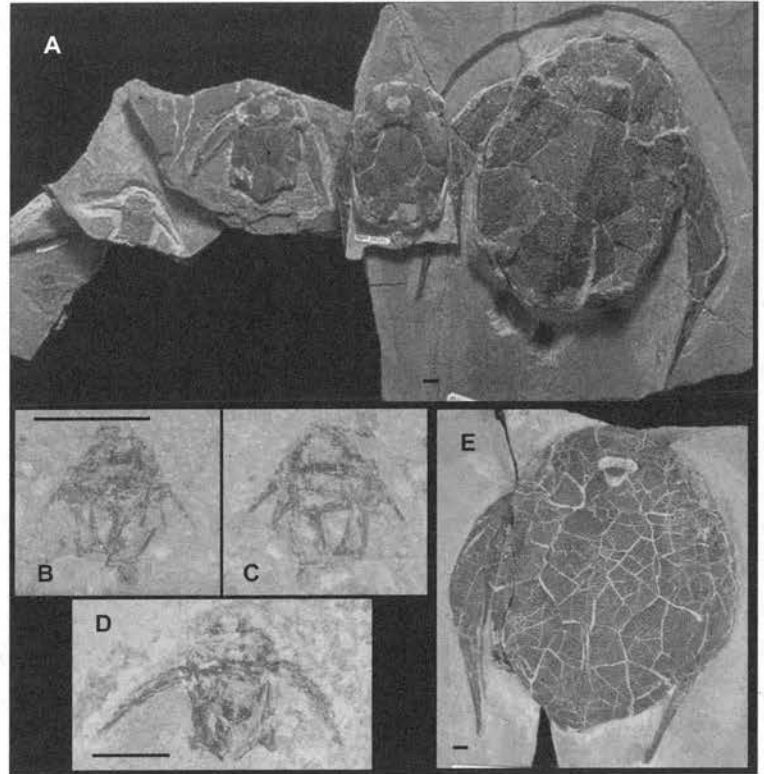


Figure 4. Le placoderme *Bothriolepis canadensis*.

A, Série ontogénétique composée de cinq spécimens en ordre croissant de taille de gauche à droite; B-C, partie et contre-partie du plus petit spécimen connu, MHNM 02-3280 b, a; D, petit spécimen montrant les nageoires pectorales, MHNM 02-03; E, le plus grand spécimen connu, MHNM 02-2669. Tous ces spécimens n'ont seulement que les parties ossifiées des boucliers céphalique et thoracique préservées. Échelles: pour A, D et E, l'échelle est de 1 cm; pour B et C, l'échelle est de 5 mm.

bien différenciées, même si elles n'ont pas nécessairement atteint leur forme définitive. Ainsi, tous les spécimens de toutes les espèces de poissons fossiles de Miguasha ont vraisemblablement dépassé le stade embryonnaire.

Plusieurs des critères de reconnaissance concernent l'ossification des poissons fossiles. Des éléments crâniens sont présents chez les plus petits spécimens de toutes les espèces de vertébrés de Miguasha. Des capsules endosquelettiques crâniennes (par exemple, optique ou otique) sont préservées et bien visibles tant chez les anaspides (figure 2A), les placodermes (figures 4B et D) que les acanthodien (figure 2C). L'ossification dermique crânienne des petits spécimens est moins bien développée que chez les stades plus âgés. Chez *Escuminaspis*, le nombre de tessères est réduit comparativement aux spécimens plus grands. Chez la majorité des poissons fossiles, il n'y a que les structures osseuses et dentaires qui soient préservées, les cartilages non ossifiés ou non calcifiés n'étant que très rarement préservés. Ainsi, tous les poissons ostéichthyens immatures de Miguasha possèdent un plus petit nombre de structures endosquelettiques postcrâniennes que les spécimens plus grands des mêmes espèces. À titre d'exemple, il n'y a aucun élément endosquelettique ossifié chez le plus petit *Eusthenopteron* (figure 2K). Les vertèbres

sont absentes chez tous les plus petits spécimens des espèces de sarcoptérygiens. Cote et collab. (2002) ont déjà mentionné que ces structures s'ossifiaient plus tardivement dans l'ontogénie de l'*Eusthenopteron* que les éléments associés aux nageoires. La maturation osseuse a déjà permis de reconnaître des séquences d'ossification chez *Eusthenopteron* (Cote et collab., 2002; Cloutier et Leblanc, 2006) et *Scaumenacia* (Bécharde et Cloutier, 2008). Bien que moins détaillées à cause du faible nombre de spécimens, des séquences d'ossification pour *Miguashaia* et *Quebecius* feront l'objet d'étude ultérieurement. Toutefois, tous les os composant les nageoires pectorales et les boucliers céphalique et thoracique du *Bothriolepis* semblent être présents, même chez les plus petits spécimens (figures 4B à 4D). L'ornementation externe des os dermiques du crâne et de la ceinture pectorale des placodermes et ostéichthyens immatures de Miguasha est faiblement développée, ne présentant pas les caractéristiques observées chez les spécimens plus grands ou adultes.

Outre les os du crâne, les rayons des nageoires sont présents même chez les plus petits spécimens de toutes les espèces d'ostéichthyens de Miguasha. Toutefois, leur finalisation en termes de nombre, de segmentation et de bifurcation n'est pas complétée chez ces petits spécimens (Charest et Cloutier, 2008). Le développement des rayons de *Miguashaia*, *Quebecius* et *Eusthenopteron* a fait l'objet d'études plus détaillées visant l'identification de modules (Charest et Cloutier, 2008).

Tous les spécimens de poissons téléostomes de Miguasha ont un couvert d'écaillles, bien que ces dernières soient simples, sans ou avec peu de circulis (non présents chez les acanthodiens), et ne présentant pas ou peu d'ornementation externe. Il est possible que le couvert d'écaillles (squamation) ne soit pas complètement formé sur les plus petits spécimens de *Triazeugacanthus*. Toutefois, l'état de conservation de ces spécimens est parfois problématique. Les travaux de Zidek (1985) sur le développement des écaillles d'*Acanthodes* montrent que la formation des écaillles progresse de la région caudale vers l'avant du corps. Un patron similaire est aussi connu chez les actinoptérygiens fossiles (Donoghue et collab., 2006) et vivants (Sire et Akimenko, 2004). Chez les petits spécimens de *Triazeugacanthus*, soi-disant scauménellisés ou décomposés (Béland et Arsenault, 1985), la région postérieure du corps formée

d'écaillles est mieux préservée que l'avant du tronc. La région écaillleuse devient de mieux en mieux préservée vers l'avant sur les spécimens de plus en plus grands. Cette observation corrobore l'hypothèse des larves et juvéniles de *Triazeugacanthus*, ainsi que le conservatisme du modèle de squamation chez cette espèce d'acanthodien.

Changements de proportions du corps

Chez les trois espèces d'acanthodiens, soit *Diplacanthus horridus* (figures 5A à 5C), *Homalacanthus concinnus* (figures 5D à 5F) et *Triazeugacanthus affinis* (figures 5G à 5I),

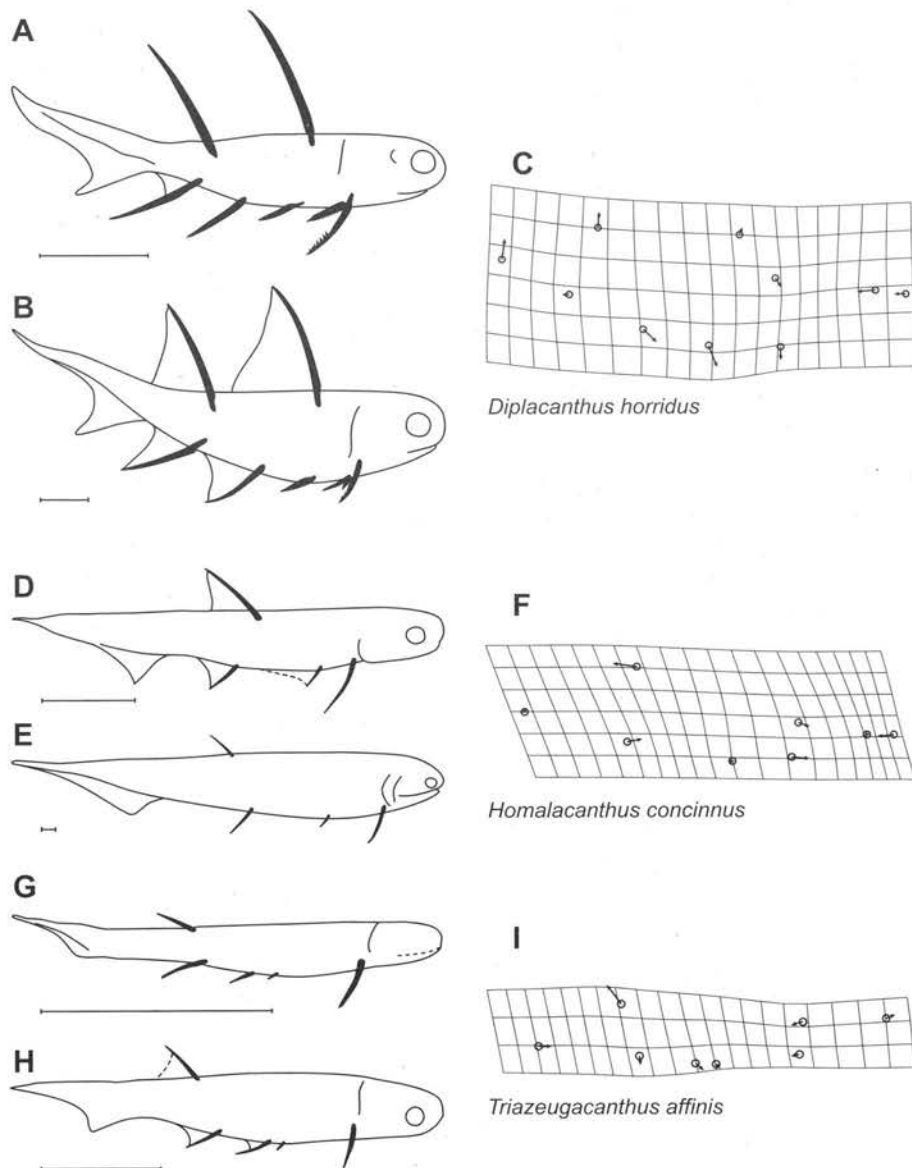


Figure 5. Reconstitutions schématiques proportionnelles du plus petit et du plus grand spécimen pour trois espèces d'acanthodiens de Miguasha ainsi que leurs grilles de déformation. A-C, *Diplacanthus horridus*: A, immature (basé sur MHNM 03-737), B, adulte (basé sur MHNM 03-734), C, grille de déformation des dix points de repère; D-F, *Homalacanthus concinnus*: D, immature (basé sur MHNM 03-143), E, adulte (basé sur MHNM 03-2160), F, grille de déformation des neuf points de repère; G-I, *Triazeugacanthus affinis*: G, immature (basé sur MHNM 03-435), H, adulte (basé sur MHNM 03-729), I, grille de déformation des neuf points de repère. Les échelles sont de 1 cm.

les changements ontogénétiques les plus importants concernent la longueur relative des aiguillons et non les proportions du corps. Les aiguillons semblent avoir une faible allométrie négative (figures 5A et 5B, 5D et 5E, 5G et 5H). Les grilles de déformation suggèrent qu'il y a un léger épaissement du tronc pour les trois espèces (figures 5C, 5F, et 5I) bien que moindre chez *Triazeugacanthus*. Chez *Homalacanthus* et *Triazeugacanthus*, la nageoire dorsale migre légèrement vers l'arrière au cours de la croissance, contrairement au *Diplacanthus* où les deux nageoires dorsales, vraisemblablement plus contraignantes, restent fixes. Somme toute, les proportions du corps des acanthodiens changent peu au cours du développement. Une constance similaire avait été mentionnée pour l'acanthodien *Acanthodes* du Carbonifère et Permien (Zidek, 1985).

Chez les cinq espèces de sarcoptérygiens pour lesquelles des grilles de déformations sont disponibles (figures 6C, 6F, 6I, 7C et 7F), les positions des nageoires semblent varier au cours de l'ontogénie, mais sans congruence chez toutes ces espèces. La forme de la nageoire caudale, bien que non décrite avec les points de repère, présente des variations ontogénétiques importantes, surtout chez l'*Eusthenopteron* (figures 7D et 7E).

Chez l'actinistien *Miguashaia*, il y a un déplacement inverse, mais proportionnel, entre la première nageoire dorsale et les nageoires pelviennes (figure 6C). Il est intéressant de noter que la migration ontogénétique vers l'avant de la première nageoire dorsale rappelle une condition unique des actinistiens au sein des sarcoptérygiens, soit une position antérieure de cette nageoire (Cloutier, 1996b). Toutefois, la position des nageoires pelviennes chez *Miguashaia* adulte se rapproche plus de la condition générale des autres sarcoptérygiens (pas uniquement ceux de Miguasha), comparativement aux autres actinistiens où elles sont plus vers l'avant (Cloutier, 1996b). Les changements de proportions au cours de l'ontogénie du *Miguashaia*, cette espèce basale (primitive) d'actinistien, s'intègrent dans une interprétation hétérochronique de l'évolution des actinistiens.

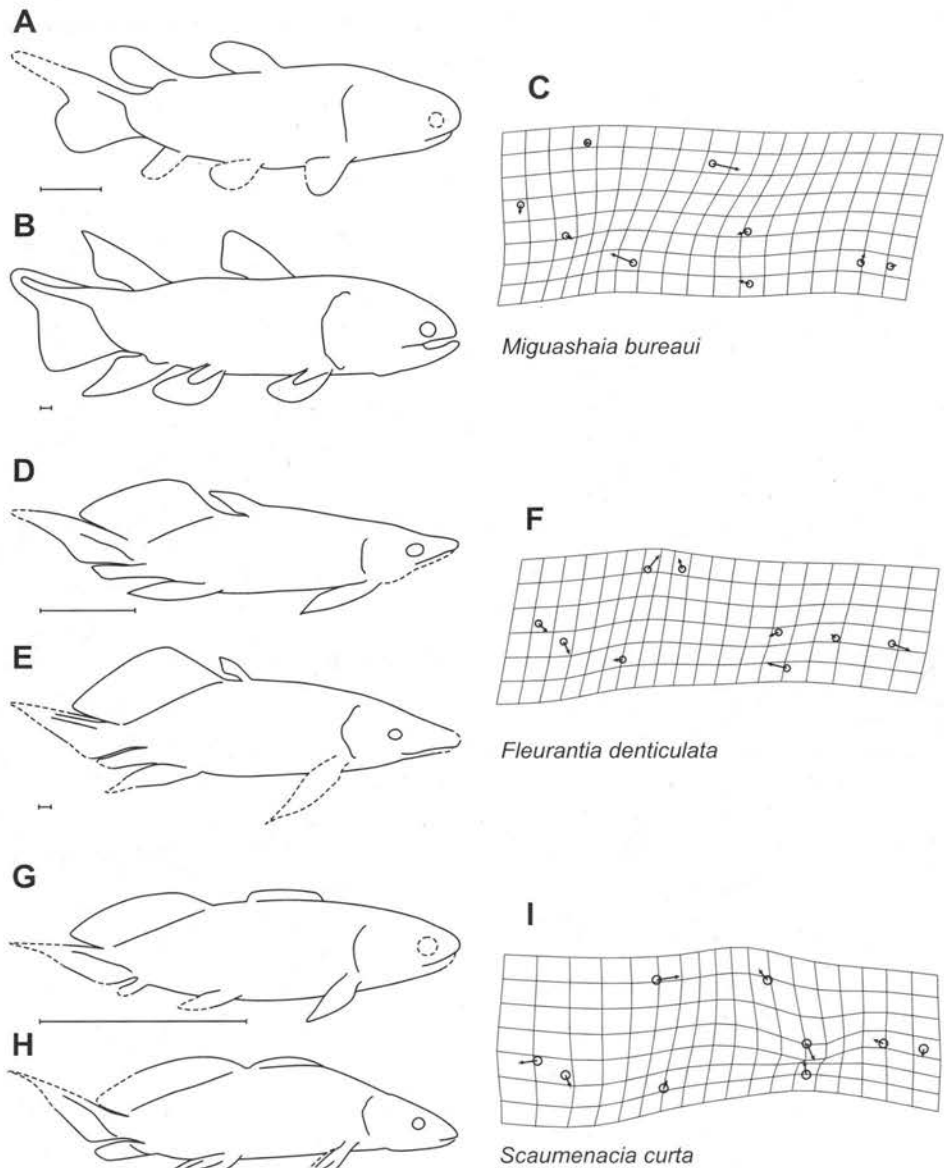


Figure 6. Reconstitutions schématiques proportionnelles du plus petit et du plus grand spécimen pour une espèce d'actinistien et deux espèces de dipneustes de Miguashaia ainsi que leurs grilles de déformation.

A-C, l'actinistien *Miguashaia bureau*: A, immature (basé sur MHNM 06-1633), B, adulte, modifié de (Cloutier, 1996b), C, grille de déformation des neuf points de repère; D-F, le dipneuste *Fleurantia denticulata*: D, immature (basé sur MHNM 04-1373b, c), E, adulte (basé sur BMNH P.6785), F, grille de déformation des neuf points de repère; G-I, le dipneuste *Scaumenacia curta*: G, immature (basé sur MHNM 04-1289), H, adulte (basé sur MHNM 04-426), I, grille de déformation des neuf points de repère. Les échelles sont de 1 cm.

Pour les dipneustes *Scaumenacia* (figures 6G à 6I) et *Fleurantia* (figures 6D à 6F), la première nageoire dorsale se déplace légèrement vers l'arrière, alors que l'insertion de la deuxième nageoire dorsale se déplace vers l'avant au cours de l'ontogénie. Ces déplacements opposés peuvent être un pré-curseur ontogénétique menant à la présence d'une nageoire médiane unique chez la majorité des dipneustes postdévoyniens. Contrairement aux dipneustes, la première nageoire

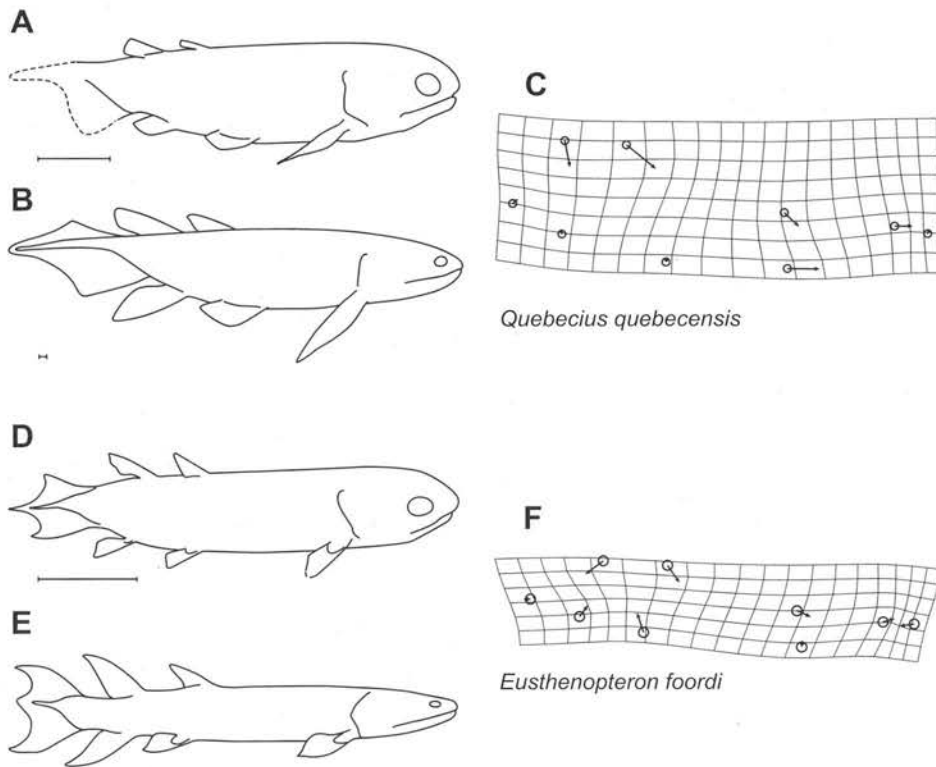


Figure 7. Reconstitutions schématiques proportionnelles du plus petit et du plus grand spécimen pour une espèce de porolépiforme et une espèce d'ostéolépiforme de Miguasha ainsi que leurs grilles de déformation.

A-C, le porolépiforme *Quebecius quebecensis*: A, immature (basé sur MHNM 06-1148), B, adulte, modifié de Cloutier et Schultze (1996), C, grille de déformation des neuf points de repère; D-E, l'ostéolépiforme *Eusthenopteron foordi*: D, immature (basé sur MHNM 06-535), E, adulte, modifié de Cote et collab. (2002), F, grille de déformation des neuf points de repère. Les échelles sont de 1 cm.

dorsale des autres sarcoptérygiens migre légèrement vers l'avant (figures 6C, 7C et 7F). Il serait intéressant de découvrir de nouveaux spécimens complets d'*Holoptychius* immature et d'étudier la nouvelle espèce de porolepiforme indéterminé afin d'explorer cette hypothèse. De plus, contrairement aux conclusions de Schultze (1984) quant aux changements isométriques de la position des nageoires de l'*Eusthenopteron*, les deux nageoires dorsales s'éloignent légèrement l'une de l'autre. Ces différences de conclusion proviennent vraisemblablement de l'utilisation de méthodologies différentes (droites de régression bivariée versus grille de déformation). De plus, le corps de l'*Eusthenopteron* (figures 7D à 7F), tout comme celui du *Quebecius* (figures 7A à 7C), prend une forme plus allongée au cours de la croissance.

Les changements de proportions du corps et de position de certaines des nageoires suggèrent que les plus petits spécimens n'ont pas atteint la morphologie adulte, et qu'il s'agit de spécimens immatures. Certains changements de proportions similaires chez des espèces appartenant à de mêmes groupes taxonomiques suggèrent qu'une compo-

sante phylogénétique est associée aux changements développementaux. De plus, plusieurs changements ontogénétiques inférés chez les poissons fossiles de Miguasha s'interprètent adéquatement dans une perspective évo-dévo.

Conclusions

Dans un article de synthèse de Brian K. Hall (2002), exposant la contribution de la paléontologie à la biologie évolutive du développement, ce cofondateur de l'évo-dévo mentionne trois domaines où la paléontologie joue un rôle important, soit 1) comment les contraintes du développement biaisent la direction de l'évolution, 2) comment les processus développementaux microévolutifs sont associés aux différences macroévolutives et 3) quel est le rôle des modules dans le développement et l'évolution. Une fois de plus, les poissons fossiles de Miguasha se trouvent au centre du débat. La contribution des poissons fossiles de Miguasha à la biologie du développement relève, entre autres, de la présence de plusieurs séries ontogénétiques dans le registre fossile des 20 espèces de la Formation d'Escuminac. Les travaux de recherche antérieurs ont montré clairement que certaines espèces de poissons fossiles de

Miguasha permettent de documenter l'allométrie pouvant mener à des changements macroévolutifs hétérochroniques. De plus, les fossiles de Miguasha offrent la rare opportunité de quantifier chez des fossiles l'intégration morphologique et l'asymétrie aléatoire, ces processus qui construisent la stabilité et la disparité des morphologies du vivant. Enfin, des observations relatives à la modularité phénotypique développementale sont maintenant accessibles chez des fossiles et permettent d'expliquer l'évolution des systèmes anatomiques complexes. Nous avons documenté, bien que brièvement, la présence de nouvelles espèces pour lesquelles des spécimens immatures sont présents à Miguasha. De plus, nous avons confirmé l'identification de stades larvaires et juvéniles par un ensemble de critères, incluant une analyse sommaire des changements de forme. La recherche en biologie évolutive du développement ne fait que commencer à explorer le potentiel inouï qu'offrent les poissons fossiles de Miguasha. L'implication du parc national de Miguasha dans l'élaboration de programmes de fouilles (collecte de sauvegarde, fouilles ciblées et fouilles systématiques), depuis

plus de 20 ans, nous a permis d'amasser une collection de poissons fossiles immatures unique au monde. Les efforts de recherche facilités par le parc national de Miguasha (formation de personnel hautement qualifié, partenariat dans la Chaire de recherche en paléontologie et biologie évolutive) nous aide à accroître nos connaissances fondamentales en évo-dévo. Non seulement la richesse d'un patrimoine mondial de l'UNESCO est mise en valeur par le parc national de Miguasha, mais le parc s'est doté d'une mission de recherche dans un domaine crucial de la découverte en évolution.

Remerciements

Nous tenons à remercier le personnel du parc national de Miguasha et les différentes équipes de guides-animateurs qui ont su, depuis près de 30 ans, amasser une des plus imposantes collections en paléontologie des vertébrés inférieurs. Nous remercions Johanne Kerr pour son aide inestimable dans les collections du parc et Jason Willett (parc national de Miguasha) pour la préparation de certains spécimens. Phil Hurst (NHM Image Resources) et Zerina Johanson (Natural History Museum de Londres) ont fourni des informations sur certains spécimens du *Fleurantia*. Laurence Fischer-Rousseau nous a conseillé pour l'utilisation des logiciels de morphométrie géométrique. Jean-Marc Phillion (CEGEP de Matane) a fourni des conseils en matière de traitement d'images. Les recherches menées pour cet article ont été subventionnées par le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, ainsi que par la Chaire de recherche en paléontologie et biologie évolutive de l'Université du Québec à Rimouski. L'auteur principal remercie Jean-Noël Proust, du Géosciences-Rennes du Centre national de la recherche scientifique de France, pour son accueil dans son laboratoire. ◀

Références

ARRATIA, G. et R. CLOUTIER, 1996. A reassessment of the morphology of *Cheirolepis canadensis* (Actinopterygii). Dans: Schultze, H.-P. et R. Cloutier (édit.). *Devonian Fishes and Plants of Miguasha*, Québec, Canada. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München, p. 165-197.

ARSENAULT, M. et P. JANVIER, 1995. Combien d'Ostéostracés à Miguasha? *Geobios, Mémoire Spécial* 19: 19-22.

BALON, E.K., 1999. Alternative ways to become a juvenile or a definitive phenotype (and on some persisting linguistic offenses). *Environmental Biology of Fishes*, 56: 17-38.

BÉCHARD, I. et R. CLOUTIER, 2008. Unambiguous, larval and juvenile Devonian dipnoans. *Journal of Vertebrate Paleontology*, 28: 49A.

BÉLAND, P. et M. ARSENAULT, 1985. Scauménellisation de l'Acanthodii *Triazeugacanthus affinis* (Whiteaves) de la Formation d'Escuminac (Dévonien supérieur de Miguasha, Québec): révision du *Scaumenella mesacanthi* Graham-Smith. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 22: 514-524.

CHAREST, F. et R. CLOUTIER, 2008. Evolution of median fins modularity in osteichthyans. *Journal of Vertebrate Paleontology*, 28: 63A.

CLOUTIER, R., 1996a. Dipnoi (Akinetia: Sarcopterygii). Dans: Schultze, H.-P. et R. Cloutier (édit.). *Devonian Fishes and Plants of Miguasha*, Québec, Canada. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München, p. 198-226.

CLOUTIER, R., 1996b. The primitive actinistian *Miguashaia bureaui* Schultze (Sarcopterygii). Dans: Schultze, H.-P. et R. Cloutier (édit.). *Devonian Fishes and Plants of Miguasha*, Québec, Canada. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München, p. 227-247.

CLOUTIER, R., 1997. Morphologie et variations du toit crânien du Dipneuste *Scaumenacia curta* (Whiteaves) (Sarcopterygii), du Dévonien supérieur du Québec. *Geodiversitas*, 19: 59-105.

CLOUTIER, R. et J. LEBLANC, 2006. Saltatory ontogeny and developmental modularity in the Late Devonian osteolepiform *Eusthenopteron foordi*. *Journal of Vertebrate Paleontology*, 26: 51A.

CLOUTIER, R. et H. LELIÈVRE, 1998. Étude comparative des sites fossilifères du Dévonien. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Gouvernement du Québec, Québec, 88 p.

CLOUTIER, R. et H.-P. SCHULTZE, 1996. Porolepiform fishes (Sarcopterygii). Dans: Schultze, H.-P. et R. Cloutier (édit.). *Devonian Fishes and Plants of Miguasha*, Québec, Canada. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München, p. 248-270.

COTE, S., R. CARROLL, R. CLOUTIER et L. BAR-SAGI, 2002. Vertebral development in the Devonian sarcopterygian fish *Eusthenopteron foordi* and the polarity of vertebral evolution in non-amniote tetrapods. *Journal of Vertebrate Paleontology*, 22: 487-502.

DONOGHUE, P.C.J., I.J. SANSOM et J. P. DOWNS, 2006. Early evolution of vertebrate skeletal tissues and cellular interactions, and the canalization of skeletal development. *Journal of Experimental Zoology Part B-Molecular and Developmental Evolution*, 306B: 278-294.

GAGNIER, P.-Y., 1996. Acanthodii. Dans: Schultze, H.-P. et R. Cloutier (édit.). *Devonian Fishes and Plants of Miguasha*, Québec, Canada. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München, p. 149-164.

GREENIAUS, J.W. et M.V.H. WILSON, 2003. Fossil juvenile Cyathaspididae (Heterostraci) reveal rapid cyclomerial development of the dermal skeleton. *Journal of Vertebrate Paleontology*, 23: 483-487.

HALL, B.K., 2002. Palaeontology and evolutionary developmental biology: A science of the nineteenth and twenty-first centuries. *Palaeontology*, 45: 647-669.

HAWTHORN, J.R., M.V.H. WILSON et A.B. FALKENBERG, 2008. Development of the dermoskeleton in *Superciliaspis gabrielsei* (Agnatha: Osteostraci). *Journal of Vertebrate Paleontology*, 28: 951-960.

JANVIER, P. et M. ARSENAULT, 1996. Osteostraci. Dans: Schultze, H.-P. et R. Cloutier (édit.). *Devonian Fishes and Plants of Miguasha*, Québec, Canada. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München, p. 123-133.

JANVIER, P. et M. ARSENAULT, 2007. The anatomy of *Euphanerops longaeus* Woodward, 1900, an anaspid-like jawless vertebrate from the Upper Devonian of Miguasha, Québec, Canada. *Geodiversitas*, 29: 143-216.

KEMP, A., 1998. On the generic status of *Palaeophichthys parvulus* Eastman 1908 and *Monongahela stenodonta* Lund 1970 (Osteichthyes: Dipnoi). *Annals of Carnegie Museum*, 67: 225-243.

LONG, J.A., 1990. Heterochrony and the origin of tetrapods. *Lethaia*, 23: 157-166.

MABEE, P.M., P.L. CROTWELL, N.C. BIRD et A.C. BURKE, 2002. Evolution of median fin modules in the axial skeleton of fishes. *Journal of Experimental Zoology Part B-Molecular and Developmental Evolution*, 294: 77-90.

PARENT, N. et R. CLOUTIER, 1996. Distribution and preservation of fossils in the Escuminac Formation. Dans: Schultze, H.-P. et R. Cloutier (édit.). *Devonian Fishes and Plants of Miguasha*, Québec, Canada. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München, p. 54-78.

REISZ, R.R. et M.M. SMITH, 2001. Developmental biology - Lungfish dental pattern conserved for 360 Myr. *Nature*, 411: 548.

- SCHULTZE, H.-P., 1973. Crossopterygier mit heterozeker Schwanzflosse aus dem Oberdevon Kanadas, nebst einer Beschreibung von Onychodontida-Resten aus dem Mitteldevon Spaniens und aus dem Karbon der USA. *Palaeontographica Abteilung A*, 143: 188-208.
- SCHULTZE, H.-P., 1984. Juvenile specimens of *Eusthenopteron foordi* Whiteaves, 1881 (osteolepiform rhipidistian, Pisces) from the Late Devonian of Miguasha, Quebec, Canada. *Journal of Vertebrate Paleontology*, 4: 1-16.
- SCHULTZE, H. P. et M. ARSENAULT, 1987. *Quebecius quebecensis* (Whiteaves), a porolepiform crossopterygian (Pisces) from the Late Devonian of Quebec, Canada. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 24: 2351-2361.
- SIRE, J.Y. et M.A. AKIMENKO, 2004. Scale development in fish: a review, with description of sonic hedgehog (*shh*) expression in the zebrafish (*Danio rerio*). *International Journal of Developmental Biology*, 48: 233-247.
- STENSIÖ, E.A., 1925. Note on the caudal fin of *Eusthenopteron*. *Arkiv für Zoology*, 17B: 1-3.
- STENSIÖ, E.A., 1948. On the Placodermi of the Upper Devonian of East Greenland. II. Antiarchi: subfamily Bothriolepinae. With an attempt at a revision of the previously described species of that family. *Meddelelser om Grønland*, 139: 1-622.
- TARLO, L.B.H., 1960. The invertebrate origins of the vertebrates. *International Geological Congress Report*, XXI Session 22: 113-123.
- THOMSON, K.S. et K.V. HAHN, 1968. Growth and form in fossil rhipidistian fishes (Crossopterygii). *Journal of Zoology*, 156: 199-223.
- URHO, L., 2002. Characters of larvae – what are they? *Folia Zoologica*, 51: 161-186.
- VÉZINA, D., 1986. Les plaques gnathales de *Plourdosteus canadensis* (Placodermi, Arthrodira) du Dévonien supérieur du Québec (Canada): remarques sur la croissance dentaire et la mécanique masticatrice. *Bulletin du Muséum national d'histoire naturelle. Section C, Sciences de la terre, paléontologie, géologie, minéralogie*, 8: 367-391.
- WEDERLIN, L. et J.A. LONG, 1986. Allometry in the placoderm *Bothriolepis canadensis* and its significance to antiarch evolution. *Lethaia*, 19: 161-169.
- WENZ, S. et F.J. POYATO-ARIZA, 1994. Les actinoptérygiens juvéniles du Crétacé inférieur du Montsec et de Las Hoyas (Espagne). *Geobios*, MS 16: 203-212.
- ZABORSKI, P.M., 1977. A Devonian protocoalacanth fish with observations on the origin of the group. Volume 1. Thèse de doctorat, University of Newcastle-upon-Tyne, 309 p.
- ZIDEK, J., 1985. Growth in *Acanthodes* (Acanthodii: Pisces) data and implications. *Paläontologische Zeitschrift*, 59: 147-166.



MUSÉUMS **NATURE** MONTRÉAL

BIODÔME DE MONTRÉAL **INSECTARIUM** DE MONTRÉAL **JARDIN BOTANIQUE** DE MONTRÉAL **PLANÉTIARIUM** DE MONTRÉAL

Ensemble, poursuivons
notre mission de conservation

museumsnature.ca

La réserve internationale de ciel étoilé du mont Mégantic: les multiples retombées de la préservation d'un environnement nocturne

Chloé Legris

Résumé

C'est au mois de septembre 2007 que la région du mont Mégantic est devenue la première réserve internationale de ciel étoilé. Cette certification, émise par l'*International Dark Sky Association*, vise à reconnaître le leadership de la région pour la préservation et la restauration de son ciel étoilé. L'ASTROLab, l'observatoire et le parc national du Mont-Mégantic ont en effet uni leurs efforts pour mettre en œuvre un projet mobilisateur visant à réduire et à contrôler la pollution lumineuse. Cette dernière avait plus que doublé en 20 ans et compromettait sérieusement la rentabilité scientifique et l'avenir de l'observatoire du mont Mégantic. Pour contrer ce problème, l'ASTROLab a mené diverses campagnes de sensibilisation, fait adopter des règlements par 34 municipalités et mis en place un ambitieux programme de conversion de l'éclairage. Grâce à ces actions concertées, la pérennité des activités de recherche, d'éducation et de tourisme en astronomie au mont Mégantic est désormais assurée. En plus de préserver cet important patrimoine naturel et scientifique, la lutte à la pollution lumineuse permet de protéger l'environnement nocturne au bénéfice de l'ensemble des écosystèmes, tout en favorisant une meilleure efficacité énergétique.

L'homme des villes confond la Lune avec une enseigne de gazoline et prend les néons pour la clarté des étoiles. Chez nous, il y a de la lumière le jour et de la clarté la nuit; on ne trouve pas assez d'éclairage pour déranger les étoiles, pour détruire la beauté du ciel.

Gilles Vigneault

La lumière: une nouvelle forme de pollution

Jusqu'au XIX^e siècle, l'éclairage nocturne n'était assuré que par la lune, des torches et de modestes lanternes. Depuis, l'avènement de l'électricité a favorisé l'implantation de systèmes d'éclairages nocturnes permanents, d'où a émergé peu à peu la pollution lumineuse. C'est ainsi que l'on désigne toute modification de l'état naturel de l'environnement nocturne et toute nuisance provoquée par l'utilisation inadéquate et abusive de l'éclairage artificiel. Les conséquences sont multiples: voilement du ciel étoilé, dégradation des paysages nocturnes, dérèglement des écosystèmes; éblouissement, lumière intrusive et demande énergétique accrue. On estime que la pollution lumineuse croît de façon exponentielle depuis quelques décennies (Cinzano, 2001), si bien qu'aujourd'hui, la nuit est en voie de disparition au sein des sociétés industrialisées. Les nuits deviennent journées et l'horizon, délavé, est parsemé de multiples points lumineux qui agressent le regard de quiconque espère profiter d'une promenade au clair de lune.

Le voilement des étoiles est l'une des conséquences importantes de la pollution lumineuse. Lorsque la lumière se propage vers le ciel et rencontre les particules présentes dans l'atmosphère, elle est rediffusée vers la Terre, augmentant ainsi la brillance du fond du ciel. Cette situation perturbe le travail des astronomes et prive les citoyens de la beauté du ciel étoilé et des paysages nocturnes. Aujourd'hui, il faut s'éloigner à quelques centaines de kilomètres des centres

urbains pour bien voir la Voie lactée. Dans les grandes villes du monde, près de 97 % des étoiles ne sont plus visibles (Isobe et Hamamura, 2002). Dans les endroits densément éclairés, on voit en général moins de 100 étoiles à l'œil nu. Par contraste, dans la région du mont Mégantic, il est possible d'en contempler plus de 3 000 sans appareil optique (figure 1).

La nuit: essentielle à la vie

De tout temps, les êtres vivants ont évolué dans un environnement où alternent le jour et la nuit. Il n'est donc pas surprenant que la pollution lumineuse, qui se traduit littéralement par la disparition de la nuit, puisse avoir des incidences néfastes sur les écosystèmes, voire sur la santé humaine. La perte des cycles jour/nuit (rythme circadien) et la présence de lumière artificielle dans l'environnement ont de multiples conséquences (Longcore et Rich, 2004), dont:

- l'inhibition de la production de certaines hormones, comme la mélatonine. Cette hormone est produite uniquement pendant la nuit et sa production est supprimée

Chloé Legris est ingénieure et était responsable, jusqu'en 2008, du projet de lutte contre la pollution lumineuse à l'ASTROLab du Mont-Mégantic. Elle travaille maintenant pour Canmet-Énergie, un centre de recherche et de développement de Ressources naturelles Canada.

Chloe.Legris@NRCan-RNCan.gc.ca



Figure 1. La Voie lactée est bien visible à l'extérieur de ce refuge situé au sommet du parc national du Mont-Mégantic. Il est impossible de voir ce spectacle à proximité des grands centres.

par la présence de lumière. L'inhibition de la mélatonine contribuerait à augmenter le taux de certains cancers (Stevens et collab., 2007; Kloog, 2008) et serait également responsable de troubles du sommeil chez l'être humain (Forejt et collab., comm. pers.);

- la perturbation des mœurs nocturnes de plusieurs animaux. Par exemple, les déplacements verticaux nocturnes du zooplancton vers la surface de l'eau seraient dérangés par la pollution lumineuse. Le zooplancton réduit alors sa consommation d'algues et ce phénomène peut affecter la qualité des eaux (Moore, 2000);
- la perte de certaines espèces comme les tortues naissantes qui, au lieu de se diriger vers la mer en se fiant au reflet de la lune et des étoiles, se déplacent plutôt vers les routes et les maisons voisines éclairées. Elles meurent alors de fatigue, sont écrasées par les voitures ou deviennent simplement des proies beaucoup plus faciles. Les oiseaux migrateurs sont aussi victimes de la pollution lumineuse; il en meurt chaque année par milliers, car ils sont désorientés par l'éclairage des villes. Ils peuvent aussi percuter les tours et les gratte-ciels illuminés (Poot, 2008).

Une dépense énergétique accrue

En Amérique du Nord, le coût de l'énergie lumineuse qu'on dépense pour éclairer inutilement le ciel (figure 2) s'élève chaque année à près d'un milliard de dollars (Isobe et Hamamura, 2002). Cette énergie est gaspillée et contribue à augmenter les émissions des gaz à effet de serre. Une extrapolation des données de Isobe et Hamamura (2002) suggère que le Québec, un des endroits où l'on génère le plus de lumière par habitant au monde, pourrait faire des économies d'énergie estimées à plus de 700 GWh annuellement, s'il faisait une meilleure gestion de son éclairage; cela représente l'énergie consommée par environ 20 000 maisons chauffées à l'électricité.



Figure 2. Image satellite de la pollution lumineuse en Amérique du Nord (source : P. Cinzano, F. Falchi et C.D. Elvidge, Royal Astronomical Society).

L'astronomie : une victime de la pollution lumineuse

Depuis le début des temps, le ciel étoilé fascine et inspire l'être humain. Sa contemplation s'est avérée être une composante essentielle à l'évolution de toutes les cultures et civilisations, en plus d'être à l'origine de notre compréhension de l'univers. L'observation du ciel étoilé a largement contribué à l'avancement des sciences et des technologies, tout en s'avérant être une source intarissable d'inspiration pour les philosophes et les artistes.

L'astronomie, mère de toutes les sciences parce que la plus ancienne, a permis de se situer dans l'espace (chasse, navigation) et dans le temps (calendriers, saisons, agriculture). C'est grâce à l'astronomie que l'on sait que la Terre est ronde et qu'elle n'est pas le centre du monde. C'est aussi grâce à elle que l'on sait où l'on habite (système solaire, galaxie) et que l'on connaît l'histoire de l'univers. Enfin, l'astronomie joue un rôle fondamental dans la compréhension du Soleil – et donc du climat – qui ont tous deux, évidemment, une influence extrêmement importante sur les humains. L'astronomie est une science actuelle qui suscite l'émerveillement de tous, grands et petits, par ses multiples retombées. Cependant, l'accès à la voûte céleste et l'observation astronomique sont de plus en plus menacés en raison de la perte progressive de la nuit.

On comprendra donc qu'un peu partout à travers le monde, ce sont d'abord les astronomes qui ont sonné l'alarme à propos de la pollution lumineuse. Ils figurent en effet parmi les principales victimes de la lumière artificielle puisque leurs objets d'étude (les corps célestes) se distinguent de moins en moins facilement. Au Québec, ce sont les chercheurs de l'observatoire du mont Mégantic qui se sont préoccupés de ce problème.

Historique de la création de la première réserve internationale de ciel étoilé

Les premières actions menées pour la protection du ciel nocturne de la région du mont Mégantic ont été réalisées au début des années 1990. Les chercheurs de l'observatoire du mont Mégantic (OMM) et la Fédération des astronomes amateurs du Québec avaient alors publiquement manifesté leur inquiétude relativement à la dégradation constante du ciel étoilé de cette région. Malheureusement, leurs interventions avaient donné, à l'époque, peu de résultats.

À la fin des années 1990, l'OMM était en pleine démarche de mise à jour et de renouvellement de ses équipements. Les investissements de cinq millions de dollars nécessaires à ce renouvellement devaient toutefois s'accompagner d'un plan de protection du ciel nocturne afin de préserver la capacité d'observation et la rentabilité scientifique de l'observatoire. En effet, l'éloignement géographique ne protégeait malheureusement plus le ciel étoilé de la région du mont Mégantic, car la pollution lumineuse y avait plus que doublé entre 1978 et 1998. Lors de la construction de l'OMM en 1979, la brillance du ciel nocturne était de 25 % supérieure à sa valeur naturelle, alors qu'elle avait grimpée à 50 % en 1998. Avec une croissance annuelle de l'ordre de 5 à 10 % (Cinzano, 2000), la pollution lumineuse risquait de compromettre l'ensemble des investissements et la vocation même de l'OMM et de l'ASTROLab du parc national du Mont-Mégantic.

En 2002, l'ASTROLab, le parc national du Mont-Mégantic et l'OMM ont défini les grandes lignes d'un projet visant à réduire significativement la pollution lumineuse dans la région. Ils ont réuni les fonds nécessaires au lancement du projet et ont embauché une ingénieure à titre de chargée de projet. Ils lui ont alors confié la responsabilité de définir un plan d'action dont elle assurerait la réalisation. Ainsi, entre 2003 et 2008, l'ASTROLab du mont Mégantic a chapeauté un projet de lutte contre la pollution lumineuse afin de préserver la qualité du ciel étoilé et d'assurer la pérennité des activités de recherche, d'éducation et de tourisme en astronomie qui ont lieu sur la montagne. L'ASTROLab a, pendant cette période, élaboré un ambitieux plan d'action centré sur la sensibilisation, la réglementation municipale et la conversion de l'éclairage. Les efforts de l'ASTROLab ont été couronnés de succès, puisque la région a été reconnue, en septembre 2007, comme la première réserve internationale de ciel étoilé (RICE) au monde par l'*International Dark Sky Association* (figure 3).

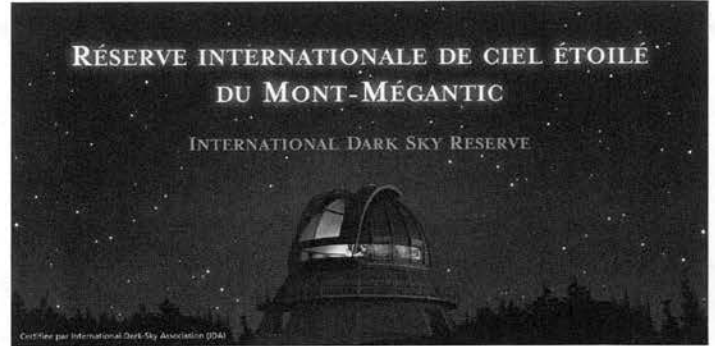


Figure 3. Le panneau de la réserve internationale du Mont-Mégantic, installé à l'entrée du parc national du Mont-Mégantic, a été dévoilé au mois de septembre 2007 lors de la remise officielle de cette reconnaissance par l'*International Dark Sky Association*.

La RICE du Mont-Mégantic s'étend sur une superficie de près de 5 500 km² et touche 34 municipalités. Elle est centrée sur le parc national du Mont-Mégantic et couvre un rayon de 50 km autour de celui-ci. Elle comprend également la ville de Sherbrooke, située à 60 km à vol d'oiseau. Trois zones d'intervention ont été délimitées en fonction de leur contribution respective à la pollution lumineuse, mesurée au sommet du mont Mégantic (figure 4).

Les actions de sensibilisation menées auprès des pouvoirs publics et de la population ont permis de faire prendre conscience à tous (grand public, élus, fabricants d'appareils d'éclairage, distributeurs d'électricité, ingénieurs, électriciens, architectes, urbanistes, etc.) des enjeux et des impacts positifs du projet de lutte contre la pollution lumineuse. De multiples rencontres avec les décideurs politiques, des séances de formation destinées aux différents professionnels concernés par des projets d'éclairage, la création de divers outils de sensibilisation et la réalisation d'un plan de communication vigoureux ont contribué au succès du projet. La région s'est réapproprié cette richesse que représentent la qualité du ciel étoilé et les activités qui s'y rattachent.

Il était essentiel de sensibiliser la population et les élus avant de faire adopter la réglementation sur l'éclairage extérieur par les 34 municipalités de la RICE. Cette réglementation a été adoptée progressivement par les municipalités concernées entre 2005 et 2007, soit celles des municipalités régionales de comté du Haut-Saint-François et du Granit ainsi que la ville de Sherbrooke. Bien qu'elle ne soit pas rétroactive, la réglementation assure la conformité des installations lumineuses mises en place dans le futur. Il s'agissait aussi d'une étape primordiale qui devait être réalisée avant la mise sur pied d'un vaste programme de conversion de l'éclairage public et privé. Ce programme de conversion de l'éclairage a permis de restaurer, en partie, le ciel étoilé en remplaçant 3 300 luminaires inadéquats dans une première zone d'intervention, soit dans un rayon de 25 km autour du mont Mégantic. Le programme a touché 16 municipalités et plus de 700 sites. En plus de réduire la pollution lumineuse d'environ 25 %, cette intervention a généré une économie annuelle de 1 800 000 kWh.

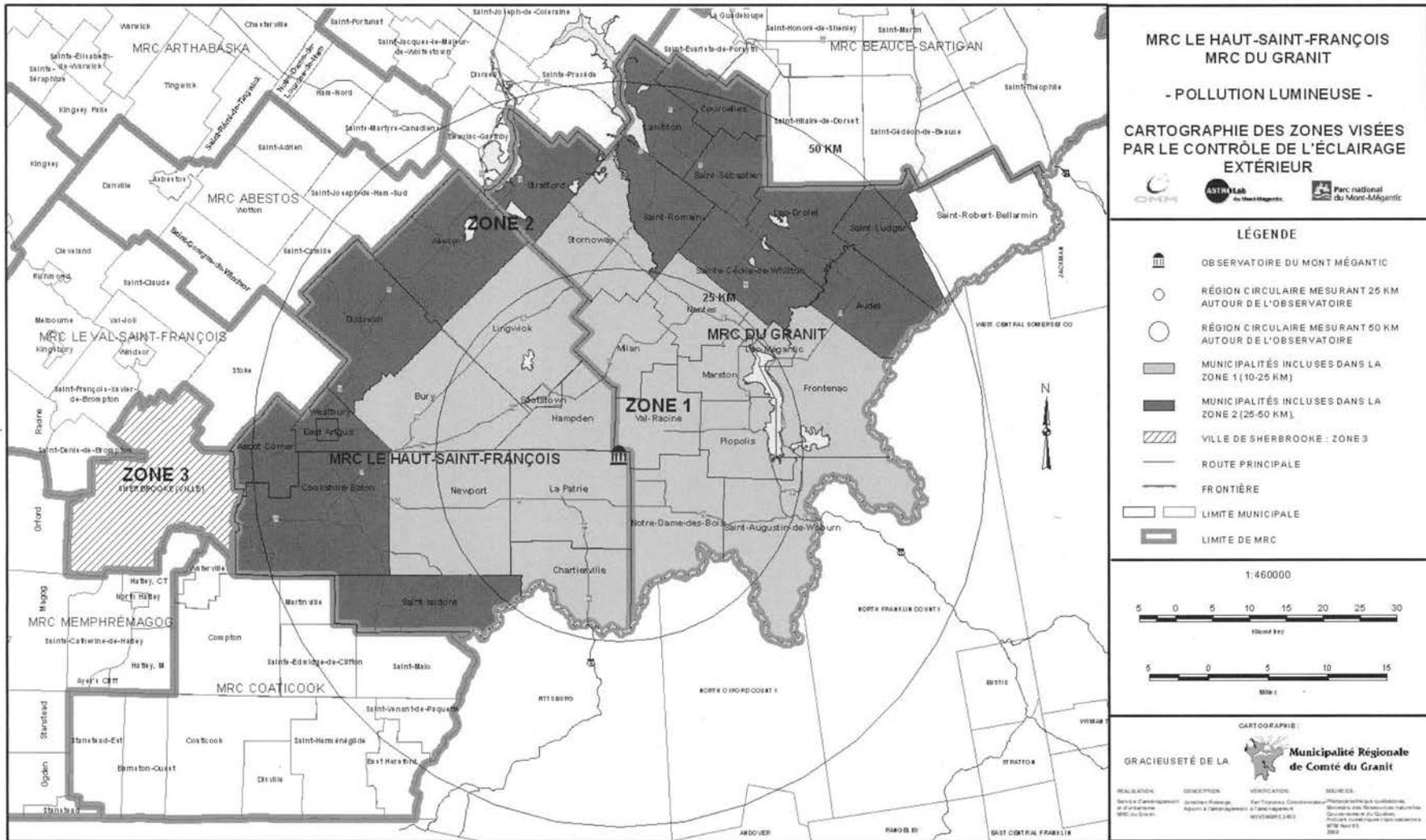


Figure 4. Carte des trois zones d'intervention de la réserve internationale de ciel étoilé du Mont-Mégantic. Contribution respective à la pollution lumineuse de chacune des zones : zone 1 : 50 %, zone 2 : 25 %, Sherbrooke : 25 %.

Pour atteindre ces résultats, l'ASTROLab a offert un service « clé en main » auprès des différentes entreprises et institutions ainsi qu'aux particuliers. En plus de leur offrir une aide financière et un soutien technique, l'ASTROLab a pris en charge l'exécution des travaux grâce à une étroite collaboration avec des électriciens de la région. La conversion de l'éclairage s'est effectuée selon quatre grands principes, soit 1) l'utilisation d'ampoules efficaces et respectueuses du ciel étoilé, 2) l'utilisation de luminaires offrant un contrôle optimal de la lumière et dirigeant celle-ci uniquement vers le sol et non vers le ciel, 3) l'utilisation d'une quantité de lumière suffisante et la limitation des puissances excessives et 4) le contrôle des heures d'utilisation. C'est ainsi qu'une grande partie des sentinelles de ferme au mercure, des projecteurs halogènes et des appliques murales éblouissantes ont été éliminés du territoire au profit d'appareils d'éclairage plus performants (figures 5 et 6). Par exemple, une sentinelle au mercure de 400 W peut facilement être remplacée, pour

une quantité de lumière équivalente, par un appareil avec ampoule de 70 ou 100 W, dans la mesure où l'on n'éclaire pas le ciel. Les projecteurs halogènes, principalement utilisés pour éclairer les entrées de cour, ont pour leur part des puissances qui varient entre 150 et 500 W. Ils sont particulièrement inefficaces, car ils envoient la lumière tous azimuts et créent de l'éblouissement. Ils peuvent être remplacés par de nouveaux appareils qui diffusent la lumière là où elle est nécessaire. Les nouvelles puissances installées varient entre 35 et 70 W et fournissent un éclairage largement suffisant pour les circonstances.

Avant qu'un remplacement ne soit effectué, une évaluation des besoins réels en éclairage a été réalisée. Bien que l'éclairage nocturne réponde au besoin de voir et d'être vu, il fallait quand même se poser la question suivante, à savoir s'il était vraiment nécessaire d'éclairer. Lorsque la réponse était positive, il était alors impératif de pousser la réflexion un peu plus loin en posant les questions suivantes :



Figure 5. Avant la conversion de son système d'éclairage, cette usine de la région du parc national du Mont-Mégantic projetait une lumière éblouissante et polluante avec 21 lampes au mercure de 400 W chacune.

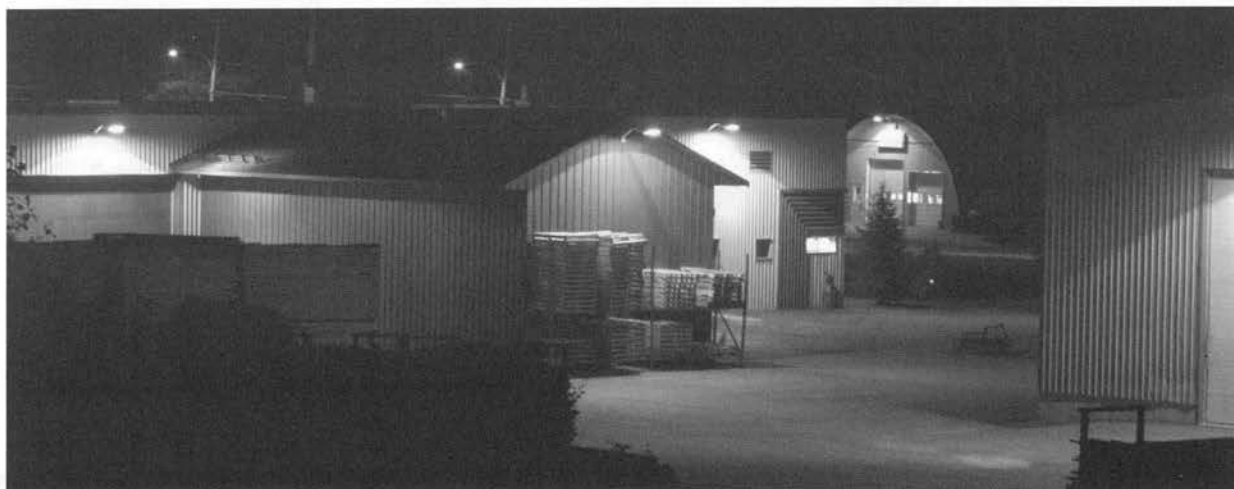


Figure 6. Après la conversion de son éclairage, l'industrie éclaire maintenant ses bâtiments avec des luminaires qui offrent un meilleur contrôle du flux lumineux et qui utilisent des ampoules au sodium à haute pression de 70 W. Cette conversion a permis de réduire la consommation énergétique de l'entreprise de 32 000 kWh par an, ce qui représente une économie annuelle de plus de 2 200 \$.

La lumière blanche est polluante !

La lumière émise vers le ciel nocturne est rendue visible du fait de la réflexion sur les particules en suspension (poussières, aérosols, humidité) dans l'atmosphère. La réflexion est plus importante pour la lumière qui émet des longueurs d'onde bleues ou vertes. Or, la lumière blanche, comme celle qui est émise par les ampoules au mercure ou aux halogénures, est formée par toutes les longueurs d'onde du spectre lumineux (toutes les couleurs du spectre : du bleu au rouge). La lumière blanche contient davantage des longueurs d'onde bleues comparativement aux ampoules au sodium à haute pression qui contiennent principalement des longueurs d'onde jaunes. C'est ce qui explique pourquoi la lumière blanche contribue jusqu'à quatre fois plus au voilement des étoiles.

1) quelles surfaces ou quels objets doivent être éclairés ?
2) quel est l'éclairage requis ? 3) l'éclairage est-il nécessaire en tout temps ?

Afin de produire un éclairage efficace, sécuritaire et de qualité, il faut aussi limiter toute forme d'éblouissement de l'œil que peut provoquer cet éclairage. L'éblouissement se produit lorsque les yeux sont exposés à un éclat lumineux intense (ampoule nue, trop puissante ou mal dirigée) qui provoque la fermeture de la pupille, ou lorsqu'il y a un contraste important entre l'éclairage principal et l'éclairage des zones plus sombres. Afin que la visibilité soit optimale sur de grandes étendues (rue, parc, sentier), il faut privilégier un éclairage uniforme plutôt qu'un éclairage comportant plusieurs zones dont l'intensité lumineuse est variable. L'éclairage qu'offre un soir de pleine lune illustre très bien le propos : l'éclairage est faible, mais uniforme et non éblouissant. L'œil s'adapte ainsi à son environnement lumineux, ce qui lui permet de bien voir.

Les modifications apportées à l'éclairage dans la région du mont Mégantic ont été généralement très bien reçues et le sentiment de sécurité des populations locales a été préservé. L'éclairage est moins agressant, plus sobre et donne davantage de cachet aux rues et commerces des villages. Le ciel étoilé de la région est plus magnifique que jamais ! Les commentaires recueillis auprès des chercheurs de l'Observatoire du mont Mégantic et des résidents de la région sont manifestes. Le fondateur de l'ASTROLab, Bernard Malenfant, a partagé ainsi son enthousiasme : « Nous n'observons plus de dôme lumineux au-dessus de ces municipalités lorsque le ciel est couvert de nuages. Nous devons également reprendre l'habitude de nous promener autour de l'observatoire avec une lampe de poche. C'est incroyable ! J'ai retrouvé le ciel d'il y a 30 ans ! »

Bien souvent, c'est un simple manque de connaissances et des pratiques mal définies qui font en sorte que l'installation d'appareils d'éclairages se fait de manière désorganisée et inadéquate. La région du mont Mégantic figure parmi les premiers endroits au monde à déployer une volonté réelle et durable de protéger l'obscurité naturelle, tout en respectant les besoins et la sécurité des populations. Espérons qu'elle saura devenir une région modèle qui en influencera d'autres.

Dans un avenir rapproché, des territoires comme les parcs nationaux seront appelés à devenir des chefs de file à l'échelle mondiale en matière de préservation de l'environnement nocturne. Le parc national du Mont-Mégantic est le premier établissement du réseau des parcs nationaux du Québec à déployer des efforts à cet effet. Ceci lui a permis de créer un environnement respectueux de la nuit grâce à l'implantation de solutions d'éclairage novatrices qui rendent les lieux agréables et sécuritaires pour tous les visiteurs. La Société des établissements plein air du Québec compte s'inspirer de cette expérience et a adopté à cette fin (mars 2008) un plan de gestion environnemental qui inclut un volet sur l'implantation de bonnes pratiques d'éclairage. ◀

Références

- CINZANO, P., P.F. FALCHI, et C.D. ELVIDGE, 2001. The first world atlas of the artificial night sky brightness. *Night sky brightness atlas. Monthly Notices of the Royal Astronomy Society*, 328 : 689-707.
- ISOBE, S. et S. HAMAMURA, 2000. Light energy loss and its application to estimate a global energy usage. *Proceedings of SPIE symposium on remote sensing of the atmosphere, environment, and space*, 4151 : 237-245.
- KLOOG, I., A. HAIM, R.G. STEVENS, M. BARCHANA et B.A. PORTNOV, 2008. Light at night co-distributes with incident breast but not lung cancer in the female population of Israel. *Chronobiology International*, 25 : 65-81.
- MOORE, M.V., S.M. PIERCE, H. WALSH, S.K. KVALVIK et J.D. LIM, 2000. Urban light pollution alters the diel vertical migration of *Daphnia*. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 27 : 1-4.
- LONGCORE, T. et C. RICH, 2004. Ecological light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2 : 191-198.
- POOT, H., B.J. ENS, H. DE VRIES, M.A.H. DONNERS, M.R. WERNAND et J.M. MARQUENIE, 2008. Green light for nocturnally migrating birds. *Ecology and Society*, 13 : article n° 47.
- STEVENS R.G., D.E. BLASK, G.C. BRAINARD, J. HANSEN, S.W. LOCKLEY, I. PROVENCIO, M.S. REA et L. REINLIB, 2007. Meeting report: the role of environmental lighting and circadian, disruption in cancer and other diseases. *Environmental Health Perspectives*, 115 : 1357-1362.

Le contrôle de l'herbe à la puce au parc national d'Oka

Alain Meilleur

Résumé

Une expérience d'éradication de l'herbe à la puce a été entreprise en 2006 au parc national d'Oka afin d'identifier des méthodes de contrôle de cette espèce nuisible qui, parfois, est très envahissante. Deux techniques ont été utilisées, soit l'application d'un herbicide à base de chlorure de sodium et l'arrachage manuel. Les résultats montrent, dans le cas de l'utilisation de l'eau salée, qu'il faut plusieurs traitements pour obtenir une mortalité de 99 % des tiges. Dans le cas de l'arrachage, il faut faire deux interventions pour assurer l'élimination de toutes les tiges et de tous les rhizomes de la plante. Cette méthode risque toutefois d'être la cause de dermatites de contact chez le personnel chargé de l'arrachage. Après les traitements avec une solution de chlorure de sodium, l'arrachage constitue néanmoins une méthode complémentaire pour éliminer les quelques parties de tiges ou de rhizomes qui sont encore présentes. En somme, l'utilisation d'une solution de chlorure de sodium représente une méthode acceptable pour le contrôle ou l'élimination de l'herbe à la puce.

Introduction

L'herbe à la puce (*Toxicodendron radicans*) est une plante vasculaire qui possède une grande capacité de propagation végétative près des sites perturbés par l'homme (Meilleur, 2006). On évalue en effet qu'un plant mature peut parfois couvrir une superficie de plus de 100 m² (Anderson, 1995). Cette plante indigène crée toutefois certains problèmes, car ses structures sont allergènes pour bon nombre de personnes. Ce risque est particulièrement élevé dans les zones de villégiature, comme les espaces de camping dans les parcs nationaux, surtout si aucune mesure n'est prise pour freiner l'expansion de l'espèce. De plus, l'augmentation toujours croissante du CO₂ dans l'air favorise la croissance et la toxicité de la plante (Mohan et collab., 2006). Il est toutefois possible de maîtriser l'herbe à la puce à l'aide de méthodes douces et respectueuses de l'environnement. L'objectif de ce travail était de tester, dans le parc national d'Oka, des traitements écologiques de lutte contre l'herbe à la puce et de vérifier leur efficacité.

Cette étude devenait nécessaire, car le contact répétitif surtout avec la sève peut devenir très désagréable. L'herbe à la puce possède des canaux de résine qui contiennent une huile très irritante pour la peau, le toxicodendrol. Le premier contact entre la peau et les tissus végétaux haussera le niveau de sensibilité sans que cela se traduise par des symptômes. Les contacts subséquents seront responsables, un à sept jours plus tard, de dermatites : alors, la peau démange, devient rouge et quelques cloques peuvent apparaître aux zones de contact. En plus du contact direct, le toxicodendrol peut contaminer la peau par contact indirect. Une personne peut même être contaminée par des spécimens secs de la plante, car l'huile est un composé chimique stable qui perdure sur le plant. Les vapeurs contenant des particules de poussières et des cendres contaminées peuvent aussi causer des réactions très dangereuses. En somme, le contact avec la sève risque d'être

responsable de dermatites qui peuvent être très désagréables et répétitives.

Historique de l'éradication de l'herbe à la puce

Les travaux sur l'éradication de l'herbe à la puce débutent dans les années 1920. On se contente à l'époque de méthodes manuelles (Grant et Hansen, 1920). Il faut attendre les années 1940 pour voir des publications qui traitent de l'éradication de l'herbe à la puce à l'aide d'herbicides (Stoddard, 1944; Hewetson, 1951; McDermott, 1957; Ahrens et Stoddard, 1962) ou de produits très toxiques pour l'environnement (Harlow, 1945; Anonyme, 1950; Anonyme, 1962). Les herbicides les plus cités en la matière sont le 2,4-D et ses variantes, le triclopyr, les sulfamates d'ammonium, l'aminotriazole, le borax et, plus récemment, le glyphosate. La plupart de ces herbicides sont considérés comme efficaces, mais, dans le cas de l'herbe à la puce, il faut souvent répéter le traitement pour arriver à contrôler les individus.

Dans les années 1970, on commence à chercher des méthodes alternatives aux herbicides afin de contrôler l'herbe à la puce. On utilise alors des méthodes non chimiques comme la coupe et le bêchage (Hardin, 1974). À ces méthodes, il faut ajouter l'arrachage manuel, la tonte, la vapeur d'eau, les paillis, l'utilisation d'espèces compétitives, l'extraction des nœuds, et même le broutage par des chèvres. La tonte, l'arrachage et le bêchage sont des méthodes efficaces, mais elles sont aussi risquées : il y a manipulation d'outils, et la probabilité de contacts entre l'huile et la peau est élevée.

Alain Meilleur (Ph. D.) est biologiste à l'Université de Montréal. Il est aussi chercheur pour Primula Environnement inc.

meilleua@total.net

La vapeur d'eau demeure une méthode attrayante, quoique longue à appliquer et coûteuse. L'utilisation de paillis (bâche, plastique, carton, bois raméal) peut se faire sur de petites surfaces, mais si l'ensemble d'un clone n'est pas traité, le clone survit et peut éventuellement envahir de nouveau la zone couverte de paillis.

D'autres méthodes de contrôle ont été mises au point récemment, comme l'utilisation d'herbicides dits naturels dont les produits actifs sont des substances peu ou non toxiques, et même d'utilisation courante. Par exemple, une solution à base de chlorure de sodium (comme l'Adios Ambros[®] de la compagnie Herbanatur inc. a été homologuée en 2007 par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) pour l'élimination de l'herbe à puce (*Ambrosia artemisiifolia*). Cette solution provoque l'assèchement des cellules végétales si elle pénètre dans les feuilles par les stomates. Il est possible qu'une solution de cette nature soit aussi efficace contre l'herbe à la puce. Enfin, l'utilisation d'espèces compétitives, une avenue peu explorée à ce jour dans la lutte à l'herbe à la puce, est probablement essentielle dans un contexte d'utilisation de plusieurs méthodes de contrôle. En effet, après un ou plusieurs traitements, il faut planter ou favoriser des espèces très compétitives à croissance rapide qui entreront en compétition ou occuperont l'espace laissé vacant par l'herbe à la puce. Cela aura pour effet de réduire ou même d'éliminer sa capacité de retour (Daar et collab., 1984).

Méthodes

Une exploration minutieuse du parc national d'Oka a permis de sélectionner les sites d'échantillonnage de manière à les répartir dans les diverses sections du parc. Les sites choisis présentaient toujours une forte concentration de tiges d'herbe à la puce. Les sols étaient sableux et issus des terrasses marines remaniées par le vent (Lambert, 1972).

Deux méthodes de contrôle de l'herbe à la puce ont été testées dans le parc national d'Oka entre 2006 et 2008. La première méthode consistait à appliquer sur la plante un herbicide naturel à base de chlorure de sodium commercialisé sous le nom Adios Ambros[®]. La concentration de la solution a été de 180 g de chlorure de sodium par litre. Une triple ou quadruple application du produit a été faite sur les feuilles. Le taux minimal d'application a été de 3 750 L de solution à l'hectare lors du premier traitement, puis de 2 500 L à l'hectare pour les deux ou trois autres traitements. Le taux d'application maximum doit être utilisé lorsque de très nombreuses tiges dominent un site où il devient impossible de voir le sol. Les différentes applications ont toujours été faites par beau temps, car la pluie annulerait les effets souhaités.

La solution de chlorure de sodium a été testée dans 30 sites d'échantillonnage choisis afin de couvrir différentes situations de lumière (sites ombragés, semi-ombragés ou ensoleillés). Avant de passer à l'arrosage des plants, on a délimité des parcelles couvrant de 1 à 2 m², contenant un minimum de 100 tiges. Chacune des tiges a été marquée par

une étiquette métallique. On a mesuré la hauteur, le nombre de feuilles et le nombre d'embranchements de chaque tige, et noté la présence de fleurs ou de fruits. On a pris les mêmes mesures lorsque des rejets de rhizome sont apparus.

La première application d'herbicide a été faite après l'apparition complète des premières feuilles à la fin du mois de juin 2006. Huit semaines après ce premier traitement, les mesures sur les plants ont été reprises. On a aussi évalué le taux de mortalité des tiges au même moment. Le deuxième arrosage a été fait au début du mois de septembre 2006. L'impact de ce second arrosage a été évalué au printemps 2007. Un troisième arrosage a été effectué au mois de mai 2007, puis un quatrième au mois d'août de la même année sur la moitié des clones seulement, afin de déterminer si le dernier traitement s'avérait nécessaire. Les mêmes variables ont été mesurées lors de tous ces traitements. Des échantillons de sol ont été prélevés avant le premier traitement ainsi qu'une semaine après le premier et le second traitement afin de déterminer la teneur en sel dans les dix premiers centimètres de sol.

La deuxième méthode consistait à arracher les plants. L'arrachage a été fait pour 15 sites situés près de ceux traités à l'herbicide (figure 1). À chaque site, 100 tiges ont été échantillonnées. Les mesures qui ont été prises sont les mêmes que lors de l'expérience avec l'herbicide. Après l'arrachage, 12 plants de vigne vierge (*Parthenocissus quinquefolia*) ont été plantés dans chacun des 15 sites. Huit semaines après l'arrachage, nous avons dénombré et mesuré les tiges ayant réapparu après le traitement. Un deuxième arrachage des rhizomes résiduels a été fait pour chacun des sites échantillonnés.



Figure 1. Arrachage manuel de l'herbe à la puce.

Résultats et discussion

Été 2006

Les tiges d'herbe à la puce avaient, avant traitement, une hauteur variant de 5 à 90 cm (moyenne : 32 cm : figure 2). Ces hauteurs soulignent le développement clonal de l'herbe à la puce où de jeunes tiges côtoient de plus vieilles (Meilleur, 2006). Les tiges des clones dépassent en effet rarement 1 m

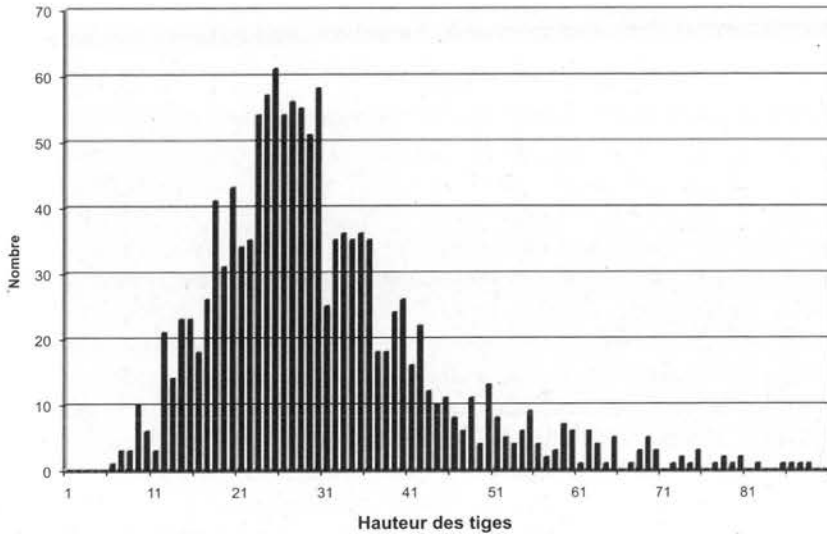


Figure 2 Distribution des hauteurs des tiges d'herbe à la puce dans le parc national d'Oka, avant le premier traitement au chlorure de sodium.

de haut, sauf en présence de conditions optimales, comme lorsque les clones bénéficient d'un ensoleillement important et d'un apport d'eau continu (Meilleur, 2006). Les tiges portaient un nombre de feuilles assez faible, deux ou trois en moyenne. Cette situation témoigne également du développement clonal de la plante. En effet, dans les clones, les tiges sont, en général, sans embranchement (moyenne de 0,08 embranchement par tige) et ne supportent que quelques feuilles à leur extrémité. Globalement, il y avait une tige florifère toutes les trois tiges.

Le premier traitement avec la solution de chlorure de sodium s'est traduit par un jaunissement graduel des feuilles, suivi de leur chute 10 à 14 jours après l'arrosage (figures 3 et 4). Le traitement a conduit à une diminution marquée de tous les paramètres de croissance mesurés (tableau 1). La hauteur moyenne des tiges toujours vivantes est passée de 32 à 16 cm. Le nombre moyen de feuilles par tige est passé, pour sa part, de 2,5 à 1,8 feuille. Le traitement a tué presque tous les embranchements et a éliminé toutes les tiges florifères. Il a aussi entraîné la mort de 68 % des tiges étiquetées d'herbe à la puce. La hauteur moyenne des tiges tuées (31 cm) était similaire à celle de toutes les tiges avant le traitement. Ces données suggèrent donc que l'herbicide a agi indistinctement sur les tiges, peu importe leur hauteur.

Après le premier traitement, les extrémités des rhizomes sortaient du sol pour produire de nouvelles tiges dans tous les sites d'échantillonnage. Cette réaction était particulièrement importante dans les sites avec une bonne luminosité, soit les bordures de routes ou de sentiers où l'herbe

à la puce était auparavant absente (tableau 2). Si les moyennes du nombre de tiges issues des rhizomes étaient relativement semblables pour les situations ensoleillées ou semi-ombragées, la situation était très différente pour les clones qui poussaient à l'ombre. Dans ces cas, le nombre de tiges était environ deux fois inférieur à celui observé dans les autres conditions de lumière.

Les analyses de sol effectuées dans les sites expérimentaux, après le premier et le second traitement, indiquaient des niveaux d'ions Cl⁻ inférieurs à 1 250 ppm, sauf pour un seul site. On n'a pas observé d'effet cumulatif d'ions Cl⁻ après le second traitement. En général, chez les plantes, les dommages commencent à se manifester à des concentrations d'environ 1 250 ppm et plus de chlorure (Doucet, 1994). Cela dit, il ne faut pas oublier que le sel a un effet éphémère sur les propriétés du sol (Watson et collab., 2003). En effet, lors de l'application de la solution saline, le sol reçoit du sel concentré, mais ce dernier sera lessivé très rapidement par les pluies subséquentes.

Dans les parcelles où l'on a procédé à de l'arrachage, les tiges d'herbe à la puce possédaient, avant le traitement, une hauteur moyenne de 27 cm, soit une hauteur légèrement inférieure à celle des tiges des sites traités avec l'herbicide (figure 5). Dans les 15 sites, un petit pourcentage de tiges a réussi à survivre malgré l'intervention. Les sites les plus ombragés étaient ceux qui contenaient le moins de tiges vivantes après le traitement (tableau 3). Un second arrachage a permis d'éliminer les portions de rhizomes résiduelles ainsi que les tiges restantes. Quant aux plantations des vignes vierges, les plants se sont peu développés et ils n'arrivaient pas à entrer en compétition avec les tiges d'herbe à la puce.

Été 2007

Le quatrième et dernier traitement de 2007 a permis d'éliminer 99,9 % des tiges qui avaient été étiquetées en 2006 (figure 6). Par contre, la mort de ces tiges depuis 2006 a entraîné une réaction des clones qui ont mis en place de nouvelles tiges à partir des rhizomes. Ce nombre a augmenté graduellement pour culminer après le deuxième traitement (printemps 2007) pour ensuite décliner à la suite des traitements subséquents. La présence des nouvelles tiges ou rejets de rhizome serait probablement liée à la disponibilité des bourgeons latents situés sur les rhizomes.

Le nombre de rejets de rhizome exprime la capacité des clones à recoloniser l'espace libéré par la mortalité des tiges. Cette réaction exige toutefois que les clones puisent dans leurs réserves, ce qui devrait tendre à les affaiblir et éventuellement permettre leur élimination. Les jeunes parties du clone semblent donc bénéficier d'un support physiologique substantiel de la part des parties plus vieilles, une relation, comme

Tableau 1. Mesures des tiges d'herbe à la puce avant et après le premier traitement au chlorure de sodium dans le parc national d'Oka.

Traitement	Hauteur moyenne des tiges (cm)	Nombre moyen de feuilles par tige	Nombre moyen d'embranchement par tige	Nombre de tiges florifères
Avant	32,25	2,51	0,08	34
Après	15,84	1,78	0,01	0

Tableau 2. Nombre de tiges d'herbe à la puce issues de rhizomes en bordure des sites traités après le premier traitement au chlorure de sodium dans le parc national d'Oka.

Nombre de sites d'échantillonnages	Luminosité	Nombre moyen de tiges par site
10	Ensoleillé	8,22
12	Semi-ombragé	7,33
8	Ombragé	4,00

Tableau 3. Caractéristiques des nouvelles tiges d'herbe à la puce poussant après un traitement d'arrachage selon plusieurs conditions de lumière dans le parc national d'Oka.

Luminosité	Hauteur moyenne des tiges (cm)	Volume des tiges (cm ³)	Nombre moyen de tiges
Ensoleillé	25,38	10,41	9,33
Semi-ombragé	26,67	10	7,20
Ombragé	29,33	11,45	4,50

le mentionnent Birch et Hutchings (1999), mal comprise chez les espèces clonales. Cette demande particulière pour la mise en place de nouvelles tiges se traduit, entre autres, par la présence de tiges de plus en plus petites. On observe que les tiges initiales, à l'image des rejets, culminent après le second traitement, mais finissent par diminuer de 35 % en taille après le quatrième traitement.

Été 2008

Un suivi des clones a été fait en juillet 2008 afin de vérifier l'impact du quatrième traitement d'arrosage. Le nombre moyen de tiges par parcelle était de 27 après le troisième traitement et de 10 après le quatrième. Les clones ayant subi un quatrième traitement semblaient en état de latence et les tiges restantes étaient généralement issues de courtes portions de rhizome ou de rhizomes intacts ayant survécu aux traitements. Ce dernier cas peut être à l'origine d'au moins une dizaine de tiges. Comme les sites ont été presque entièrement dépouillés de l'herbe à la puce, il était assez facile d'enlever à la main ces nouvelles tiges.

Conclusion

L'utilisation d'une solution de chlorure de sodium pour contrôler des clones d'herbe à la puce constitue une alternative acceptable, d'un point de vue environnemental, par rapport à l'application d'herbicides de synthèse. Cette méthode devrait être considérée pour tous les lieux publics infestés par de l'herbe à la puce, dont les parcs nationaux, afin de limiter les impacts négatifs de la plante sur les usagers. L'efficacité du produit permet, en quelques traitements, d'éliminer de façon presque complète les clones. La chute lente des feuilles après arrosage signifie que la solution saline semble pénétrer lentement dans la tige ou affecte ses racines, ce qui



Figure 3 Clone d'herbe à la puce avant le premier traitement au chlorure de sodium.



Figure 4 Clone d'herbe à la puce, après le premier traitement au chlorure de sodium.

favorise l'assèchement du feuillage (Humphreys et collab., 1986; Kirkwood, 1987). La mortalité des tiges a été observée dans toutes les classes de hauteur de tiges, ce qui permet de mieux neutraliser le clone dans son développement. Un suivi des traitements demeure essentiel afin de vérifier l'état des clones. Cette dernière démarche demeure primordiale, car, même si les traitements sont efficaces, la moindre portion de rhizome permet au clone de recoloniser de grandes surfaces. L'arrosage avec du chlorure de sodium ne semble pas présenter de danger d'accumulation du sel dans les sols qui pourrait nuire à la survie des autres plantes adjacentes.

La technique de l'arrachage est simple et assez efficace, mais elle laisse souvent sur place des parties de rhizome. L'arrachage doit être effectué à au moins deux reprises et l'éradication sera d'autant plus réussie que le sol sera meuble et facile à travailler. Cette façon de faire est appropriée pour de petites superficies, pour des clones à rhizomes très près de la surface, pour de jeunes clones de quelques années ou lorsque les clones ont de très faibles densités de tiges. Cette méthode s'avère particulièrement utile en combinaison avec des traitements au chlorure de sodium. En effet, lorsque les

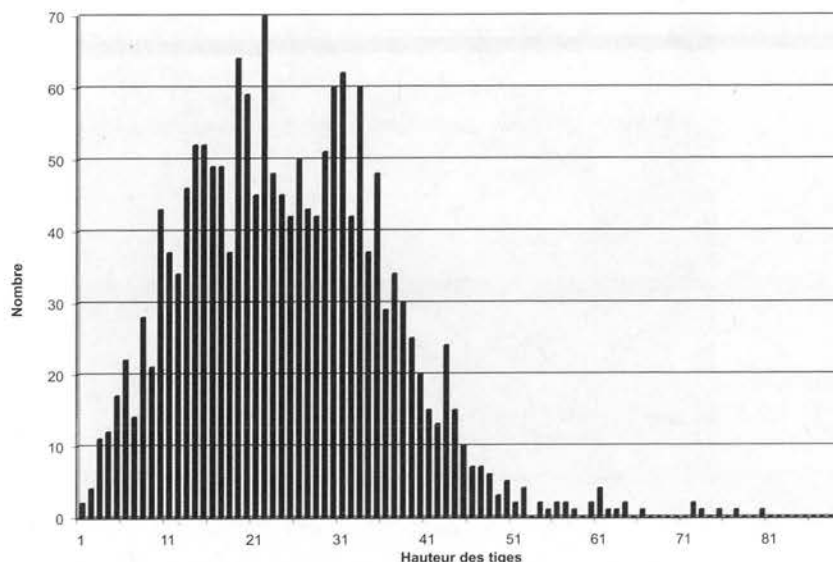


Figure 5. Distribution des hauteurs des tiges d'herbe à la puce dans le parc national d'Oka, avant le traitement d'arrachage.

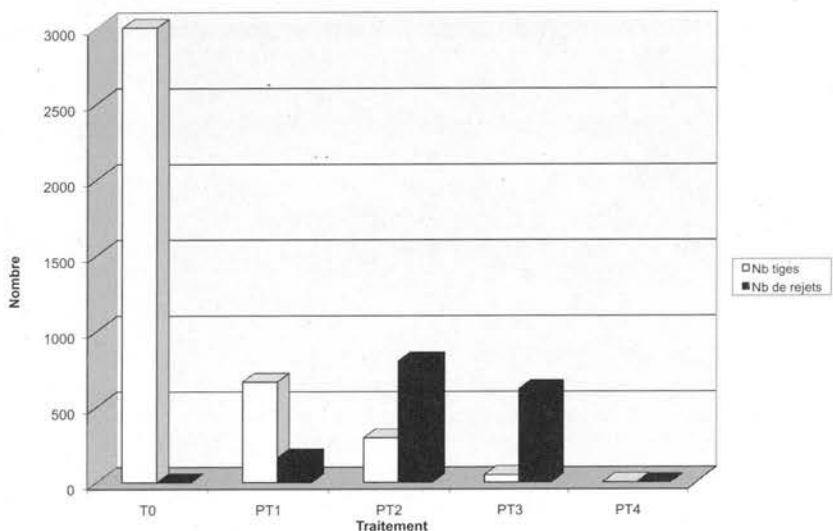


Figure 6. Nombre de tiges résiduelles d'herbe à la puce et de rejets de rhizomes après un ou plusieurs traitements au chlorure de sodium dans le parc national d'Oka. Nombre de tiges avant les traitements (T0), nombre de tiges (résiduelles et nouvelles) après le premier traitement (PT1), après le second traitement (PT2), après le troisième traitement (PT3) et après le quatrième traitement (PT4).

traitements à l'herbicide sont terminés, l'arrachage devient une méthode simple et efficace pour éliminer toutes les tiges ou les rhizomes ainsi que leurs rejets encore présents sur le site traité. ◀

Références

AHERNS, J.F. et E.M. STODDARD, 1962. Eradication of poison ivy and poison sumac. Connecticut Agricultural Experiment Station, New Haven, 5 p.
 ANDERSON, T.E., 1995. The poison ivy, oak and sumac book: a short natural history and cautionary account. Action Circle, Ukiah, 111 p.
 ANONYME, 1950. Poison ivy (*Rhus toxicodendron*). Ontario Department of Agriculture, Toronto, 4 p.

ANONYME, 1962. Controlling poison ivy. University of Illinois, Extension Service in Agriculture and Home Economics, Urbana, 4 p.
 BIRCH, P.D. et HUTCHINGS, M.J., 1999. Clonal segmentation. *Plant Ecology*, 141: 21.
 DAAR, S., W. OLSKOWSKI et H. OLSKOWSKI, 1984. Integrated pest management for poison ivy. Bio-Integral Resource Center Technical Review, Berkeley, 25 p.
 DOUCET, R., 1994. La science agricole: climat, sols et productions végétales du Québec. Deuxième édition. Éditions Berger, Montréal, 699 p.
 GRANT, C. V. ET HANSEN, A. A., 1920. Poison ivy and poison sumac and their eradication. United States Department of Agriculture, Farmer's Bulletin 1166, Washington D.C., 16 p.
 HARDIN, J.W., 1974. Things you should know about poison ivy, poison oak and poison sumac in North Carolina. North Carolina State University, Agricultural Extension Service, Raleigh, 19 p.
 HARLOW, W.M., 1945. Poison ivy and poison sumac. Syracuse University, New York State College of Forestry, Syracuse, 19 p.
 HEWETSON, F.N., 1951. New herbicides for controlling poison ivy in apple orchards. Home Economics Research Publication 109, Progress Report 62, Alexandria, 6 p.
 HUMPHREYS, M.O., M.P. KRAUS et R.G.W. JONES, 1986. Leaf-surface properties in relation to tolerance of salt spray in *Festuca rubra* spp. *New Phytologist*, 103: 717-723.
 KIRKWOOD, R.C., 1987. Uptake and movement of herbicides from plant surfaces and the effects of formulation and environment upon them. Dans: Cottrell, H.J. (édit.). *Pesticides on plant surfaces*. John Wiley and Sons, New York, p. 1-25.
 LAMBERT, P., 1972. Géomorphologie des environs d'Oka. Mémoire de maîtrise, Département de géographie, Université de Montréal, 281 p.
 MCDERMOTT, R.E., 1957. Poison ivy. University of Missouri, College of Agriculture, Columbia, 8 p.
 MEILLEUR, A. 2006. Méthodes de contrôle de l'herbe à puce au parc-nature de l'Île-de-la-Visitation. Résultats de l'été 2006. Rapport de recherche, Montréal, 27 p.
 MOHAN, J.E., H.L. ZISKA, W.H. SCHLESINGER, B.T. RICHARD, R.C. SICHER, K. GEORGE et J.S. CLARK, 2006. Biomass and toxicity responses of poison ivy (*Toxicodendron radicans*) to elevated atmospheric CO₂. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103: 9086-9089.
 STODDARD, E.M., 1944. Poison ivy and its eradication. Connecticut Agricultural Experiment Station, New Haven, Circular 160: 65-68.
 WATSON, A. K., SAINT-LOUIS, S., BURTON, J. et C. COSTA, 2003. Vers une gestion intégrée et durable des dépendances vertes: la suppression de la petite herbe à puce par l'utilisation d'un produit naturel. Rapport présenté au Service de l'environnement et des études d'intégration au milieu du ministère des Transports du Québec, Document 647, Montréal, 93 p.

Prévenir la familiarisation des loups : une démarche nouvelle devant un problème nouveau au parc national du Mont-Tremblant

Hugues Tennier

Résumé

Le loup est reconnu comme un animal discret qui craint l'homme et s'enfuit à sa vue. Or, depuis quelques années, on assiste en Amérique du Nord à un nouveau phénomène : celui des loups familiers. Ces loups ont perdu la peur séculaire de l'homme et circulent dans les campings et le long des routes et des sentiers. Ils chapardent aussi de la nourriture et des objets appartenant à des campeurs. Cette cohabitation loup-humain, lorsqu'elle est tolérée, pousse les loups à devenir de plus en plus téméraires. Des cas de morsures et d'attaques, parfois mortelles, ont été recensés au Canada et aux États-Unis. Ce phénomène se produit surtout dans des endroits où les loups sont protégés et où l'achalandage humain est grand. Au Québec, le phénomène des loups familiers est apparu pour la première fois au début des années 1990, au parc national du Mont-Tremblant, et s'est intensifié depuis. Avant que ne survienne un accident, les gestionnaires du parc ont élaboré des lignes directrices visant l'éducation des visiteurs, le suivi des loups familiers, le déconditionnement des loups qui deviendraient un peu trop téméraires ou qui menaceraient la sécurité des visiteurs et, finalement, l'essai d'une méthode dissuasive inédite au Québec. La première saison de l'application de cette démarche novatrice a donné des résultats encourageants.

Introduction

Le parc national du Mont-Tremblant est le plus vieux et le plus vaste parc national québécois. Il a pour mission de conserver un échantillon représentatif de la région naturelle des Laurentides méridionales, l'une des 43 régions naturelles du Québec. Il couvre 1 510 km² et renferme 400 lacs et 6 rivières. Il se subdivise en trois secteurs (Diable, Pimbina, L'Assomption; figure 1). Situé à moins de deux heures de Montréal, il figure parmi les parcs nationaux du Québec les plus visités. En 2008, l'achalandage totalisait près de 425 000 jours-visites. Soixante-neuf pour cent (69 %) des visiteurs fréquentent essentiellement le secteur de la Diable. Ce secteur compte plus de 500 emplacements de camping, dont près de 450 sont répartis en 15 sites dans les environs du lac Monroe (figure 2). Malgré ce nombre impressionnant d'emplacements de camping, ceux-ci sont bien intégrés à la forêt (figure 3).

De nombreuses observations de loup (*Canis lupus*) ont été faites, chaque année, par les visiteurs du parc national du Mont-Tremblant, et particulièrement dans les environs du lac Monroe. Ceci n'a rien de surprenant puisque le parc se trouve dans l'aire de répartition permanente du loup au Québec (Jolicoeur et Hénault, 2002) et qu'il abrite de bonnes populations de cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) et d'orignal (*Alces alces*), ses proies préférées. En été, les cerfs occupent surtout le sud du parc où se trouve la vallée de la Diable et le lac Monroe. En hiver, ces cerfs se réfugient en bordure du parc dans le ravage du Mont-Tremblant, un site traditionnellement utilisé par les cerfs depuis plus de 40 ans

et qui abritait environ 1 000 cerfs à l'hiver 2008 (M. Hénault, comm. pers.). Les orignaux occupent le parc à l'année, où ils abondent particulièrement dans ses parties nord et est.

Depuis le début des années 1990, mais plus particulièrement à partir de l'année 2002, les gestionnaires du parc national du Mont-Tremblant ont noté un changement dans le comportement des loups. Auparavant discrets, ceux-ci se sont mis à circuler librement sur les routes et les sentiers, ainsi qu'au sein de nombreux campings. De plus, ils se sont montrés indifférents à l'égard de l'homme et ne cherchaient plus à fuir à sa vue. Ce comportement atypique chez les loups sauvages peut s'expliquer par le phénomène de familiarisation ou d'habituation. L'habituation est une forme d'apprentissage qui se manifeste par une diminution graduelle (et relativement prolongée) de l'intensité ou de la fréquence d'apparition d'une réponse à la suite de la présentation répétée ou prolongée du stimulus l'ayant déclenchée.

Confrontés au manque de connaissances sur la façon de gérer de telles situations, il était devenu nécessaire de consulter des experts et de documenter le phénomène d'habituation des loups. Il était également primordial d'évaluer les risques pour la sécurité publique. Une démarche de documentation a donc été entreprise auprès des spécialis-

Hugues Tennier est biologiste, responsable du service de la conservation et de l'éducation du parc national du Mont-Tremblant et responsable de la gestion du milieu à la réserve faunique Rouge-Matawin (Société des établissements de plein air du Québec). On peut le rejoindre à l'adresse suivante :

tennier.hugues@sepaq.com

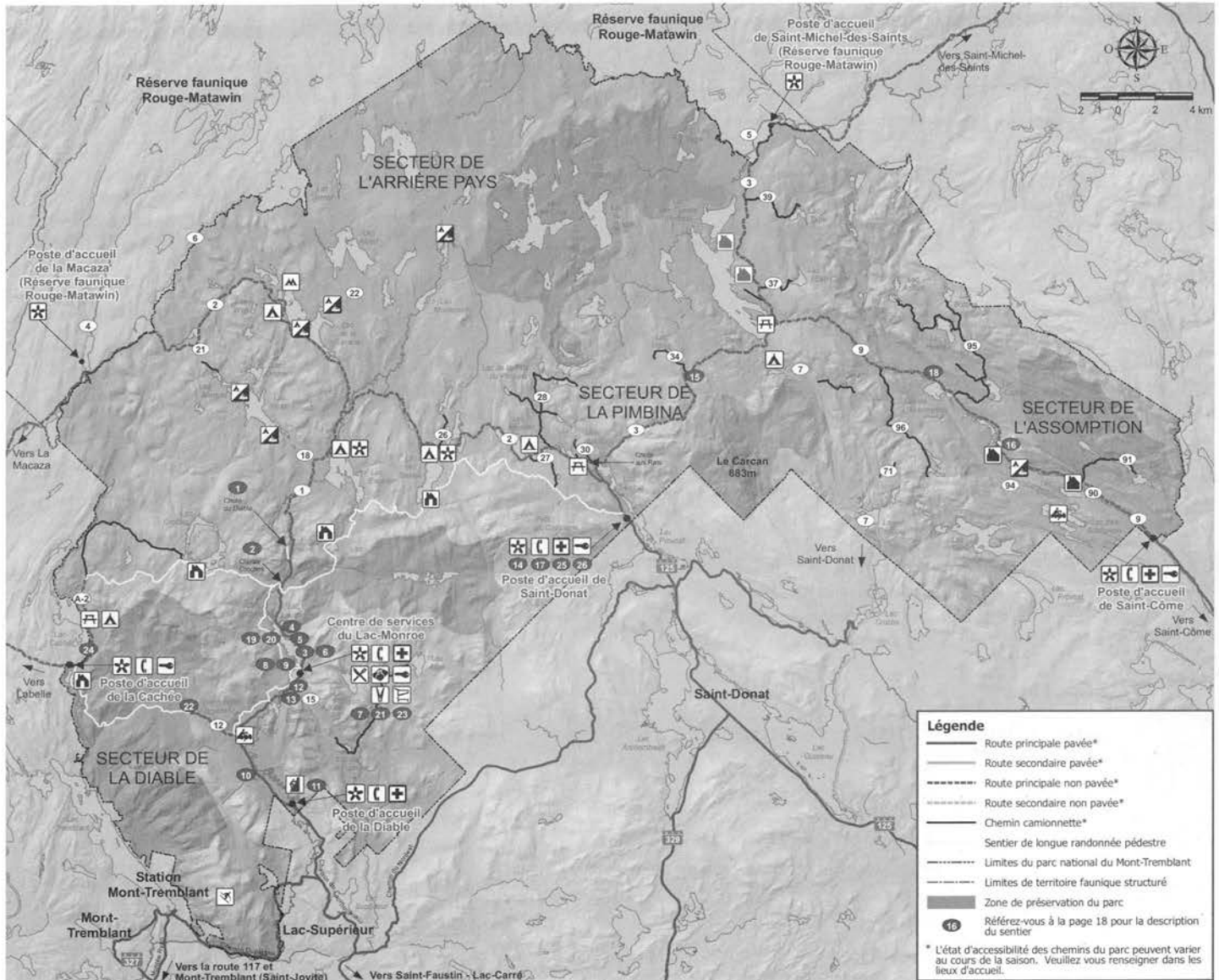


Figure 1 : Carte du parc national du Mont-Tremblant réunissant les trois secteurs, celui de la Diable, de la Pimbina et de l'Assomption. (Conception : Point de vue).

tes de différents parcs nord-américains aux prises avec des situations semblables. Un comité consultatif composé de spécialistes québécois du loup et de gestionnaires de parcs nationaux a été créé pour examiner la situation et proposer des solutions. Les membres de ce comité ont reconnu unanimement qu'il y avait des risques pour la sécurité du public si des loups familiaux étaient tolérés dans le parc national du Mont-Tremblant. Le comité a donc recommandé d'agir de façon rapide, ferme et créative afin d'éviter que la situation ne dégénère. Il a également recommandé que les démarches adoptées au cours des dernières années, telles que la sensibilisation des visiteurs, le déconditionnement des loups et le retrait des individus dont le comportement ne pouvait pas être modifié, soient améliorées et enchâssées dans une publication, à l'instar de ce qui se fait dans d'autres parcs nationaux vivant des situations semblables.

En quoi un loup familial est-il dangereux ?

Les attaques de loups envers des humains ne se produisent qu'en de très rares occasions. Linnell et collab. (2002) et McNay (2002) ont effectué une vaste synthèse de la documentation entourant les cas d'agression de l'homme par le loup en Amérique du Nord au cours du XX^e siècle. Il ressort de cette synthèse que la plupart des attaques impliquaient des loups atteints de la rage. En excluant ces cas, Linnell et collab. (2002) n'ont recensé que 21 cas d'agressions non mortelles d'humains par des loups. Trois de ces cas sont survenus lors de rencontres agressives entre un loup et un chien domestique en présence d'un humain et les 18 autres incidents ont été causés par des loups familiaux. À titre de comparaison, il y a eu aux États-Unis, entre 1890 et 2001, 89 attaques de couguar (*Felis concolor*), dont 17 mortelles. Au cours de cette même période, 71 personnes ont été tuées par des grizzlis (*Ursus*

Secteur de la Diable

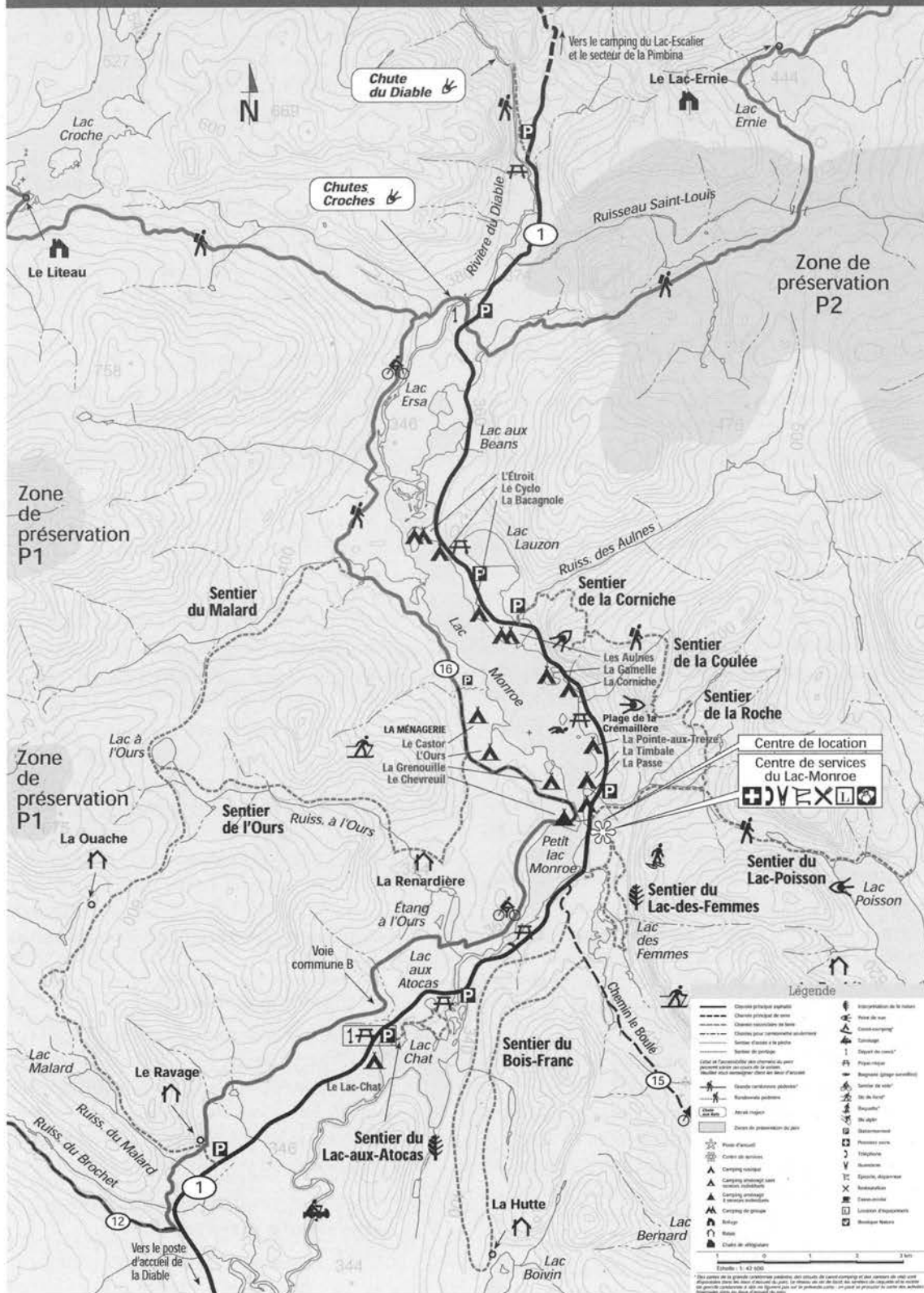


Figure 2 : Carte des campings dans les environs du lac Monroe, secteur de la Diable, où la plupart des loups familiers ont été observés.

(Conception : Société des établissements de plein air du Québec).



HELENE DOUCOUR

Figure 3 : Les emplacements de campings disponibles dans les environs du lac Monroe sont bien intégrés au milieu boisé et sont relativement espacés les uns des autres.

arctos), avec une moyenne de quatre attaques par année (Parc national de Yellowstone, 2003).

L'analyse des événements entourant les cas d'attaque de loups a fait ressortir très clairement que les incidents surviennent selon une séquence prévisible. Il y a d'abord une courte période d'acclimatation jumelée à des comportements stéréotypés comme le vol d'articles (souvent des chaussures). Pendant cette période initiale d'acclimatation, les loups n'ont pas un comportement agressif, mais ils sont plutôt « intrépides » (Linnell et collab., 2002; McNay, 2002; Parc national de Yellowstone, 2003; Brad Steinberg, comm. pers., 2008). Au fil des contacts loups-humains, l'attitude du loup se modifie et il devient plus hostile. C'est à ce stade que les attaques se produisent. En général, elles se manifestent par des morsures bénignes ou assez sévères pour exiger des points de suture (Linnell et collab., 2002; McNay, 2002; Parc national de Yellowstone, 2003). L'attaque pourra néanmoins être mortelle envers l'humain en de rares occasions. Les enfants sont particulièrement vulnérables dans ces situations en raison de leur petite taille et de leur attitude moins dominante. C'est en 2005 qu'on a observé, pour la première fois en Amérique du Nord (Saskatchewan), une mortalité causée par des loups familiers (Chambers, 2006).

La problématique des loups familiers s'est intensifiée depuis les dernières décennies, en particulier dans les parcs nationaux ou provinciaux comme le parc national de Yellowstone (Wyoming) où les loups ont été récemment réintroduits (Smith et collab., 2004), le parc provincial Algonquin (Ontario), le parc national de Banff (Alberta), le parc national et réserve de Denali (Alaska), le parc provincial de l'Île Vargus (Colombie-Britannique) et sur l'île d'Ellesmere (Nunavut). Il est probable que les loups protégés par un statut de parc soient moins exposés aux forces sélectives qui perpétuent la prudence et qu'ils aient développé une forme d'audace inhabituelle. Le nourrissage des loups et de leurs proies (en particulier le cerf de Virginie) ne semble pas

étranger à ce phénomène. Il semble aussi qu'une bonne part des conditions pouvant mener à des agressions résultent de comportements humains inadéquats ainsi que de contextes particulièrement propices à l'habituation. La nature téméraire de certains visiteurs de parcs à l'égard de la faune pourrait également, dans le contexte de l'habituation, mener à des situations s'apparentant à de la provocation et dégénérer en agression.

Les loups familiers au parc national du Mont-Tremblant : séquence des événements

Le parc national du Mont-Tremblant a connu trois épisodes de loups familiers. Le premier est survenu au début des années 1990, le deuxième de 2002 à 2004 et le dernier de 2005 à 2008.

Premier épisode

Au cours de l'été 1993, plusieurs plaintes provenant de campeurs et du personnel du lac Escalier, au nord du lac Monroe (figure 1), faisaient mention d'un loup volant des chaussures. Ce dernier tentait aussi de sauter sur les gens et de récupérer les restes de nourriture dans les trous à feu. Des patrouilles ont alors été menées dans ce secteur. Lors d'une de ces patrouilles, un garde-parc patrouilleur a été interpellé par des campeurs qui avaient peur d'un loup au barrage Escalier. Ce garde a lui-même constaté la présence du loup sur les lieux et l'a vu essayer de sauter sur une jeune femme qui s'est à ce moment défendue à coups de pieds. Le loup a pris la fuite pour se diriger vers le lac Escalier où un second appel aux gardes-parc a été fait peu après. Sur les lieux, le garde-parc a tenté de calmer les campeurs, mais le loup passait d'un site à l'autre pour voler de la nourriture sur les tables ou dans les trous à feu. En général, le loup fuyait à l'approche du garde-parc, pour mieux réapparaître sur un autre site. Après un certain temps, il a aussi sauté sur ce garde-parc. Ce n'est qu'en donnant des coups de pieds au loup que le garde-parc a pu le faire fuir. Un autre garde-parc l'a finalement abattu, un peu plus tard, d'un coup de feu. Une analyse ultérieure a montré que ce loup n'était pas porteur de la rage (Normand Sauvé, comm. pers. 2008).

Deuxième épisode

Au cours de l'été 2002, deux louveteaux ont été aperçus à plusieurs reprises en train de courir vers des voitures sur la route 1, dans le secteur de la Diable (figure 2). En 2004, un second cas de loup solitaire familier est également survenu dans le secteur de la vallée de la Diable. Ce loup, un mâle de 29 kg, a rôdé autour des campings. Il fut tué à l'aide d'un collet.

Troisième épisode

Le troisième épisode a débuté en 2005. Au moins un loup a visité régulièrement des campings de la vallée de la Diable. On entreprit alors un programme de déconditionnement sommaire basé sur l'utilisation d'un lance-pierre, programme qui a eu des résultats mitigés. On a aussi déployé

des collets pour le capturer, mais en vain. Au cours de l'hiver 2005-2006, une meute de cinq loups a été observée à quelques reprises sur la route 1. Les individus de cette meute démontraient peu de crainte des humains et toléraient la présence de véhicules arrêtés pendant quelques minutes avant de s'éloigner en forêt. Au cours de l'été 2006, ce même comportement a été observé chez des individus solitaires (figures 4, 5 et 6). Un loup a volé de la nourriture au camping Le Castor, plus précisément sur le site d'une famille accompagnée d'enfants (figure 2). Il a ensuite bloqué le passage au camping à une mère et son enfant qui ont alors tenté de l'effrayer, sans succès. L'animal s'est aussi approché d'un feu de camp alors que des campeurs se trouvaient autour. Selon les témoignages, il aurait également poursuivi un faon. Plus tard, au cours de l'été, un gestionnaire du parc a rencontré le loup (qui, depuis, avait acquis son nom de loup « roux ») sur la route 1 (figure 4) et il l'a suivi sur une distance de 2 km en camionnette. Il a essayé de l'effrayer en klaxonnant et en roulant près de lui. Cependant, jamais le loup n'a démontré de peur et n'a cherché à regagner la forêt. Le loup a marqué son territoire une fois près d'un étang et une autre fois quelques mètres plus loin. Il est entré dans la forêt juste avant l'entrée

du camping du lac Chat (figure 2). Quelques heures plus tard, des visiteurs ont affirmé l'avoir aperçu en compagnie d'un autre petit loup, au pelage plus foncé, poursuivant un cerf dans le stationnement du lac Atocas. Ce loup a abandonné la poursuite et a ensuite rôdé autour d'une voiture avant de poursuivre son chemin. Le loup roux a par la suite été aperçu au camping Le Castor, volant un bifteck dans un sac de déchets. Il a ensuite vagabondé toute une matinée dans la Ménagerie (figure 2). Un garde-parc l'a finalement repoussé.

Plusieurs mesures de sensibilisation ont été mises en place à la suite de ces différents événements. On a notamment inséré, dans le journal du parc, un texte sur le nourrissage (activité à proscrire) et un autre sur le comportement à adopter en présence d'un loup. On a aussi distribué une note aux visiteurs du secteur concerné du parc. Différents scénarios de piégeage ont été tentés, dont le piégeage vivant des individus afin de les déplacer. Aucune tentative ne fut fructueuse et le piégeage s'est avéré très complexe, lourd d'un point de vue logistique et contesté par des responsables gouvernementaux. Les mesures de sensibilisation des visiteurs sur l'importance de ne pas nourrir les animaux et sur le comportement à adopter en présence d'un loup furent donc, en conséquence, intensifiées par les gardes-parc patrouilleurs.

Au début de l'été 2007, les mesures de sensibilisation mises en place en 2006 ont été reconduites et améliorées. De nouvelles mesures furent aussi adoptées, comme l'information des visiteurs dès leur arrivée au poste d'accueil, l'augmentation des activités des naturalistes (capsule d'info-nature sur le loup) aux heures d'affluence au centre de service du lac Monroe, l'ajout d'un texte au verso des vignettes de stationnement sur le nourrissage et la présence des loups et l'installation de panneaux sandwiches sur l'interdiction de nourrir la faune (figure 7) et de panneaux avisant la clientèle des campings de la présence de loups sur le site ainsi que de l'importance de bien gérer la nourriture et les déchets.

Malgré ces mesures, les loups familiers demeurèrent très présents. On constata rapidement qu'il y avait au moins trois loups qui visitaient régulièrement les campings. Plusieurs scènes de chasse de faons, de cerfs adultes et de rats laveurs se sont déroulées dans les campings et ont été rapportées par les visiteurs et les employés. En raison de leur grande fréquence, les employés ont toutefois cessé de rapporter les cas de présence de loups sur le réseau routier de la vallée de la Diabole. En effet, nombreuses ont été les rencontres entre des humains et des loups, et en particulier sur les routes de la vallée de la Diabole et les campings, quoique également dans les sentiers et les aires de pique-nique. Quelques cas très particuliers ont aussi été rapportés. Par exemple, un enfant a déclaré à un journaliste s'être fait réveiller par un loup qui lui sentait la joue alors qu'il dormait à la belle étoile. Un loup qui circu-



Figure 4 : Loup familial ayant fait irruption le 26 août 2006 à la Crémaillère, en pleine causerie.



Figure 5 : Loup familial circulant le long d'un chemin près du camping La Passe, le 11 juillet 2006.



SOCIÉTÉ DES ÉTABLISSEMENTS DE PLEIN AIR DU QUÉBEC

familiarisation, 6) atteindre les objectifs précédents en favorisant au maximum la réhabilitation du comportement naturel des loups et l'éducation des visiteurs et 7) recueillir plus d'informations sur les loups familiers afin de faciliter la gestion des situations problématiques à venir.

Ces objectifs devraient être atteints notamment par l'éducation des visiteurs et par le conditionnement négatif des loups intrépides. Même si, de façon générale, l'approche vise à maintenir en vie les loups, les gestionnaires peuvent éliminer un animal jugé dangereux, quoique seulement après avoir essayé toute une panoplie de moyens dissuasifs (Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune; C-61.1).

Pour élaborer les lignes directrices, les gestionnaires se sont appuyés sur le protocole général traitant des principales espèces déprédatrices, qui existe pour l'ensemble des parcs gérés par la Société des établissements de plein air du Québec (Parcs Québec, 2006), ainsi que sur le permis général (permis SEG) émis par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF). Dans le cas des loups et des coyotes, le protocole ne prévoit pas la capture vivante en vue d'un déplacement. Si la bonne gestion des sources de nourriture et le déconditionnement ne fonctionnent pas, le protocole prévoit alors l'abattage des animaux avec une arme à feu ou un piège.

Les lignes directrices qui ont été élaborées donnent des outils concrets pour la prévention et la gestion des loups familiers au parc national du Mont-Tremblant (Tennier, 2008). Elles comportent quatre volets : 1) la prévention par l'éducation des visiteurs, 2) le suivi du phénomène des loups familiers, 3) un plan d'action qui priorise les interventions en fonction de l'intensité et de la persistance du comportement familial et 4) la recherche de nouvelles approches préventives.

L'éducation des visiteurs

Journal du parc

La section sur la mission de conservation du journal de parc continue de mettre l'accent sur l'importance de ne pas nourrir les animaux. Elle explique au lecteur les conséquences néfastes du nourrissage, à la fois pour le loup et pour l'homme. Une partie sur la protection du loup sensibilise le visiteur au phénomène de la familiarisation des loups et le responsabilise en lui expliquant ce qu'il faut faire pour éviter qu'il ne favorise lui-même le développement de ce comportement. Elle donne aussi les consignes de sécurité à suivre lorsqu'un loup s'approche.

Campagne « Ne nourrissez pas les animaux »

Des panneaux sandwiches rappelant qu'il est interdit de nourrir les animaux ont été disposés sur les sites achalandés et ont été déplacés régulièrement (figure 7). Des messages sur le nourrissage, placés dans les blocs sanitaires en 2006, ont été maintenus au même titre que le message sur les vignettes de stationnement.

Figure 6 : Loup familial circulant dans un stationnement.

lait sur un camping s'est emparé d'un ballon de plage. Enfin, un loup s'est introduit dans le vestibule d'une tente pendant la nuit après avoir rôdé à deux reprises autour du site. Cela dit, dans aucun cas, des menaces ou des signes d'agressivité n'ont été rapportés par les visiteurs. Un employé a cependant signalé une expérience plus traumatisante. Lors de sa tournée de nuit au bloc sanitaire du lac Chat, il a fait face à deux loups qui venaient d'abattre un cerf et qui l'ont menacé par des grognements.

Le vol d'un ballon de plage laissé de côté par des enfants fut l'évènement qui déclencha l'opération de piégeage. Des collets furent à nouveau tendus et des enclos furent aménagés à proximité des principaux sites de camping fréquentés par les loups. De juillet à septembre, trois loups ont été capturés (deux mâles de 36 et 32 kg et une femelle de 29 kg). À la fin de la saison touristique (en septembre), les collets ont été retirés. Au début de l'hiver 2007-2008, deux loups familiers étaient encore présents dans la vallée et utilisaient le réseau de sentiers de ski de fond et la route 1 pour circuler. Les signes de présence des loups ont disparu à partir de janvier 2008 avec le départ de la vallée de la Diable des derniers cerfs de Virginie, alors en migration vers leur aire d'hivernage.

Gestion de la problématique des loups familiers

La situation vécue au parc national du Mont-Tremblant était, de toute évidence, devenue fort propice aux attaques de loups familiers. S'inspirant de l'approche de gestion de parcs canadiens et américains (Algonquin Provincial Park, 2000; Yellowstone National Park, 2003; Denali National Park and Preserve, 2007), les gestionnaires du parc ont produit, pour leur territoire, des lignes directrices afin de gérer cette situation potentiellement dangereuse (Tennier, 2008). Ces lignes directrices ont été mises en application à l'été 2008. Elles ont pour objectifs de 1) maintenir les populations de loups sauvages dans le parc, 2) empêcher le développement du phénomène des loups familiers, 3) réduire les contacts entre humains et loups, 4) empêcher que des loups familiers ne blessent des humains, 5) sensibiliser les visiteurs sur la façon appropriée d'observer les loups afin d'empêcher la



Figure 7 :
Panneaux sandwichs interdisant le nourrissage des animaux dans le parc du Mont-Tremblant.

Activités de découverte

Deux activités de découverte sur le nourrissage et la familiarisation des animaux ont été ajoutées à l'horaire en 2009. Elles expliquent les bonnes méthodes d'observation des loups, des cerfs et de la faune en général. Elles prennent la forme d'une causerie sous le chapiteau et d'une capsule d'info-nature. La causerie vise à approfondir la problématique alors que la capsule sensibilise les visiteurs au moyen d'un jeu qui dure quelques minutes.

Activités de sensibilisation des gardes-parc patrouilleurs

En période normale, les gardes-parc patrouilleurs ont pour mandat de mettre l'accent sur l'aspect négatif du nourrissage ainsi que sur la gestion de la nourriture, des déchets et des odeurs sur les sites de camping et de pique-nique. Ils font preuve d'une tolérance zéro pour les cas de non-respect de l'interdiction de nourrir des animaux. En présence d'un contrevenant pris sur le fait à nourrir un loup, les gardes-parc ayant le statut d'assistants de la protection de la faune produisent un rapport d'infraction. Un formulaire d'avertissement peut aussi être utilisé pour avvertir les gens ayant laissé de la nourriture ou des déchets sur leur site pendant leur absence ou durant la nuit, ainsi que pour les gens ayant nourri des animaux autres que le loup ou ayant tenté de les apprivoiser. Lorsque l'avertissement est remis en main propre, il s'accompagne d'une mesure de sensibilisation. L'avertissement peut aussi être laissé dans le pare-brise d'un véhicule, sur une tente ou sur une glacière.

Suivi des interactions avec des loups

Toutes les circonstances entourant les rencontres entre un loup et un humain (visiteur ou employé) rapportées au personnel du parc national du Mont-Tremblant sont analysées par un garde-parc patrouilleur. Cette analyse vise à documenter le contexte des rencontres, les types de comportement des loups, les risques qui y sont associés et la nécessité d'engager ou non une campagne de déconditionnement. Pour ce faire, un échange avec le témoin est requis et un formulaire standard d'enquête est utilisé. Les cas suivants font l'objet d'une enquête : 1) un loup est vu à moins de 400 m d'un site de camping, d'un centre de service, d'une aire de pique-nique ou d'un bâtiment, 2) un humain à pied rencontre un

loup qui est conscient de sa présence, 3) un humain dans un véhicule rencontre un loup qui, conscient de sa présence, reste dans le voisinage immédiat plus d'une minute, 4) un loup sur un site de camping tente de s'alimenter (denrées humaines, déchets, animal sauvage) ou d'accéder sans succès à de la nourriture, des déchets, des objets, une tente ou un véhicule, et 5) un loup est responsable de dégâts à la propriété ou de blessures. Les décisions de gestion associées à ces comportements sont prises au cas par cas. Toute décision doit être prise dans les heures suivant un événement. Une grille de décision guide alors le choix des mesures à prendre.

Plan d'action

En fonction de la situation, il est possible qu'un cas de présence de loup demeure au stade du suivi pendant plusieurs jours et que la menace cesse d'elle-même. Cependant, si la fréquence et la gravité des cas de loups présentant une tendance à la familiarisation s'intensifient, il faut alors décider d'un plan d'action. Ce dernier comporte deux phases. La première phase consiste à marquer le loup familier à l'aide d'une bille de peinture et à l'apeurer à l'aide de méthodes légères (niveau 1 d'intervention : cris, agitation des bras, lancement de pierres). Lors de cette manœuvre, le garde-parc doit laisser au loup le temps de réagir et il doit aussi s'assurer que l'animal a en tout temps un corridor de fuite. Le harcèlement cesse dès que le loup franchit un périmètre de sécurité d'environ 100 m. Dans la mesure où le processus précédent s'avère inefficace, il est remplacé par des méthodes d'effarouchement plus agressives (niveau 2 d'intervention : corne de brume, projectiles pyrotechniques, billes de peinture pour pincer l'animal à répétition plutôt que pour le marquer, poivre de Cayenne). Ces quatre outils sont utilisés dans l'ordre, la corne de brume étant le moins intense et le poivre de Cayenne le plus agressif.

Le passage à la phase 2 est requis lorsqu'un cas de loup familier présente un risque élevé d'agression ou quand les méthodes de déconditionnement de la phase 1 n'ont pas donné de résultats satisfaisants. Dans ces cas, la démarche de gestion présentée à la phase 1 se poursuit tant et aussi longtemps que des loups familiers sont présents. Parallèlement, des enclos de piégeage sont installés à l'intérieur du périmètre de sécurité ou à des endroits stratégiques. L'emplacement des sites de piégeage et l'utilisation d'appâts ou de leurres olfactifs spécifiques ne devraient permettre que la capture des loups ayant atteint un niveau de familiarité élevé. Des collets de strangulation autobloquants sont aussi disposés de manière à éviter la mise à mort accidentelle d'espèces non ciblées. Un suivi quotidien des pièges est fait et une fiche de suivi est remplie. En tout temps, la Direction régionale de la protection de la faune du MRNF ainsi que Parcs Québec sont informés de l'évolution de la situation.

Fermeture des sites

La fermeture d'un site visité par des animaux familiers constitue, dans certains cas, une mesure nécessaire. Cette méthode de gestion est une méthode qui se gère au cas par

cas. Elle doit principalement être envisagée pour l'arrière-pays, mais peut aussi être utilisée dans certaines circonstances dans des zones d'utilisation intensive. Elle est d'ailleurs déjà utilisée pour résoudre des cas d'animaux déprédateurs au parc national du Mont-Tremblant. Dans le cas du loup, cette méthode exige souvent une période suffisamment longue pour que l'animal perde son intérêt envers l'endroit. L'expérience du parc national et réserve de Denali montre qu'il peut parfois être nécessaire de fermer un site pendant plusieurs années pour obtenir le résultat voulu (Tom Meir, comm. pers. 2008).

Recherche de nouvelles approches préventives

Dans un souci de trouver des méthodes de rechange non agressives pour gérer les cas de loups familiaux, le comité consultatif, réuni à l'hiver 2008, a évalué différentes méthodes dissuasives alternatives (clôtures électriques, tapis électriques, colliers électriques, leurres olfactifs, aménagement de sites artificiels de camping électrifiés, sifflets d'ultrasons). Aucune de ces méthodes ne s'est avérée pleinement satisfaisante à l'usage (difficultés techniques, technologie non adéquate, coût élevé, résultats mitigés, etc.). Il a donc été décidé de mettre à l'essai, dès 2008, la méthode de Fladry (figure 8). Cette méthode, jamais testée au Québec, tire son origine d'une méthode traditionnelle de chasse des loups provenant de l'Europe de l'Est et de la Russie. Elle consiste en une simple corde parée de petits drapeaux colorés d'environ 50 × 10 cm, accrochés à intervalles de 50 cm et touchant à peine le sol (Musiani et Visalgerghi, 2001). Utilisées à des fins de chasse, les cordes sont disposées en entonnoir. Pour des raisons plus ou moins connues, les loups refuseraient de franchir les drapeaux. La technique a été adaptée pour former une barrière protectrice pour le bétail et est utilisée avec succès dans l'Ouest canadien et américain (Davidson-Nelson, 2005). Selon le plan de rétablissement du loup gris en Idaho, l'utilisation de la méthode de Fladry a permis, dans certains cas, de mettre fin à des problèmes de déprédation (Mack et Hollian, 2004). Shivik (2006) et Musiani (2003) rapportent que cette méthode serait efficace pendant environ 60 jours. Musiani (2003) a démontré qu'au cours de ces 60 jours, des loups sauvages auraient approché la ligne sans la traverser à 57 reprises alors qu'elle constituait le seul obstacle entre ces loups et une source de nourriture. Dans les enclos témoins (sans ligne de Fladry), les loups ont capturé du bétail.

À l'été 2008, une ligne de Fladry a été installée sur 2,3 km de manière à ainsi entourer quatre campings (figures 8, 9 et 10). Pour vérifier si des loups longeaient ou franchissaient la ligne de Fladry, huit trappes de sable ont été aménagées et elles furent visitées quotidiennement par les gardes-parc patrouilleurs. Les trappes étaient, au besoin, ratissées avec des râtaux à jardin pour effacer les empreintes. L'analyse des résultats permettra d'en savoir un peu plus sur l'utilité de cette méthode au Québec.



Figure 8 : L'auteur devant la ligne de Fladry installée en forêt au début de l'été 2008 sur une distance de 2,3 km.

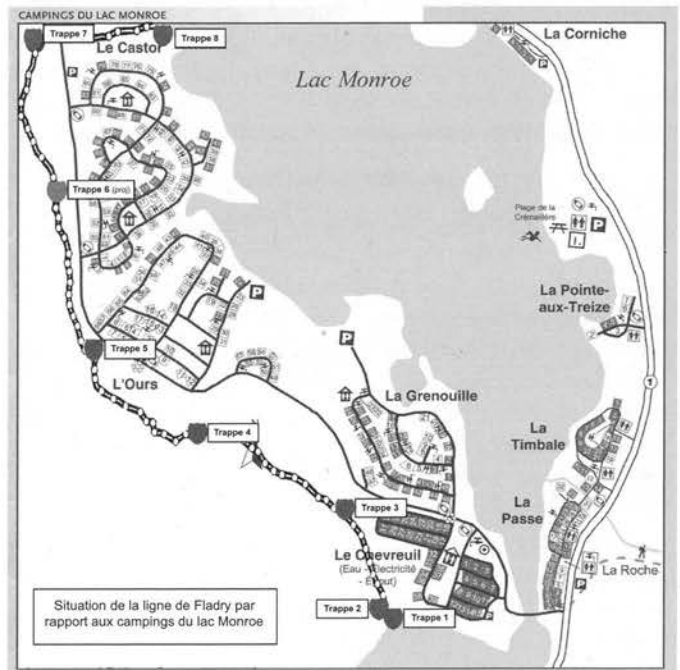


Figure 9. Carte montrant l'emplacement de la ligne de Fladry et les campings de L'ours, du Castor, de la Grenouille et du Chevreuil qu'elle entoure. (Conception : Société des établissements de plein air du Québec; adaptation : Hugues Tennier.)

Résultats de la première saison d'application des lignes directrices

Lors de la journée d'accueil des employés, une représentante du MRNF a présenté le phénomène de familiarisation, le point de vue du gouvernement du Québec sur le problème et les risques pour la clientèle du parc, mais aussi pour l'espèce. La nouvelle démarche de gestion fut présentée et elle fut suivie d'une période d'échange. Les gardes-parc patrouilleurs et les naturalistes ont eu une formation particulière, compte tenu de l'importance de leur rôle. Des rappels ont été faits au personnel en cours de saison en fonction de l'évolution de la situation.



Figure 10 : Des portes constituées de deux tiges montées sur un ressort ont été aménagées pour faciliter le passage de la ligne de Fladry par les piétons et les cyclistes.

Dès le début de la saison estivale 2008, deux loups ont fait des apparitions régulières près des visiteurs. Le suivi de leur comportement a permis de conclure qu'ils avaient entrepris un processus de familiarisation. Plusieurs apparitions furent notamment constatées au camping du lac Chat. En réponse à cette situation et en accord avec une démarche d'aide à la décision (tableau 1), un plan d'action a été mis en

œuvre. Une veille au camping du lac Chat et une sensibilisation accrue de la clientèle de ce camping ont été réalisées. Des tentatives de marquage des animaux et de déconditionnement (jusqu'à la phase 1, niveau 2 avec la corne de brume) ont aussi été faites. Aucun garde-parc patrouilleur n'a pu observer de loups au cours des trois semaines de veille. Il semble que les loups se soient retirés d'eux-mêmes des sites de camping.

Conclusion

Le loup est probablement le mammifère terrestre à qui l'on a attribué dans le passé la plus mauvaise des réputations. La méconnaissance de ce mystérieux prédateur a longtemps nourri une peur exagérée envers cet animal, ce qui s'est malheureusement traduit par des croisades pour supprimer l'espèce (Hénault et Jolicoeur, 2003). Grâce aux études scientifiques effectuées sur le loup depuis la fin des années 1960 dans l'Ouest canadien, en Alaska, au Minnesota, au Michigan (à l'Isle Royale surtout), en Ontario et au Québec, le rôle du loup dans les écosystèmes forestiers est mieux compris, ce qui permet la réhabilitation de la réputation de ce prédateur. Le loup est maintenant mieux connu et, du même coup, beaucoup plus respecté là où il est toujours présent. L'intérêt que porte depuis peu le grand public à la nature a déjà eu des effets bénéfiques sur cet animal (Savage, 1996). Le phénomène des

Tableau 1. Tableau d'aide à la décision lors de l'élaboration d'un plan d'action de gestion d'un loup familial.

Catégorie d'évènement	Catégorie comportementale	Interaction humain-loup	Option de gestion
Évènement isolé	Intolérant	Le loup se sauve dès qu'il prend conscience de la présence de l'humain.	Aucune action
	Tolérant	Le loup est présent dans un secteur utilisé par l'humain et est conscient de sa présence, mais ne manifeste aucune réaction apparente.	Suivi du loup
	Curieux (interaction à moins de 5 m)	Le loup est curieux ou cherche à sentir un objet, mais s'éloigne ensuite.	Suivi du loup
	Confusion de proie	Le loup examine un humain comme si c'était une proie, mais, lorsqu'il identifie bien l'espèce en cause, il se retire.	Suivi du loup
Comportement répétitif	Sans peur	Le loup démontre de l'intérêt pour l'humain ou ses objets et semble peu farouche, mais son historique comportemental est inconnu.	Marquage de l'animal ; déconditionnement phase 1, niveau 1
	Conditionné à l'humain	Le loup démontre un intérêt répété pour l'humain ou ses objets, s'approche très près, et peut causer des dommages matériels.	Marquage de l'animal ; déconditionnement phase 1, niveau 1 ou 2
	Conditionné au camping	Le loup démontre un intérêt répété pour l'humain, ses objets et le terrain de camping. Il approche l'humain et ses objets.	Marquage de l'animal ; déconditionnement phase 1, niveau 1 ou 2
	Récompensé en arrière-pays	Un loup a obtenu de la nourriture humaine ou des déchets.	Mesures envers le visiteur ; marquage de l'animal ; déconditionnement phase 1, niveau 1 ou 2 ; fermeture du site
	Récompensé en zone d'utilisation intensive	Un loup a obtenu de la nourriture humaine ou des déchets à moins de 5 km des sites de camping de plus de 10 emplacements	Mesures envers le visiteur ; marquage de l'animal ; déconditionnement phase 1, niveau 1 ou 2 ou phase 2
Autre	Défense	Un loup démontre de l'agressivité ou semble protéger une ressource.	Enquête et plan d'action adapté
	Attaque	Un loup attaque un humain.	Déconditionnement phase 2 ou abattage à vue ; fermeture du site si requis

loux familiaux représente toutefois un nouveau problème que les gestionnaires de la faune n'auraient pu imaginer il y a de cela quelques années. L'interaction désinvolte de loups avec des humains n'est pas une situation souhaitée, car elle peut mener à des attaques, et même des mortalités, ce qui risque d'entacher à nouveau la réputation des loups si chèrement rétablie.

La première préoccupation des gestionnaires des parcs est de protéger la faune des sites sous leur juridiction et de minimiser les interactions négatives entre les animaux et les humains. Le parc national du Mont-Tremblant est le premier territoire au Québec à vivre le problème des loups familiaux. L'équipe du parc est en train de démontrer qu'il est possible de prévenir ce nouveau problème et d'éviter qu'il ne dégénère, tout en respectant le fait que le loup occupe son habitat partout dans le parc. Ceci peut se faire grâce à des méthodes de sensibilisation adéquates des visiteurs et par des mesures innovatrices de gestion de la faune. Les gestionnaires et le personnel du parc national du Mont-Tremblant sont conscients qu'ils exercent présentement un leadership dans ce domaine et que leurs actions pourront servir éventuellement de modèles pour d'autres territoires aux prises avec des problèmes de cette nature.

Remerciements

Mes remerciements s'adressent à l'ensemble du personnel du parc national du Mont-Tremblant qui contribue de près ou de loin à la réussite de la démarche. Ils concernent tant le personnel du service à la clientèle que celui du service collectif, de l'administration et du service de la conservation et de l'éducation. Je remercie particulièrement Jacques Tremblay (garde-parc technicien) et Véronique Vermette pour leur contribution, et l'équipe des gardes-parc naturalistes et celle des gardes-parc patrouilleurs qui ont été très attentifs à l'évolution de la situation des loups familiaux et qui ont documenté les cas de rapprochements loups-humains depuis le début de l'apparition de ce phénomène. Ils ont, pour plusieurs, contribué à la quête de solutions qui a mené à la publication des lignes directrices. Je remercie aussi Martin Soucy, directeur du parc et homme d'avant-garde, qui a su agir avec conviction pour faciliter la réalisation des lignes directrices et leur mise en oeuvre. Merci à mes collègues du comité de gestion qui ont cru à cette initiative et à son importance. Sans la passion de l'équipe pour le territoire et sans cette constante volonté de trouver un équilibre entre la mission de conservation et celle d'accessibilité au public, les actions en cours seraient impossibles.

Un grand merci également aux spécialistes du loup et aux gestionnaires de parc qui ont constitué le comité consultatif, soit Hélène Jolicœur (MRNF), Nathalie Rivard (parc national de la Jacques-Cartier), Patrick Graillon (Parcs Québec), Michel Hénault (MRNF), Denis Massé et Mario Villemure (Parc national du Canada de la Mauricie). Finalement, toute ma reconnaissance va à Brad Steinberg du parc provincial Algonquin en Ontario, Douglas Smith du parc

national de Yellowstone au Wyoming et Tom Meir du parc national et réserve de Denali en Alaska qui m'ont transmis leur plan de gestion des loups familiaux et qui m'ont fait part de leur expérience. Un remerciement particulier s'adresse à Marco Musiani pour ses travaux et ses précieux conseils pour l'implantation de la ligne de Fladry. Je remercie enfin à nouveau Hélène Jolicœur pour ses suggestions quant à la mise en forme de cet article, pour sa disponibilité et pour m'avoir communiqué une partie de sa passion pour ce merveilleux animal. ◀

Références

- ALGONQUIN PROVINCIAL PARK, 2000. Fearless wolf policy for Algonquin Provincial Park (draft). Ministry of Natural Resources of Ontario, Toronto, 2 p.
- CHAMBERS, A., 2006. Wolf attack. *Canadian Geographic*, Novembre-Décembre : 37-38.
- DAVIDSON-NELSON, S.J., 2005. Testing Fladry as a non-lethal control tool for reducing wolf-human conflict in Michigan. Progress Report : July-October 2005. Central Michigan University, Department of Biology, 3 p.
- DENALI NATIONAL PARK AND PRESERVE, 2007. Wolf-human conflict management plan. National Park Service, Denali National Park and Preserve, 85 p.
- HÉNAULT, M. et H. JOLICOEUR, 2003. Les loups au Québec : meutes et mystères. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune des Laurentides et Direction du développement de la faune, Québec, 129 p.
- JOLICOEUR, H. et M. HÉNAULT, 2002. Répartition géographique du loup et du coyote au sud du 52^e parallèle et estimation de la population de loups au Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune, Direction de l'aménagement des Laurentides, Québec, 45 p.
- LINNELL, J., R. ANDERSEN, Z. ANDERSONE, L. BALCIAUSKAS, J.C. BLANCO, L. BOITANI, S. BRAINARD, U. BREITENMOSE, I. KOJOLA, O. LIBERG, J. LOE, H. OKARMA, H. PEDERSEN, C. PROMBERGER, H. SAND, E. SOLBERG, H. VALDMANN et P. WABAKKEN, 2002. The fear of wolves : a review of wolf attacks on humans. NINA Oppdragsmelding, 731 : 1-65.
- MACK, C.M. et J. HOLLIAN, 2004. Idaho Wolf Recovery Program : restoration and management of gray wolves in central Idaho. Progress report 2003. Nez Perce Tribe, Department of Wildlife Management, Lapwai, 47 p.
- MCNAY, M. E., 2002. Wolf-human interactions in Alaska and Canada : a review of the case history. *Wildlife Society Bulletin*, 30 : 831-843.
- MUSIANI, M., 2003. Conservation biology and management of wolves and wolf-human conflicts in western North America. University of Calgary, Faculty of Environmental Studies, Calgary, 133 p.
- MUSIANI, M. et E. VISALBERGHI, 2001. Effectiveness of Fladry on wolves in captivity. *Wildlife Society Bulletin*, 29 : 91-98.
- PARCS QUÉBEC, 2006. Protocole de gestion des déprédateurs. Société des établissements de plein air du Québec, Québec, 5 p.
- SAVAGE, C., 1996. L'univers des loups. Portrait intime. Éditions du Trécarré, Québec, 114 p.
- SHIVICK, J.A., 2006. Tools for the edge : what's new for conserving carnivores. *BioScience*, 56 : 253-259.
- SMITH, D.W., D.R. STAHLER et D.S. GUERNSEY, 2004. Yellowstone wolf project. Annual report 2004. Yellowstone National Park, 18 p.
- TENNIER, H., 2008. Lignes directrices pour la prévention et la gestion des loups familiaux au parc national du Mont-Tremblant. Société des établissements de plein air du Québec, Parc national du Mont-Tremblant, Service de la conservation et de l'éducation, 48 p.
- YELLOWSTONE NATIONAL PARK, 2003. Management of habituated wolves in Yellowstone National Park. National Park Service, 17 p.

Le Programme de suivi de l'intégrité écologique de Parcs Québec

Patrick Gaillon

Résumé

En 2004, Parcs Québec a implanté un *Programme de suivi de l'intégrité écologique* (PSIE) qui, à l'aide d'indicateurs, vise à identifier les changements de l'état de la santé des parcs de son réseau. Le programme se base sur la notion de « niveau » d'intégrité écologique afin d'évaluer l'importance de l'activité humaine sur les processus écologiques naturels. Plusieurs indicateurs sont utilisés pour tenter de cerner le mieux possible les paramètres définissant l'intégrité des écosystèmes (qualité de l'eau, de l'air, de la flore et de la faune, impacts des infrastructures, pressions périphériques, etc.). Les indicateurs ont été retenus en fonction de leur capacité à témoigner de l'influence des activités humaines sur les milieux naturels. Pour aider à illustrer les changements mesurés, et, conséquemment, ceux du niveau d'intégrité écologique, un système de pondération est utilisé. Il permet de ramener à une échelle commune les résultats des différents indicateurs et d'établir, par le calcul d'une note, si le niveau d'intégrité global a tendance à s'améliorer, à se détériorer ou à rester stable. Pour assurer sa pérennité, ce programme représente un compromis entre son efficacité et sa validité scientifique. Ce programme est aussi dynamique et perfectible. En 2009, la Sépaq produira un premier bilan quinquennal sur l'état du PSIE.

Introduction

Parcs Québec s'est engagé, au début des années 2000, dans un processus de suivi de l'intégrité écologique. Un questionnement sur le maintien de l'intégrité écologique des parcs nationaux a d'abord été évoqué par Parcs Canada dans son *Rapport sur l'état des parcs* de 1997 (Parcs Canada, 1998), à la suite des recommandations issues d'un groupe d'étude de la vallée de la Bow, dans le parc national de Banff (Page et collab., 1996). Ceci a mené, en 1998, à la mise en place d'une commission sur l'intégrité écologique des parcs et au dépôt, en 2000, d'un rapport sur la question (Agence Parcs Canada, 2000a, 2000b). Ce dernier affirme que les impacts des activités humaines affectent l'intégrité écologique des parcs nationaux du Canada. Dans la foulée de ces rapports, l'Agence Parcs Canada a mis au cœur de ses priorités le maintien et la surveillance de l'intégrité écologique (Major et Richard, 2002). À la lumière des conclusions de Parcs Canada, Parcs Québec a aussi décidé de mettre en place un *Programme de suivi de l'intégrité écologique* (PSIE) pour surveiller l'état de l'intégrité écologique des parcs nationaux du Québec. Parcs Québec s'est ainsi doté d'un outil dont le but est de s'assurer que la gestion et l'utilisation des parcs permettent le maintien de l'intégrité écologique à long terme. Le PSIE permet aussi d'identifier des problématiques et d'agir rapidement, si la situation l'exige et s'il est possible de le faire (Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq), en préparation). Les bases du PSIE ont été établies par le Service des parcs du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) et la Sépaq. Le programme a ensuite été développé et mis en œuvre par la Sépaq.

Au moment d'élaborer le PSIE, il n'existait aucun programme de suivi de l'intégrité écologique spécifique des parcs nationaux. Le PSIE a donc été conçu en se basant sur diverses sources d'informations disponibles, dont d'autres types de suivis environnementaux, et en utilisant des principes et des méthodes novatrices. C'est par l'application directe de ces concepts sur le terrain et par leur évaluation constante que les indicateurs retenus ont été validés, modifiés ou simplement abandonnés. Le PSIE a d'abord été mis en place dans les parcs nationaux du Mont-Mégantic et du Mont-Saint-Bruno en 2003. Il a ensuite été adapté et implanté dans l'ensemble des parcs du réseau de Parcs Québec en 2004.

Le PSIE a été développé dans le but de donner un portrait de l'état des parcs aux gestionnaires de la Sépaq. Puisque cette dernière s'est vu confier par le gouvernement le mandat de gérer les territoires eux-mêmes, c'est l'échelle spatiale des parcs, pris individuellement, qui constitue le champ d'application du PSIE. Le programme sert donc à donner des informations sur le territoire lui-même, là où les gestionnaires ont un pouvoir d'action direct. Le PSIE est avant tout un outil permettant à un parc de se comparer à lui-même. Il ne cherche alors pas à évaluer la structure ou à se comparer aux autres parcs, aires protégées et milieux naturels, mandat relevant des paliers gouvernementaux responsables de l'aménagement du territoire.

Patrick Gaillon (géographe, M. Env.) est coordonnateur à la conservation de Parcs Québec à la Société des établissements de plein air du Québec.

gaillon.patrick@sepaq.com

L'intégrité écologique

Dans le cadre du PSIE, on considère qu'un écosystème est intègre lorsqu'il possède toutes ses caractéristiques naturelles de base (espèces, habitats, milieux géophysiques, etc.) et que les processus écologiques qui s'y déroulent (évolution, croissance, reproduction, migration, érosion, etc.) fonctionnent normalement (adapté de Parcs Canada, 1998). Cette assertion sous-tend que les facteurs pouvant modifier cet état de fonctionnement naturel ont une origine anthropique bien que l'être humain soit une espèce vivante au même titre que toutes les autres. Le PSIE tente donc de caractériser l'influence des activités anthropiques sur les processus écologiques dits naturels (soustraits de l'influence humaine).

Reconnaître l'interrelation entre l'intégrité écologique et les impacts des activités humaines mène à une question fondamentale : pour un territoire donné en un temps donné, comment devraient être les écosystèmes qui s'y trouvent pour être considérés écologiquement intègres ? Répondre à cette question suppose la connaissance parfaite des caractéristiques primitives (exemptes d'influences humaines) qu'auraient naturellement le territoire et les processus écologiques normaux qui y prennent place. Il faudrait aussi maîtriser l'historique des perturbations anthropiques ayant eu une influence sur les écosystèmes au fil du temps. Comme il est très difficile d'obtenir toutes ces connaissances sur le milieu, répondre à cette question s'avère pratiquement impossible.

L'approche de Parcs Québec

En 2002, Parcs Québec a mis en place un comité de suivi de l'intégrité écologique afin de développer le PSIE et de définir les orientations de celui-ci. Pour résoudre le problème de définitions de points de repère, le comité a utilisé la notion de «niveau» d'intégrité écologique. Ce concept représente une mesure relative qui varie en fonction de l'impact des activités humaines. Ainsi, plus un écosystème est affecté par des perturbations anthropiques, plus son niveau d'intégrité écologique est bas. La notion de niveau permet de comparer la situation d'un écosystème dans le temps et d'établir la tendance de cet état. Pour les gestionnaires des parcs, il est nécessaire d'établir un niveau d'intégrité écologique de référence. Ce niveau de référence est propre à chacun des suivis pour chacun des parcs. Il est obtenu lors du premier relevé d'un indicateur. C'est à partir de ce niveau de référence qu'il sera possible de définir si la situation s'améliore ou se détériore, et à quel degré. Le défi des gestionnaires des parcs consiste donc à maintenir ou améliorer le niveau d'intégrité écologique tout en assurant l'accessibilité de ces territoires protégés.

Puisque le niveau d'intégrité écologique d'un écosystème ne se mesure pas directement, il faut l'évaluer à partir d'autres éléments qui, eux, sont plus facilement mesurables, c'est-à-dire des indicateurs environnementaux. Si l'on observe un changement dans les paramètres mesurés par un indicateur, on peut alors supposer une variation du niveau d'intégrité écologique. Pris dans leur ensemble, les différents

indicateurs permettent d'avoir une meilleure vue d'ensemble du niveau d'intégrité écologique d'un territoire à un temps donné. Ces indicateurs sont de différents types. Il s'agit de caractéristiques physiques ou chimiques du milieu, de suivis d'espèces ou de groupes d'espèces, ou encore du suivi de l'impact environnemental de certaines infrastructures. Les indicateurs sont regroupés en deux grandes classes, soit ceux qui suivent la qualité des habitats (bio-indicateurs) et ceux qui suivent les composantes de l'activité humaine affectant le territoire.

Sélection des indicateurs

Des travaux de la Société de la faune et des parcs du Québec (Girard, 2000; Crête, 2002; Société de la faune et des parcs du Québec, 2003), de Parcs Canada (Woodley, 1991; Agence Parcs Canada, 2005, 2007) et du National Park Service des États-Unis (National Park Service, 2009) ont servi (et servent toujours) de référence au comité d'intégrité écologique pour choisir, adapter et bonifier les indicateurs et les méthodologies qui composent le PSIE (tableau 1).

Les indicateurs retenus répondent à plusieurs critères : 1) ils reposent sur une hypothèse ou un postulat de base confirmant le lien entre les changements pouvant affecter l'état des écosystèmes et l'influence des activités humaines; 2) les mécanismes qui induisent le changement d'état doivent être connus; 3) les changements observés doivent être représentatifs de modifications écologiques du milieu, et 4) les changements doivent être mesurables par des méthodes réalisables avec les ressources disponibles.

Les méthodes retenues pour faire les suivis ont été sélectionnées et, le cas échéant, modifiées, afin d'obtenir un maximum de rigueur scientifique en fonction des capacités de réalisation. On peut ainsi ignorer une méthode très pertinente, mais trop onéreuse, pour privilégier une façon de faire plus simple, qui permet tout de même de manière satisfaisante de répondre à la question fondamentale du programme de suivi, à savoir si la variation de valeur des éléments mesurés témoigne d'un changement positif ou négatif du niveau d'intégrité écologique.

Puisque les réalités biologiques et géographiques des territoires sont très variables, les parcs ne suivent pas nécessairement tous les mêmes indicateurs ou ne les suivent pas tous de la même manière. En outre, certains parcs font des suivis qui leur sont propres à cause de situations uniques à leur territoire. Ces suivis concernent particulièrement les indicateurs sur la qualité de l'eau, la répartition de la faune, la situation des espèces à statut particulier et la qualité des habitats exceptionnels ou sensibles. Le tableau 2 présente des exemples de ces indicateurs spécifiques mis en place dans les parcs.

Dans le choix des méthodologies, le PSIE tire profit, lorsqu'il est possible de le faire, des recherches et travaux effectués par d'autres partenaires. Par exemple, les informations sur les précipitations acides proviennent des

Tableau 1. Liste des indicateurs retenus pour le programme de suivi de l'intégrité écologique du réseau québécois des parcs nationaux.

Classe	Paramètres vérifiés	Indicateurs et exemples de suivis	Fréquence des suivis
Qualité de l'habitat	L'air	Le degré d'acidité des précipitations Stations de mesure du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec ou mesure du pH des lacs	Annuel
		La concentration d'ozone troposphérique Stations de mesure du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec	Annuel
		Les émissions issues de la combustion du bois Inventaire du bois de chauffage acheté, s'il y a lieu	Annuel
	L'eau	L'état de la faune benthique Calcul de l'indice biologique général normalisé	3 ans
		Le degré d'eutrophisation des lacs Calcul de la cote trophique	Variable
		La qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau Calcul de l'indice de qualité biophysique ou suivi des eaux de baignade	Variable
	La faune et la flore	La propagation des plantes vasculaires non indigènes Échantillonnage par quadrats d'espèces prédéfinies	2 ou 4 ans
		Les espèces exotiques envahissantes Calcul d'un indice d'envahissement basé sur une liste faunique et floristique d'espèces exotiques envahissantes	2 ans
		Le maintien des processus écologiques naturels Calcul d'un indice des perturbations d'origine anthropique	Annuel
		La déprédation Calcul d'un indice de l'importance des cas de déprédation	Annuel
		La répartition de la faune Divers suivis d'espèces fauniques indicatrices ; chacun des parcs suit trois espèces différentes	Variable
	Les ressources renouvelables exploitées	L'état de la ressource halieutique Calcul du rendement optimal soutenu des lacs pêchés	Annuel
	Les éléments écologiques sensibles	La situation des espèces à statut particulier Divers suivis d'espèces préoccupantes ou en péril ; chacun des parcs suit deux espèces différentes	Variable
La qualité des habitats exceptionnels ou sensibles Divers suivis d'habitats particuliers; chacun des parcs suit deux habitats différents		Variable	
Activités humaines	Les infrastructures	La densité des infrastructures Calcul d'un indice relatif à la quantité des infrastructures	2 ans
		La fragmentation du territoire Calcul de l'indice de dissection du paysage	5 ans
		L'emprise des sentiers Suivi de la dégradation issue de la fréquentation des sentiers	Annuel
		L'état des sites de camping Calcul d'un indice de dégradation des sites	Annuel
		La qualité des aménagements reliés aux berges Calcul d'un indice de dénaturalisation occasionnée par les aménagements sur les berges	Variable
	La zone périphérique	L'utilisation des terres en zone périphérique Calcul d'un indice d'occupation du sol obtenu par imagerie satellitaire	5 ans
		La qualité des habitats fauniques Calcul du succès de chasse au gros gibier en périphérie	Annuel
	La gestion administrative	Le temps consacré à la protection Calcul du temps consacré à la protection du territoire	Annuel
		Le contact éducatif avec les visiteurs Calcul des heures-contacts d'interprétation	Annuel
		Les baux, servitudes et droits acquis Calcul d'un indice de préjudice à la mission, issu des baux, servitudes et droits acquis dans les parcs	Annuel

Tableau 2. Exemples d'indicateurs spécifiques mis en place par chacun des parcs nationaux du Québec.

Parc	Indicateurs	Méthodologies
Parc national d'Aiguebelle	Répartition de la faune	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi des micromammifères ▪ Suivi de la martre d'Amérique
	Situation des espèces à statut particulier	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi d'une plante rare (gymnocarpe frêle)
	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi de plantes représentatives des falaises
Parc national d'Anticosti	Répartition de la faune	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi des oiseaux nicheurs ▪ Suivi des chauves-souris
	Situation des espèces à statut particulier	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi du saumon Atlantique de la rivière Vauréal ▪ Suivi d'une plante rare (calypso bulbeux)
	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi de deux écosystèmes forestiers exceptionnels (EFE)
Parc national du Bic	Qualité bactériologique et physicochimique de l'eau	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Indice de la qualité bactériologique et physicochimique (IQBP) de la rivière du Sud-ouest
	Répartition de la faune	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi des chauves-souris
	État de la ressource halieutique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi de la récolte des myes
	Situation des espèces à statut particulier	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi d'une plante rare (vergerette à feuilles segmentées)
Parc national de Frontenac	Qualité bactériologique et physicochimique de l'eau	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Concentration de phosphore du Grand lac Saint-François
	Répartition de la faune	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi de qualité ichtyologique
	Situation des espèces à statut particulier	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi du pygargue à tête blanche ▪ Suivi des orchidées de tourbière
	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi de la faune du lac à la Barbue
Parc national de la Gaspésie	Répartition de la faune	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi des oiseaux nicheurs ▪ Route d'écoute des anoures
	Situation des espèces à statut particulier	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi du caribou de la Gaspésie ▪ Suivi d'une plante rare (saule à bractées vertes)
	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi de la végétation arctique-alpine
Parc national des Grands-Jardins	Répartition de la faune	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi des oiseaux en milieu lacustre ▪ Suivi des micromammifères
	Situation des espèces à statut particulier	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi de l'omble chevalier ▪ Suivi du caribou forestier
	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi de la végétation arctique-alpine
Parc national des Hautes-Gorges-de-la-Rivière-Malbaie	Répartition de la faune	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi des oiseaux nicheurs ▪ Suivi de la martre d'Amérique
	Situation des espèces à statut particulier	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi de l'omble chevalier
	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi d'un écosystème forestier exceptionnel (EFE) ▪ Suivi de la végétation arctique-alpine
Parc national de l'Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé	Contamination des eaux du golfe du Saint-Laurent	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi de la toxicité des œufs de fou de Bassan
	Répartition de la faune	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi des oiseaux marins ▪ Suivi des chauves-souris
	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi du site de nidification du fou de Bassan
Parc national des Îles-de-Boucherville	Qualité bactériologique et physicochimique de l'eau	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Indice de la qualité bactériologique et physicochimique (IQBP) du fleuve Saint-Laurent
	Répartition de la faune	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Route d'écoute des anoures
	Situation des espèces à statut particulier	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi de la couleuvre brune ▪ Suivi d'une plante rare (claytonie de Virginie)
	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suivi de deux écosystèmes forestiers exceptionnels (EFE)

Suite à la page suivante

Parc	Indicateurs	Méthodologies
Parc national de la Jacques-Cartier	Répartition de la faune	▪ Suivi des carabidés et des curculionidés
	Situation des espèces à statut particulier	▪ Suivi du saumon Atlantique dans la rivière Jacques-Cartier
	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	▪ Suivi d'un écosystème forestier exceptionnel (EFE)
	Qualité des aménagements reliés aux berges	▪ Érosion des berges de la rivière Jacques-Cartier
Parc national de Miguasha	Répartition de la faune	▪ Suivi des oiseaux nicheurs ▪ Suivi des chauves-souris
	Situation des espèces à statut particulier	▪ Suivi des orchidées
	État de la ressource paléontologique	▪ Suivi du recul de la falaise
Parc national du Mont-Mégantic	Pollution lumineuse	▪ Spectrophotométrie du ciel
	Répartition de la faune	▪ Suivi des chauves-souris ▪ Suivi des ravages d'ornignal ▪ Suivi des salamandres des ruisseaux
	Situation des espèces à statut particulier	▪ Suivi de la grive de Bicknell
Parc national du Mont-Orford	Répartition de la faune	▪ Suivi du plongeon huard ▪ Suivi des ravages d'ornignal
	Situation des espèces à statut particulier	▪ Suivi de l'ail des bois
	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	▪ Suivi d'un écosystème forestier exceptionnel (EFE) ▪ Suivi de la qualité de l'eau d'une tourbière
Parc national du Mont-Saint-Bruno	Niveau d'eutrophisation des lacs	▪ Mesure de la cote trophique
	Répartition de la faune	▪ Suivi des oiseaux nicheurs ▪ Suivi des chauves-souris
	Situation des espèces à statut particulier	▪ Suivi d'une plante rare (phégoptère à hexagones)
	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	▪ Suivi de deux écosystèmes forestiers exceptionnels (EFE)
Parc national des Monts-Valin	Répartition de la faune	▪ Suivi des oiseaux nicheurs ▪ Route d'écoute des anoures
	Situation des espèces à statut particulier	▪ Suivi de la grive de Bicknell ▪ Suivi d'une plante rare (épervière de Robinson)
	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	▪ Suivi de la végétation arctique-alpine
Parc national du Mont-Tremblant	Répartition de la faune	▪ Suivi du loup ▪ Suivi des salamandres des ruisseaux
	Situation des espèces à statut particulier	▪ Suivi de la grive de Bicknell ▪ Suivi d'une plante rare (épervière de Robinson)
	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	▪ Suivi des héronnières
Parc national d'Oka	Qualité bactériologique et physicochimique de l'eau	▪ Qualité des eaux de baignade du lac des Deux Montagnes
	Répartition de la faune	▪ Suivi des chauves-souris ▪ Route d'écoute des anoures
	Situation des espèces à statut particulier	▪ Suivi des couleuvres et des salamandres
	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	▪ Suivi de deux écosystèmes forestiers exceptionnels (EFE)
Parc national de Plaisance	Répartition de la faune	▪ Suivi des oiseaux nicheurs
	Situation des espèces à statut particulier	▪ Suivi du petit blongio ▪ Suivi d'une plante rare (micocoulier occidental)
	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	▪ Suivi de deux écosystèmes forestiers exceptionnels (EFE)
	Pression de chasse	▪ Suivi de la chasse à la sauvagine en périphérie du parc

Suite à la page suivante

Parc	Indicateurs	Méthodologies
Parc national de la Pointe-Taillon	Qualité bactériologique et physicochimique de l'eau	▪ Qualité des eaux de baignade du lac Saint-Jean
	Répartition de la faune	▪ Suivi des ravages d'orignal ▪ Route d'écoute des anoures
	Situation des espèces à statut particulier	▪ Suivi d'une plante rare (aréthuse bulbeuse)
	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	▪ Suivi de la dune littorale
Parc national du Saguenay	Répartition de la faune	▪ Suivi des oiseaux nicheurs ▪ Suivi des carabidés et des curculionidés
	Situation des espèces à statut particulier	▪ Suivi du faucon pèlerin ▪ Suivi d'une plante rare (corallorhize striée)
	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	▪ Suivi des terrasses marines
Parc national de la Yamaska	Qualité bactériologique et physicochimique de l'eau	▪ Mesure de la cote trophique du réservoir Choinière ▪ Indice de la qualité bactériologique et physicochimique (IQBP) du réservoir Choinière
	Répartition de la faune	▪ Suivi des micromammifères ▪ Route d'écoute des anoures
	État de la ressource halieutique	▪ Suivi de la pêche blanche



La claytonie de Virginie (*Claytonia virginica*), une fleur susceptible d'être désignée espèce menacée ou vulnérable, fait l'objet d'un suivi rigoureux au parc national des Îles-de-Boucherville.

données recueillies à des stations du MDDEP lorsque celles-ci se situent à proximité des parcs. Dans plusieurs cas, comme pour le caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus*) ou l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*), les résultats proviennent d'études parrainées par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). La plupart des méthodologies utilisées proviennent de protocoles établis, par exemple l'indice biologique général normalisé pour le suivi de la faune benthique (Association française de normalisation, 2004) ou le protocole de suivi des routes d'écoute des anoures (Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent, 1997). Certaines méthodologies ont cependant dû être développées par le comité d'intégrité écologique lorsqu'il n'existait pas de façon de faire qui répondait aux besoins du programme.

Deux exemples d'indicateurs

Pour mieux comprendre la façon de procéder du PSIE, voici deux exemples d'indicateurs de suivis.

État de la faune benthique

On sait que la qualité de l'eau est un élément important permettant de statuer sur l'état d'un écosystème aquatique. Il est donc souhaitable d'avoir des indicateurs pour vérifier ce facteur. À la suite de recherches, une méthodologie basée sur la faune benthique des cours d'eau a été retenue. Il s'agit du calcul de l'indice biologique général normalisé (Association française de normalisation, 2004). Cette méthode consiste à échantillonner les macro-invertébrés d'un cours d'eau, puis, selon les familles taxonomiques présentes, de statuer sur la qualité de l'eau et, indirectement, sur la qualité environnementale du bassin versant en amont du site d'échantillonnage. Le résultat est un indice dont la valeur



Récolte d'invertébrés dans le cadre du suivi de l'état de la faune benthique au parc national de Frontenac.

varie de 1 à 20, où 20 représente une qualité d'eau maximale. Un échantillonnage est effectué tous les trois ans, toujours aux mêmes sites. Les résultats sont analysés en fonction des variations de l'indice calculé. Cet indice est calculé dans 15 parcs depuis 2003.

La densité des infrastructures

Puisque le niveau d'intégrité écologique dépend de l'empreinte des activités humaines, il est normal que ce niveau fluctue en fonction de la densité des infrastructures que l'on trouve sur un territoire. Toutefois, les infrastructures n'ont pas nécessairement toutes le même impact sur le milieu. Un facteur d'importance relative a ainsi été attribué aux différentes infrastructures présentes dans les parcs. Ce facteur est croissant en fonction de l'impact relatif estimé de chaque infrastructure. Par exemple, un sentier pédestre possède un facteur de 1,5, une piste cyclable un facteur de 3 et une route carrossable un facteur de 5. Pour chaque parc, la quantité totale de ses infrastructures est calculée en kilomètres ou en unités et le facteur correspondant aux différents types est appliqué. À cela s'ajoute un autre facteur multiplicatif établi selon les zones du parc (aire de service, d'ambiance, de préservation ou de préservation extrême) où les infrastructures sont implantées. Celles se trouvant dans une zone de préservation reçoivent un facteur multiplicatif plus élevé que dans une zone de service. Les valeurs ainsi obtenues sont cumulées puis divisées par la superficie des zones afin d'obtenir l'indice de la densité des infrastructures. Cet indicateur est mis à jour tous les deux ans et est utilisé par tous les parcs du réseau.



Installation d'un dispositif permettant de suivre par leurs empreintes les martres d'Amérique (*Martes americana*) au parc national des Hautes-Gorges-de-la-Rivière-Malbaie.

La pondération

Puisque les indicateurs suivent des éléments très diversifiés, il est impossible d'intégrer toutes les informations ensemble afin de dresser un portrait global du parc sans faire appel à une méthode de comparaison des données. Pour cette

raison, un système de pondération des indicateurs a été développé (Société des établissements de plein air du Québec, en préparation). Cette méthode attribue aux résultats des suivis une note pondérée témoignant du niveau relatif d'intégrité écologique. À cet effet, des données attestant une amélioration du niveau d'intégrité écologique se traduisent par une note positive. Au contraire, une détérioration constatée se traduit par une note négative. Une situation stable se manifeste par une note nulle. Quoique le principe de base soit simple, l'attribution d'un facteur de pondération aux indicateurs n'est pas simple à réaliser.

Le comité d'intégrité écologique a donc mis en place le concept de «puissance écologique» des indicateurs. À partir d'une grille d'évaluation, une catégorisation de puissance écologique (PE) variant de 1 à 3 est appliquée aux indicateurs, la catégorie 1 étant pour les indicateurs mesurant des éléments très significatifs du niveau de l'intégrité écologique et la catégorie 3 pour ceux évalués comme des indicateurs moins significatifs. Ainsi, un indicateur de PE 1 pourrait avoir une note variant de -12 à +12, un indicateur de PE 2 une note entre -8 et +8 et un indicateur de PE 3 une note entre -4 et +4. Un indicateur de PE 3 peut donc influencer d'un maximum de 4 points une note globale alors qu'un indicateur de PE 1 peut influencer cette note jusqu'à 12 points. Les critères pour établir la pondération sont fondamentalement les mêmes que pour choisir les indicateurs, soit : 1) la connaissance générale des paramètres de l'indicateur; 2) l'importance du lien anthropique associé aux variations observées; 3) l'importance écologique à l'échelle du paysage et des impacts sur les processus naturels, et 4) la fiabilité et la pertinence de la méthodologie utilisée.

Un indicateur de PE 1 où l'on observe une amélioration d'un ordre de grandeur de 20% doit avoir une influence supérieure à un indicateur de puissance écologique 3 ayant lui aussi une amélioration de 20%. Les notes potentielles (-12 à +12, -8 à +8 et -4 à +4) doivent donc être échelonnées différemment. La mise en place de cet échelonnage représente l'incertitude principale du processus de pondération. Pour l'établir, chacun des indicateurs a été analysé individuellement par les membres du comité et les échelons ont été établis en fonction 1) des études générales existantes sur le sujet, 2) des connaissances spécifiques disponibles sur les paramètres mesurés, 3) de données de terrain et de statistiques existantes et 4) de discussion au sein du comité d'intégrité écologique. Des choix arbitraires ont dû être faits par le comité pour établir l'échelonnage. Cependant, le système de pondération n'est pas définitif. Il s'agit d'un modèle dynamique et perfectible. Pour plusieurs indicateurs, plus il y aura de résultats et d'informations disponibles, plus il sera possible d'ajuster l'échelonnage afin que la pondération devienne plus représentative de la variation du niveau d'intégrité écologique.

Il est important de préciser que la pondération, quoique complexe à établir, n'est qu'un outil de synthèse et d'intégration des résultats. Elle permet de mieux comparer et

communiquer l'ensemble des résultats. La pondération ne remplace toutefois d'aucune façon les résultats dans leurs unités de base, résultats sur lesquels les analyses concrètes sont faites par les gestionnaires.

Les résultats du PSIE serviront principalement à comparer un parc avec lui-même au fil du temps. Par exemple, il est facile de démontrer que le niveau d'intégrité écologique d'un parc en milieu périurbain, comme le parc national du Mont-Saint-Bruno, est plus bas que le niveau d'intégrité écologique d'un parc en milieu forestier, comme le parc national des Monts-Valin. Cependant, le PSIE ne cherche pas à comparer l'état de ces deux parcs, mais plutôt à suivre l'évolution respective de chacun.

Conclusion

Ce programme récemment mis en place et en continue évolution s'insère dans une vision à long terme de la gestion des parcs nationaux québécois. Plus l'échelle temporelle sera longue, plus les observations issues du PSIE permettront de tirer des conclusions. C'est pour cette raison que le premier bilan quinquennal (produit en 2009) présentera avant tout l'état du programme lui-même plutôt qu'une analyse élaborée des observations réalisées jusqu'à maintenant. Le compte-rendu de l'implantation du PSIE et les détails logistiques des suivis des parcs y seront traités. Une analyse embryonnaire de l'état de l'intégrité écologique des parcs estimée à partir des informations pertinentes recueillies depuis 2003 sera présentée. Par la suite, tous les cinq ans, un rapport du PSIE sera produit. À mesure que le temps passera, les résultats obtenus deviendront de plus en plus significatifs et témoigneront davantage de l'évolution de l'intégrité écologique dans les parcs nationaux du Québec. ◀

Références

- ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALISATION, 2004. Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). Association française de normalisation, Saint-Denis, 16 p.
- AGENCE PARCS CANADA, 2000a. Intacts pour les générations futures? Protection de l'intégrité écologique par les parcs nationaux du Canada. Volume 1. Commission sur l'intégrité écologique des parcs nationaux du Canada, Ottawa, 27 p.
- AGENCE PARCS CANADA, 2000b. Le temps d'agir. Une nouvelle orientation pour les parcs nationaux du Canada. Volume 2. Commission sur l'intégrité écologique des parcs nationaux du Canada, Ottawa, 200 p.
- AGENCE PARCS CANADA, 2005. Surveillance et rapports relatifs à l'intégrité écologique dans les parcs nationaux du Canada. Volume 1: contexte et approche. Agence Parcs Canada, Ottawa, 73 p.
- AGENCE PARCS CANADA, 2007. Surveillance et rapports relatifs à l'intégrité écologique dans les parcs nationaux du Canada. Volume 2: guide pour l'établissement de programmes de surveillance de l'intégrité écologique à l'échelle des parcs. Agence Parcs Canada, Ottawa, 123 p.
- CRÊTE, M., 2002. Proposition pour la mise en place d'un réseau de placettes permanentes visant à suivre l'évolution de la biodiversité dans les forêts du Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, 31 p.
- GIRARD, N., 2000. Indicateurs d'impacts anthropiques dans les parcs québécois. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, 31 p.
- MAJOR, J. et M.-F. RICHARD, 2002. L'intégrité écologique au centre des priorités de parcs Canada. *Le Naturaliste canadien*, 126 (1): 89-92.
- NATIONAL PARK SERVICE, 2009. Inventory and monitoring of park natural resources: vital signs networks. Disponible en ligne à : nature.nps.gov/protectingrestoring/IM/vitalsigns_networks.cfm. [Visité le 2009-04-01].
- PAGE, R., S. BAYLEY, J.D. COOK, J.E. GREEN et J.R. BRENT RITCHIE, 1996. Banff – Vallée de la Bow: à l'heure des choix. Rapport sommaire du groupe d'étude sur la vallée de la Bow, Ottawa, 76 p.
- PARCS CANADA, 1998. Rapport sur l'état des parcs de 1997. Parcs Canada, Ottawa, 211 p.
- SOCIÉTÉ DE LA FAUNE ET DES PARCS DU QUÉBEC, 2003. Développement d'indicateurs pour le maintien de l'intégrité écologique dans les parcs nationaux du Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, document de travail préliminaire, Québec, 50 p.
- SOCIÉTÉ DES ÉTABLISSEMENTS DE PLEIN AIR DU QUÉBEC, (en préparation). Programme de suivi de l'intégrité écologique de Parcs Québec. Société des établissements de plein air du Québec, Québec, 50 p.
- SOCIÉTÉ D'HISTOIRE NATURELLE DE LA VALLÉE DU SAINT-LAURENT, 1997. Suivi des populations d'amphibiens, Manuel du participant. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, 8 p.
- WOODLEY, S., 1991. La surveillance de l'intégrité des écosystèmes dans les parcs nationaux du Canada. Heritage Resource Center, Université de Waterloo, Waterloo, 163 p.



HEMISPHERES
le groupe
MONTRÉAL • QUÉBEC

» *L'heure juste
en environnement*

Groupe Hémisphères regroupe des professionnels oeuvrant dans les domaines suivants:

Évaluation des impacts sur l'environnement et demandes d'autorisation

Inventaires de la faune et de la flore

Capacité de support, conservation des lacs, des cours d'eau et des milieux humides

Évaluation de la performance des installations septiques

Géomatique, cartographie des écosystèmes et des sols

Gestion environnementale, réglementation et communication

info@hemis.ca

www.hemis.ca

1-866-569-7140

Une microbrasserie qui se distingue



www.labarberie.com

Tél.: 418-522-4373 • 310, St-Roch, Québec, G1K 6S2

www.iagto.ca

IA **INDUSTRIELLE
ALLIANCE**
VALEURS MOBILIÈRES INC.

Gervais Comeau
Conseiller en placement

1040, avenue Belvédère, bureau 101
Québec (Québec) G1S 3G3

Téléphone : 418 681-2442
Sans frais : 1 800 207-2445
Cellulaire : 418 882-8282
Télécopieur : 418 681-7710
gervais.comeau@iagto.ca



Industrielle Alliance
Valeurs mobilières inc.
est membre du FCPE.

VOTRE PARTENAIRE DE CONFIANCE.



**LANGLOIS
KRONSTRÖM
DESJARDINS**

**Un grand cabinet
à dimension humaine**

Aménagement du territoire

Droit administratif général

Droit municipal

Environnement

Immobilier

Recours collectifs

Notre équipe multidisciplinaire comprend parfaitement votre réalité

Dans un milieu où les défis présentent une complexité sans cesse croissante, notre équipe multidisciplinaire regroupe des avocats qui élaborent avec vous et pour vous, sur mesure, des solutions pratiques et gagnantes.

LKD.ca

Québec Montréal Lévis
Langlois Kronström Desjardins, S.E.N.C.R.L.



LA SOCIÉTÉ
PROVANCHER
D'HISTOIRE
NATURELLE
DU CANADA

La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada, créée en 1919, est un organisme sans but lucratif qui a pour objet de regrouper des personnes intéressées aux sciences naturelles et à la sauvegarde de l'environnement.

Contribuez directement à la conservation et à la mise en valeur des propriétés de la Société Provancher :

- l'île aux Basques : située en face de la ville de Trois-Pistoles. Refuge d'oiseaux migrateurs et lieu historique national du Canada désigné en 2001;
- l'île La Razade d'en Haut : située en front de la municipalité de Notre-Dame-des-Neiges de Trois-Pistoles. Refuge d'oiseaux et site historique;
- l'île La Razade d'en Bas : située dans la municipalité de Saint-Simon-de-Rimouski. Refuge d'oiseaux;

Note : Le refuge d'oiseaux migrateurs de l'île aux Basques et de l'archipel des Razades couvre une zone de protection de 933 ha, comprenant la partie terrestre et la partie maritime.
(Source : Service canadien de la faune)

- le site historique Napoléon-Alexandre-Comeau, à Godbout, sur la Côte-Nord;
- le territoire du marais Léon-Provancher : 125 ha, un site récréo-éducatif voué à la conservation et situé à Neuville, acquis le 3 avril 1996; et
- l'île Dumais et le rocher aux Phoques, 15,9 ha (région de Kamouraska) ainsi que les territoires de Kamouraska (32 ha) dont la Société Provancher est la gestionnaire depuis le 25 octobre 2000, agissant à titre de mandataire de la Fondation de la faune du Québec.

En devenant membre de la Société Provancher, vous recevrez *Le Naturaliste canadien*, deux fois par année.

La revue *Le Naturaliste canadien* a été fondée en 1868 par Léon Provancher. Elle est la plus ancienne revue scientifique de langue française au Canada.

Vous y trouverez des articles sur la faune et la flore; la conservation des espèces et les problèmes environnementaux; le fleuve Saint-Laurent et le bassin qu'il dessert; les parcs du Québec et du Canada; l'ornithologie, la botanique, l'entomologie; les sciences de la mer et les activités de la Société Provancher ainsi que sur les autres organismes de conservation au Québec.

FORMULAIRE D'ADHÉSION

Année : _____

Nom : _____ Prénom : _____

Adresse : _____ App. : _____

Ville : _____ Code postal : _____
prov.

Téléphone : rés. : () _____ bur. : () _____

Activité professionnelle : _____ Courriel : _____

Cotisation : Don : \$ [] Carte familiale : 30 \$ []

Membre individuel : 25 \$ [] Membre corporatif : 60 \$ []

Je désire recevoir les formulaires de réservation pour les camps de l'île aux Basques : oui non

Signature : _____
Veuillez rédiger votre chèque ou mandat à l'ordre de la Société Provancher et le faire parvenir à l'adresse indiquée.

Note : Un reçu pour fins d'impôt est émis pour tous les dons de dix dollars et plus.

Société Provancher
1400, route de l'Aéroport
Québec (Québec) G2G 1G6

Bien connaître les parcs pour mieux les conserver



Les activités d'inventaire, de suivi et de recherche scientifique permettent d'améliorer nos connaissances et de prendre des décisions éclairées en matière de gestion, de planification et d'aménagement. Elles permettent aussi d'élargir les connaissances scientifiques. Certains résultats de ces études sont communiqués à la population par l'intermédiaire des programmes éducatifs de chaque parc. Les connaissances scientifiques contribuent à l'atteinte de la mission des parcs.

Réaliser un projet de recherche dans un parc

Parcs Québec souhaite développer des partenariats avec des chercheurs et des professionnels de la recherche scientifique. Véritables laboratoires à ciel ouvert, témoins de l'évolution naturelle des régions, les parcs nationaux présentent plusieurs avantages :

- Ils possèdent des données historiques intéressantes, dont certaines remontent à plusieurs années.
- Des inventaires dans plusieurs domaines ont été réalisés dans le passé, ce qui permet de dresser un bon portrait biophysique des territoires.
- Le statut de conservation des parcs permet d'entreprendre des projets de suivi à long terme sans crainte de voir son site d'étude disparaître.
- Les équipes des parcs connaissent bien le territoire et partagent leur savoir avec plaisir.
- Dans certains cas, des mesures sur le terrain peuvent être réalisées par les équipes des parcs, évitant ainsi aux chercheurs des déplacements onéreux.
- Une collaboration en matière de logistique peut aussi être offerte.
- Les connaissances acquises peuvent contribuer significativement à la conservation du parc et à l'éducation du public à l'échelle locale, régionale et nationale.



Parcs Québec mettra sous peu sur son site Web (www.parcisquebec.com) des outils simples afin de faciliter l'organisation d'un projet de recherche.

Liste des besoins et potentiels de recherche par parc • Liste des besoins et potentiels de recherche par sujet • Liste des personnes ressources par parc • Facilités mises à la disposition des chercheurs • Modalités en matière de recherche • Demande d'un permis de recherche



LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

au service de la conservation dans les parcs



CONVENTION DE LA POSTE-PUBLICATION NO 409
RETOURNER TOUTE CORRESPONDANCE NE POUVANT
LIVRÉE AU CANADA À :
LA SOCIÉTÉ PROVANCHER D'HISTOIRE NATURELLE DU CA
1400, ROUTE DE L'AÉROPORT
QUÉBEC QC G2G 1G6

Daniel Hatin et Jean Novotni, du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) du Québec, installant des engins de pêche dans un des marais du parc national des Îles-de-Boucherville envahis par le roseau commun (*Phragmites australis* var. *australis*). Amorcé au printemps 2009, ce projet de recherche (collaboration MRNF, parc national des Îles-de-Boucherville et Université Laval) est le premier qui tente de cerner l'impact du roseau sur la diversité et la reproduction des poissons d'eau douce de l'Amérique du Nord. Photo : Claude Lavoie

Les parcs nationaux du Québec constituent de véritables laboratoires à ciel ouvert. Les travaux de recherche qui y sont réalisés contribuent à protéger ce riche patrimoine naturel collectif.

Soyez parmi ceux qui collaborent à la conservation de ces sites exceptionnels!