

le naturaliste canadien

Volume 139, numéro 1
Hiver 2015

LA SOCIÉTÉ PROVANCHER
D'HISTOIRE NATURELLE
DU CANADA

Revue de diffusion des connaissances en sciences naturelles et en environnement

Numéro thématique : Les oiseaux de proie



Au sommaire

- **REPRODUCTION DU FAUCON PÈLERIN DANS LE SUD DU QUÉBEC ET AU NUNAVUT**
- **MIGRATION PRINTANIÈRE DES OISEAUX DE PROIE AU PARC NATIONAL DU BIC**
- **PRISES ACCIDENTELLES D'AIGLES PAR LES TRAPPEURS QUÉBÉCOIS**
- **HARFANG DES NEIGES, REPRODUCTEUR NOMADE**
- **ÉPERVIER BRUN ET OSCILLATION NORD-ATLANTIQUE**

LE MOT DES RÉDACTEURS

Un premier numéro thématique

Jean-Pierre L. Savard, Michel Crête et Junior A. Tremblay

ABONDANCE ET TENDANCES

Observatoire d'oiseaux du Parc national du Bic: 12 ans de suivi printanier des oiseaux de proie migrateurs

Curieusement, la plupart des oiseaux de proie qui passent par le Parc national du Bic, au printemps, remontent le fleuve en quête d'un endroit suffisamment étroit pour le traverser sans trop dépenser d'énergie. On y a dénombré 17 espèces d'oiseaux, dont 4 montrant des tendances à la hausse et 1, la buse pattue, à la baisse.

Jean-Sébastien Guénette et Yong Lang

HIBOUX ET NYCTALES

Mise en place d'un inventaire spécifique au hibou des marais pour le Québec

Le hibou des marais connaît des difficultés partout dans son aire de répartition mondiale. Afin d'estimer les tendances démographiques québécoises, une méthode d'inventaire vient d'être expérimentée avec succès dans les paysages agricoles du Saguenay-Lac-Saint-Jean.

Christine Gagnon, Jérôme Lemaître, Gilles Lupien et Junior A. Tremblay

Écologie de la reproduction du harfang des neiges dans l'Arctique canadien

Des observations accumulées pendant plus de 20 ans montrent que le harfang des neiges est tributaire des lemmings pour élever ses jeunes, une ressource grandement fluctuante. Sa stratégie reproductrice répond à l'abondance cyclique de sa nourriture estivale.

Jean-François Therrien, Gilles Gauthier, Audrey Robillard, Nicolas Lecomte et Joël Bêty

OISEAUX DE PROIE DIURNES

Abondance de l'épervier brun en migration automnale: relations avec l'oscillation nord-atlantique et l'abondance de ses proies

Les variations de la pression atmosphérique au-dessus de l'Atlantique influencent notamment les précipitations touchant la forêt boréale québécoise. Les résultats démontrent une tendance: les étés pluvieux se caractérisent par une raréfaction des principales proies de l'épervier brun, et une production diminuée de jeunes éperviers. Il faudrait pousser plus loin l'analyse pour mettre en évidence une relation de cause à effet entre le garde-manger du prédateur et la production de jeunes.

Jean-Pierre L. Savard, Pascal Côté et Junior A. Tremblay

3

4

12

17

24

Habitat du faucon pèlerin dans le sud du Québec durant la période de reproduction: conséquences pour l'implantation de parcs éoliens

Lors de la nidification et de l'élevage des jeunes, les femelles du faucon pèlerin chassent dans un rayon d'une quinzaine de kilomètres autour du nid. Adaptées aux milieux ouverts, elles évitent quand même les monocultures de maïs et de soya, vraisemblablement pauvres en proies. Les champs où l'on pratique ces cultures s'avèrent donc de bons endroits pour implanter des éoliennes dans la perspective de conservation des faucons.

Jean Lapointe, Junior A. Tremblay, Marc J. Mazerolle, Louis Imbeau et Charles Maisonneuve

30

Abondance et répartition de l'aigle royal au Québec

Le Québec abrite les deux tiers des couples d'aigles royaux nichant dans l'est du continent nord-américain. Le plan de rétablissement de l'espèce, publié en 2005, visait le recensement d'au moins 65 nids connus pour les protéger. En 2013, on en dénombrait 260 à partir d'inventaires partiels, tous situés sur des terres publiques. Ainsi, la population de l'Est du continent compterait entre 300 et 500 individus, un effectif inespéré.

François Morneau, Junior A. Tremblay et Jérôme Lemaître

38

Habitat de nidification du faucon pèlerin dans le sud du Québec: comparaison entre les carrières industrielles et les parois naturelles

La population de faucons pèlerins du sud du Québec s'est redressée depuis plusieurs années et des couples nichent désormais dans des parois de carrières. La comparaison de ce type d'habitat avec le milieu naturel suggère que les carrières représentent des sites de second choix pour la nidification de l'espèce.

Carl Savignac et Marc Bélisle

44

Écologie de la reproduction du faucon pèlerin au Nunavut

Des données accumulées durant plus de 30 ans, à l'ouest de la baie d'Hudson et plus récemment, beaucoup plus au nord, montrent notamment que ce prédateur essentiellement d'oiseaux synchronise sa reproduction avec la fonte de la neige et que sa performance reproductrice est meilleure dans les milieux terrestres que maritimes.

Mikaël Jaffré, Alastair Franke, Alexandre Anctil, Philippe Galipeau, Erik Hedlin, Vincent Lamarre, Vincent L'Hérault, Laurent Nikolaiczuk, Kristen Peck, Barry Robinson et Joël Bêty

54

CONSERVATION

Évolution temporelle des concentrations de mercure dans les plumes d'oiseaux de proie au Québec

65

Contaminant atmosphérique lié à l'industrie minière, il y a plus de 100 ans, le mercure est redevenu, plus récemment, une préoccupation environnementale québécoise avec sa présence dans les eaux des jeunes réservoirs hydro-électriques. Situés au sommet de chaînes trophiques, les oiseaux de proie témoignent de l'évolution, dans l'environnement, des concentrations de ce métal lourd au fil des années.

*Louise Champoux, Jean Rodrigue,
Guy Fitzgerald et François Bilodeau*

Programme de réhabilitation des oiseaux de proie au Québec: bilan 1986-2013

74

Depuis 1986, près de 8 000 oiseaux de proie de toutes les espèces québécoises ont été récupérés et ramenés à la Clinique des oiseaux de proie, dont plus de 5 000 encore vivants. Les soins prodigués ont permis la remise en liberté de 42 % des oiseaux récupérés, avec un taux de survie appréciable, en plus de la production de nombreux articles scientifiques. Ce programme est unique en Amérique.

Guy Fitzgerald

Captures accidentelles d'aigles royaux et de pygargues à tête blanche par les trappeurs d'animaux à fourrure au Québec

82

Depuis 1986, plus de 300 aigles se sont pris dans les collets et les pièges placés par les trappeurs québécois et visant la capture de canidés. Ces captures accidentelles, qui représentent la moitié des cas d'aigles blessés ou morts rapportés au Québec, se sont souvent soldées par la mort de l'oiseau. Tous les intervenants ont uni leurs efforts pour réduire au minimum l'importance de ce facteur de mortalité.

*Guy Fitzgerald, Junior A. Tremblay,
Jérôme Lemaître et Antoine St-Louis*

L'EROP: 10 ans pour le rétablissement des oiseaux de proie au Québec

90

L'équipe de rétablissement des oiseaux de proie du Québec sert de pivot pour que les populations de 4 espèces préoccupantes se redressent, en harmonisant les efforts de tous les intéressés, tant du milieu gouvernemental que du secteur privé.

*Antoine St-Louis, Isabelle Gauthier, Sylvie Beaudet,
Lise Deschênes, Alain Forest, Pierre Fradette,
Stéphane Guérin, Jacques Ibarzabal, Jean Lapointe,
Stéphane Lapointe, Jérôme Lemaître,
Charles Maisonneuve et François Shaffer*

LES LIVRES

96

VIE DE LA SOCIÉTÉ

98

SAVIEZ-VOUS QUE

100

En page couverture : Faucon pèlerin

Photo: Mikael Jaffré

**Par leur soutien financier,
le ministère du Développement durable,
de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques,
les parrains et les amis du *Naturaliste canadien*,
nos commanditaires et
les généreux bienfaiteurs de la Société Provancher
ont facilité la réalisation de ce numéro du *Naturaliste canadien*.**

Qu'ils en soient tous remerciés.

La Société Provancher remercie ses généreux bienfaiteurs Parrains du *Naturaliste canadien*

Fondation de la Faune du Québec

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

Amis du *Naturaliste canadien*

Ahern Normandeau, Marguerite • Auger, Daniel • Bélanger, Roger • Belles-Isles, Michel • Billington, Charles • Bouchard, Yvon • Boudreau, Francis • Bourassa, Jean-Pierre • Brunel, Pierre • Cantin, Michel • Charpentier, Yvan • Chartier, Richard • Clermont, André • Colinet, Bernard • Corriveau, Lina • Couture, Pierre • Couture, Richard • Crête, Michel • De Serres, Marthe • Delisle, Conrad • Desbiens, Jean-Yves • Deshaies, Olivier • Dionne, Jean-Claude • Drolet, Bruno • Duchesneau, François • Duchesneau, Roger • Dufresne, Camille • Fontaine, Pierre • Gaboury, Gilles • Gaboury, Simon • Gascon, Pierre • Gauthier, Benoît • Hamann, Jean • Hébert, Christian • Huot, Lucien • Jobin, Pierre • Juneau, Michel • Lacasse, Yves • Laflamme, Michel K. • Lafond, Anne-Marie • Lanneville, Jean-Louis • Leduc, Pierre • Lepage, Michel • Lépine, Rachel • Loiselle, Robert • Marcotte, Pierre • Martel, André L. • Matte, Sylvie • Michaud, Alain • Molinas, Laurence • Monette, Maurice • Painchaud, Jean • Paquette, Denis • Paré, Bruno • Parent, Serge • Pelletier, Nathalie • Perron, Jean-Marie • Piuze, Jean • Potvin, Denis • Potvin, François • Potvin, Paule • Pouliot, Yvan • Reed, Austin • Richard, Pierre J. H. • Savard, Vincent • Shaw, Michel • Simard, Annie • Tessier, Pierre • Varin, Michel • Villemagne, Claude • Villeneuve, Claude • Watelet, Anne

Bienfaiteurs de la Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

Arrouart, Catherine • Association Des Sauvagniers De La Grande Région De Québec, • Auger, Geneviève • Auger, Daniel • Barbès, Louise-Marie • Baronet, Dominique • Barrière, Serge • Beaudet, Thérèse • Beaudoin, Marjolaine • Beaulieu, Denis • Bédard, Michelle • Bédard, Yvan • Bélanger, Claire • Bélanger, Marie-Pierre • Bélanger, Michelle • Bélanger, Roger • Bellefeuille, Claire • Bellefeuille, Hélène • Bellefeuille, Lucie • Belles-Isles, Michel • Belzile, Patrick • Benoît, Suzanne • Bergeron, Jean • Bertrand, Roger • Bertrand, Claude • Bertrand, Luce • Bérubé, Diane • Bilodeau, Martin • Biron, Paule • Blondin, Hélène • Bossert, Frédéric • Bouchard, Michel • Bouffard, Sylvie • Boulva, Jean • Brisson, Jean-Denis • Brousseau, Yves • Bussièrès, Jacques • Campagna, Mathieu • Campagna, Pierre • Cantin, Michel • Caron, Jean-Claude • Caron, Rémi • Castonguay, Martin • Castro, Ernesto • Cavanagh, Robert • Cayouette, Jacques • Charbonneau, Jean-Guy • Charpentier, Yvan • Chayer, Réjean • Cliche, Mario • Cloutier, Conrad • Club De Marche De Rimouski, • Colinet, Bernard • Corbeil, Christian • Côté, Josiane • Côté, Raymond • Coulombe, Josette • Couture, Josée-Marie • Dagenais, Michel • Dansereau, Sylvie • D'ateuil, Claire • De Serres, Marthe • Demers, Andréanne • Demers, Jacques • Déry, Anne • Desautels, Louise • Desautels, Renée • Desbiens, Jean-Yves • Desmartis, Micheline • Doré, Marc • Drolet, Bruno • Duchesneau, Roger • Duclos, Isabelle • Dufresne, Camille • Dumas, Gilbert • Dunn, Philippe • Dutil, Jean-Denis • Falcon, Louise • Fontaine, Madeleine • Fortin, Jean • Fouquereau, Gaétan • Francis, Robert • Fugère, Jean • Gaboury, Gilles • Gagné, Chantal • Gascon, Pierre • Gendron Choinière, Lise • Giroux, Michel • Grenier, Sarah • Grimard, Michèle • Grondin, Suzanne • Hamel, François • Hamel, Nicole • Hamel, Pascale • Harvey, Éric Yves • Henry, Lise • Houde, Normand • Hrycak, Maurice Jr • Huot, Yves • Jalbert, Mélanie • Jones, Richard • Juneau, Michel • Kugler, Marianne • Labbé, Maryse • Laberge, Maud • Lacasse, Yves • Lachance, Audrey • Laflamme, Michel K. • Lafond, Anne-Marie • Lafond, Louise • Lalande, Francine • Lamarre, Jacques • Lamoureux, Stéphane • Langlois, Gaétan • Lanneville, Jean-Louis • Lapointe, Monique • Larsen, Pierre • Lauzon, Micheline • Laverdière, France • Lavoie, Lucie • Leahy, George • Lebel, Mariette • Leclerc, Lise • Lemieux, Jacques • Lepage, Daniel • Lesage, René • Lesieur, Yolande • Lessard, Daniel • Léveillé, Danielle • Lévesque, Madeleine • Lizotte, Alain • Longpré, Huguette • Lortie Aubé, Diane • Lussier Cabinet D'assurances Et Services Financiers Inc., • Marier, Louise • Marineau, Kim • Marquis, Denise • Massicotte, Guy • Mercier, Marthe B. • Messely, Louis • Michaud, Julie-Mélanie • Michaud, Natalie • Moisan, Gaston • Monette, Maurice • Morin, Lise • Nadeau, Yves • Nicole, Isabelle • Ouellet, Denis • Ouellet, Jocelyne • Ouellet, Réginald • Paradis, Rolande • Paré, Luc • Pelletier, Nathalie • Petry, Thibaut • Pilote, Lise • Potvin, Denis • Potvin, Laurent • Potvin, Madeleine • Pouliot, Yvan • Proulx, André • Rainville, Pierre • Rasmussen, Arne • Raymond, Martine • Reed, Austin • Rheault, Claude • Richard, Pierre J. H. • Roberge, Jacques • Roberge, Nicole • Robert, Céline • Robert, Michèle • Rouleau, Arlette • Rousseau, Éric • Roy, Clodin • Roy, Odette • Roy, Stéphane • Sabourin, André • Savard, Vincent • Soucy, Gervais • St-Cyr, Louis • Ste-Marie, André • St-Martin, Hélène • Tessier, Pierre • Trépanier, Claudette • Viel, Georges • Villeneuve, Michel • Wapler Md Inc., Michel



LA SOCIÉTÉ
PROVANCHER
D'HISTOIRE
NATURELLE
DU CANADA

Président

Robert Patenaude

1^{er} Vice-président

Éric Yves Harvey

2^e Vice-président

Pierre-Martin Marotte

Secrétaire

Michel Lepage

Trésorière

Hélène Beaulieu

Administrateurs

Élisabeth Bossert
Jean-Claude Caron
Réhaume Courtois
Louise Fortin
Gilles Gaboury
Carl Grenier
Réginald Ouellet
Odette Roy

le *naturaliste*
canadien

Bureau de direction

Michel Crête
Bruno Drolet
Jean Hamann
Claude Lavoie
Michel Lepage
Isabelle Simard
Denise Tousignant

Équipe éditoriale

Michel Crête,
rédacteur en chef
Yan Boucher
François Brassard
Marc-Antoine Couillard
Mathieu Cusson
Christian Dussault
Christian Hébert
Patrick Lajeunesse
Marc Mazerolle
Stéphanie Pellerin
Junior Tremblay

COMMUNICATIONS
science
impact

Communications
Science-Impact
930, rue Pouliot
Québec (Québec)
G1V 3N9
418.651.3885

Le *Naturaliste canadien* est recensé par Repères, Cambridge Scientific Abstracts et Zoological Records. La version numérique est disponible sur la plateforme Érudit.

Dépôt légal 1^{er} trimestre 2015

Bibliothèque nationale du Québec

© La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada 2015

Bibliothèque nationale du Canada

ISSN 0028-0798 (Imprimé)

ISSN 1929-3208 (En ligne)

Imprimé sur du papier
100% recyclé



Fondée en 1868 par Léon Provancher, la revue *Le Naturaliste canadien* est devenue en 1994 la publication officielle de la Société Provancher d'histoire naturelle du Canada, après que le titre ait été cédé à celle-ci par l'Université Laval.

Fondée en 1919, la Société Provancher d'histoire naturelle du Canada est un organisme sans but lucratif dont la mission est de contribuer à la conservation de la nature. Ses principaux axes d'intervention sont la protection et la gestion de milieux naturels, l'éducation et la diffusion des connaissances dans le domaine des sciences naturelles.

Comme publication officielle de la Société Provancher, *Le Naturaliste canadien* entend donner une information de caractère scientifique et pratique, accessible à un large public, sur les sciences naturelles, l'environnement et la conservation.

La reproduction totale ou partielle des articles de la revue *Le Naturaliste canadien* est autorisée à la condition d'en mentionner la source. Les auteurs sont seuls responsables de leurs textes.

Les personnes ou les organismes qui désirent recevoir la revue peuvent devenir membres de la Société Provancher ou souscrire un abonnement auprès de EBSCO. Tél. : 1-800-361-7322.

Publication semestrielle

Toute correspondance doit être adressée à :

La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

1400, route de l'Aéroport

Québec QC G2G 1G6

Téléphone : 418-554-8636 Télécopie : 418-831-8744

Courriel : societe.provancher@gmail.com

Site Web : www.provancher.qc.ca



Un premier numéro thématique

Les oiseaux de proie sont une source de fascination. Toutefois, ils ont été longtemps persécutés et méprisés; ils ont même été exclus de la Convention sur les oiseaux migrateurs signée en 1916 entre le Canada et les États-Unis. Ce n'est que depuis 1960 qu'ils ont été protégés par la loi au Québec. À la même époque, ce groupe d'oiseaux a attiré l'attention lorsque des travaux de recherche ont démontré que l'utilisation de DDT affectait négativement plusieurs espèces. En effet, cette substance cause un amincissement de la coquille des œufs et ainsi une baisse du succès de la reproduction, ce qui a provoqué le déclin de plusieurs espèces. Cependant, suivant cette prise de conscience, le DDT devint interdit et l'abondance de plusieurs espèces d'oiseaux de proie a augmenté remarquablement. De nos jours, les effectifs de plusieurs espèces sont stables ou en croissance, ce qui permet de les contempler et d'apprécier la diversité et la beauté de ce groupe d'oiseaux.

De par leur position au sommet de plusieurs chaînes alimentaires, les oiseaux de proie représentent d'excellents indicateurs de la santé des écosystèmes. Par exemple, beaucoup de produits toxiques s'accumulent chez ces prédateurs alors que leur succès de reproduction est affecté par l'abondance de proies dans les divers habitats.

Nous sommes fiers de vous présenter ce numéro thématique qui porte sur ce majestueux groupe d'oiseaux. Ce numéro comporte 10 articles originaux traitant de projets de recherche et d'activités de suivi des oiseaux de proie, de même que 2 articles décrivant les activités d'organismes d'importance pour leur conservation au Québec. Le contenu de ce numéro témoigne de l'excellence des travaux menés sur les oiseaux de proie du Québec et du Nunavut et, en ce sens, nous souhaitons remercier les auteurs pour leur implication dans la diffusion des connaissances et la conservation des rapaces.

En terminant, nous croyons que ce numéro thématique, par son contenu diversifié et détaillé, saura satisfaire autant le lecteur détaché que le passionné. Enfin, nous espérons que la lecture de ces articles alimentera votre intérêt envers ces oiseaux mystérieux et fascinants.

Jean-Pierre L. Savard,
Michel Crête et
Junior A. Tremblay

Observatoire d'oiseaux du Parc national du Bic: 12 ans de suivi printanier des oiseaux de proie migrants

Jean-Sébastien Guénette et Yong Lang

Résumé

Le belvédère Raoul-Roy, situé dans le Parc national du Bic, est l'un des meilleurs sites au Québec pour observer la migration des oiseaux de proie. Un programme de suivi a été mis en place en 2002 et a notamment pour objectif de caractériser l'abondance et la richesse des oiseaux de proie passant au sud de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent, et, par ricochet, l'évolution temporelle du passage printanier de chacune des espèces. Le programme vise aussi à déterminer les conditions favorables à leur migration. Jusqu'à maintenant, 17 espèces d'oiseaux de proie ont été recensées, les plus abondantes étant la buse à queue rousse (*Buteo jamaicensis*) et l'épervier brun (*Accipiter striatus*). Le programme a permis aussi de documenter l'augmentation des passages de certaines espèces, dont l'urubu à tête rouge (*Cathartes aura*), le pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*), l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*) et le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*). Une meilleure connaissance de la migration printanière des oiseaux de proie aidera à leur conservation, notamment au processus d'évaluation environnementale de futurs projets de développement d'énergie éolienne dans l'est du Québec.

MOTS CLÉS: buse à queue rousse, buse pattue, épervier brun, migration printanière, Québec

Abstract

The Belvédère Raoul-Roy, a bird observatory located in the Parc national du Bic (Québec), is one of the best places in the province to watch migrating raptors. To date, 17 raptor species have been observed from the site, with the 2 most abundant being the red-tailed hawk (*Buteo jamaicensis*) and the sharp-shinned hawk (*Accipiter striatus*). A monitoring program was established at the site in 2002, and among its aims are the description of the abundance and diversity of raptors moving along the south shore of the St. Lawrence Estuary and the identification of favourable migration conditions for raptors. The program has helped document the temporal changes in spring migration of each of the species monitored and it has also provided information concerning population growth of species such as the turkey vulture (*Cathartes aura*), bald eagle (*Haliaeetus leucocephalus*), golden eagle (*Aquila chrysaetos*) and peregrine falcon (*Falco peregrinus*). A greater understanding of the spring migration of raptors should help inform conservation efforts, particularly environmental assessments for future wind farm projects in eastern Québec.

KEYWORDS: Québec, red-tailed hawk, rough-legged hawk, sharp-shinned hawk, spring migration

Introduction

L'observation et le suivi de la migration des oiseaux de proie ont débuté il y a déjà plus d'une trentaine d'années dans plusieurs sites de l'Amérique du Nord (Bieldstein et Klem, 2001; Hawk Migration Association of North America, 2014). Les ornithologues prennent souvent plaisir à observer la migration abondante des oiseaux de proie lors de la venue de l'automne comme c'est le cas à Tadoussac, Cape May ou Hawk Mountain (Berthiaume, 2006; Dickey, 2012; Buidin, 2014). Toutefois, plusieurs sites sont également exceptionnels pour effectuer l'observation de leur migration printanière. L'observation de ces oiseaux est possible grâce à leur type de locomotion bien particulier. En effet, ces oiseaux planent souvent afin d'économiser leur énergie (Alerstam, 1990). Ainsi, mis à part le vol battu, les oiseaux de proie se fient aux courants d'air ascendants créés par la formation des masses d'air chaud et sur les vents frappant les collines et les montagnes pour se déplacer. Lors de leurs déplacements sous nos latitudes, ils évitent généralement les grands plans d'eau, car les masses

d'eau froide ne possèdent pas la propriété de créer des courants d'air ascendant (Ibarzabal, 1999; Kerlinger, 2000).

Dès le début du printemps, la majorité des oiseaux de proie nichant au Québec quittent leurs quartiers d'hivernage situés principalement dans le sud de l'Amérique du Nord, en Amérique centrale et en Amérique du Sud, pour se rendre à leurs sites de nidification au nord du Québec. À ce jour, on a émis l'hypothèse que les conditions météorologiques du continent déterminent les corridors migratoires empruntés par les oiseaux de proie (Heintzelman, 1986; Kerlinger, 1989; Lanzone et collab., 2012). Dans l'est de l'Amérique du Nord, les oiseaux de proie utiliseraient, entre autres, les Appalaches

Jean-Sébastien Guénette, biologiste (M. Sc.), est directeur général du Regroupement QuébecOiseaux.

jsguenette@quebecoiseaux.org

Yong Lang est biologiste (M. Sc.) au Regroupement QuébecOiseaux.

ylang@quebecoiseaux.org

pour leurs déplacements (Ibarzabal, 1999; Bohrer et collab., 2011, Duerr et collab., 2012). Les courants d'air ascendants créés par cette longue chaîne de montagnes permettent aux oiseaux de proie de parcourir des centaines de kilomètres, tout en minimisant les dépenses d'énergie. Lorsque les oiseaux de proie atteignent la limite des Appalaches en Gaspésie, ils se trouvent face à l'estuaire du Saint-Laurent. Une traversée de ce plan d'eau nécessiterait une grande dépense en énergie. Ainsi, ces oiseaux longeraient le fleuve, en direction sud-ouest, jusqu'à ce que le rétrécissement de celui-ci soit propice à la traversée. Ils reprendraient ensuite le cap vers le nord afin de se diriger vers leur aire de nidification.

Malgré le cumul des observations faites par l'ensemble des programmes de suivis d'oiseaux de proie (HMANA, 2014), la quantité d'information concernant la chronologie et les trajectoires utilisées pour la migration des oiseaux de proie dans l'est de l'Amérique du Nord est très limitée. Considérant ces lacunes, le suivi printanier effectué au Parc national du Bic a pour but d'approfondir les connaissances sur le sujet. Ce suivi a pour premier objectif la détermination de l'abondance et de la richesse des oiseaux de proie passant au sud de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent, et, par ricochet, de l'évolution temporelle du passage printanier de chacune des espèces. Le programme vise aussi à déterminer les conditions favorables à la migration printanière. Une meilleure connaissance de la migration printanière des oiseaux de proie aidera à leur conservation, notamment au processus d'évaluation environnementale de futurs projets de développement d'énergie éolienne, principalement dans l'est du Québec.

Aire d'étude

Le belvédère Raoul-Roy (BRR) se trouve sur la rive sud de l'estuaire du Saint-Laurent, dans le Parc national du Bic, à 30 km à l'ouest de Rimouski (Fortin et Belzile, 1996; Lavoie, 2008). Il est réputé pour l'observation de la migration printanière des oiseaux de proie (Proulx, 2006). Installé à 125 m au-dessus du niveau de la mer, le BRR surplombe l'estuaire du Saint-Laurent ainsi que la vallée adjacente, dominée par une tourbière. Le fleuve, large de 35 km à cet endroit, sépare la Côte-Nord de la région du Bas-Saint-Laurent. Le sud du fleuve est relativement accidenté, permettant aux oiseaux de proie d'utiliser les courants d'air ascendants créés par les pentes pour effectuer leurs déplacements. Le pic Champlain, à l'est, constitue en quelque sorte un premier sommet (350 m) dans le tronçon de la chaîne de montagnes bordant la rive sud de l'estuaire à la hauteur du Parc national du Bic. Cette chaîne se prolonge de façon continue sur 25 km dans l'axe sud-ouest vers l'amont de l'estuaire, jusqu'à la hauteur de Trois-Pistoles. À environ 2 km sur le versant sud du BRR se pointent les sommets arrondis des vallons atteignant par endroit 165 m d'altitude, soit une cinquantaine de mètres de plus que les tourbières adjacentes au belvédère.

Pas moins de 17 espèces d'oiseaux de proie, dont 3 à statut précaire, soit le pygargue à tête blanche (*Haliaeetus*

leucocephalus), l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*) et le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), passent chaque printemps à ce point précis du Québec. Malgré la visite de centaines d'ornithologues et de plus de 2 500 observateurs annuellement depuis 1981, aucun suivi n'avait été entamé pour cumuler les informations sur la migration printanière des oiseaux de proie au Parc national du Bic. Ainsi, le Club des ornithologues du Bas-Saint-Laurent a initié, en 2002, le suivi printanier des oiseaux de proie (Côté et collab., 2003; Proulx, 2006). Le projet a ensuite été repris par le Regroupement QuébecOiseaux en 2006.

Méthodes

Récolte des données

La méthode de suivi au BRR se base principalement sur celle proposée par la National Wildlife Federation (Giron Pendleton et collab., 1987; Bird et Bildstein, 2007), à la différence qu'au lieu de 2 observateurs, il n'y en a qu'un seul mandaté pour effectuer le dénombrement quotidien des oiseaux de proie. Le suivi printanier est effectué entre la deuxième semaine de mars et la troisième semaine de mai, car cette période englobe la grande majorité de la migration printanière des oiseaux de proie au site d'étude. L'ornithologue sur le terrain remplit, chaque heure, une feuille de données, sauf dans les cas de visibilité réduite ou de précipitations abondantes. L'observation s'effectue entre 8 h et 18 h et couvre la presque totalité des conditions météorologiques favorables au passage des oiseaux. L'identification de l'espèce, le dénombrement des individus ainsi que l'annotation des caractéristiques visibles (p. ex. catégorie d'âge, sexe, direction) sont les données récoltées lors du suivi. Les individus difficiles à identifier sont notés « oiseau de proie spp. » ou selon le genre (p. ex. épervier spp., buse spp.). Les conditions météorologiques suivantes sont également notées afin de vérifier leurs liens avec la migration des oiseaux de proie : la vitesse du vent selon l'échelle de Beaufort, la direction du vent, la température, l'humidité relative, la pression atmosphérique, la couverture nuageuse et la visibilité (selon des points de repères visuels). Les données ont été mesurées en utilisant une station météorologique portative Kestrel 4500.

Analyse statistique

Évolution temporelle de l'abondance des oiseaux de proie

Le nombre d'heures d'observation a varié selon la semaine de l'année (durée plus courte la première et la dernière semaine du suivi), selon l'année du suivi (moins d'heures d'observation en 2005 comparativement aux autres années), et selon la durée des conditions propices à l'observation des oiseaux de proie. Pour standardiser les données d'abondance, le nombre d'oiseaux de proie a été rapporté par heure d'observation. Les données amassées au cours des 12 années (2002 à 2013) ont permis d'analyser l'évolution temporelle de l'abondance de chacune des espèces observées à l'aide d'une régression linéaire.

Conditions de migration

Afin de déterminer les conditions de migration expliquant le nombre d’oiseaux observés au site, une régression polynomiale multiple a été effectuée pour les variables quantitatives (Legendre et Legendre, 1998) à partir des données horaires brutes, ou ajustées pour les observations d’une durée de 15 et 30 min.

Résultats et discussion

Abondance des oiseaux de proie

Au cours des 12 années de suivi, plus de 4 365 heures d’observation ont été accumulées, pour une moyenne de 364 heures d’observation par année depuis le printemps 2002 (tableau 1). Des problèmes de financement ont contraint l’arrêt des inventaires en plein milieu de la saison de migration au printemps 2013. Le suivi a permis de dénombrer en moyenne 10,74 individus/h, pour un total de 47 418 individus. On a observé une variation quant à l’abondance des oiseaux de proie dénombrés, avec un maximum atteint en 2004 (17,10 oiseaux/h).

Richesse du site

Dans le cadre de ce suivi printanier, 17 espèces d’oiseaux de proie ont été observées au BRR, en incluant l’urubu à tête rouge (*Cathartes aura*). Parmi ces 17 espèces, la buse à queue rousse fut la plus commune (66%), suivie de l’épervier brun

(16%). Les 15 autres espèces et les rapaces non identifiés composaient le reste des observations rapportées (17%). Les dénombrements de 5 espèces ont montré des tendances à la hausse ou à la baisse durant la période d’étude (figure 1).

Urubu à tête rouge

Le nombre d’individus par heure d’observation est passé de 0,02 en 2002, à 0,60 en 2013 (figure 1; $R^2 = 0,552$; $p = 0,01$), ce qui concorde avec l’explosion démographique que l’on a observée à l’échelle continentale chez cette espèce (Kirk et Mossman, 1998). Cette augmentation est aussi notée dans d’autres programmes de suivi des oiseaux, tels que la banque de données ÉPOQ (Larivée, 2014) ainsi que l’Atlas des oiseaux nicheurs du Québec (2014). Cette augmentation serait en lien avec la croissance de la population de cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) ainsi qu’avec le fait que les oiseaux sont maintenant probablement moins persécutés qu’auparavant (Kirk et Mossman, 1998).

Pygargue à tête blanche

Le pygargue à tête blanche est une autre des espèces que l’on a observée de plus en plus fréquemment au BRR (figure 1; $R^2 = 0,683$; $p < 0,01$), ce qui concorde avec la tendance haussière de la population du Québec (Lessard, 1996; CRPTBQ, 2002; Shaffer et collab., 2010). Cette tendance serait attribuable au

Tableau 1. Nombre d’heures d’observation des oiseaux de proie en migration effectuées chaque printemps au belvédère Raoul-Roy du Parc national du Bic et nombre moyen d’individus observés à l’heure, ventilé par espèce, 2002-2013.

Espèce	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Moyenne
Heures	372	451	454	459	409	352	219	349	391	379	372	158	364
Urubu à tête rouge	0,02	0,03	0,07	0,13	0,07	0,11	0,16	0,11	0,17	0,27	0,14	0,60	0,16
Balbuzard pêcheur	0,06	0,02	0,21	0,03	0,05	0,07	0,04	0,09	0,06	0,09	0,05	0,01	0,07
Pygargue à tête blanche	0,23	0,12	0,15	0,22	0,33	0,25	0,45	0,30	0,42	0,32	0,41	0,48	0,31
Busard Saint-Martin	0,10	0,02	0,07	0,04	0,07	0,09	0,09	0,09	0,11	0,06	0,10	0,06	0,08
Épervier brun	1,28	1,39	2,65	1,80	1,16	1,84	0,88	2,48	1,61	2,15	2,02	0,46	1,64
Épervier de Cooper	0,00	0,00	0,01	0,03	0,00	0,01	0,04	0,01	0,01	0,00	0,02	0,01	0,01
Autour des palombes	0,16	0,06	0,07	0,23	0,09	0,06	0,13	0,09	0,13	0,08	0,14	0,13	0,11
Buse à épaulettes	0,02	0,00	0,00	0,01	0,00	0,02	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01
Petite buse	0,30	0,17	0,33	0,12	0,12	0,45	0,01	0,30	0,19	0,30	0,09	0,02	0,20
Buse à queue rousse	5,53	7,53	11,80	8,66	3,41	8,41	5,87	6,38	5,11	6,42	8,41	8,93	7,21
Buse de Swainson	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Buse pattue	0,49	0,37	1,07	0,78	0,38	0,57	0,42	0,89	0,32	0,26	0,37	0,34	0,52
Aigle royal	0,12	0,07	0,11	0,06	0,12	0,18	0,11	0,12	0,16	0,12	0,11	0,22	0,13
Crécerelle d’Amérique	0,20	0,12	0,09	0,19	0,08	0,16	0,21	0,10	0,08	0,15	0,14	0,06	0,13
Faucon émerillon	0,05	0,02	0,03	0,03	0,04	0,05	0,05	0,04	0,05	0,03	0,03	0,03	0,04
Faucon gerfaut	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Faucon pèlerin	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03	0,04	0,04	0,03	0,06	0,06	0,03
Rapaces non identifiés	0,16	0,06	0,40	0,23	0,12	0,06	0,00	0,02	0,02	0,09	0,02	0,02	0,10
Toutes les espèces	8,73	9,98	17,10	12,57	6,07	12,36	8,50	11,09	8,47	10,42	12,11	11,43	10,74

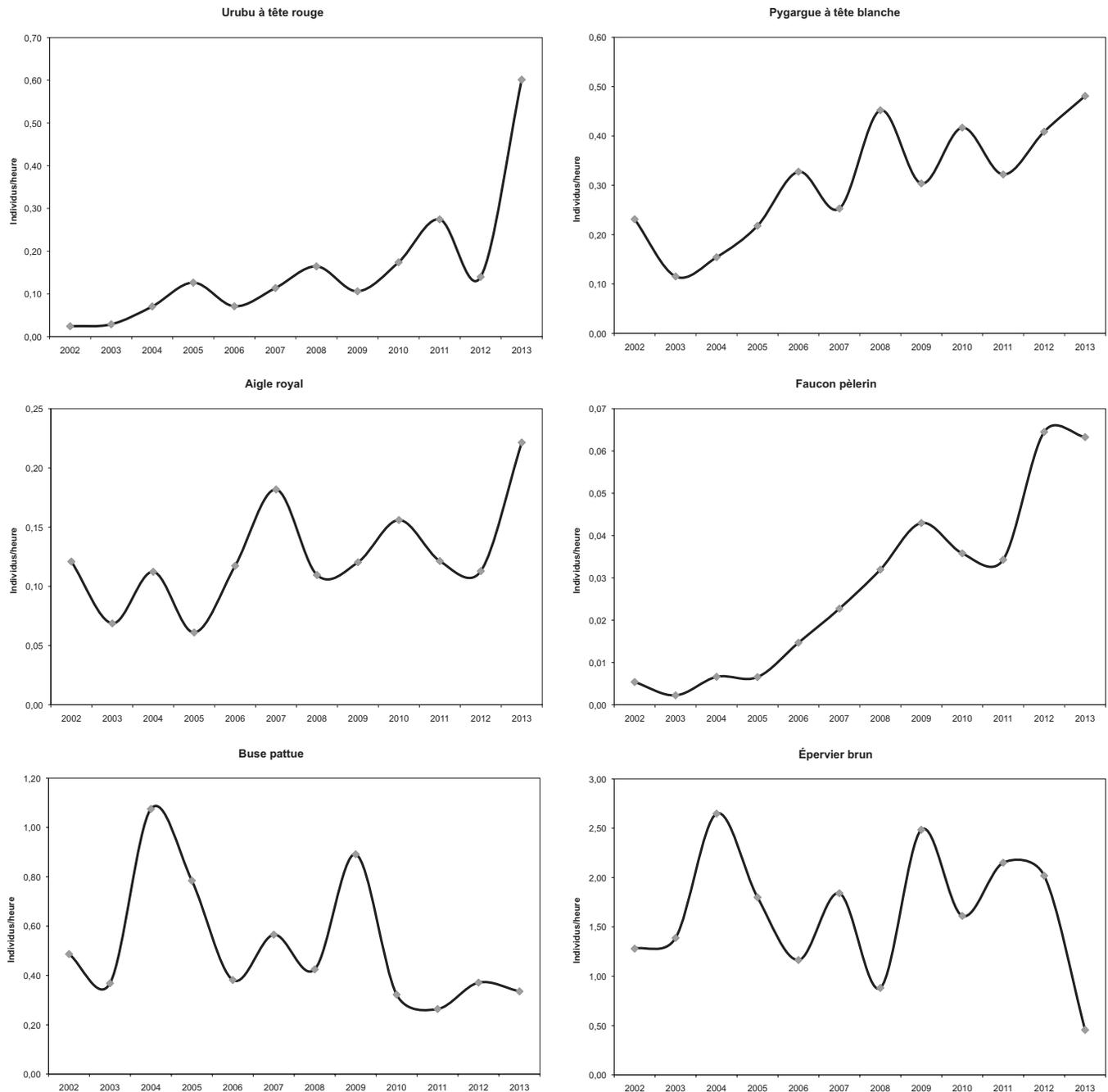


Figure 1. Nombre moyen d'oiseaux observés entre 2002 et 2013 chaque printemps au belvédère Raoul-Roy du Parc national du Bic pour 6 espèces qui ont connu des hausses ou des baisses significatives d'individus dénombrés.

bannissement du DDT et, comme pour l'urubu, au fait que les oiseaux sont moins persécutés qu'auparavant (Buehler, 2000).

Aigle royal

La population de l'aigle royal a aussi présenté une tendance à la hausse (figure 1; $R^2 = 0,320$; $p = 0,06$). Les causes expliquant cette situation sont probablement les mêmes que celles de l'augmentation du pygargue à tête blanche (Morneau et collab., 2012; Katzner et collab., 2012).

Faucon pèlerin

La population de faucons pèlerins passant par le BRR a crû au fil des ans (figure 1; $R^2 = 0,892$; $p < 0,01$), ce qui va de pair avec la tendance de la population nicheuse du Québec méridionale (Poulin et collab., 2006; Tremblay et collab., 2012).

Buse pattue

Malgré une bonne année en 2009, les données démontrent un déclin significatif chez la buse pattue depuis

le printemps 2004 au BRR (figure 1; $R^2 = 0,467$; $p = 0,03$). Depuis 2010, on a même observé davantage de pygargues à tête blanche que de buses pattues. À l’observatoire de Hawk Mountain, en Pennsylvanie, on a aussi noté un déclin chez cette espèce depuis les années 1970.

Autres espèces

Les autres espèces n’ont démontré aucune tendance significative ($p > 0,1$), que ce soit à la hausse ou à la baisse. Certaines d’entre elles pourraient être cycliques, mais la période temporelle de 12 ans est encore trop courte pour confirmer leur existence (p. ex. chez l’épervier brun : figure 1).

Chronologie de la migration des oiseaux de proie

Parmi les espèces les plus hâtives, il y a le faucon gerfaut, le pygargue à tête blanche, l’autour des palombes, le faucon émerillon, l’aigle royal et le faucon pèlerin (tableau 2). L’arrivée des petites buses et des balbuzards pêcheurs est plus tardive. Ces espèces furent en effet observées à partir de la deuxième moitié d’avril chaque année et leur migration s’est prolongée jusqu’à la fin de la période d’observation.

On remarque aussi, en examinant l’écart-type de la date de passage, une fenêtre de migration beaucoup plus étroite pour la petite buse et le balbuzard pêcheur (figure 2). En étudiant seulement les espèces dont le suivi a permis de dénombrer plus de 100 individus, on remarque que les pics de passage du pygargue à tête blanche et de la crécerelle d’Amérique sont survenus dans la période du 2 au 17 avril et du 18 avril au 3 mai, respectivement. Un grand nombre de buses à queue rousse et de buses pattues sont plutôt arrivées durant la période la plus achalandée de l’année, soit durant la semaine du 26 avril au 3 mai.

La semaine suivante (du 4 au 11 mai) a été témoin du plus grand nombre de passages d’éperviers bruns et de petites buses du printemps. Finalement, le pic de migration du balbuzard pêcheur a eu lieu du 12 au 19 mai. Le pic de migration de cette espèce survient tardivement dans la période d’observation des oiseaux de proie au belvédère. L’autour des palombes semble, par ailleurs, posséder une période de migration relativement longue, durant en effet plus de 7 semaines.

Parmi les espèces dont la migration semble être effectuée de façon bimodale, il y a l’urubu à tête rouge, le busard Saint-Martin et l’aigle royal. Les pics de leur migration sont survenus durant la semaine du 18 avril et du 4 mai, pour les 2 premières espèces. Une chute des dénombrements a été observée durant la semaine intermédiaire. Quant à l’aigle royal, le pic de migration semble avoir commencé avant même le début de la période de récolte de données pour ensuite survenir une seconde fois durant la semaine du 12 mai. Il est possible que les 2 vagues de migration soient causées par le stade de maturité de l’oiseau. En effet, chez l’aigle royal, la migration des adultes survient avant celle des juvéniles

Tableau 2. Records d’arrivée, dates moyennes de passage et écart-type pour 16 espèces d’oiseaux de proie observées au printemps, au belvédère Raoul-Roy du Parc national du Bic.

Espèce	Record	Moyenne	Écart-type
Urubu à tête rouge	23 mars	21 avril	13
Balbuzard pêcheur	14 avril	6 mai	8
Pygargue à tête blanche	13 mars	18 avril	14
Busard Saint-Martin	20 mars	24 avril	14
Épervier brun	21 mars	3 mai	11
Épervier de Cooper	21 mars	27 avril	15
Autour des palombes	14 mars	19 avril	16
Buse à épaulettes	3 avril	27 avril	15
Petite buse	18 avril	9 mai	7
Buse à queue rousse	22 mars	30 avril	13
Buse pattue	19 mars	28 avril	12
Aigle royal	17 mars	20 avril	18
Crécerelle d’Amérique	31 mars	29 avril	11
Faucon émerillon	16 mars	18 avril	16
Faucon gerfaut	26 mars	14 avril	15
Faucon pèlerin	15 mars	20 avril	17

(Kochert et collab., 2002), alors qu’il ne semble pas y avoir de pic de migration pour le busard Saint-Martin (Macwhirter et collab., 1996).

La direction de migration

Entre 2002 et 2013, 79,5 % des oiseaux de proie observés au BRR se dirigeaient vers le sud-ouest, 19,5 % vers le nord-est et 1,0 % vers le nord-ouest. Les oiseaux survolant le BRR longeaient le fleuve, la plupart vers le sud-ouest, probablement jusqu’à ce que la distance entre les 2 rives soit facilement franchissable. Un cinquième des individus se dirigeait par contre vers l’aval du fleuve, vraisemblablement pour trouver un territoire de nidification dans la région de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine. Les quelques rares individus migrant en direction nord-ouest devaient, quant à eux, effectuer un vol actif d’une trentaine de kilomètres avant d’atteindre la rive nord. Cette traversée s’avère possible puisque le balbuzard pêcheur, le busard Saint-Martin, le faucon émerillon et le faucon pèlerin sont des espèces pouvant traverser des étendues d’eau de plus de 100 km (Bildstein, 2004). Le pygargue à tête blanche, l’aigle royal et la crécerelle d’Amérique pourraient également se diriger vers la rive nord de l’estuaire du Saint-Laurent, puisqu’une traversée d’un plan d’eau variant entre 25 et 100 km a déjà été notée pour ces espèces (Kerlinger, 1985). Toutefois, considérant que le vol battu est très énergivore, il n’est pas surprenant de constater que la quasi-totalité des oiseaux de proie longeaient plutôt la rive sud de l’estuaire du fleuve, en suivant un vol de type plané.

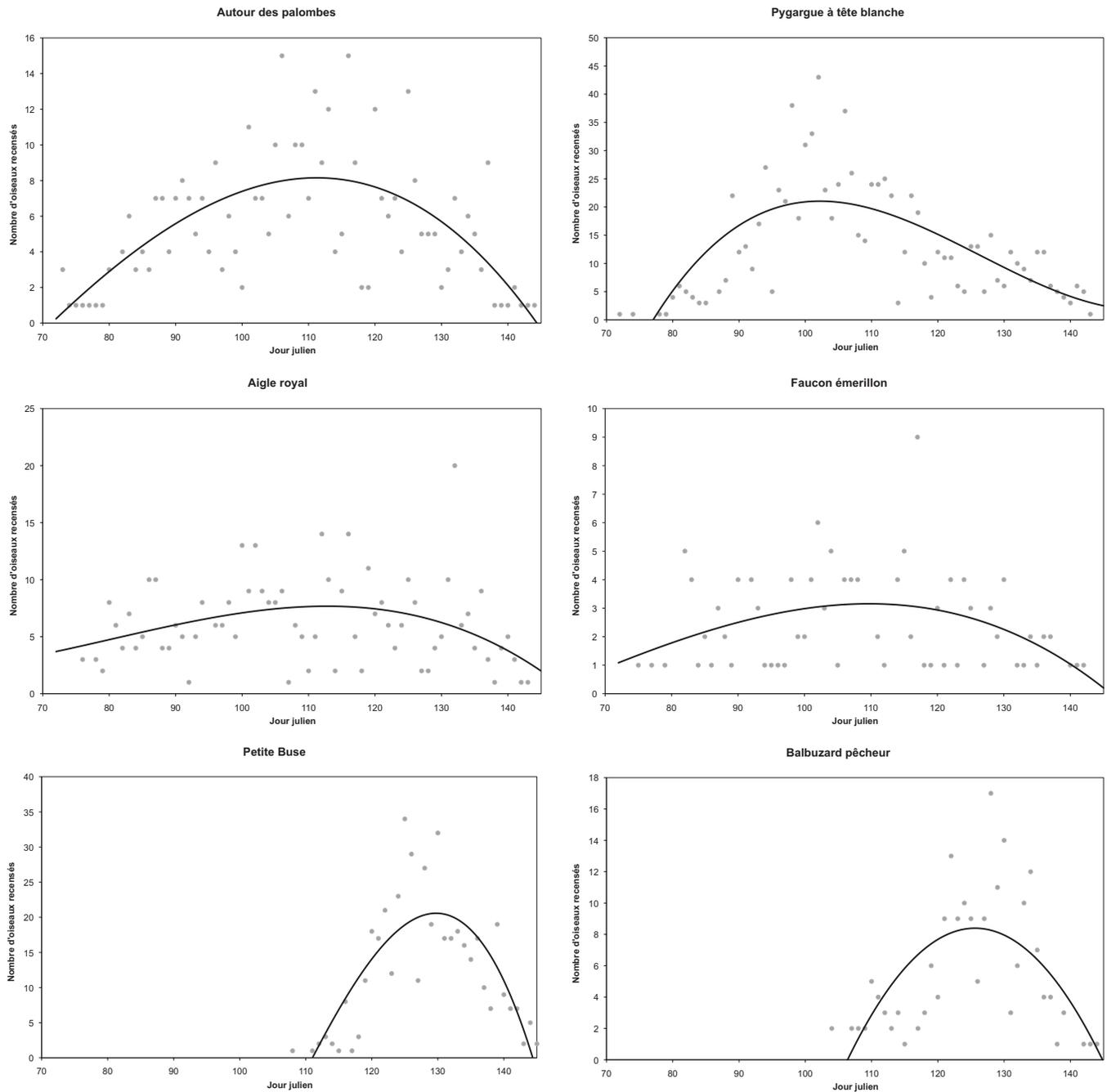


Figure 2. Nombre d'oiseaux observés par heure, au printemps, au belvédère Raoul-Roy du Parc national du Bic en fonction de la date, en jours juliens, pour les 6 espèces les plus communes.

Conditions de migration

Le vent et les précipitations sont les principaux facteurs déterminant l'intensité de la migration (Alerstam, 1990). Comme nous n'avons fait aucune observation lors de précipitations de neige ou de pluie, les seuls facteurs météorologiques notés affectant la migration des oiseaux restaient l'intensité et la direction des vents. Notre analyse statistique à l'aide d'une régression polynomiale multiple

a révélé que la vitesse des vents possédait un lien significatif ($p < 0,01$) avec l'abondance globale des oiseaux de proie observés, au même titre que la période de l'année. Étant donné son caractère qualitatif, nous n'avons pas intégré la direction des vents comme covariable dans cette analyse.

On note également que 20,8 % des oiseaux furent observés lorsque les vents provenaient du nord-ouest (figure 3). Par contre, puisque ces conditions de vent ont été

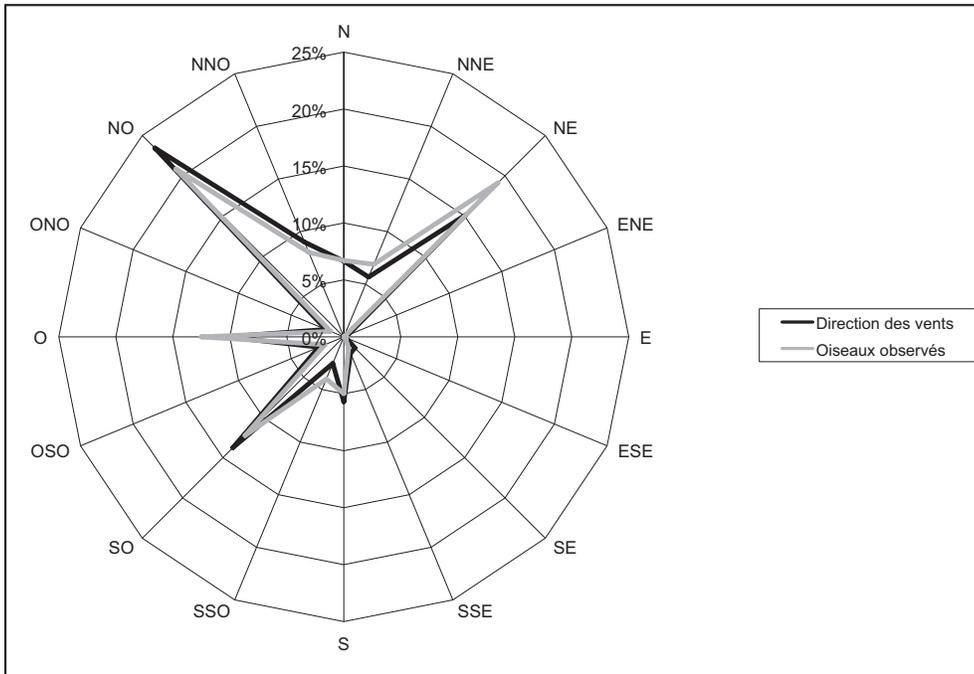


Figure 3. Direction des vents et des mouvements des oiseaux de proie observés au printemps au belvédère Raoul-Roy du Parc national du Bic entre 2002 et 2013.

un suivi printanier. Même le célèbre observatoire de Hawk Mountain, avec une moyenne de 4,10 oiseaux/h dans les 5 dernières années de son suivi printanier, est loin derrière notre moyenne globale de 10,74 oiseaux/h. Quant aux observatoires qui effectuent un suivi automnal, comme celui de Tadoussac, il est difficile d'établir des comparaisons puisqu'en effectuant leur décompte tout de suite après la période de reproduction, il est tout à fait normal qu'ils dénombrent plus d'oiseaux. La position stratégique du programme de suivi du belvédère Raoul-Roy lui permet aussi d'être un excellent indicateur de l'état des populations d'oiseaux de proie nichant plus spécifiquement dans le

présentes pendant 23 % de la période d'observation, on ne peut affirmer que les oiseaux recherchaient spécifiquement ces conditions. En comparant le passage des oiseaux de proie en fonction de la disponibilité des vents, on pourrait même penser que ces conditions sont moins intéressantes pour les oiseaux, au même titre que les vents du sud-ouest et du sud-est. À l'inverse, on a noté une préférence pour les vents du nord-est et de l'ouest.

Conclusion

Le suivi de la migration printanière des oiseaux de proie au BRR a permis de déterminer la tendance globale et l'évolution temporelle de l'effectif des différentes espèces qui y passent. Les 12 années d'observation montrent que l'effectif global est demeuré plutôt stable, avec des hausses significatives pour l'urubu à tête rouge, le pygargue à tête blanche, l'aigle royal et le faucon pèlerin et une baisse notable pour la buse pattue.

Il est étonnant de constater que la grande majorité des oiseaux recensés semblent provenir de la péninsule gaspésienne, à la recherche d'un endroit suffisamment étroit pour traverser le fleuve. On pourrait croire que ces oiseaux suivent une route migratoire établie en fonction des éléments topographiques qui favorisent les conditions de vol plutôt que la distance la plus courte entre les aires d'hivernage et de nidification.

Finalement, lorsqu'on compare le belvédère Raoul-Roy avec les autres observatoires du nord-est du continent, on constate que le nombre d'oiseaux recensés par heure est l'un des plus élevés parmi les observatoires qui effectuent

nord-est du continent, et en particulier dans la forêt boréale du Québec et du Labrador.

Les inventaires annuels comme le nôtre recueillent des informations de base pour la conservation et la protection des espèces à statut précaire. Il est donc nécessaire que les autorités en place, en particulier le ministère de la Forêt, de la Faune et des Parcs, qui est responsable de la protection des oiseaux de proie, appuie de façon plus substantielle et récurrente ce type de suivi afin de brosser un portrait plus détaillé de l'état des populations. Ces informations permettront notamment d'élaborer des mesures de mitigation dans le développement de la filière éolienne, d'en assurer le suivi ainsi que d'en déterminer le succès.

Remerciements

Nous tenons à remercier le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, le Service canadien de la faune d'Environnement Canada, Mountain Equipment Coop ainsi que le Parc national du Bic pour leur indispensable contribution financière tout au long des travaux de l'Observatoire d'oiseaux du Bic. De plus, nous voulons remercier Marco Bellavance, Mathieu Côté, Sébastien Cyr, Denis Desjardins, Marie-Hélène Dickey, Claire Douville, Jacques Larivée, Ève Lauzon, Daniel Ouellette, Gérard Proulx, Serge Rhéaume, Marie-Claude Rancourt et Rita Saint-Laurent pour leur implication lors du démarrage et de la poursuite de ce projet. Nous remercions aussi Michel Crête et Junior Tremblay pour leurs commentaires sur la version préliminaire de ce texte. ◀

Références

ALERSTAM, T., 1990. Bird migration. University of Cambridge, New York, 420 p.

ATLAS DES OISEAUX NICHEURS DU QUÉBEC, 2014. Disponible en ligne à : www.atlas-oiseaux.qc.ca. [Visité le 14-09-17].

BERTHIAUME, E., 2006. Bon vent ! QuébecOiseaux, 18 (1) : 10-14.

BILDSTEIN, K. et D. KLEM, 2001. Hawkwatching in the Americas. Hawk Migration Association of North America, Kempton, 277 p.

BIRD, D.M. et K.L. BILDSTEIN, 2007. Raptor research and management techniques. Raptor Research Foundation, Hancock House Publishers, Surrey et Blaine, 464 p.

BOHRER, G., D. BRANDES, J.T. MANDEL, K.L. BILDSTEIN, T.A. MILLER, M. LANZONE, T. KATZNER, C. MAISONNEUVE et J.A. TREMBLAY, 2012. Estimating updraft velocity components over large spatial scales: Contrasting migration strategies of golden eagles and turkey vultures. Ecology Letters, 15: 96-103.

BUEHLER, D.A., 2000. Bald eagle (*Haliaeetus leucocephalus*). Dans: The Birds of North America Online. Disponible en ligne à : <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/506doi:10.2173/bna.506>. [Visité le 14-09-16].

BUIDIN, C., 2014. Sur la route des oiseaux de proie. QuébecOiseaux, 26(1) : 24-27.

CÔTÉ, M., D. DESJARDINS, D. OUELLETTE et S. RHÉAUME, 2003. Inventaire systématique des oiseaux de proie au Belvédère Raoul-Roy, Parc national du Bic, printemps 2002. Club des ornithologues du Bas-Saint-Laurent inc., Rimouski, 27 p.

CRPTBQ (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 et Saint-Laurent Vision 2000, Québec, 43 p.

DICKEY, M.-H., 2012. Migrations sous observation. QuébecOiseaux, 24(1) : 14-23.

DUERR, A.E., T.A. MILLER, M. LANZONE, D. BRANDES, J. COOPER, K. O'MALLEY, C. MAISONNEUVE, J. TREMBLAY et T. KATZNER, 2012. Testing an emerging paradigm in migration ecology shows surprising differences in efficiency between flight modes. PLoS ONE 7(4): e35548. doi:10.1371/journal.pone.0035548.

FORTIN, D. et L. BELZILE, 1996. Le Parc du Bic. Éditions du Trécarré, Saint-Laurent, 89 p.

GIRON Pendleton, B.A., B.A. MILLSAP, K.W. CLINE et D.M. BIRD, 1987. Raptor management techniques manual. National Wildlife Federation, Washington, 420 p.

HAWK MIGRATION ASSOCIATION OF NORTH AMERICA, 2014. Disponible en ligne à : <http://www.hmana.org>. [Visité le 14-10-01].

HEINTZELMAN, D.S., 1986. The migration of hawks. Indiana University Press, Bloomington, 40 p.

IBARZABAL, J., 1999. Tadoussac, un site de migration d'oiseaux de proie. Le Naturaliste canadien, 123 (3) : 11-18.

KATZNER, T., B.W. SMITH, T.A. MILLER, D. BRANDES, J. COOPER, D. BRAUNING, C. FARMER, S. HARDING, C. KOPPIE, D.E. KRAMAR, M. LANZONE, C. MAISONNEUVE, M. MARTELL, E.K. MOJICA, C. TODD, J.A. TREMBLAY, M. WHEELER, D.F. BRINKER, T.E. CHUBBS, R. GUBLER, K. O'MALLEY, B. PORTER, R.P. BROOKS, B.D. WATTSET et K.L. BILDSTEIN, 2012. Status, biology, and conservation priorities for North America's eastern golden eagle (*Aquila chrysaetos*) population. The Auk, 129: 168-176.

KERLINGER, P., 1985. Water-crossing behavior of raptors during migration. Wilson Bulletin, 97 : 109-113.

KERLINGER, P., 1989. Flight strategies of migrating hawks. The University of Chicago Press, Chicago, 57 p.

KERLINGER, P., 2000. Hawks moving north. Birder's World, 14: 74-77.

KIRK, D.A. et M.J. MOSSMAN, 1998. Turkey vulture (*Cathartes aura*). Dans: POOLE, A. (édit.). The Birds of North America Online. Disponible en ligne à : <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/339doi:10.2173/bna.339>. [Visité le 14-08-01].

KOCHERT, M.N., K. STEENHOF, C.L. MCINTYRE et H.E. CRAIG, 2002. Golden eagle (*Aquila chrysaetos*). Dans: POOLE, A. (édit.). The Birds of North America Online. Disponible en ligne à : <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/684doi:10.2173/bna.684>. [Visité le 14-03-28].

LANZONE, M.J., T.A. MILLER, P. TURK, D. BRANDES, C. HALVERSON, C. MAISONNEUVE, J. TREMBLAY, J. COOPER, K. O'MALLEY, R.P. BROOKS et T. KATZNER, 2012. Flight responses by a migratory soaring raptor to changing meteorological conditions. Biology Letters, 8: 710-713.

LARIVÉ, J., 2014. Étude des populations d'oiseaux du Québec (Version 2014-04-01) [base de données]. Regroupement QuébecOiseaux, Rimouski.

LAVOIE, C., 2008. Le Parc national du Bic: un parc au service de la science, la science au service d'un parc. Le Naturaliste canadien, 132 (1) : 81-88.

LEGENDRE, P. et L. LEGENDRE, 1998. Numerical ecology. Elsevier, Amsterdam, 852 p.

LESSARD, S., 1996. Rapport sur la situation du pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Québec, 73 p.

MACWHIRTER, R.B. et K.L. BILDSTEIN, 1996. Northern harrier (*Circus cyaneus*). POOLE, A. (édit.). The Birds of North America Online. Disponible en ligne à : <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/210doi:10.2173/bna.210>. [Visité le 14-03-25].

MORNEAU, F., B. GAGNON, S. POLIQUIN, P. LAMOTHE, N. D'ASTOUS et J.A. TREMBLAY, 2012. Breeding status and population trends of golden eagles in northeastern Quebec during a 14-year period. Avian Conservation and Ecology – Écologie et conservation des oiseaux, 7(2), 4. <http://dx.doi.org/10.5751/ACE-00547-070204>.

POULIN, M., S. BEAUDET, L. DESCHÊNES, P. FRADETTE, B. GAGNON, I. GAUTHIER, A. LACHAPPELLE, J. LAPOINTE et F. SHAFFER, 2006. Huitième inventaire quinquennal du faucon pèlerin, *Falco peregrinus*, au Québec (2005). Équipe de rétablissement des oiseaux de proie, Québec, 30 p.

PROULX, G., 2006. Vue imprenable sur les oiseaux de proie. QuébecOiseaux, 17 (3) : 22-23.

SHAFFER, F., P. FRADETTE, J.A. TREMBLAY et L. DESCHÊNES, 2010. Le pygargue à tête blanche au Québec: un prompt rétablissement. Le Naturaliste canadien, 135 (1) : 86-93.

TREMBLAY, J.A., P. FRADETTE, F. SHAFFER, et I. GAUTHIER, 2012. Inventaire quinquennal 2010 du faucon pèlerin au Québec: situation de la population dans le sud de la province. Le Naturaliste canadien, 136 (3) : 88-93.

Selection
Laminard inc.
Diane Lemay et Pierre Savard, prop.

254, rue Racine
Loretteville (Québec)
G2B 1E6

- Encadrement
- Laminage
- Matériel d'artiste
- Cours de peinture
- Galerie d'art

Tél. : (418) 843-6308
Fax : (418) 843-8191
Courriel : selection.laminard@videotron.ca
www.selectionart.com

www.lagta.ca



INDUSTRIELLE ALLIANCE
SAI FURS MOBILIERS INC.



Gervais Comeau
Conseiller en placement

1040, avenue Bélédère, bureau 101
Québec (Québec) G1S 3G3

Téléphone : 418 681-7442
Sans frais : 1 800 207-2445
Cellulaire : 418 852-6282
Télécopieur : 418 681-7710
gervais.comeau@lagta.ca

VOTRE PARTENAIRE DE CONFIANCE.

Mise en place d'un inventaire spécifique du hibou des marais pour le Québec

Christine Gagnon, Jérôme Lemaître, Gilles Lupien et Junior A. Tremblay

Résumé

Les populations nord-américaines du hibou des marais (*Asio flammeus*) sont en déclin depuis les années 1970 et le statut de l'espèce préoccupe plusieurs administrations. Les inventaires traditionnels représentent mal les patrons d'abondance de cette espèce, à cause de son comportement nomade. L'objectif de l'étude était de développer et de mettre en place un programme d'inventaire spécifique à l'espèce afin de documenter sa présence sur le territoire. Au Québec, le Saguenay–Lac-Saint-Jean semble être une région propice à la nidification de l'espèce. Nous avons sélectionné les sites d'observation en combinant les observations historiques avec les données sur les cultures fourragères. Nous avons réalisé 2 phases d'inventaire par site, de 3 visites chacune. En 2012, 7 des 8 sites étaient occupés durant la phase de migration et de formation des couples, contre 3 sur 9 l'année suivante. Durant la phase de nidification, 3 sites sur 8 étaient occupés en 2012 et 1 des 9 sites l'était en 2013. Nos résultats indiquent que la méthodologie permet de maximiser la détection de l'espèce. Deux visites par phase semblent toutefois suffisantes pour détecter la présence de l'espèce dans 1 site. Enfin, par l'intermédiaire de ce projet, les ornithologues amateurs et les agriculteurs contribuent à la préservation de l'espèce.

MOTS CLÉS: *Asio flammeus*, hibou des marais, inventaire de populations, Québec, Saguenay–Lac-Saint-Jean

Abstract

The short-eared owl (*Asio flammeus*) population in North America has been declining since the 1970s and the species is of special conservation concern to several jurisdictions. Due to the nomadic nature of this species, existing survey methods are poorly adapted to determining its presence and to providing population trends. The goal of the present study was to develop and deploy a survey specifically aimed at detecting short-eared owls. The Saguenay–Lac-Saint-Jean region of Québec, which contains many suitable nesting areas for this species, was chosen for the pilot study. The location of potential survey sites was determined by combining historical observations with current agricultural land use data pertaining to forage crops. Three surveys were conducted during the migration and pair formation period, and again during the nesting period. In 2012, 7 of the 8 selected sites were occupied during the migration and pair formation period, compared to 3 out of the 9 selected sites visited in 2013. In 2012, 3 of the 8 selected sites were occupied during the nesting period, compared to 1 out of 9 in 2013. Our results show that the species-specific survey method developed maximizes the possibility of detecting short-eared owls. However, 2 visits per period were sufficient to detect the presence of the species at a given site. This project highlights how birders and farmers can make a valuable contribution to conservation efforts.

KEYWORDS: *Asio flammeus*, bird surveys, Québec, Saguenay–Lac-Saint-Jean, short-eared owl

Introduction

Malgré une aire de répartition mondiale (Wiggins et collab., 2006), les populations de hibou des marais (*Asio flammeus*) connaissent un déclin marqué (Bird life international, 2012). En Amérique du Nord, les populations ont chuté d'environ 3 % par année depuis la fin des années 1970 (COSEPAC, 2008). Face à ce constat, plusieurs instances gouvernementales ont inscrit l'espèce sur leur liste d'espèces à statut afin de se doter de mesures légales pour assurer sa préservation. Aux États-Unis, l'espèce est classée vulnérable, en péril ou sévèrement en péril dans plusieurs États (Nature Serve, 2013). Au Canada, le hibou des marais est désigné comme espèce préoccupante (COSEPAC, 2008). Au Québec, il est inscrit sur la liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables et son statut est actuellement en révision (ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs [MFFP], 2014).

Le hibou des marais est une espèce relativement complexe à étudier. D'une part, il est généralement peu abondant dans l'ensemble de son aire de répartition (Keyes, 2011). D'autre part, il exhibe un comportement nomade, caractérisé par un faible taux de retour aux lieux de naissance et aux sites de nidification des années précédentes (Wiggins et collab., 2006). Les programmes d'inventaires des oiseaux tels que le Relevé des oiseaux nicheurs (*Breeding Bird Survey* – BBS) ou le Recensement des oiseaux de Noël (RON), mettant à contribution

CHRISTINE GAGNON est biologiste et directrice de la conservation et de l'éducation au Zoo sauvage de Saint-Félicien. JÉRÔME LEMAÎTRE est chercheur en avifaune au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) où GILLES LUPIEN, récemment retraité, était technicien de la faune à la direction régionale du Saguenay–Lac-Saint-Jean.

JUNIOR A. TREMBLAY était chercheur en avifaune au MFFP au début du projet et travaille maintenant comme chercheur scientifique à Environnement Canada.

christine.gagnon@zoosauvage.org



Figure 1. Aire d'étude et localisation des sites d'inventaire du hibou des marais dans la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean en 2012 et 2013. Les étoiles blanches = aucune observation, les étoiles grises = hiboux des marais observés une année, les étoiles noires = hiboux des marais observés les 2 années. L'encart présente la disposition des 4 stations d'observation en forme de demi-cercle à l'intérieur du site d'inventaire de Saint-Nazaire.

les ornithologues professionnels et bénévoles, sont généralement de bons outils pour détecter les variations d'abondance spatio-temporelles chez les oiseaux. Toutefois, ces inventaires sont peu adaptés au hibou des marais (Keyes, 2011). En effet, l'espèce est principalement active au crépuscule au début de la saison de nidification (Calladine et collab., 2008), alors que les programmes d'inventaires ciblent davantage l'aube pour le Relevé des oiseaux nicheurs et l'hiver pour le Recensement des oiseaux de Noël. De plus, alors que de nombreuses espèces d'oiseaux sont détectées par leurs cris ou leurs chants dans ces programmes d'inventaire, il est plus difficile de le faire pour le hibou des marais puisqu'il est peu vocal.

Une des causes potentielles du déclin de l'espèce pourrait être attribuable à son écologie de nidification en lien avec l'intensification de l'agriculture (Arroyo et Bretagnolle, 1999). Ce hibou niche sur le sol, dans les graminoides et les herbacées hautes (Clark, 1975). Les milieux agricoles représentent un habitat propice pour l'établissement du nid. Les œufs et les jeunes localisés dans ces milieux seraient toutefois exposés aux fauches de foin.

L'objectif de notre étude était de mettre en place un dispositif d'inventaire spécifique au hibou des marais. Nous documentons son efficacité et présentons les résultats des 2 premières années d'inventaire réalisées dans la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean. Ultiment, ce dispositif devrait permettre de documenter les patrons de répartition et d'utilisation de l'habitat du hibou des marais et de favoriser la conservation de l'espèce au Québec.

Méthodologie

Aire d'étude

Au cours des dernières décennies, les superficies allouées aux différentes cultures sont demeurées relativement stables au Saguenay-Lac-Saint-Jean, avec une prédominance de céréales

fourragères (la Financière agricole du Québec, 2011). Dans la région, les habitats ruraux semblent encore propices à la nidification du hibou des marais bien que les mentions de l'espèce soient désormais moins fréquentes durant la période de reproduction que lors de la période de migration (Germain Savard, communication personnelle).

La région est principalement forestière. Les terres agricoles ne comptent que pour 1,3 % (13 500 km²) de la superficie totale de la région (Valin et collab., 2006). Les terres cultivables se situent principalement dans la plaine argileuse et sablonneuse enfoncée dans le plateau laurentien et nommée les « basses terres du Saguenay-Lac-Saint-Jean » (figure 1). Les conditions climatiques

et la saison de croissance relativement courte ont conduit à une forte spécialisation des activités agricoles vers les productions laitière et animale (Valin et collab., 2006). En conséquence, les cultures fourragères dominent le paysage agricole.

Sites d'échantillonnage

Notre objectif était de mettre en place un dispositif d'inventaire qui permettrait de maximiser les détections du hibou des marais et de l'expérimenter dans la plaine agricole du Saguenay-Lac-Saint-Jean. Ainsi, nous avons sélectionné les sites d'inventaire à partir de 2 variables, soit la présence historique du hibou des marais à un site et la proportion de cultures fourragères dans le paysage, puisque l'espèce utilise ce type d'habitat pour nicher dans les milieux modifiés par l'Homme (Keyes 2011; Rivard et collab., 2011).

Au Saguenay-Lac-Saint-Jean, 47 sites d'observation du hibou des marais ont été rapportés entre 1974 et 2009 d'après la banque de données de suivi des espèces d'oiseaux en péril (Regroupement QuébecOiseaux (RQO), 2011). Nous avons sélectionné, parmi ces sites, ceux qui comportaient une superficie annuelle en foin d'au moins 25% dans un rayon de 1 km, à partir de la Banque de données des cultures assurées de la Financière agricole du Québec (2003 à 2011).

La sélection finale tenait compte de la sécurité de l'observateur. Ainsi, les sites en bordure des routes à trafic élevé ont été éliminés. Nous avons inventorié 8 sites en 2012 et 9 en 2013, dont 2 nouveaux, soit Hébertville et Saint-Nazaire. Le site de Saint-Prime (figure 1) a été abandonné en 2013, car le trafic était plus intense que prévu.

Pour chaque site, 4 stations d'observation ont été disposées le long d'un parcours routier et séparées d'au moins 650 m entre elles (figure 1). Pour chaque station, la zone d'observation correspondait à un demi-cercle de 300 m de rayon, bien que nous ayons également noté les observations de hiboux des

marais à l'extérieur de cette zone. Finalement, 2 stations ont été réaménagées à l'intérieur de 2 sites (Chambord et Laterrière) pour une meilleure couverture d'inventaire en 2013.

Inventaire du hibou des marais

La méthode d'inventaire utilisée s'inspire de travaux précédents sur l'espèce (Calladine et collab., 2008; Keyes, 2011; Rivard et collab., 2011). L'inventaire s'est déroulé en 2 phases: la première a été réalisée durant la période de migration et de formation des couples, soit du 10 avril au 15 mai, alors que la seconde a eu lieu durant la nidification présumée. Une étude récente sur la nidification du hibou des marais à l'île aux Grues a estimé le début de l'éclosion aux alentours du 20 juin et le départ des jeunes du nid vers le 15 juillet (Rivard et collab., 2011). En 2012, nous avons effectué la deuxième phase d'inventaire entre le 10 juin et le 15 juillet, mais nous l'avons devancée de 10 jours en 2013, soit du 1^{er} au 30 juin, afin de devancer de possibles coupes hâtives du foin. Pour tenir compte du faible taux de détection de l'espèce (Calladine et collab., 2008; Keyes, 2011), nous avons visité à 3 reprises chacun des sites pour chacune des 2 phases. Les sites étaient visités dans un ordre variable et l'ordre d'observation des stations pour un même site était alterné à chacune des visites.

Les inventaires se sont déroulés lors de soirées sans pluie, sans brume et avec des vents légers, soit ≤ 20 km/h (ou ≤ 3 à l'échelle de Beaufort). Ils débutaient 90 min avant le coucher du soleil pour se terminer au plus tard 30 min après le coucher. Deux observateurs balayaient du regard chaque station avec des jumelles et un télescope durant 20 min, pour un total de 80 min par site. La position de chaque hibou des marais (ou de tout autre oiseau de proie) entendu ou aperçu était notée sur une carte. Les observateurs notaient également

les comportements suivants: repos, chasse, agression intra-spécifique ou interspécifique, parade nuptiale, copulation et transport de nourriture.

Traitements des données

Les stations d'observation de chaque site ont été considérées comme dépendantes l'une de l'autre, car il était possible d'observer le même individu à différentes stations lors d'une même visite et même au cours de différentes visites (Calladine et collab., 2008). Ainsi, nous présentons les résultats par site (et non par station) pour chacune des phases en 2012 et en 2013. De plus, nous présentons le nombre total d'individus observés plutôt que le nombre d'observations. Pour cela, nous avons utilisé une approche conservatrice et nous assumons qu'un hibou observé lors de plusieurs visites dans un même site était le même individu et qu'un hibou observé lors d'une même visite dans plusieurs stations adjacentes était également le même individu. L'effort d'échantillonnage par phase était de 24 sites-visite en 2012 (8 sites \times 3 soirées d'inventaire) et de 27 sites-visite en 2013 (9 sites \times 3 soirées d'inventaire).

Résultats

En 2012, nous avons observé 9 individus répartis dans 7 des 8 sites durant la période de migration et de formation des couples (phase 1; tableau 1). Nous avons observé 4 individus répartis dans 3 des 8 sites durant la période de nidification (phase 2; tableau 1). Tous les sites occupés durant la phase 2 l'étaient durant la phase 1 (tableau 1).

Durant la période de migration et de formation des couples de 2013, nous avons détecté la présence d'un hibou des marais à 3 sites, qui étaient également occupés durant la même période en 2012 (Albanel, Chambord et Les Serres:

Tableau 1. Nombre de hiboux des marais détectés par site en fonction de l'année, de la phase d'inventaire (phase 1: migration et formation des couples; phase 2: nidification) et de l'ordre des visites. Un tiret signifie que le site n'a pas été inventorié. Un chiffre en gras indique que le hibou a été observé à l'intérieur de la zone d'observation de 300 m, alors que les autres chiffres indiquent que le hibou a été observé à l'extérieur de la zone d'observation.

Sites	2012						2013					
	Phase 1			Phase 2			Phase 1			Phase 2		
	Visite 1	Visite 2	Visite 3	Visite 1	Visite 2	Visite 3	Visite 1	Visite 2	Visite 3	Visite 1	Visite 2	Visite 3
Albanel	1		1		1		1					
Chambord		1	1					1	1			
Hébertville	–	–	–	–	–	–						
Laterrière	1	2										
Les Serres	1	1		1				1				
Signay		1										
Saint-Bruno	2			2	1	1						
Saint-Charles										1		
Saint-Nazaire	–	–	–	–	–	–						
Saint-Prime	1						–	–	–	–	–	–
Nombre d'individus uniques détectés	9			4			3			1		

tableau 1). Pendant la période de nidification de 2013, 1 hibou des marais a été observé (tableau 1) au site de Saint-Charles alors qu'aucune observation de hibou des marais n'avait eu lieu à ce site, ni dans la phase 1 de 2013 ni dans aucune des 2 phases de 2012.

Enfin, dans chaque cas, la première détection du hibou des marais s'est produite lors de la première ou de la deuxième visite, mais jamais lors de la troisième (tableau 1). Onze des 21 hiboux observés se trouvaient à l'intérieur de la zone d'observation (300 m).

Discussion

L'objectif de notre étude était d'établir un dispositif d'inventaire visant à maximiser la détection du hibou des marais. En 2012, notre dispositif a permis de détecter la présence du hibou dans 7 des 8 sites inventoriés durant la période de migration et de formation des couples. Ce résultat suggère que la méthodologie établie est efficace pour documenter la présence de l'espèce dans la plaine agricole du Saguenay–Lac-Saint-Jean. Les mentions historiques de l'espèce et la proportion de cultures fourragères dans le paysage, 2 critères utilisés pour sélectionner les sites d'échantillonnage, semblent donc des variables importantes pour prédire la présence du hibou des marais.

L'année 2012 s'est révélée une meilleure année pour la détection du hibou des marais que l'année 2013, puisque seulement 3 des 9 sites (33 %) étaient occupés à notre deuxième année d'inventaire. À titre de comparaison, le taux d'occupation de l'espèce était de 11 sites sur 45 sites (25 %) pendant la saison de reproduction dans le sud de l'Ontario (Keyes, 2011). À l'exception de Saint-Charles, les individus détectés en 2013 étaient tous localisés dans des sites où la présence du hibou avait déjà été détectée en 2012. L'occupation d'un territoire par le hibou des marais semble intimement liée à la présence et à la disponibilité des proies (Village, 1987). L'occupation de sites durant 2 années consécutives, c'est-à-dire Albanel, Chambord et Les Serres, pourrait être liée à la densité de proie et dans le futur, nous étudierons la possible relation entre la présence de l'espèce et l'abondance de proies.

Nous avons détecté plus de hiboux des marais lors de la période de migration et de formation des couples que lors de la phase de nidification. Nous ne pouvons pas connaître le statut (migrateur ou nicheur) des individus observés lors de la première phase, mais il est possible qu'il s'agisse majoritairement d'individus en migration vers des sites situés plus au nord. En effet, peu d'indices comportementaux (comme la présence de couples ou l'observation de parades nuptiales) indiquaient de possibles activités de nidification durant la phase 1. À Saint-Bruno, nous avons observé une parade nuptiale, mais nous n'avons pas trouvé de nid malgré une recherche exhaustive selon la méthode préconisée par Klett et collaborateurs (1986). Il se pourrait que la nidification n'ait pas eu lieu ou que le nid ait été détruit par la fauche. À l'avenir, nous poursuivrons les efforts de recherche de nids afin de déterminer si l'espèce niche dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean.

À la suggestion de Calladine et collaborateurs (2008), nous avons maximisé l'effort d'échantillonnage par site (c'est-à-dire 3 visites) plutôt que le nombre de sites. Nos résultats démontrent que nous pourrions toutefois réduire le nombre de visites à 2 et investir cet effort dans l'ajout de nouveaux sites. À titre d'exemple, l'abandon de la troisième visite permettrait d'ajouter à notre inventaire, pour le même effort d'échantillonnage, 4 sites supplémentaires. De plus, l'inclusion des hiboux détectés au-delà du rayon limite de 300 m a permis d'augmenter considérablement le nombre d'individus détectés.

Conclusion

Le hibou des marais subit un déclin marqué depuis plusieurs décennies et sa situation semble préoccupante un peu partout dans le monde (Bird Life international, 2012). Les connaissances sur les tendances de populations sont limitées et, afin de documenter de façon plus fiable la situation de l'espèce au Québec, nous avons établi et raffiné une méthode d'inventaire du hibou des marais dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean. Nos résultats témoignent du potentiel de la méthode et nous croyons qu'elle est facilement exportable pour d'autres régions du Québec.

Parallèlement à l'établissement de notre dispositif d'inventaire, nous avons mis sur pied au début du projet, en 2012, un programme de sensibilisation citoyen. Par l'entremise de l'Union des producteurs agricoles, nous avons contacté tous les producteurs agricoles de la région. Nous leur avons remis un dépliant explicatif (1 351 exemplaires distribués) sur l'écologie du hibou des marais et les risques des fauches hâtives. Les producteurs ont été invités à rapporter et à protéger les nids découverts sur leurs terres. Nous avons également sollicité la collaboration des ornithologues de la région par la publication d'un article dans la revue trimestrielle *Le Harfang*, afin qu'ils informent notre équipe des observations de l'espèce à l'extérieur de notre dispositif d'inventaire. La participation des propriétaires agricoles, des ornithologues et des citoyens est importante pour augmenter notre capacité à détecter la présence du hibou des marais à l'extérieur des sites inventoriés et pour protéger les nids des éventuelles fauches hâtives. La bonne réception du projet d'inventaire et de conservation du hibou des marais au Saguenay–Lac-Saint-Jean par les agriculteurs et les ornithologues est prometteuse pour la poursuite du projet.

Remerciements

Nous remercions chaleureusement nos observateurs : Philippe Beaupré, Guy Biron, Daniel Girard, Serge Gravel et Jean Tanguay, techniciens de la faune du MFFP – région du Saguenay–Lac-Saint-Jean, de même que Nicolas Perron du Zoo sauvage de Saint-Félicien, ainsi que les bénévoles qui l'accompagnaient, soit Alexandre Choquet, Dominic Dion, Lorraine Lessard, Emmy-Lou Mercier, David Pagé, Éric Perron, Joël Perron, Josée Rousseau, Émilie Roy-Dufresne, Maxime Simard, Dave Tremblay, Jean Tremblay et Johanna Zaroni. Merci à l'Union des producteurs agricoles et à leurs membres, au Club des ornithologues amateurs du Saguenay–

Lac-Saint-Jean, à Gilles Allard, ornithologue, photographe et graphiste, à Germain Savard et Bruno Dumont, ornithologues amateurs, à Michaël Savard, stagiaire au MFFP et à Marjolaine Bouchard, secrétaire à la Direction de la protection de la faune de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean, pour leur contribution au projet. Cette étude a été rendue possible grâce au soutien financier du MFFP, des Aquariums et Zoos accrédités du Canada et du Zoo sauvage de Saint-Félicien. ◀

Références

- ARROYO, B.E. et V. BRETAGNOLLE, 1999. Breeding biology of the short-eared owl (*Asio flammeus*) in agricultural habitats of southwestern France. *Journal of Raptor Research*, 33: 287-294.
- BIRD LIFE INTERNATIONAL, 2012. *Asio flammeus*. IUCN Red List of Threatened Species, Version 2013.2. Disponible en ligne à : <http://www.iucnredlist.org/details/106002322/0>. [Visité le 14-01-21].
- CALLADINE, J., G. GARNER et C. WERNHAM, 2008. Developing methods for the field survey and monitoring of breeding short-eared owls (*Asio flammeus*) in the UK: Final report from pilot fieldwork in 2006 and 2007. A report to Scottish Natural Heritage, BTO Research report No 496, Stirling, 60 p.
- CLARK, R.J., 1975. A field study of the short-eared owl, *Asio flammeus* (Pontoppidan), in North America. *Wildlife Monographs*, 47: 3-67.
- COSEPAC, 2008. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le hibou des marais (*Asio flammeus*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vii + 28 p.
- KEYES, K., 2011. Geographic and habitat fidelity in the short-eared owl (*Asio flammeus*). Mémoire de maîtrise, Université McGill, Montréal, 94 p.
- KLETT, A.T., H.F. DUEBBERT, C.A. FAANES et K.F. HIGGINS, 1986. Techniques for studying nest success of ducks in upland habitats in the prairie pothole region. Fish and Wildlife Service, Northern Prairie Wildlife Research Center, Washington, 24 p.
- LA FINANCIÈRE AGRICOLE, 2011. Cartes thématiques représentant les cultures. Banque de données des cultures assurées de la Financière agricole du Québec (2003 à 2011). Disponible en ligne à : <http://www.fadq.qc.ca/accueil/accueil.html>. [Visité le 13-12-13].
- MFFP, 2014. Liste des espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec: fiche descriptive hibou des marais. Disponible en ligne à : <http://www3.mffp.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche.asp?noEsp=85>. [Visité le 14-11-11].
- NATURESERVE, 2013. NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life [web application]. Version 7.1. NatureServe, Arlington. Disponible en ligne à : <http://www.natureserve.org/explorer>. [Visité le 13-11-06].
- REGROUPEMENT QUÉBEC OISEAUX (ROQ), 2011. Banque de données de suivi des espèces d'oiseaux en péril. Disponible en ligne à : <http://www.quebecoiseaux.org/>. [Visité le 13-12-13].
- RIVARD, A., F. SHAFFER et G. FALARDEAU, 2011. Suivi de la nidification des espèces d'oiseaux en péril à l'île aux Grues et l'île aux Oies, été 2007. Rapport inédit, Environnement Canada, Service canadien de la faune - Région du Québec, Québec, viii + 49 p.
- VALIN, L., H. GAGNÉ, P. MATHIEU et M. ROCHETTE, 2006. Portrait territorial – Saguenay–Lac-Saint-Jean. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Jonquière, 82 p.
- VILLAGE, A., 1987. Numbers, territory-size and turnover of short-eared owls *Asio flammeus* in relation to vole abundance. *Ornis Scandinavica*, 18: 198-204.
- WIGGINS, D.A., D.W. HOLT et S.M. LEASURE, 2006. Short-eared owl (*Asio flammeus*). Dans : POOLE, A. (édit.). *The Birds of North America Online*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. Disponible en ligne à : <http://bna.birds.cornell.edu/bna/>. [Visité le 14-01-23].



Procurez-vous notre calendrier 2015 !

Faites votre don en ligne fondationdelafaune.qc.ca
ou contactez-nous au numéro 1 877 639-0742
ou 418 644-7926 (région de Québec)



**CALENDRIER REMIS
GRACIEUSEMENT
à tous les donateurs
de 25\$ et plus**

MERCI de nous aider à faire plus pour les habitats de la faune du Québec



Écologie de la reproduction du harfang des neiges dans l'Arctique canadien

Jean-François Therrien, Gilles Gauthier, Audrey Robillard, Nicolas Lecomte et Joël Bêty

Résumé

Nous avons étudié l'écologie estivale du harfang des neiges à l'île Bylot, au Nunavut, pendant plus de 20 ans. Nous avons examiné l'influence de la phénologie de la fonte de la neige au printemps et de la densité de lemmings sur le nombre de nids, la date et la taille moyenne de ponte ainsi que le succès de nidification des harfangs. Nous avons également mesuré la croissance des jeunes et évalué le régime alimentaire estival des harfangs. Le nombre de nids et le succès de nidification ont varié annuellement, en lien avec la densité de lemmings. Ces proies ont composé plus de 95 % du régime alimentaire estival. La date et la taille de ponte moyenne ont démontré des variations annuelles, mais ne semblaient pas affectées par la phénologie de la fonte de la neige ou la densité de lemmings. La densité de lemmings au site de nidification semble être le principal élément qui détermine la décision de nicher à l'île Bylot, malgré le fait qu'une forte densité de petits rongeurs ne garantit pas toujours la présence de harfangs nicheurs.

MOTS CLÉS : fonte de la neige, harfang des neiges, île Bylot, lemmings, reproduction

Abstract

We studied the summer ecology of snowy owls on Bylot Island (Nunavut) for over 20 years. Using data on growth rate of chicks and summer diet, we investigated the effects of the date of snowmelt and lemming density on the number of nests, egg laying date, clutch size and nesting success. Lemmings comprised more than 95% of the summer diet of snowy owls, and the number of nests and nesting success varied annually with lemming density. Mean egg laying date and clutch size varied annually, but were not affected by the timing of snowmelt or lemming density. While the density of lemmings appears to be the key factor triggering snowy owls to establish breeding territories on Bylot Island, the presence of a high density of lemmings in a given year was no guarantee that pairs would settle and breed.

KEYWORDS: Bylot Island, lemmings, reproductive success, snowmelt, snowy owl

Introduction

Bien que le harfang des neiges (*Bubo scandiacus*) soit un oiseau charismatique et connu par les naturalistes et le public en général, peu d'études empiriques ont examiné son cycle vital en détail dans le cadre d'étude écologique à long terme (mais voir Pitelka et collab., 1955; Watson, 1957; Taylor 1974; Menyushina, 1997; Potapov et Sale, 2012). En effet, puisqu'il niche dans des régions peu accessibles situées au nord de la limite des arbres, plusieurs aspects de sa biologie sont inférés à partir d'un nombre limité d'observations empiriques (Parmelee, 1992). Ce manque d'informations de base au sujet du harfang des neiges est malheureux car il limite énormément notre capacité à prévoir les effets potentiels des changements environnementaux et à orienter les efforts de conservation. Une meilleure connaissance des variations annuelles et régionales des principaux traits biodémographiques (tels que la croissance, la survie et la reproduction) de l'espèce apparaît donc essentielle dans ce contexte.

Des connaissances générales issues d'études antérieures suggèrent que le harfang des neiges est un prédateur spécialiste dont le régime alimentaire est presque exclusivement constitué de petits mammifères (Parmelee, 1992; Detienne et collab., 2008). En effet, les principaux petits mammifères de la toundra, les lemmings, semblent constituer la proie principale du

harfang des neiges pendant la saison de reproduction, de mai à octobre. On suspecte également que lorsque la neige vient recouvrir la toundra, l'automne venu, la majorité des harfangs se déplacent alors vers le sud du Canada afin de s'alimenter des rongeurs présents à plus basses latitudes (Kerlinger et collab., 1985). Par contre, des résultats récents apportent des nuances en suggérant qu'une partie importante de la population adulte pourrait demeurer à des latitudes plus élevées pendant l'hiver et même se nourrir d'oiseaux marins, tels que des eiders (*Somateria* spp.), sur la glace de mer (Therrien et collab., 2011).

Les lemmings démontrent d'impressionnantes fluctuations d'abondance sur une base interannuelle (par ex. Gauthier et collab., 2013) et ces oscillations peuvent fortement influencer

JEAN-FRANÇOIS THERRIEN est chercheur au Hawk Mountain Sanctuary (Pennsylvanie). GILLES GAUTHIER est professeur au Département de biologie de l'Université Laval alors qu'AUDREY ROBILLARD y est étudiante au doctorat. NICOLAS LECOMTE est titulaire de la chaire de recherche du Canada en écologie polaire et boréale et professeur au Département de biologie à l'Université de Moncton. JOËL BÊTY est professeur au Département de biologie, chimie et géographie de l'Université du Québec à Rimouski. Tous les auteurs sont membres du Centre d'études nordiques.

therrien@hawkmtn.org

sur la population de harfangs (Parmelee, 1992; Gilg et collab., 2006; Potapov et Sale, 2012; Therrien et collab., 2014a). Durant les années de faible abondance de lemmings, les harfangs peuvent quitter un site de reproduction spécifique pour aller nicher ailleurs, où l'abondance de lemmings est élevée, ou encore ils peuvent demeurer en errance, sans se reproduire, en attendant que la densité de lemmings redevienne élevée à un site donné (Fuller et collab., 2003). Dans l'est de l'Arctique canadien, un récent suivi télémétrique suggère que les oiseaux sont capables d'effectuer de grands déplacements d'une année à l'autre et de se reproduire durant plusieurs années consécutives dans des sites éloignés les uns des autres (Therrien et collab., 2012; Therrien et collab., 2014b).

En plus de l'abondance de proies, la phénologie de la fonte de la neige au printemps, un facteur qui est reconnu pour affecter la biologie de plusieurs espèces de la toundra, incluant les lemmings (Kausrud et collab., 2008; Bilodeau et collab., 2013a; Hansen et collab., 2013), pourrait influencer sur la reproduction des harfangs. En effet, l'efficacité de chasse du harfang est fort probablement influencée à la fois par la disponibilité de proies et par la présence ou non d'un couvert nival (Chamberlin, 1980). De plus, comme les œufs sont pondus à même le sol, la ponte pourrait être retardée ou devancée selon la disponibilité des sites découverts de neige au printemps.

Dans le contexte d'un suivi écologique à long terme dans le Haut-Arctique canadien s'étalant sur plus de 2 décennies, notre équipe s'est intéressée aux variations annuelles du nombre de couples de harfangs nicheurs, à leur date et à leur taille de ponte, ainsi qu'à leur régime alimentaire, leur succès

de nidification et la croissance des jeunes (mesurée seulement en 2008 et 2010). Nous avons ainsi pu examiner l'effet de la densité de lemmings et de la phénologie de la fonte de la neige sur ces variables.

Aire d'étude

Les travaux ont principalement eu lieu dans une aire de 100 km² située sur l'île Bylot au Nunavut (73° N, 80° O; figure 1). Le site est constitué de collines et de plateaux de faible altitude séparés par des ruisseaux et des rivières qui créent plusieurs vallées de taille variable (Gauthier et collab., 2004, 2011). La toundra dite mésique, dominée par des arbustes prostrés et des plantes herbacées, est présente sur les collines et les parties les plus sèches des vallées. La toundra humide se trouve majoritairement dans le fond des vallées et est dominée par des graminées et des mousses (Gauthier et collab., 2011).

Les proies principales du harfang des neiges en période estivale sont les lemmings bruns (*Lemmus trimucronatus*) et variables (*Dicrostonyx groenlandicus*; Parmelee, 1992; Gilg et collab., 2006; Therrien et collab., 2014a). Ces espèces subissent d'importantes variations d'abondance annuellement (Gauthier et collab., 2013). Pendant la période estivale, outre les harfangs, le site est occupé par plusieurs prédateurs aviaires comme la buse pattue (*Buteo lagopus*), le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), les labbes parasite (*Stercorarius parasiticus*) et à longue queue (*S. longicaudus*), le goéland bourgmestre (*Larus hyperboreus*) et le grand corbeau (*Corvus corax*). Des mammifères prédateurs comme le renard arctique (*Vulpes lagopus*) et l'hermine (*Mustela erminea*) sont également présents. Tous ces prédateurs consomment des lemmings et entrent donc en compétition

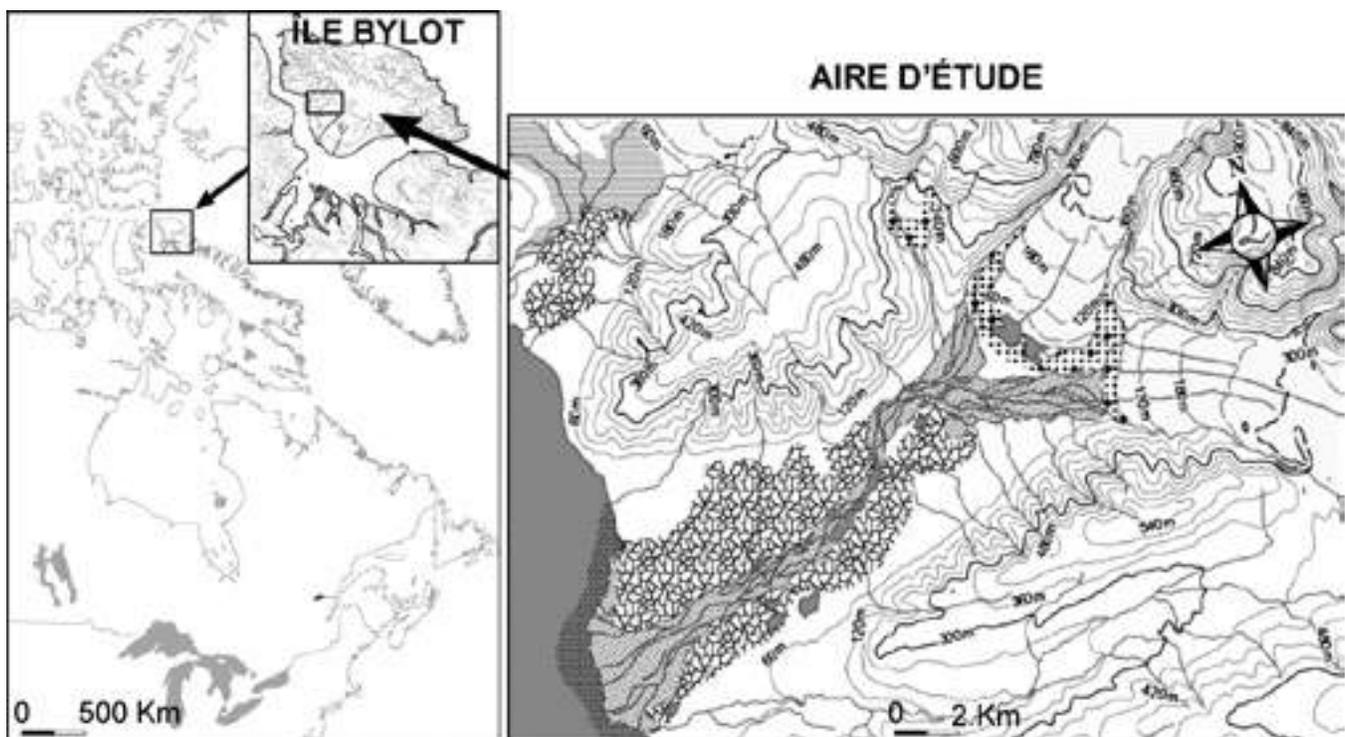


Figure 1. Aire d'étude du harfang des neiges sur l'île Bylot, Nunavut, Canada.

pour cette ressource limitée. Le site est également l'hôte d'une importante colonie d'oies des neiges (*Chen caerulescens*) dont les familles se dispersent sur toute l'île pendant l'été. D'autres proies potentielles présentes au site incluent des passereaux (*Calcarius* et *Plectrophenax* spp.), des limicoles (surtout *Calidris* spp. et *Pluvialis dominica*), le lagopède alpin (*Lagopus mutus*) et des canards (*Somateria* spp. et *Clangula hyemalis*).

Méthodes

Depuis 1993, nous avons recensé annuellement tous les nids de harfangs présents dans la zone d'étude de juin à août. La plupart des nids trouvés ont été revisités aux 2 semaines pour déterminer le succès de nidification, défini comme la proportion de nids où au moins un jeune atteint l'âge de quitter le nid, généralement autour de l'âge de 21 jours. Les jeunes se dispersent alors, en marchant, aux alentours du nid. Les nids ont été visités en moyenne 4 fois. On a évalué la date de ponte (date à laquelle le premier œuf est pondue) et la taille de ponte (nombre maximal d'œufs pondus) pour chaque nid. La date de ponte fut estimée par rétro calcul lorsque le nid contenait à la fois des jeunes éclos et des œufs, en considérant une période d'incubation de 32 jours, une fréquence de ponte d'un œuf par 2 jours et une incubation commençant au premier œuf (Parmelee, 1992). À l'été 2008 et 2010, lorsque le temps le permettait lors de la visite au nid, les jeunes harfangs ont également été pesés (± 5 g). L'âge des jeunes (en jours) au moment où ils ont été pesés a été déterminé à partir de la date d'éclosion estimée, en considérant que les œufs éclosent à 2 jours d'intervalle. De 2004 à 2010, à chaque visite au nid, toutes les boulettes de régurgitation trouvées (Duke et collab., 1975; Duke et collab., 1976) ont été récoltées pour l'analyse du régime alimentaire. Cette technique est utilisée depuis plusieurs décennies pour identifier les proies consommées à l'aide des parties non digérées (os, poils et plumes; Errington, 1930). Nous avons séché puis disséqué toutes les boulettes afin d'identifier les différentes proies et nous avons déterminé le nombre minimal de proies consommées de chaque espèce (Therrien, 2012).

La couverture de neige a été évaluée visuellement à partir d'un promontoire, à tous les 2 jours chaque année, du 5 juin jusqu'à la disparition complète de la neige. La couverture de neige mesurée au 5 juin a varié de 10 à 85 % au cours des 21 années de suivi. Nous avons utilisé la date où la couverture de neige était de 50 % dans l'aire d'étude comme indice annuel de phénologie de la fonte du couvert nival. Pour les années où la couverture de neige était en deçà de 50 % au 5 juin ($n = 4$), nous avons estimé la date de fonte selon une extrapolation de la couverture restante au 5 juin et mesurée dans les journées subséquentes. Depuis 1993, un indice annuel d'abondance de lemmings a été mesuré à la mi-juillet chaque année à partir de trappes mortelles (plus de 1 000 nuits-trappe chaque année). Depuis 2004, la densité mensuelle de lemmings de juin à août a également été évaluée par capture-marquage-recapture en utilisant des trappes disposées dans 2 grilles de 11 ha chacune. Chaque grille comprend 144 trappes réparties dans un plan cartésien de 12×12 stations, et le trappage se fait sur 3 jours

consécutifs chaque mois (voir Bilodeau et collab., 2013b pour plus de détails). Toutes les trappes ont été disposées également dans les habitats mésiques et humides, habitats représentatifs de l'aire d'étude. Malgré le fait que la résolution spatiale des grilles de trappage soit grossière, les estimations annuelles d'abondance de lemmings sont fort probablement représentatives de l'ensemble de l'aire d'étude (100 km^2) étant donné la relative synchronie spatiale et temporelle des densités de lemmings sur une telle échelle (Krebs et collab., 2002; Erlinge et collab., 1999). En utilisant la relation entre l'indice d'abondance annuel obtenu par trappage mortel et les valeurs de densités obtenues par les recaptures vivantes pendant la période de chevauchement de 2004-2011, nous avons dérivé une valeur de densité annuelle de lemmings pour la période complète (1993-2013; Gauthier et collab., 2013).

Nous avons utilisé des régressions linéaires simples avec l'aide du logiciel R (2013, version 3.0.2) pour examiner l'effet de la densité de lemmings ou la date de fonte de la neige sur le nombre de couples nicheurs, la date de ponte moyenne et la taille de ponte moyenne annuelle. Comme certains jeunes ont été pesés plus d'une fois, nous avons utilisé un modèle linéaire avec mesures répétées pour évaluer l'effet de l'âge et de l'année sur la masse des jeunes, mesurée de 0 à 35 jours. Toutes les valeurs moyennes sont présentées avec l'erreur-type (\pm E.T.).

Résultats

Au cours des 21 années de suivi (1993-2013), le nombre de couples nicheurs a varié de 0 à 13 nids par année, mais les harfangs n'ont niché que durant 7 de ces années, dont une année (2007) avec un seul nid (figure 2). Si on exclut 2007, la densité de couples de harfangs durant les années de nidification a varié de 0,07 à 0,13 couple/ km^2 . Les années de présence de harfangs nicheurs ont été séparées par 1 à 3 années durant lesquelles ils étaient totalement absents de l'aire d'étude. Comme à bien d'autres endroits de la toundra arctique, les populations de lemmings ont aussi démontré de grandes variations de densité (figure 2). Nous avons observé une étroite relation entre le nombre de couples nicheurs de harfangs et la densité estivale de lemmings ($t = 4,1$, d.l. = 19, $R^2 = 0,47$, $p < 0,01$; voir également Therrien et collab., 2014a), mais aucune relation avec la date de fonte de la neige ($t = 0,2$, d.l. = 19, $R^2 = 0,01$, $p = 0,9$). De façon générale, les harfangs n'ont niché que durant les années où la densité de lemmings était élevée ($> \sim 4$ lemmings/ha) et en forte augmentation par rapport à l'année précédente, et n'ont pas niché durant les années où la densité de lemmings était faible ou en déclin par rapport à l'année précédente (tableau 1, figure 2; voir également Therrien et collab., 2014a). Deux années semblent anormales par rapport à ce patron général. En 2007, un couple a initié un nid malgré une très faible densité de lemmings dans la zone d'étude. Ce couple a finalement abandonné le nid après la ponte du deuxième œuf seulement. En 2011, alors que la densité de lemmings était élevée, aucun couple n'a niché dans l'aire d'étude.

La date moyenne de ponte a varié d'une année à l'autre et a démontré une variation intra annuelle entre les

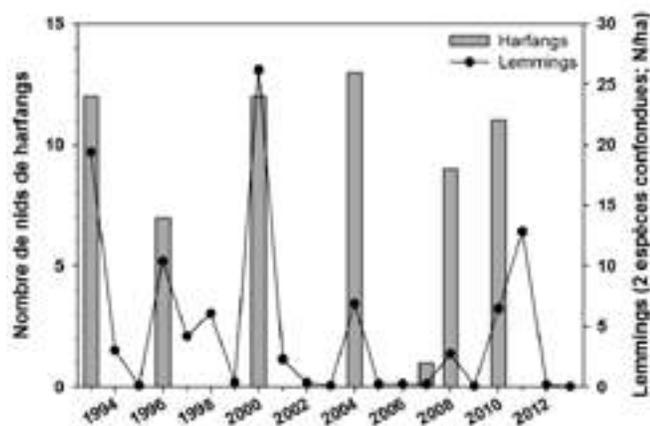


Figure 2. Nombre de couples de harfangs des neiges nicheurs recensés et densité de lemmings mesurée annuellement entre 1993 et 2013 sur l'île Bylot, Nunavut, Canada.

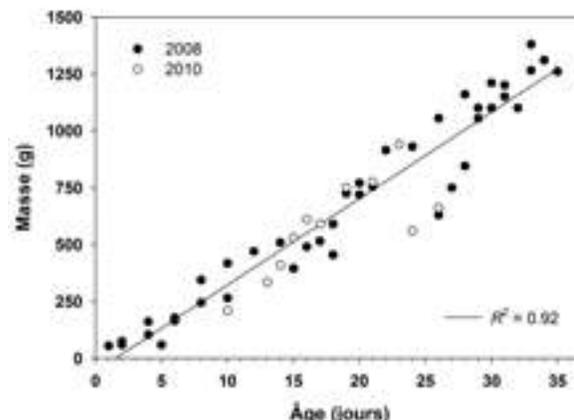


Figure 3. Variation de la masse corporelle en fonction de l'âge (jours) chez des jeunes harfangs des neiges sur l'île Bylot, Nunavut, Canada, en 2008 et 2010. Chaque point représente la masse d'un jeune à un âge donné.

couples (tableau 1). La date moyenne de ponte, toutes années confondues, a été le 20 mai \pm 1,3 jour. Les valeurs moyennes annuelles extrêmes ont été observées en 2007 (plus tardive) et en 2008 (plus hâtive). De 1993 à 2013, le nid le plus hâtif a été initié le 8 mai (2008) et le plus tardif le 6 juin (2010), couvrant ainsi une période de ponte de près d'un mois au total. Malgré cette variation observée dans la date moyenne de ponte, aucune relation significative n'a été observée ($p > 0,5$) avec la densité de lemmings ou la date de fonte de la neige. La taille de ponte a également varié de manière intra et interannuelle (écart de 2,1 œufs entre les extrêmes annuels; tableau 1). La moyenne, toutes années confondues, était de $7,1 \pm 0,2$. Les tailles de couvées individuelles ont varié de 3 (en 2008, $n = 1$) à 11 (en 1996, $n = 1$). Encore une fois, la densité de lemmings et la date de fonte de la neige ne semblaient pas influencer sur cette composante reproductive (toutes les valeurs de $p > 0,5$).

Tout au long des 21 années de suivi, lorsque la densité de lemmings était élevée, presque tous les nids suivis ont

connu un succès de nidification. En effet, seulement 2 nids ont subi un échec total sur un total de 53, soit 1 nid initié en 2007 alors que la densité de lemmings était faible (nid abandonné pendant la ponte) et 1 nid en 2000. Le succès de nidification annuel moyen est ainsi demeuré très élevé ($> 90\%$) lors des années de forte densité de lemmings (tableau 1).

Le taux de croissance somatique des jeunes était de 38,2 g/jour, et linéaire durant leurs 35 premiers jours de vie ($t = 25,8$, d.l. = 42, $p < 0,01$; figure 3). Nous n'avons pas observé de différence dans le taux de croissance des jeunes entre les 2 années pour lesquelles ces données étaient disponibles (2008 et 2010; effet annuel: $t = -1,6$, d.l. = 41, $p = 0,1$; interaction entre l'année et l'âge dans la régression linéaire: $t = -0,9$, d.l. = 41, $p = 0,4$).

Les proportions des différentes proies trouvées dans les boulettes de régurgitation ont varié d'une année à l'autre (tableau 2). Par contre, la proportion de lemmings (2 espèces confondues) dans le régime alimentaire est demeurée à 96%, en

moyenne, ne démontrant que très peu de variation interannuelle. La diversité spécifique observée dans le régime alimentaire est demeurée relativement faible année après année. En effet, les seules observations de proies autres que des lemmings ou des oies n'ont été réalisées que lorsque le nombre de boulettes analysées était très grand ($n = 620$, à l'été 2008). Malgré le fait que les populations de lemmings bruns atteignent des densités plus élevées que le lemming variable lors des années de forte abondance, la proportion de lemmings variables mesurée dans le régime alimentaire du harfang des neiges est demeurée supérieure à sa

Tableau 1. Nombre de couple nicheurs, date de ponte moyenne, taille de ponte moyenne et succès de nidification mesurés annuellement chez le harfang des neiges à l'île Bylot, Nunavut, Canada. Aucune nidification n'a eu lieu au cours des années intercalées.

Année	Nombre de nids	Date de ponte			Taille de ponte	Succès de nidification
		Hâtive	Moyenne	Tardive		
1993	12	20 mai	20 mai ($\pm 0,5^a$)	21 mai	7,6 ($\pm 0,7$)	n.d. ^b
1996	7	10 mai	18 mai ($\pm 3,8$)	1 ^{er} juin	8,6 ($\pm 0,6$)	1,00
2000	12	23 mai	29 mai ($\pm 1,6$)	5 juin	6,6 ($\pm 0,5$)	0,92
2004	13	11 mai	18 mai ($\pm 1,8$)	29 mai	7,3 ($\pm 0,4$)	1,00
2007	1		4 juin		n.a. ^c	0,00
2008	9	8 mai	13 mai ($\pm 1,7$)	21 mai	6,6 ($\pm 0,6$)	1,00
2010	11	9 mai	22 mai ($\pm 4,3$)	6 juin	6,5 ($\pm 0,4$)	1,00

^aErreur-type

^bNon disponible

^cNid abandonné durant la ponte

Tableau 2. Régime alimentaire du harfang des neiges estimé à partir de l'analyse de boulettes de régurgitation pendant la période de reproduction sur l'île Bylot, Nunavut, Canada, au cours de 4 années de nidification.

Année	2004		2007		2008		2010	
	N	%	N	%	N	%	N	%
Nombre de nids suivis	12		1		9		4	
Nombre de boulettes analysées	236		6		620		13	
Type de proies	N	%	N	%	N	%	N	%
Mammifères								
Lemming variable	311	54	9	75	550	43	9	23
Lemming brun	229	40	3	25	658	51	30	75
Hermine	0	0	0	0	3	tr ^a	0	0
Renard arctique (jeune)	0	0	0	0	1	tr	0	0
Oiseaux								
Bruant lapon	0	0	0	0	2	tr	0	0
Oie des neiges	31	5	0	0	70	5	1	3
Limicole sp.	0	0	0	0	2	tr	0	0

^atrace (<0,1 %)

proportion dans la population globale de lemmings, suggérant une sélection préférentielle pour cette espèce (voir Therrien et collab., 2014a pour plus de détails).

Discussion

Conjointement aux études antérieures (Watson, 1957; Taylor, 1974), le suivi à long terme de la reproduction du harfang des neiges dans le Haut-Arctique canadien nous a permis d'obtenir des informations essentielles à une meilleure compréhension de son cycle vital. D'abord, nos résultats confirment la forte relation qui existe entre le nombre de couples nicheurs et la densité locale de lemmings telle que décrite ailleurs (Parmelee, 1992). Le harfang constitue donc l'exemple typique d'une espèce démontrant des irrptions, tel que décrit par Newton (2006). Non seulement aucun nid n'a été initié lorsque les densités de lemmings étaient faibles (à une exception près) mais aucun harfang adulte n'a séjourné pendant plus que quelques jours sur l'aire d'étude pendant ces années. En effet, des individus adultes ont régulièrement été observés au site au tout début de la saison de reproduction (mai) presque chaque année, mais ces individus n'ont plus été revus par la suite lors des années de faible abondance de lemmings. Par contre, dès que la densité annuelle de lemmings atteignait un certain seuil (> ~4 lemmings/ha), plusieurs couples ont envahi l'aire d'étude lors de ces années et y ont produit de larges couvées (à l'exception de 2011, voir plus bas).

Le harfang des neiges semble donc posséder une capacité remarquable à trouver des sites arborant de fortes densités de lemmings malgré qu'elles soient localement éphémères (c'est-à-dire qu'elles durent rarement plus d'un an) et spatialement imprévisibles d'une année à l'autre (Erlinge et collab., 1999; Krebs et collab., 2002). En effet, mis à part un seul nid en 2007, aucun couple de harfang ne s'est établi pour

nicher lorsque la densité de lemmings ne permettait pas le succès de nidification. Les lemmings semblent donc essentiels à la reproduction du harfang, comme en fait foi leur forte proportion dans le régime alimentaire estival de ce prédateur. Par contre, même lorsque les lemmings sont très nombreux, les harfangs peuvent occasionnellement être absents d'un site donné. Un tel phénomène s'est en effet produit à notre site d'étude en 2011, alors qu'aucun harfang nicheur n'a été recensé bien que la densité de lemmings y fût très forte.

L'observation inusitée de 2011 suggère que la présence de harfangs nicheurs à un site pourrait ne pas dépendre uniquement de l'abondance locale de lemmings mais également de leur abondance à une échelle spatiale plus large. En effet, en 2011, une forte densité de lemmings semble avoir prévalu sur une très grande étendue de l'est de l'Arctique canadien, couvrant possiblement la totalité de l'île Baffin et la péninsule de Melville (Tomkovish et Soloviev, 2013). Cette apparente abondance généralisée de lemmings a potentiellement offert d'innombrables opportunités de sites de nidification pour ce prédateur qui ne démontre pas de fidélité au site de nidification (Therrien et collab., 2014b). Ces résultats suggèrent donc que les harfangs patrouilleraient la toundra au printemps et s'établiraient pour nicher dès qu'un site présentant une forte densité de lemmings est repéré (Therrien et collab., 2014b). En effet, les patrons de déplacement d'individus suivis par satellites indiquent que la majorité des harfangs qui nichent à l'île Bylot arrivent de régions situées plus au sud (c'est-à-dire qu'ils passent l'hiver à des latitudes plus basses que l'île Bylot; Therrien et collab., 2014b). Ainsi, il est possible que les sites de reproduction situés aux latitudes plus basses soient sélectionnés en premier lorsque la densité de lemmings le permet, pouvant ainsi parfois laisser vacants des sites de reproduction plus nordiques comme l'île Bylot, même s'ils offrent aussi une forte densité de proies.

À forte densité de lemmings, nous avons observé des harfangs nicher dans plusieurs types d'habitats, incluant des milieux offrant des monticules typiques mais aussi des moraines de glacier, des plaines sans monticule ou simplement des rochers en bord de lac. Les nids pouvaient aussi être situés à proximité de congénères (~500 m; données non publiées) ou à proximité d'autres prédateurs (<100 m d'un nid de buse pattue; données non publiées). De plus, la date et la taille de ponte ainsi que le nombre de couples nicheurs n'étaient pas influencés par la phénologie de la fonte de la neige, ce qui suggère que la décision de s'établir semble donc être modulée principalement par la densité locale de lemmings au site choisi. La date et la taille de ponte pourraient potentiellement être influencées par la condition physique de la femelle à l'arrivée au site de nidification, mais nous ne disposons malheureusement pas d'information à ce propos. Le harfang semble ainsi se distinguer de la plupart des oiseaux nichant dans le Haut-Arctique alors que pour bien des espèces, la couverture de neige affecte la phénologie de la reproduction (p. ex. Green et collab., 1977; Meltotte et collab., 2007; Dickey et collab., 2008).

Comme la date et la taille de ponte ne semblent pas être influencées par la densité de lemmings ni par la phénologie de la fonte de la neige, les activités de reproduction semblent avoir de fortes chances de succès dès qu'un site propice est trouvé. En effet, nos observations suggèrent qu'une fois le nid initié, la production d'au moins un jeune est pratiquement assurée.

Par contre, le succès de reproduction, en termes de nombre de jeunes qui atteindront l'envol, peut possiblement être modulé en fonction des conditions d'alimentation prévalant plus tard en saison. En effet, la taille des couvées est fort probablement différente du nombre de jeunes qui atteindront l'envol, tel qu'observé ailleurs (Parmelee, 1992), et le nombre final de jeunes produits pourrait s'ajuster après l'éclosion. Malheureusement, cette information demeure très difficile à évaluer car les jeunes se dispersent, en marchant, sur de grandes distances avant d'acquiescer la capacité de voler. On suppose donc que le succès reproducteur pourrait également être influencé par les densités de lemmings et qu'un ajustement dans le nombre de jeunes pourrait probablement être fait par les parents ou entre les jeunes eux-mêmes pendant la période d'élevage, comme c'est le cas chez d'autres espèces d'oiseaux de proie (Ingram, 1959; Bechard, 1983), ce qui maximiserait le taux de croissance des jeunes survivants. En effet, nous n'avons pas détecté de différence dans le taux de croissance des jeunes pendant la période au nid au cours des 2 années où les mesures ont été récoltées. De plus, le taux de croissance des jeunes mesuré dans le présent article est similaire à ce celui mesuré en Russie (Potapov et Sale, 2012), suggérant qu'un ajustement se fait possiblement au niveau du nombre de jeunes qui atteindront l'envol.

Conclusion

Notre suivi du cycle reproducteur des harfangs sur plus de 20 ans a procuré des informations de base sur la biologie de l'espèce. En effet, nous avons confirmé que le nombre de nids et le succès de nidification varient annuellement, en lien avec la densité de lemmings et que ces derniers constituent plus de 95 % du régime alimentaire estival. Nous avons également observé que la date et la taille de ponte moyenne ont démontré des variations annuelles, mais qu'elles ne semblaient pas affectées par la phénologie de la fonte de la neige ou la densité de lemmings. La densité de lemmings au site de nidification semble être le principal élément qui détermine la décision de nicher à l'île Bylot, malgré le fait qu'une forte densité de petits rongeurs ne garantisse pas toujours la présence de harfangs nicheurs.

Par contre, plusieurs aspects du cycle vital de cette espèce demeurent mal connus. Tout d'abord, l'évaluation exacte du succès de reproduction (nombre de jeunes atteignant le stade où ils sont capables de vol soutenu) est extrêmement difficile en milieu naturel, compte tenu de la mobilité des jeunes après avoir quitté le nid. De plus, à la suite de suivis télémétriques récents, on a maintenant une estimation du taux de survie annuel chez les adultes (Therrien et collab., 2012), mais la survie juvénile, surtout pendant la première année, demeure inconnue. Enfin, l'estimation de la taille de la population mondiale ou simplement d'une région donnée comporte tout un défi, étant donné l'étendue des mouvements annuels et de l'absence de fidélité au site de reproduction (Therrien et collab., 2014b). Ces aspects demeurent néanmoins primordiaux dans un contexte de conservation. Un effort conjoint entre chercheurs et communautés nordiques locales pourrait permettre de répondre à ces interrogations.

Remerciements

Nous remercions les nombreuses personnes qui nous ont aidés sur le terrain au cours des 21 dernières années. Nous remercions également tous les partenaires financiers qui ont permis ce suivi à long terme, dont le programme canadien de l'Année polaire internationale du département des Affaires indiennes et du Nord, le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), le Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut (NWMB), le Fonds québécois de recherche sur la nature et les technologies (FQRNT), le réseau de Centre d'excellence ArcticNet, le Programme du plateau continental polaire, la Fondation Garfield-Weston, le Centre d'études nordiques, l'Université Laval, l'Université du Québec à Rimouski et le Hawk Mountain Sanctuary. Cet article porte le numéro 241 des contributions à la Science de la conservation du Hawk Mountain Sanctuary. ◀

Références

- BECHARD, M.J., 1983. Food supply and the occurrence of brood reduction in Swainson's hawk. *Wilson Bulletin*, 95: 233-242.
- BILODEAU, F., G. GAUTHIER et D. BERTEAUX, 2013a. The effect of snow cover on lemming population cycles in the Canadian High Arctic. *Oecologia*, 172: 1007-1016.
- BILODEAU, F., D.G. REID, G. GAUTHIER, C.J. KREBS, D. BERTEAUX et A.J. KENNEY, 2013b. Demographic response of tundra small mammals to a snow fencing experiment. *Oikos*, 122: 1167-1176.
- CHAMBERLIN, M.L., 1980. Winter hunting behavior of a snowy owl in Michigan. *The Wilson Bulletin*, 92: 116-120.
- DETIENNE, J.C., D. HOLT, M.T. SEIDENSTICKER et T. PITZ, 2008. Diet of snowy owls wintering in west-central Montana, with comparisons to other North American studies. *Journal of Raptor Research*, 42: 172-179.
- DICKEY, M.-H., G. GAUTHIER et M.-C. CADIEUX, 2008. Climatic effects on the breeding phenology and reproductive success of an Arctic-nesting goose species. *Global Change Biology*, 14: 1973-1985.
- DUKE, G.E., A.A. JEGERS, G. LOFF et O.A. EVANSON, 1975. Gastric digestion in some raptors. *Comparative Biochemistry and Physiology a-Physiology*, 50: 649-656.
- DUKE, G.E., O.A. EVANSON et A. JEGERS, 1976. Meal to pellet intervals in 14 species of captive raptors. *Comparative Biochemistry and Physiology a-Physiology*, 53: 1-6.
- ERLINGE, S., K. DANELL, P. FRODIN, D. HASSELQUIST, P. NILSSON, E.B. OLOFSSON et M. SVENSSON, 1999. Asynchronous population dynamics of Siberian lemmings across the Palaearctic tundra. *Oecologia*, 119: 493-500.
- ERRINGTON, P.L., 1930. The pellets analysis method of raptor food habits study. *Condor*, 32: 292-296.
- FULLER, M., D. HOLT et L. SCHUECK, 2003. Snowy owl movements: Variation on the migration theme. Dans: BERTHOLD, P., E. GWINNER et E. SONNENSCHNEIN (édit.), *Avian migration*. Springer-Verlag, Berlin, p. 359-366.
- GAUTHIER, G., J. BÉTY, J.-F. GIROUX et L. ROCHEFORT, 2004. Trophic interactions in a high Arctic snow goose colony. *Integrative and Comparative Biology*, 44: 119-129.
- GAUTHIER, G., D. BERTEAUX, J. BÉTY, A. TARROUX, J.-F. THERRIEN, L. MCKINNON, P. LEGAGNEUX et M.-C. CADIEUX, 2011. The tundra food web of Bylot Island in a changing climate and the role of exchanges between ecosystems. *Écoscience*, 18: 223-235.
- GAUTHIER, G., J. BÉTY, M.-C. CADIEUX, P. LEGAGNEUX, M. DOIRON, C. CHEVALLIER, S. LAI, A. TARROUX et D. BERTEAUX, 2013. Long-term monitoring at multiple trophic levels suggests heterogeneity in responses to climate change in the Canadian Arctic tundra. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 368: 1624-20120482.
- GILG, O., B. SITTLER, B. SABARD, A. HURSTEL, R. SANE, P. DELATRE et I. HANSKI, 2006. Functional and numerical responses of four lemming predators in high Arctic Greenland. *Oikos*, 113: 193-216.
- GREEN, G.H., J.J.D. GREENWOOD et C.S. LLOYD, 1977. The influence of snow conditions on the date of breeding of wading birds in north-east Greenland. *Journal of Zoology*, 183: 311-328.
- HANSEN, B.B., V. GRØTAN, R. AANES, B.E. SAETHER, A. STIEN, E. FUGLEI, R.A. IMS, N.G. YOCOZOZ et Å.Ø. PEDERSEN, 2013. Climate events synchronize the dynamics of a resident vertebrate community in the high Arctic. *Science*, 339: 313-315.
- INGRAM, C., 1959. The importance of juvenile cannibalism in the breeding biology of certain birds of prey. *The Auk*, 76: 218-226.
- KAUSRUD, K.L., A. MYSTERUD, H. STEEN, J.O. VIK, E. ØSTBYE, B. CAZELLES, E. FRAMSTAD, A.M. EIKESET, I. MYSTERUD, T. SOLHØY et N.C. STENSETH, 2008. Linking climate change to lemming cycles. *Nature*, 456: 93-97.
- KERLINGER, P., M.R. LEIN et B.J. SEVICK, 1985. Distribution and population fluctuations of wintering snowy owls (*Nyctea scandiaca*) in North America. *Revue Canadienne de Zoologie*, 63: 1829-1834.
- KREBS, C.J., A.J. KENNEY, S. GILBERT, K. DANELL, A. ANGERBJORN, S. ERLINGE, R.G. BROMLEY, C. SHANK et S. CARRIERE, 2002. Synchrony in lemming and vole populations in the Canadian Arctic. *Revue Canadienne de Zoologie*, 80: 1323-1333.
- MELTOFFE, H., T.T. HØYE, N.M. SCHMIDT et M.C. FORCHHAMMER, 2007. Differences in food abundance cause inter-annual variation in the breeding phenology of High Arctic waders. *Polar Biology*, 30: 601-606.
- MENYUSHINA, I.E., 1997. Snowy Owl (*Nyctea scandiaca*) reproduction in relation to lemming population cycles on Wrangel Island. Dans: Duncan, J.R., D.M. Johnson et T.H. Nicholls (édit.). *Biology and conservation of owls in the Northern Hemisphere: 2nd International Symposium*. Winnipeg, p. 572-582.
- NEWTON, I., 2006. Advances in the study of irruptive migration. *Ardea*, 94: 433-460.
- PARMELEE, D.F., 1992. Snowy owl (*Bubo scandiacus*). Dans: POOLE, A., P. STETTENHEIM et F. GILL (édit.). *The birds of North America No. 10*. The American Ornithologists' Union, Washington, 20 p.
- PITELKA, F.A., P.Q. TOMICH et G.W. TREICHEL, 1955. Ecological relations of jaegers and owls as lemming predators near Barrow, Alaska. *Ecological Monographs*, 25: 85-117.
- Potapov, E. et R. Sale, 2012. *The snowy owl*. Poyser Monographs, London, 304 p.
- R Core Team, 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Taylor, P.S., 1974. Summer population and food ecology of jaegers and snowy owls on Bathurst Island, N.W.T. emphasizing the long-tailed jaeger. *Mémoire de maîtrise*, University of Alberta, Edmonton, 168 p.
- THERRIEN, J.-F., 2012. Réponses des prédateurs aviaires aux fluctuations d'abondance de proies dans la toundra. *Thèse de doctorat*, Université Laval, Québec, 127 p.
- THERRIEN, J.-F., G. GAUTHIER et J. BÉTY, 2011. An avian terrestrial predator of the Arctic relies on the marine ecosystem during winter. *Journal of Avian Biology*, 42: 363-369.
- THERRIEN, J.-F., G. GAUTHIER et J. BÉTY, 2012. Survival and reproduction of adult snowy owls tracked by satellite. *Journal of Wildlife Management*, 76: 1562-1567.
- THERRIEN, J.-F., G. GAUTHIER, E. KORPIMÄKI et J. BÉTY, 2014a. Predation pressure by avian predators suggests summer limitation of small mammal populations in the Canadian Arctic. *Ecology*, 95: 56-67.
- THERRIEN, J.-F., G. GAUTHIER, D. PINAUD et J. BÉTY, 2014b. Irruptive movements and breeding dispersal of snowy owls: A specialized predator exploiting a pulse resource. *Journal of Avian Biology*, 45: 536-544.
- TOMKOVICH, P.S. et M.Y. SOLOVIEV, 2013. Breeding bird conditions in the circumpolar Arctic during 2011. *Arctic Bird Breeding Conditions Survey report*, Moscou, 13 p.
- WATSON, A., 1957. The behaviour, breeding, and food-ecology of the snowy owl *Nyctea scandiaca*. *Ibis*, 99: 419-462.

Abondance de l'épervier brun en migration automnale : relations avec l'oscillation nord-atlantique et l'abondance de ses proies

Jean-Pierre L. Savard, Pascal Côté et Junior A. Tremblay

Résumé

La forêt boréale se caractérise par une diversité de cycles de productivité qui affectent les chaînes trophiques, lesquelles sont en partie affectées par le climat. Nous avons analysé les données de l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac pour l'épervier brun (*Accipiter striatus*) entre 1996 et 2010 en lien avec l'indice climatique de l'Oscillation nord-atlantique (ONA), les précipitations estivales et l'abondance de proies potentielles. À l'automne, les éperviers bruns juvéniles ont migré plus tôt que les adultes et les déplacements des 2 groupes ne se sont pas chevauchés. L'abondance automnale de l'épervier brun, principalement celle des juvéniles, était positivement corrélée avec l'indice climatique de l'ONA de l'hiver précédent, et négativement avec les précipitations des mois de juin et juillet, lesquelles sont reliées à l'indice de l'ONA. De plus, nos résultats ont révélé des corrélations positives entre l'abondance de l'épervier brun lors de la migration d'automne et l'abondance de proies potentielles en période estivale, principalement celle de la grive à dos olive (*Catharus ustulatus*) et du junco ardoisé (*Junco hyemalis*). La corrélation positive entre l'abondance d'éperviers bruns et l'ONA de l'hiver précédent suggère que le climat influence probablement la dynamique de population de l'espèce. Les hivers doux et enneigés sont souvent suivis d'un été pluvieux, qui se caractérise par une production moindre de jeunes éperviers. Cela semble lié à la disponibilité de proies pour les éperviers adultes puisque les proies principales sont également moins nombreuses lors d'étés avec une pluviosité supérieure à la normale.

MOTS CLÉS: *Accipiter striatus*, climat, écosystème boréal, épervier brun, migration

Abstract

The boreal forest is characterized by a range of productivity cycles that affect food webs, which, in turn, are also partly affected by climate. We analysed sharp-shinned hawk (*Accipiter striatus*) data collected at the Observatoire d'oiseaux de Tadoussac (Tadoussac, Québec) between 1996 and 2010 taking into consideration the North Atlantic Oscillation (NAO) (a climate index), local summer precipitation and prey abundance. Fall migration of juvenile sharp-shinned hawks occurred earlier than that of adults, and the migration periods of the 2 age groups did not overlap. The fall abundance of sharp-shinned hawks, and especially of juveniles, was positively correlated with the NAO index for the previous winter and negatively correlated with precipitation figures for June and July (which were also correlated with the NAO). Our results also show a positive correlation between summer prey abundance, especially of Swainson's thrush (*Catharus ustulatus*) and dark-eyed junco (*Junco hyemalis*), and fall abundance of sharp-shinned hawks. The positive correlation between the fall abundance of sharp-shinned hawks and the NAO index for the preceding winter, suggests that climate influences the population dynamics of this species. Mild winters with abundant snowfall are often followed by wet summers that result in a lower production of young sharp-shinned hawks. This seems to be related to the lower availability of prey during summers with above normal precipitation levels.

KEYWORDS: *Accipiter striatus*, boreal ecosystem, climate, migration, sharp-shinned hawk

Introduction

L'écosystème boréal se caractérise par une grande variété de cycles d'abondance végétatifs et fauniques. Certains sont assez réguliers (Krebs et collab., 2001; Cheveau et collab., 2004) alors que d'autres, comme ceux des épidémies d'insectes, sont plus variables (Candau et collab., 1998; Myers, 1998). Ces grandes fluctuations annuelles dans l'abondance de ressources influencent la dynamique de plusieurs niveaux trophiques incluant les prédateurs. Les causes de ces cycles sont encore le sujet de plusieurs débats, mais sont probablement reliées en partie aux fluctuations dans la productivité primaire annuelle et aux interactions entre proies et prédateurs (Krebs

et collab., 2001). La production primaire en forêt boréale, la dynamique des liens trophiques et la survie de plusieurs organismes sont aussi influencées par le climat (Grosbois et collab., 2008; White, 2008). Par exemple, le climat synchronise la productivité de plantes, d'insectes et d'oiseaux sur de grands territoires (Jones et collab., 2003; Saether et collab., 2007), les hivers avec de fortes précipitations de neige favorisent la survie

JEAN-PIERRE L. SAVARD est chercheur émérite à Environnement Canada alors que PASCAL CÔTÉ est le directeur de l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac. JUNIOR A. TREMBLAY travaille comme chercheur scientifique à Environnement Canada.

jean-pierre.savard@ec.gc.ca

des campagnols (Boonstra et Krebs, 2006) et les étés pluvieux réduisent la production de jeunes de la plupart des oiseaux (Newton, 1998). Le climat peut synchroniser la dynamique de processus écologiques ainsi que la dynamique des populations végétales et animales sur des centaines, voire des milliers de kilomètres (Jones et collab., 2003), ce que l'on nomme l'effet Moran (p. ex. Saether et collab., 2007).

L'oscillation nord-atlantique (ONA) concerne des variations de la différence de la pression atmosphérique entre l'Islande et les îles Açores, différence qui affecte la force et la direction des vents entre l'Amérique du Nord et le nord de l'Europe (Hurrell, 1995) et amène des changements au niveau des températures et des précipitations des 2 côtés de l'Atlantique. L'indice climatique qui en dérive est notamment lié aux conditions climatiques de la forêt boréale de l'est de l'Amérique du Nord (Mysterud et collab., 2003; Hurrell et Deser, 2009). Un indice négatif indique, pour la forêt boréale de l'Est, des hivers plus chauds et des chutes de neige plus abondantes que la normale, alors qu'un indice hivernal positif indique des hivers plus froids que la normale avec peu de précipitations. Cependant, ces conditions sont inversées pour l'est des États-Unis, c'est-à-dire que lorsqu'il fait plus chaud que la normale en forêt boréale, il fait plus froid que la normale dans l'est des États-Unis. Plusieurs études ont mis en évidence des relations entre cet indice et la dynamique de l'écosystème boréal (Post et collab., 1999; Ottersen et collab., 2001; Blenkner et Hillebrand, 2002). Hallett et collab. (2004) suggèrent que les indices climatiques tels que l'ONA prédisent mieux les processus écologiques que les données météorologiques locales (température et précipitations); ces indices globaux, qui simplifient la mesure du climat, possèdent des avantages mais aussi des inconvénients puisque leur relation avec les conditions météorologiques locales n'est pas toujours évidente (Senseth et collab., 2003).

L'épervier brun (*Accipiter striatus*) est, selon des données de migration automnale, parmi les rapaces diurnes les plus abondants à l'échelle du continent nord-américain (Bildstein et collab., 2008; Berthiaume et collab., 2009). Bien que l'espèce niche dans une grande variété de peuplements forestiers, une part importante de son aire de répartition est située dans la forêt boréale (Bildstein et Meyer, 2000). Cette répartition, combinée à un régime alimentaire composé principalement de passereaux (Storer, 1966; Duncan, 1980; Roth et collab., 2006), pourrait le rendre sensible aux fluctuations annuelles du climat et de la productivité des écosystèmes boréaux (Schmidt et Ostfeld, 2003; Bolgiano, 2006), tel qu'observé pour d'autres espèces de rapaces (Doyle et Smith, 1994; Dawson et Bortolotti, 2000; Millon et collab., 2009). D'autre part, il est bien connu que la population d'épervier brun nichant dans la forêt boréale canadienne est exclusivement migratrice et que les individus provenant de l'Ontario et du Québec tendent à hiverner majoritairement le long de la côte atlantique et dans le sud-est des États-Unis (Dunn et collab., 2009). Ce patron de migration fait en sorte que les aires de nidification et d'hivernage des éperviers bruns nichant dans l'est du Québec peuvent toutes les 2 être potentiellement affectées par l'ONA.

L'objectif de cette étude était de déterminer si les fluctuations annuelles des éperviers bruns dénombrés à l'automne à la limite sud de l'écosystème boréal du Québec étaient corrélées avec : 1) l'indice climatique de l'ONA (celui de l'hiver précédant la migration); 2) les précipitations estivales dans les aires de nidification et 3) l'abondance estivale et automnale de proies potentielles.

Méthodes

Nous avons analysé 15 ans (1996-2010) de données de l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac (OOT) portant sur le passage automnal de rapaces diurnes et d'oiseaux boréaux. Cet observatoire est situé à environ 3 km à l'est de l'embouchure de la rivière Saguenay (48° 08' 46,22" N; 69° 40' 10,99" O), dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune (sous-domaine de l'Est), à la limite de la forêt boréale continue (Saucier et collab., 2003). L'OOT dénombre les oiseaux à l'automne de façon standardisée depuis 1994 (Ibarzabal, 1999; Savard et Ibarzabal, 2001; Ibarzabal et collab., 2009). Chaque jour entre 8 h et 13 h, du 24 août au 25 novembre, 2 observateurs dénombrent activement les oiseaux à l'aide de jumelles (8 × 32) ou d'un télescope (variable de 20 à 60 ×) suivant la méthode établie par Broun dans les années 1930 (Broun, 1935, 1949). Les recensements sont effectués à partir de 2 sites d'observation, l'un le long de la côte du fleuve Saint-Laurent et l'autre à 1,8 km à l'intérieur des terres (2 observateurs (1 par site) qui alternent entre les sites et qui sont en constante communication afin d'éviter les dédoublements). Pour les oiseaux de proie, la classe d'âge des oiseaux, soit adultes ou juvéniles (jeunes de l'année), est notée lorsque c'est possible.

Oscillation nord-atlantique et précipitations estivales

Nous avons utilisé l'indice régulier hivernal (moyenne de décembre, janvier, février et mars) de l'ONA de l'hiver précédent (Senseth et collab., 2003; Hurrell et Deser, 2009) pour nos analyses. L'indice hivernal est celui qui est le plus variable en termes de fluctuations et qui semble avoir le plus d'influence sur les écosystèmes (Ottersen et collab. 2001, Blenkner et Hillebrand, 2002).

Nous avons aussi utilisé comme variable, les données de précipitations totales en juin et juillet pour la station de Baie-Comeau (49° 15' 33,000" N; 68° 08' 45,000" O) comme mesure des précipitations estivales de la forêt boréale de l'Est, les valeurs des autres stations situées à proximité étant corrélées à celle de Baie-Comeau (par exemple Bagotville : $r = 0,82$, $n = 15$). Ces 2 mois correspondent à la période de nidification des éperviers bruns et de leurs proies, période pendant laquelle les oiseaux sont le plus vulnérables aux intempéries (Kostrzewa et Kostrzewa, 1990).

Proies potentielles de l'épervier brun

L'épervier brun s'alimente principalement d'oiseaux, et particulièrement de passereaux (Storer 1966), bien qu'il puisse également se nourrir de petits mammifères et d'insectes

(Bildstein et Meyer, 2000). Pour quantifier l'abondance estivale et automnale des proies potentielles de l'épervier brun à l'échelle de la forêt boréale de l'est du Québec, nous avons utilisé respectivement l'abondance de passereaux recensés lors des Relevés des oiseaux nicheurs (RON; *Breeding bird survey*; BBS) (Robbins et collab., 1986) et l'abondance du merle d'Amérique (*Turdus migratorius*), une proie importante durant la migration et l'hiver (Storer, 1966; Roth et collab., 2006), estimée pendant les décomptes de migrations automnales à l'OOT. Les inventaires RON sont effectués en juin ou au début de juillet sur un parcours permanent divisé en 50 points d'écoute de 3 min distancés de 0,8 km. Nous avons examiné toutes les routes situées en zone boréale au nord du fleuve Saint-Laurent dans un rayon de 300 km à partir de Tadoussac (Koenig et Knops, 2000). À partir de cette zone, nous avons sélectionné les routes ayant plus de 10 ans de relevés entre 1996 et 2010, ce qui a résulté par la rétention de 2 routes localisées à l'ouest de la rivière Saguenay, l'une à Saint-Urbain ($n = 15$; 1996-2010) et la seconde au cœur de la réserve faunique des Laurentides ($n = 12$; 1996-2000 et 2003-2009). Comme l'épervier brun semble s'alimenter des espèces les plus abondantes en période de nidification (Joy et collab. 1994; Bildstein et Meyer, 2000), nous avons retenu les 4 espèces de passereaux les plus abondantes de chaque route pour les analyses : bruant à gorge blanche (*Zonotrichia albicollis*) et grive à dos olive (*Catharus ustulatus*) pour les 2 routes, merle d'Amérique (Saint-Urbain) et junco ardoisé (*Junco hyemalis*) (Réserve faunique des Laurentides).

Mesures de la durée de la période migratoire de l'épervier brun

Chaque automne, nous avons mesuré la date à laquelle 25, 50 et 75 % des éperviers bruns ont migré par Tadoussac. Nous avons utilisé le nombre de jours entre le passage de 25 et 75 % des effectifs comme mesure de durée de la migration.

Traitement des données

Nous avons utilisé le coefficient de corrélation de Pearson comme une mesure de l'intensité d'association entre 2 variables (Zar, 1974). Nous avons utilisé le logiciel R Version 2.15.1 (R Core Team, 2013) et les nombres non transformés pour ces corrélations.

Résultats

Chronologie de la migration automnale chez l'épervier brun

Entre 1996 et 2010, les juvéniles de l'épervier brun ont migré plus tôt que les adultes et les déplacements des 2 groupes ne se sont pas chevauchés (figure 1). La durée de la période migratoire a varié d'une année à l'autre et selon l'âge des oiseaux. La durée de la période migratoire des juvéniles

(étendue = 6-21 jours) avait tendance à être négativement corrélée avec celle des adultes (étendue = 3-24 jours; $r = -0,66$; $n = 8$; $P = 0,076$) et négativement avec la proportion de juvéniles dans la migration automnale ($r = -0,76$, $n = 8$). La durée de la période migratoire des adultes était positivement corrélée avec la proportion de juvéniles dénombrés à l'automne ($r = 0,76$). L'absence de chevauchement entre la période de migration des juvéniles et celle des adultes, parmi les oiseaux dont l'âge a pu être déterminé, nous a amenés à considérer que tous les oiseaux migrant avant le 27 septembre (jour julien 270) étaient des juvéniles et que ceux migrant après étaient des adultes.

Épervier brun, l'oscillation nord-atlantique et les précipitations estivales

Le nombre d'éperviers bruns, juvéniles et adultes, observés durant la migration automnale à l'OOT a varié de 2 617 à 7 914 individus (CV = 30 %; figure 2). L'abondance de l'épervier brun était positivement corrélée avec l'indice de l'AN de l'hiver précédent ($r = 0,68$; $n = 15$; $P = 0,005$; figures 2 et 3). La corrélation était cependant plus forte pour les juvéniles ($r = 0,60$; $n = 15$; $P = 0,018$) que pour les adultes ($r = 0,51$; $n = 15$; $P = 0,051$). L'indice de l'AN (hiver précédent) a eu tendance à être négativement corrélé avec les précipitations en juin et juillet ($r = -0,53$; $n = 15$; $P = 0,054$). Ainsi, un hiver chaud et enneigé dans l'aire d'étude avait tendance à être suivi d'un été pluvieux. D'ailleurs, les précipitations durant juin et juillet étaient négativement corrélées avec l'abondance des jeunes éperviers bruns à l'automne ($r = -0,67$; $n = 15$; $P = 0,006$), une relation inexistante chez les adultes ($r = -0,18$; $n = 15$; $P = 0,514$).

Épervier brun et proies potentielles

L'abondance de la grive à dos olive a présenté une corrélation significative avec l'abondance de l'épervier brun (juvéniles et adultes) en migration pour les 2 routes (Saint-Urbain : $r = 0,58$; $n = 15$; $P = 0,024$; Laurentides : $r = 0,69$; $n = 12$; $P = 0,013$), tandis que l'abondance de junco ardoisé et du bruant à gorge blanche a été positivement corrélée à l'abondance d'éperviers bruns adultes à l'automne (Laurentides : $r = 0,67$ et $0,56$ respectivement; $n = 12$; $P < 0,05$).

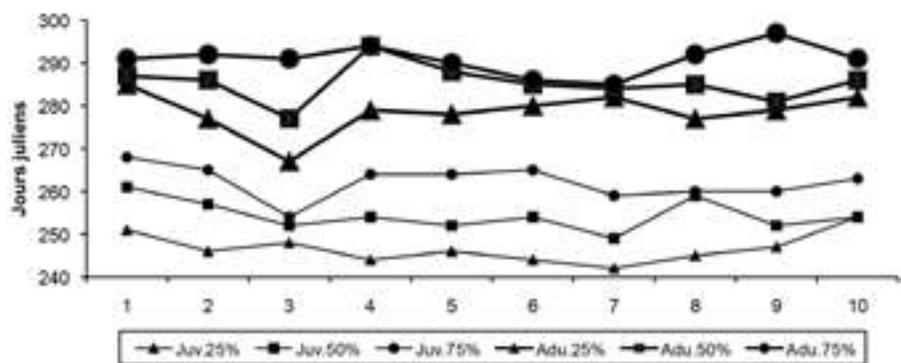


Figure 1. Différences dans la chronologie de migration automnale des éperviers bruns juvéniles (petits symboles) et adultes (gros symboles) à l'Observatoire des oiseaux de Tadoussac (OOT) entre 1996 et 2010. Les triangles, les carrés et les ronds représentent respectivement 25 %, 50 % et 75 % des passages.

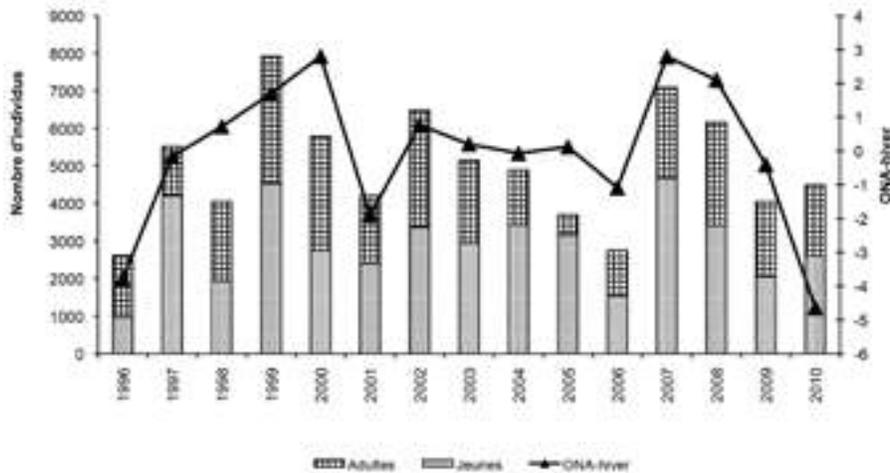


Figure 2. Nombre d'éperviers bruns adultes (trame quadrillée) et juvéniles (trame pointillée) à l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac (OOT) en relation avec l'indice de l'Oscillation nord-atlantique d'hiver (ONA-hiver: triangles), entre 1996 et 2010.

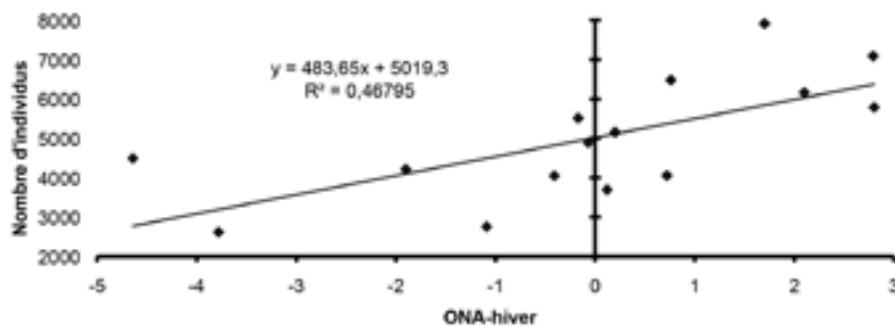


Figure 3. Corrélation entre le nombre d'éperviers bruns (juvéniles et adultes ensemble) durant la migration automnale à l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac (OOT) et l'indice de l'Oscillation nord-atlantique de l'hiver précédent (ONA-hiver), entre 1996 et 2010.

L'abondance totale d'éperviers bruns et celle de merles d'Amérique ont été corrélées ($r = 0,63$; $n = 15$; $P = 0,011$) durant la migration automnale. Les 3 pics d'abondance du merle d'Amérique (1999, 2002 et 2007) ont correspondu à 3 pics d'abondance de l'épervier brun. La corrélation fut plus forte entre le merle d'Amérique et l'abondance d'éperviers bruns adultes ($r = 0,62$; $n = 15$; $P = 0,013$) que celle des juvéniles ($r = 0,44$; $n = 15$; $P = 0,097$).

Discussion

Le dénombrement visuel d'oiseaux de proie en migration demeure l'un des moyens les plus utiles et valables pour détecter des tendances temporelles des populations nicheuses (Hussell, 1985; Farmer et collab., 2007). Berthiaume et collab. (2009) ont montré que même si la probabilité de détection varie avec les conditions météorologiques, les décomptes annuels ne semblent pas donner lieu à des tendances biaisées.

Notre étude montre que la chronologie de la migration de l'épervier brun à l'OOT diffère entre les adultes et les juvéniles, et que l'abondance de l'épervier brun est positivement corrélée avec l'indice de l'ONA de l'hiver précédent, avec une corrélation plus forte pour les juvéniles. De plus, nos résultats montrent des corrélations entre l'abondance de l'épervier brun lors de la migration d'automne et l'abondance de proies potentielles en période estivale et automnale.

La distinction dans la chronologie de migration entre les adultes et les juvéniles éperviers bruns a été documentée dans le centre et l'ouest des États-Unis (DeLong et Hoffman, 1999; Rosenfield et collab., 2011), ainsi qu'en Ontario (Duncan, 1982) mais ce phénomène était méconnu dans la forêt boréale de l'Est. Une des causes pouvant expliquer cette différence est que les juvéniles présentent un succès de prédation inférieur à celui des adultes en raison de leur inexpérience et migreraient alors à des périodes où les proies sont plus abondantes, soit lors de la migration des jeunes passereaux qui sont plus vulnérables à la prédation (Rosenfield et Evans, 1980). Nos résultats indiquent aussi que l'abondance des éperviers bruns adultes est davantage corrélée avec l'abondance du merle d'Amérique lors

de la migration automnale, suggérant soit un lien direct ou à tout le moins que les 2 espèces sont possiblement affectées par les mêmes facteurs. Aussi, l'abondance de merles d'Amérique en migration le long de la côte du Saint-Laurent certaines années pourrait amener plus d'éperviers, surtout les adultes, à suivre la côte. En effet, le merle d'Amérique est une proie importante de l'épervier brun durant sa migration (Storer, 1966; Bildstein et Meyer, 2000).

La corrélation positive entre l'abondance d'éperviers bruns et l'indice de l'ONA de l'hiver précédent suggère que le climat influence la dynamique de population de l'espèce. Plusieurs études ont montré la très grande influence de l'ONA sur les écosystèmes (p. ex. Blenkner et Hillebrand, 2002; Myrsetrud et collab., 2003). L'ONA affecte les processus écologiques de la forêt boréale en influençant et synchronisant les productions semencières qui à leur tour affectent les relations prédateurs-proies (Selas, 1997; Holt, 2008; Schmidt et collab., 2008). L'ONA influence aussi directement le succès de reproduction de certaines espèces d'oiseaux (Saether et collab., 2004;

Weatherhead, 2005). Dans l'est de la forêt boréale québécoise, les hivers doux et enneigés sont souvent suivis d'étés pluvieux. Or, ces étés plus pluvieux que la normale se caractérisent par une plus faible productivité des passereaux, la proie principale de l'épervier brun. Lorsque l'ONA est négatif en hiver, cela correspond aussi à des hivers plus froids que la normale sur les aires d'hivernage de l'épervier brun, ce qui pourrait affecter sa survie hivernale. Million et collab. (2009) ont démontré que la dynamique de population de l'épervier d'Europe (*Accipiter nisus*) est influencée par l'abondance de proies et le climat, ce que nos résultats suggèrent pour l'épervier brun.

Les RON ont été mis en place pour déterminer les tendances des oiseaux au niveau provincial et national et son utilité pour représenter les fluctuations annuelles au niveau régional n'est pas encore démontrée. Les corrélations observées entre l'abondance de grive à dos olive et de junco ardoisé en période de nidification et l'abondance d'éperviers bruns à l'automne à l'OOT donnent toutefois de la crédibilité à cet usage puisqu'elles supportent l'hypothèse d'une relation étroite entre l'épervier brun et ses proies. Toutefois, cet usage mérite d'être étudié d'une manière plus approfondie.

Les corrélations observées suggèrent des liens complexes entre le climat et la dynamique de l'écosystème boréal, tout particulièrement dans les relations prédateurs-proies. Nos résultats sont de nature exploratoire et il serait opportun de mener des recherches spécifiques afin de valider les résultats présentés ici. En effet, il faut se rappeler que les corrélations n'indiquent pas nécessairement de relations de cause à effet et il est important de demeurer prudent dans l'interprétation des résultats (Aldrich, 1995). Cependant, nos résultats sont intrigants et suggèrent que le suivi de la migration automnale à l'OOT pourrait procurer une fenêtre exceptionnelle pour l'étude de la dynamique et la santé de l'écosystème boréal de l'est du Québec.

Remerciements

Les auteurs voudraient souligner la contribution des observateurs (Samuel Denault, Samuel Belleau, Claude Auchu et Christiane Girard) qui ont effectué les dénombrements visuels à l'OOT au cours de la période de l'étude. Merci à tous les bénévoles qui ont contribué, au cours des années, au bon fonctionnement de l'OOT. Nous voudrions aussi souligner le soutien financier d'Environnement Canada, du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, du Parc national du Fjord-du-Saguenay, de la Société Protection des oiseaux du Québec, d'Étude d'oiseaux Canada et du fond des amis de l'OOT. ◀

Références

- ALDRICH, J., 1995. Correlations genuine and spurious in Pearson and Yule. *Statistical Science*, 10: 364-376.
- BERTHIAUME, E., M. BELISLE et J.-P.L. SAVARD, 2009. Incorporating detectability into analysis of population trends based on hawk counts: A double observer approach. *Condor*, 111: 43-58.
- BILDSTEIN, K.L. et K. MEYER, 2000. Sharp-shinned hawk (*Accipiter striatus*). Dans: POOLE, A. et F. GILL (édit.). *The Bird of North America*, No. 482. The Birds of North America, Inc., Philadelphia, 28 p.
- BILDSTEIN, K.L., J.P. SMITH, E.R. INZUNZA et R.R. VEIT, 2008. State of North America's birds of prey. Series in Ornithology No. 3, Nuttall Ornithological Club et The American Ornithologists' Union, Washington, 466 p.
- BLECKNER, T. et H. HILLEBRAND, 2002. North Atlantic Oscillation signatures in aquatic and terrestrial ecosystems – a meta-analysis. *Global Change Biology*, 8: 203-212.
- BOLGIANO, N., 2006. Sharp-shinned hawk and spruce budworm infestation. *Hawk Migration Studies*, 31: 9-14.
- BOONSTRA, R. et C. KREBS, 2006. Population limitation of the northern red-backed vole in the boreal forests of northern Canada. *Journal of Animal Ecology*, 75: 1269-1284.
- BROUN, M., 1935. The hawk migration during the fall of 1934, along the Kittany Ridge in Pennsylvania. *Auk*, 52: 233-248.
- BROUN, M., 1949. *HAWKS Aloft: The story of Hawk Mountain*. Cornwall Press, Cornwall, 222 p.
- CANAU, J.N., R.A. FLEMING et A. HOPKIN, 1998. Spatiotemporal patterns of large scale defoliation caused by the spruce budworm in Ontario since 1941. *Canadian Journal of Forest Research*, 28: 1733-1741.
- 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.
- DAWSON R.D. et G.R. BORTOLOTTI, 2000. Reproductive success of American kestrels: The role of prey abundance and weather. *The Condor*, 102: 814-822.
- DELONG, J. et S.W. HOFFMAN, 1999. Differential autumn migration of sharp-shinned and Cooper's hawk in western North America. *The Condor*, 101: 674-678.
- DOYLE, F.I. et J.M.N. SMITH, 1994. Population responses of northern goshawks to the 10-year cycle in numbers of snowshoe hares. *Study in Avian Biology*, 16: 122-29.
- DUNCAN, B.W., 1982. Sharp-shinned hawks banded at Hawk Cliff, Ontario, 1971-1980. *Ontario Bird Banding*, 15: 24-38.
- DUNCAN, S., 1980. An analysis of the stomach contents of some sharp-shinned hawks. *Journal of Field Ornithology*, 51: 178.
- DUNN, E.H., A.D. BREWER, A.W. DIAMOND, E.J. WOODSWORTH, et B.T. COLLINS, 2009. *Canadian atlas of bird banding. Volume 3: Raptors and waterbirds, 1921-1995*. Canadian Wildlife Service Special Publication, Environment Canada, Ottawa, 212 p.
- FARMER, C.J., D.J.T. HUSSELL et D. MIZRAHI, 2007. Detecting population trends in migratory bird of prey. *Auk*, 124: 1047-1062.
- GROSBOIS, V., O. GIMENEZ, J.-M. GAILLARD, R. PRADEL, C. BARBRAUD, J. CLOBERT, A.P. MOLLER et H. WEIMERSKIRK, 2008. Assessing the impact of climate variation on survival in vertebrate populations. *Biological Reviews*, 83: 357-399.
- HALLETT, T.B., T. COULSON, J.G. PILKINGTON, T.H. CLUTTON-BROCK, J.M. PEMBERTON et B.T. GRENFELL, 2004. Why large-scale climate indices seem to predict ecological processes better than local weather. *Nature*, 430: 71-75.
- HOLT, R.D., 2008. Theoretical perspectives on resource pulses. *Ecology*, 89: 671-681.
- HURRELL, J.W., 1995. Decadal trends in the North Atlantic oscillation: Regional temperatures and precipitation. *Science*, 269: 676-679.
- HURRELL, J.W. et C. DESER, 2009. North Atlantic climate variability: The role of the North Atlantic Oscillation. *Journal of Marine Systems*, 78: 28-41.
- HUSSELL, D.J.T., 1985. Analysis of hawk migration counts for monitoring bird population levels. Dans: HARDWOOD, M. (édit.). *Proceedings of Hawk Migration Conference IV*. Hawk Migration Association of North America, Lynchburg, p. 243-254.
- IBARZABAL, J., 1999. Tadoussac: un site de migration des oiseaux de proie. *Le Naturaliste canadien*, 123 (3): 11-18.
- IBARZABAL, J., P. CÔTÉ et B. DROLET, 2009. Tadoussac: sentinelle ornithologique de la forêt boréale au parc national du Saguenay. *Le Naturaliste Canadien*, 133 (3): 27-31.

- JONES, J., P.J. DORAN et R.T. HOLMES, 2003. Climate and food synchronize regional forest bird abundance. *Ecology*, 84: 3024-3032.
- JOY, S.M., R.T. REYNOLDS, R.L. KNIGHT et R.W. HOFFMAN, 1994. Feeding ecology of sharp-shinned hawks nesting in deciduous and coniferous forests in Colorado. *The Condor*, 96: 455-467.
- KOENIG, W.D. et J.M.H. KNOPS, 2000. Patterns of annual seed production by northern hemisphere trees: A global perspective. *The American Naturalist*, 55: 59-69.
- KREBS, C., S. BOUTIN et R. BOONSTRA, 2001. Ecosystem dynamics of the boreal forest, the Kluane project. Oxford University Press, New York, 511 p.
- KOSTRZEWA, A. et R. KOSTRZEWA, 1990. The relationship of spring and summer weather with density and breeding performance of the buzzard *Buteo buteo*, goshawk *Accipiter gentilis* and kestrel *Falco tinnunculus*. *Ibis*, 132: 550-559.
- MILLON, A., J. TOTTRUP NIELSEN, V. BRETAGNOLLE, et A.P. MOLLER, 2009. Predator-prey relationships in a changing environment: The case of the sparrowhawk and its avian prey community in a rural area. *Journal of Animal Ecology*, 78: 1086-1095.
- MYERS, J.H., 1998. Synchrony in outbreaks of forest Lepidoptera; A possible example of the Moran effect. *Ecology*, 79: 1111-1117.
- MYSTERUD, A., N.C. STENSETH, N.G. YOCCOZ, G. OTTERSEN et R. LANGVATN, 2003. The response of terrestrial ecosystems to climate variability associated with the North Atlantic Oscillation. Dans: HURRELL, J. W., Y. KUSHNIR, G. OTTERSEN et M. VISBECK (édit.). *The North Atlantic Oscillation: Climatic impact and environmental impact*. Geophysical Monograph 134, American Geophysical Union, Washington, p. 235-262.
- NEWTON, I., 1998. Population limitation in birds. Academic Press, London, 598 p.
- OTTERSEN, G., B. PLANQUE, A. BELGRANO, E. POST, P.C. REID et N.C. STENSETH, 2001. Ecological effects of the North Atlantic Oscillation. *Oecologia*, 125: 1-14.
- POST, E., M.D. FORCHHAMMER et N.C. STENCHSETH, 1999. Population ecology and the North Atlantic Oscillation (NAO). *Ecological Bulletin*, 47: 117-125.
- R CORE TEAM, 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Disponible en ligne à: <http://www.R-project.org>. [Visité le 13-12-05].
- ROBBINS, C.S., D. BYSTRAK et P.H. GEISLER, 1986. The breeding bird survey: Its first fifteen years, 1965-1979. U.S. Fish and Wildlife Service, Resource Publication 157, Washington, 196 p.
- ROSENFELD R.N. et L. EVANS, 1980. Migration incidence and sequence of age and sex classes of the sharp-shinned hawk. *Loon*, 52: 66-69.
- ROSENFELD, R.N., D. LAMERS, D.L. EVANS, M. EVANS et J.A. CAVA, 2011. Shift to later timing by autumnal migrating sharp-shinned hawks. *The Wilson Journal of Ornithology*, 123: 154-158.
- ROTH TC, S.L. LIMA et W.E. VETTER, 2006. Determinants of predation risk in small wintering birds: The hawk's perspective. *Behavioural Ecology and Sociobiology*, 60: 195-204.
- SAETHER, B.-E., W.J. SUTHERLAND et S. ENGEN, 2004. Climate influences on avian population dynamics. Dans: MOLLER, A.P., W. FIELDER et P. BERTHOLD (édit.). *Birds and climate change*. *Advances in Ecological Research*, 35: 185-209.
- SAETHER, B.-E., S. ENGEN, V. GROTTAN, W. FIEDLER, E. MATTHYSEN, M.E. VISSER, J. WRIGHT, A.P. MOLLER, F. ADRIAENSEN, H. VAN BALEN, D. BALMER, M.C. MAINWARING, R.H. MCCLEERY, M. PAMPUS et W. WINKEL, 2007. The extended Moran effect and large scale synchronous fluctuations in the size of great tit and blue tit populations. *Journal of Animal Ecology*, 76: 315-325.
- SAUCIER J.P., J.F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE, 2003. Les zones de végétation et les domaines bioclimatiques du Québec. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Forêts Québec, carte.
- SAVARD, J.-P.L. et J. IBARZABAL, 2001. Le suivi des oiseaux de la forêt boréale à l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac, une opportunité unique au Québec. *Le Naturaliste canadien*, 125 (3): 47-52.
- SCHMIDT, K.A. et R.S. OSTFELD, 2003. Songbird populations in fluctuating environments: Predator responses to pulse resources. *Ecology*, 84: 406-415.
- SCHMIDT, K.A., S.A. RUSH et R.S. OSTFELD, 2008. Wood thrush nest success and post-fledging survival across a temporal pulse of small mammal abundance in an oak forest. *Journal of Animal Ecology*, 77: 830-837.
- SELAS, V., 1997. Cyclic population fluctuations of herbivores as an effect of cyclic seed cropping of plants: The mast depression hypothesis. *Oikos*, 80: 257-268.
- STENSETH, N.C., G. OTTERSEN, J.W. HURRELL, A. MYSTERUD, M. LIMA, K.-S. CHAN, N.G. YOCCOZ et B. ADLANSVIK, 2003. Studying climate effects on ecology through the use of climate indices: The North Atlantic Oscillation, El Nino Southern Oscillation and beyond. *Proceedings of the Royal Society London B*, 270: 2087-2096.
- STORER, R.W., 1966. Sexual dimorphism and food habits in three North American accipiters. *Auk*, 83: 423-436.
- WEATHERHEAD, P.J., 2005. Effect of climate variation on timing of nesting, reproductive success and offspring sex ratios of redwinged blackbirds. *Oecologia*, 144: 168-175.
- WHITE, T.C.R., 2008. The role of food, weather and climate in limiting the abundance of animals. *Biological Reviews*, 83: 227-248.
- ZAR, J.H., 1974. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall of Canada, LTD., Toronto, 944 p.



Indigo,
la pépinière de plantes
et de semences indigènes

*alpe, americana, borealis, canadensis, grandiflorum,
laurentiana, maritima, odorata, palustris,
terrestris, verrucicola et plus encore...*

horticulture-indigo.com

Virtuoso indigenae, parlez-nous latin!

Habitat du faucon pèlerin dans le sud du Québec durant la période de reproduction : conséquences pour l'implantation de parcs éoliens

Jean Lapointe, Junior A. Tremblay, Marc J. Mazerolle, Louis Imbeau et Charles Maisonneuve

Résumé

Le Québec offre un potentiel considérable pour le développement de l'industrie éolienne. Cette industrie peut être à l'origine de mortalités chez les rapaces et pourrait affecter certaines espèces vulnérables comme le faucon pèlerin. De 2008 à 2010, nous avons comparé l'utilisation de 5 types de milieux par 10 femelles nicheuses de faucon pèlerin dans le Québec méridional, afin de déterminer ceux à favoriser pour l'implantation de parcs éoliens. Les milieux les moins utilisés par les femelles étaient ceux considérés comme diminuant les risques de collision avec les éoliennes. Après l'envol des fauconneaux, les femelles parcouraient de plus grandes distances que lorsque les fauconneaux étaient confinés au nid. À cette période, 90 % des localisations télémétriques dans les cultures de maïs et de soya ont été enregistrées à l'intérieur d'un rayon de 8,3 km d'un nid, comparativement à un rayon de 15,9 km dans les autres cultures. Aussi, les femelles avaient moins de chances d'utiliser les cultures de maïs et de soya que les autres cultures et les milieux non propices pour la chasse. Nos résultats permettent de faire des recommandations quant à la localisation de projets éoliens, en termes de milieux à favoriser et de distances à respecter, afin de minimiser les risques de collision du faucon pèlerin.

MOTS CLÉS : développement éolien, domaine vital, *Falco peregrinus*, nidification, utilisation de l'habitat

Abstract

The province of Québec has considerable potential for the continued expansion of its wind power industry. Wind farms may be a cause of mortality for birds of prey and could have a particularly negative affect on certain vulnerable species, such as the peregrine falcon. To help determine the types of sites to favour for the establishment of new wind farms, we compared the use of 5 environments by 10 female peregrine falcons nesting in southern Québec during the period from 2008 to 2010. To minimize potential collision risks with wind turbines, the environments least used by females peregrine falcons should be preferentially chosen for locating wind farms. Once the young had fledged, females traveled farther afield than when the chicks were flightless. During this period, 90 % of the telemetry locations in corn and soybean fields were recorded within an 8.3-km radius of the nest, compared to a 15.9-km radius for other crops. Also, females were less likely to use corn and soybean fields, than other crops and environments that were not suitable for hunting. Our results lead to recommendations regarding the environments to favour for the location of future wind farms, and the minimal distances that should be respected between wind farms and peregrine falcon nests sites to minimize collision risks.

KEYWORDS: breeding birds, *Falco peregrinus*, habitat use, home range, wind power development

Introduction

En raison de l'immensité de son territoire, le Québec offre un potentiel éolien considérable, principalement distribué dans les régions de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, de la Côte-Nord, du Bas-Saint-Laurent, du Saguenay-Lac-Saint-Jean et du Nord-du-Québec. Le potentiel techniquement et économiquement intégrable devrait atteindre 4000 MW en 2015 (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune [MRNF], 2006) et être principalement déployé dans la péninsule gaspésienne, puis dans la vallée du Saint-Laurent. L'exploitation de cette ressource s'inscrit dans la Stratégie énergétique du Québec 2006-2015 (MRNF, 2006).

Bien que l'énergie éolienne soit qualifiée d'énergie verte, elle n'est pas sans incidence sur l'environnement et s'ajoute à la liste des perturbations anthropiques des milieux naturels. Cette forme de développement peut être à l'origine de la mortalité

JEAN LAPOINTE (biologiste, M. Sc.) est coordonnateur régional de la biodiversité et des animaux à fourrure à la Direction de la gestion de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. JUNIOR A. TREMBLAY (biologiste, Ph. D.) est chercheur scientifique sur les oiseaux et les écosystèmes boréaux à Environnement Canada. MARC J. MAZEROLLE (biologiste, Ph. D.) est professeur invité à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue et consultant en statistique au Centre d'étude de la forêt. LOUIS IMBEAU (biologiste, Ph. D.) est professeur-chercheur en aménagement de la faune à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. CHARLES MAISONNEUVE (biologiste, M. Sc.) est coordonnateur régional de la biodiversité, des espèces menacées et des habitats fauniques à la Direction de la gestion de la faune du Bas-Saint-Laurent du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.

jean.lapointe@mffp.gouv.qc.ca

d'individus de différentes espèces fauniques, principalement des oiseaux (Zimmerling et collab., 2013) et des chauves-souris (Arnett et collab., 2008). Dans le monde, certains auteurs ont mentionné des cas où un nombre élevé de mortalités a été estimé ou recensé parmi des espèces d'oiseaux de proie en situation précaire comme le vautour fauve (*Gyps fulvus*; Lekuona, 2001), l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*; Smallwood et Thelander, 2008) et le pygargue à queue blanche (*Haliaeetus albicilla*; Nygård et collab., 2010). Aussi, des cas ont été rapportés chez le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) en Californie (Smallwood et Karas, 2009), au New Jersey (New Jersey Audubon Society, 2008), en Belgique (Everaert et Kuijken, 2007), en Allemagne (Illner, 2011) et en Écosse (Meek et collab., 1993). Néanmoins, chez le faucon pèlerin, ces cas impliquaient beaucoup moins d'individus que chez les espèces précédemment citées.

La sous-espèce *anatum* du faucon pèlerin est désignée vulnérable au Québec (Gazette officielle du Québec, 2003), alors que le complexe *anatum/tundrius* a le statut de préoccupant au Canada (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada [COSEPAC], 2007). La sous-espèce *anatum* avait non seulement disparu du Québec, mais aussi de tout l'est de l'Amérique du Nord dans les années 1970 (Erickson et collab., 1988). L'interdiction de l'usage du DDT au Canada et aux États-Unis, au début des années 1970 (Shen et collab., 2005), et au Mexique en 2000 (Martínez-Salinas et collab., 2011), combinée à des programmes de rétablissement gouvernementaux ont permis à celle-ci de se rétablir (Berthelot et collab., 2002; Gahbauer, 2008). Le nombre de couples territoriaux demeure peu abondant et le taux d'accroissement de la population au sud du 49^e parallèle tend à diminuer, suggérant l'atteinte imminente du niveau historique en milieu naturel (Tremblay et collab., 2012).

La littérature scientifique rapporte peu de patrons de mortalité élevée occasionnée par les éoliennes (Powlesland, 2009). Toutefois, la présence d'oiseaux de proie en situation précaire comme le faucon pèlerin doit être bien documentée dans le processus d'évaluation menant au choix des sites d'implantation des projets éoliens. En raison de leurs petits effectifs, ces populations pourraient devenir fragiles advenant une augmentation du taux de mortalité. En ce sens, le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) demande aux promoteurs éoliens de réaliser un suivi télémétrique du couple nicheur, lorsqu'un nid d'aigle royal, de pygargue à tête blanche ou de faucon pèlerin est situé à l'intérieur d'un rayon de 20 km d'un site d'implantation d'une éolienne (MRNF, 2008). Cette exigence est justifiée, puisque le domaine vital de ces oiseaux peut s'étendre à cette distance du nid et que sa configuration varie d'un site à l'autre en fonction des habitats et des sources de nourriture disponibles (MRNF, 2008).

Dans le cas du faucon pèlerin, de nouvelles connaissances sur la taille des domaines vitaux, les distances parcourues pour chasser et l'utilisation de l'habitat sont nécessaires afin d'établir des lignes directrices visant à diminuer les impacts négatifs de l'implantation de parcs éoliens (Ontario Peregrine Falcon Recovery Team, 2010). Peu d'études ont quantifié son utilisation de l'habitat en période de reproduction, malgré la richesse de

la littérature scientifique à son sujet. Cette lacune contribue à complexifier l'évaluation des risques de collision, à la suite de l'implantation de parcs éoliens. Qui plus est, la majorité des territoires de nidification et des projets éoliens se trouvent dans la vallée du Saint-Laurent, alors que la population de faucons pèlerins y est en hausse (Tremblay et collab., 2012).

Afin d'établir des bases scientifiques sur les préférences d'habitat du faucon pèlerin, Lapointe et collab. (2013) ont analysé les données télémétriques recueillies dans le cadre des suivis exigés auprès des promoteurs éoliens, entre 2008 et 2010. Ils ont quantifié et comparé l'utilisation de différents types de milieux disponibles, par les femelles adultes du faucon pèlerin en période de reproduction, depuis l'éclosion des œufs jusqu'à la fin du premier mois après l'envol des fauconneaux.

Notre objectif est de placer les résultats obtenus dans le contexte du développement éolien dans la vallée du Saint-Laurent, un aspect encore non traité. Les résultats présentés dans cette étude permettent d'évaluer les conséquences de l'implantation de parcs éoliens dans différents types de milieux, de faire des recommandations à ce sujet, tout en favorisant une approche de développement durable. Ainsi, le présent article est principalement une discussion des résultats de Lapointe et collab. (2013), orientée dans le contexte éolien.

Aire d'étude

L'aire d'étude (figure 1) se situait dans le Québec méridional et se superposait à 4 régions administratives, soit la Montérégie, le Bas-Saint-Laurent, Chaudière-Appalaches et l'Abitibi-Témiscamingue.

La partie de l'aire d'étude située en Montérégie se trouvait dans la province naturelle des basses-terres du Saint-Laurent qui est propice à l'agriculture, les terres agricoles occupant > 50 % du territoire (Li et Ducruc, 1999). Les principales cultures pratiquées sont celles du maïs et du soya (La Financière agricole du Québec [FADQ], 2010). Traversée par le fleuve Saint-Laurent, cette province naturelle regroupe plusieurs villes et villages, celle-ci étant la plus peuplée du Québec avec environ 4 000 000 habitants.

La partie de l'aire d'étude se trouvant dans Chaudière-Appalaches et le Bas-Saint-Laurent se superposait à la province naturelle des Appalaches. Dans cette province naturelle, l'agriculture se limite aux secteurs les moins accidentés et occupe environ 15 % du territoire (Li et Ducruc, 1999). Les principales cultures sont celles du foin, du maïs, de l'avoine, de l'orge et du soya (FADQ, 2010). Avec > 700 000 habitants, la province naturelle des Appalaches compte également plusieurs agglomérations urbaines et rurales. Elle est bordée par le fleuve Saint-Laurent, les lacs y sont peu nombreux et de petite superficie, et quelques grandes rivières sillonnent le paysage.

La partie de l'aire d'étude se situant en Abitibi-Témiscamingue se superposait au sud des basses-terres de l'Abitibi et de la Baie James où l'agriculture, dominée par les champs de foin, est peu présente. Cette partie de l'aire d'étude est relativement peu peuplée et se caractérise par un réseau hydrographique bien développé, représenté par des lacs de toutes superficies et plusieurs cours d'eau.

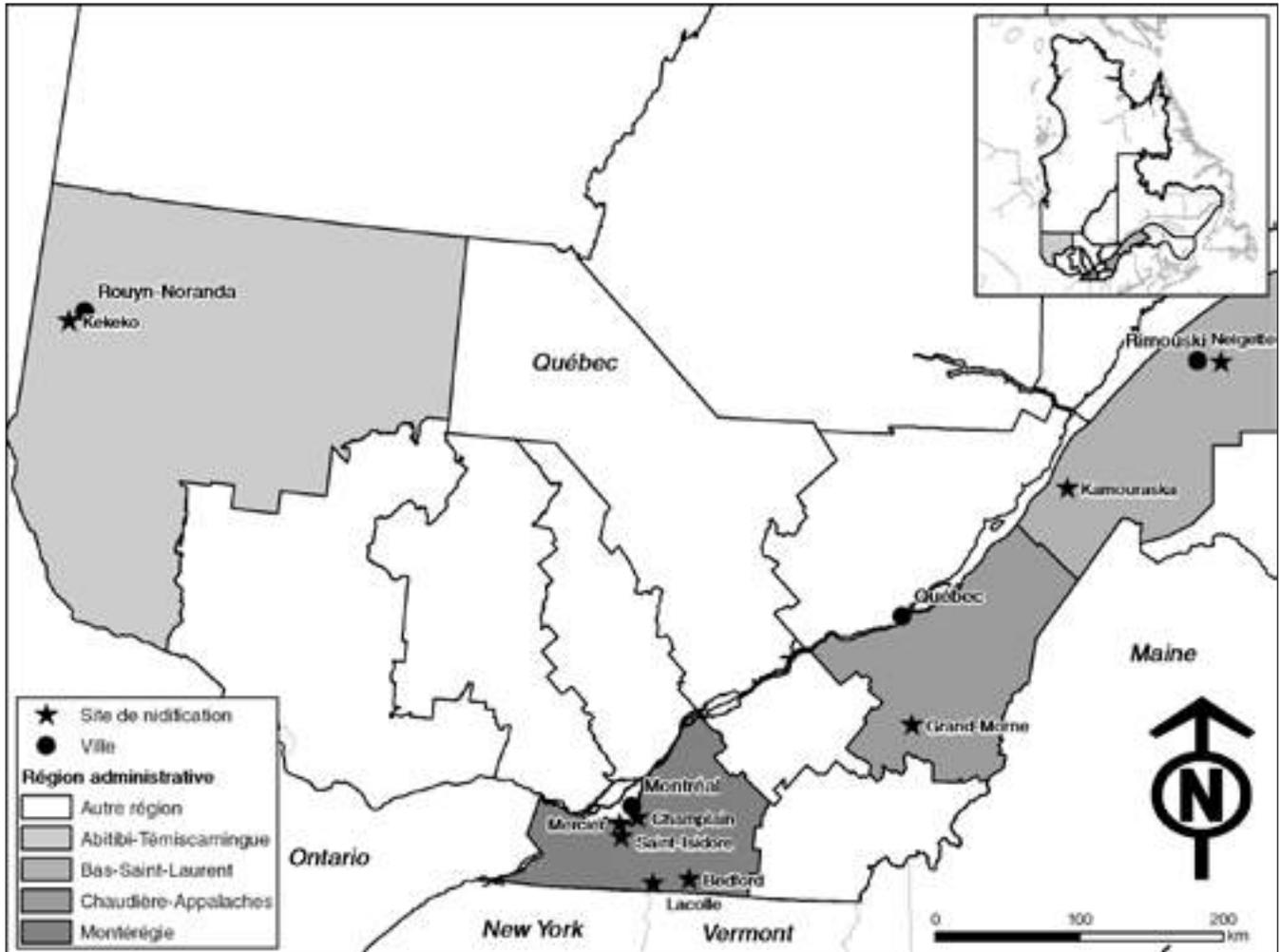


Figure 1. Carte de l'aire d'étude et localisation des sites de nidification des faucons pèlerins suivis par télémétrie satellitaire, Québec méridional.

Méthodes

Entre 2008 et 2010, 10 femelles adultes ont été capturées et baguées, la plupart (9 sur 10) nichant à proximité d'un parc éolien projeté. Un dispositif de télémétrie satellitaire PTT-100 (Microwave Telemetry Inc) a également été installé sur leur dos avec un harnais de Teflon. De ces 10 femelles, 6 nichaient en Montérégie, 1 dans Chaudière-Appalaches, 2 dans le Bas-Saint-Laurent et 1 en Abitibi-Témiscamingue.

Les localisations télémétriques des femelles adultes ont été classées selon 2 périodes distinctes : celle où les fauconneaux étaient incapables d'un vol soutenu et celle du premier mois après leur envol. La première période correspondait à l'étape où les oisillons étaient confinés au nid ou à proximité, ne pouvant voler ou le faire d'une façon soutenue. La deuxième période, celle du premier mois après leur envol, représentait la durée moyenne où les juvéniles pouvaient voler, tout en étant dépendants des parents (Weir, 1978).

À l'intérieur des domaines vitaux, les milieux disponibles ont été classés en 5 types distincts : 1) les cultures de maïs et de soya, 2) les autres cultures (foin, blé, orge, avoine, canola, autres céréales, maraîcher, petits fruits, cultures mixtes,

pâturages), 3) les milieux humides (lacs, rivières, étangs, îles < 20 ha, milieux humides avec un couvert arborescent inférieur à 25 %, marécages arbustifs, zones inondées, ruisseaux), 4) les milieux urbains (incluant les agglomérations rurales) et 5) les milieux non propices pour la chasse (principalement des milieux forestiers).

À part la catégorie des milieux non propices pour la chasse, les types retenus correspondaient, selon la littérature scientifique, à des milieux potentiellement utilisés pour la recherche de proies (Cade, 1951; Sergio et collab., 2004; Brambilla et collab., 2006; Gahbauer, 2008; Dawson et collab., 2011). Bien que le faucon pèlerin puisse se rencontrer dans plusieurs types de milieux, il a tendance à préférer les milieux ouverts (Cade, 1982). L'espèce utilise les endroits où les arbres sont épars, ainsi que le voisinage des grandes rivières, des lacs et des marécages pour rechercher ses proies dans plusieurs parties de son aire de distribution en zones arctique, subarctique, boréale et tempérée (Ratcliffe, 1993).

Nous avons distingué les cultures de maïs et de soya des autres cultures, car les cultures de maïs et de soya sont intensives et visent à maximiser le rendement par l'utilisation

importante d'engrais chimiques et de pesticides (Jobin et collab., 2003; Le Roux et collab., 2009; Meehan et collab., 2010). Aussi, ce type de cultures a connu une expansion fulgurante au cours des dernières décennies (Jobin et collab., 2004; Statistique Canada, 2009) et serait responsable d'une diminution de l'abondance et de la diversité des oiseaux des milieux agricoles (Best et collab., 1995; Meehan et collab., 2010), proies potentielles du faucon pèlerin.

Les domaines vitaux pour les 2 périodes d'étude ont été délimités à l'aide de la méthode d'estimation par noyau fixe à 95 % (Worton, 1989). Dans les analyses subséquentes, seulement les localisations à l'intérieur de ces domaines vitaux ont été retenues. Par ailleurs, des régressions logistiques à effets aléatoires ont été utilisées pour estimer la probabilité d'utilisation de chacune des catégories d'habitats (Zuur et collab., 2009).

La probabilité d'utilisation des différents types d'habitats a été présentée sous forme de rapports de cotes, dans le but de réduire le biais (Keating et Cherry, 2004). En d'autres mots, la probabilité de sélection d'un type d'habitat donné a été comparée à celle d'un habitat de référence, la catégorie des milieux non propices pour la chasse. Aussi, la probabilité de sélection des cultures de maïs et de soya a été comparée à celle des autres cultures.

Principaux résultats et discussion

De 2008 à 2010, les 10 femelles suivies par télémétrie satellitaire ont fourni 8 825 localisations pendant la saison de nidification, dont 8 356 ont été retenues pour les analyses subséquentes, parce qu'elles étaient incluses à l'intérieur des domaines vitaux.

Les résultats suggèrent une augmentation de 241 % de la taille des domaines vitaux des femelles nicheuses entre la période où les fauconneaux étaient inaptes à un vol soutenu et le premier mois après leur envol (Lapointe et collab., 2013). L'augmentation de la superficie des domaines vitaux au cours de la saison de nidification est appuyée par la littérature en ce qui a trait aux rapaces. Elle peut se manifester en réponse à une répartition différente des proies recherchées, à un changement dans les besoins alimentaires, à la disparition du besoin de défendre un territoire ou d'être aussi attentifs aux besoins de la nichée (Newton, 1979).

Ainsi, les plus grandes distances parcourues par les femelles nicheuses après l'envol des fauconneaux représentent les résultats plus pertinents dans un contexte où nous voulions mesurer, en fonction de leur distance d'un nid, les impacts négatifs potentiels des parcs éoliens sur le faucon pèlerin et faire des recommandations sécuritaires. Après l'envol des jeunes, les femelles adultes ont été localisées à l'intérieur d'un rayon de 12 km de leur nid, dans 90 % des cas. Selon le type de milieux, 90 % des localisations se concentraient dans un rayon de 8,3 à 15,9 km du nid (figure 2).

Le modèle retenu pour expliquer la probabilité d'utilisation d'une parcelle d'habitat par une femelle adulte incluait la distance par rapport au nid, le type d'habitat,

la période, ainsi que les 3 interactions à 2 voies entre ces variables (Lapointe et collab., 2013). Celui-ci suggère que la distance du nid a un effet négatif moins grand sur la probabilité d'utilisation d'une parcelle d'habitat après l'envol des fauconneaux que lorsque ces derniers sont confinés au nid ou à proximité. Ainsi, selon ce modèle, il est plus probable qu'une femelle adulte se rende à plus grande distance du nid pour chasser, lorsque les fauconneaux sont aptes à voler que lorsqu'ils sont confinés au nid. Le modèle est donc fidèle aux observations réalisées à partir des données brutes quant aux distances parcourues selon les périodes étudiées.

Toujours selon le modèle retenu, l'effet de la distance sur la probabilité d'utilisation d'une parcelle de milieu était différent selon le type de milieu. La probabilité d'utilisation d'une parcelle de milieu humide diminuait plus rapidement en fonction de la distance du nid que la probabilité d'utilisation d'une parcelle appartenant à l'un des 2 types de milieux agricoles. Après l'envol des fauconneaux, les femelles adultes avaient autant de chances d'utiliser les milieux humides, les milieux urbains et la catégorie des milieux non propices pour la chasse, jusqu'à 5 km du nid. À > 5 km, les milieux urbains avaient plus de chances d'être utilisés que la catégorie des milieux non propices pour la chasse, alors que les milieux humides en avaient moins. Aussi, la catégorie des autres cultures avait plus de chances d'être utilisée par les femelles adultes que la catégorie des milieux non propices pour la chasse, à une distance > 10 km du nid. Dans un large éventail de distances du nid, les cultures de maïs et de soya avaient moins de chances d'être utilisées que la catégorie des milieux non propices pour la chasse et les domaines vitaux ne comptaient aucune localisation dans les cultures de maïs et de soya à > 13 km du nid. Les cultures de maïs et de soya avaient 1,2 fois moins de chances d'être utilisées par les femelles adultes que les autres cultures.

Ces résultats peuvent être utilisés pour évaluer les risques d'impact à la suite de l'établissement de certains projets industriels, incluant les développements éoliens, sur l'utilisation de l'habitat par le faucon pèlerin. Nos résultats permettent également de faire des recommandations quant à l'emplacement des parcs éoliens, en fonction du type de milieu et de leur distance par rapport à un site de nidification de faucon pèlerin.

Actuellement, le MFFP oblige les promoteurs éoliens à réaliser un suivi télémétrique, lorsque leur projet se situe à ≤ 20 km d'un nid de faucon pèlerin (MRNF, 2008). Dans les habitats étudiés, à l'exception de la catégorie des autres cultures, moins de 10 % des localisations ont été enregistrées à > 14 km. Dans la catégorie des autres cultures, moins de 10 % des localisations ont été enregistrées à > 16 km d'un nid. Il y aurait donc peu de risques pour une femelle nicheuse, lorsqu'un parc éolien se situe à > 14 km d'un nid, à moins que celui-ci soit localisé sur des terres agricoles non réservées pour la culture du maïs et du soya (figure 3). Ainsi, nous recommandons d'éviter de localiser tout parc éolien dans cette dernière catégorie de milieu, dans le cas où il doit être implanté entre 14 et 16 km d'un nid. À > 16 km, nous

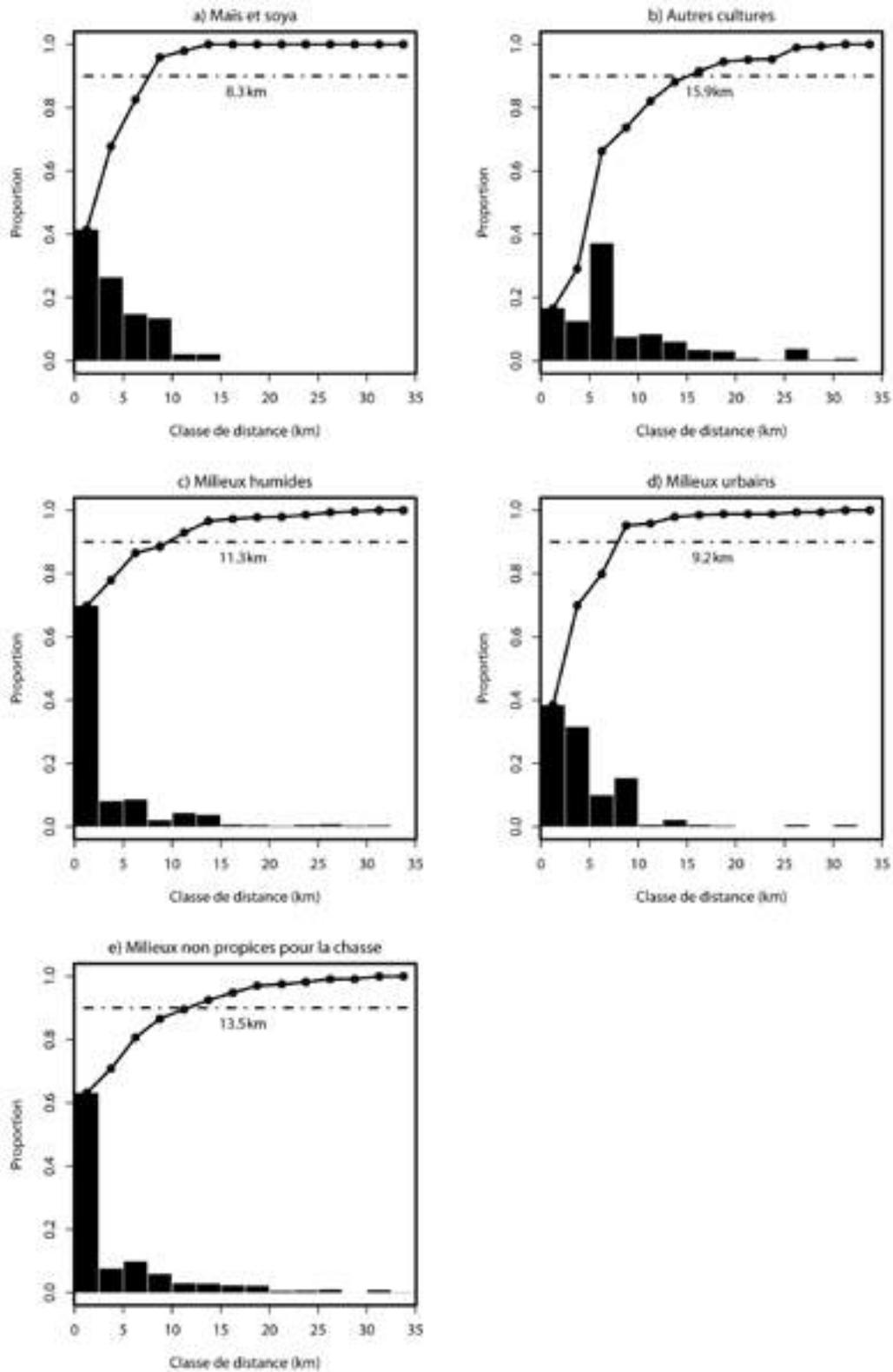


Figure 2. Histogramme représentant la répartition des localisations télémétriques de 10 femelles adultes du faucon pèlerin par classe de 2,5 km, pendant le premier mois après l’envol des fauconneaux, et courbe de la proportion cumulative des localisations en fonction de la distance du nid dans: a) les cultures de maïs et de soya, b) les autres cultures, c) les milieux humides, d) les milieux urbains et e) les milieux non propices pour la chasse. La distance indiquée sous le trait pointillé et hachuré correspond au rayon à l’intérieur duquel 90 % des localisations ont été enregistrées.

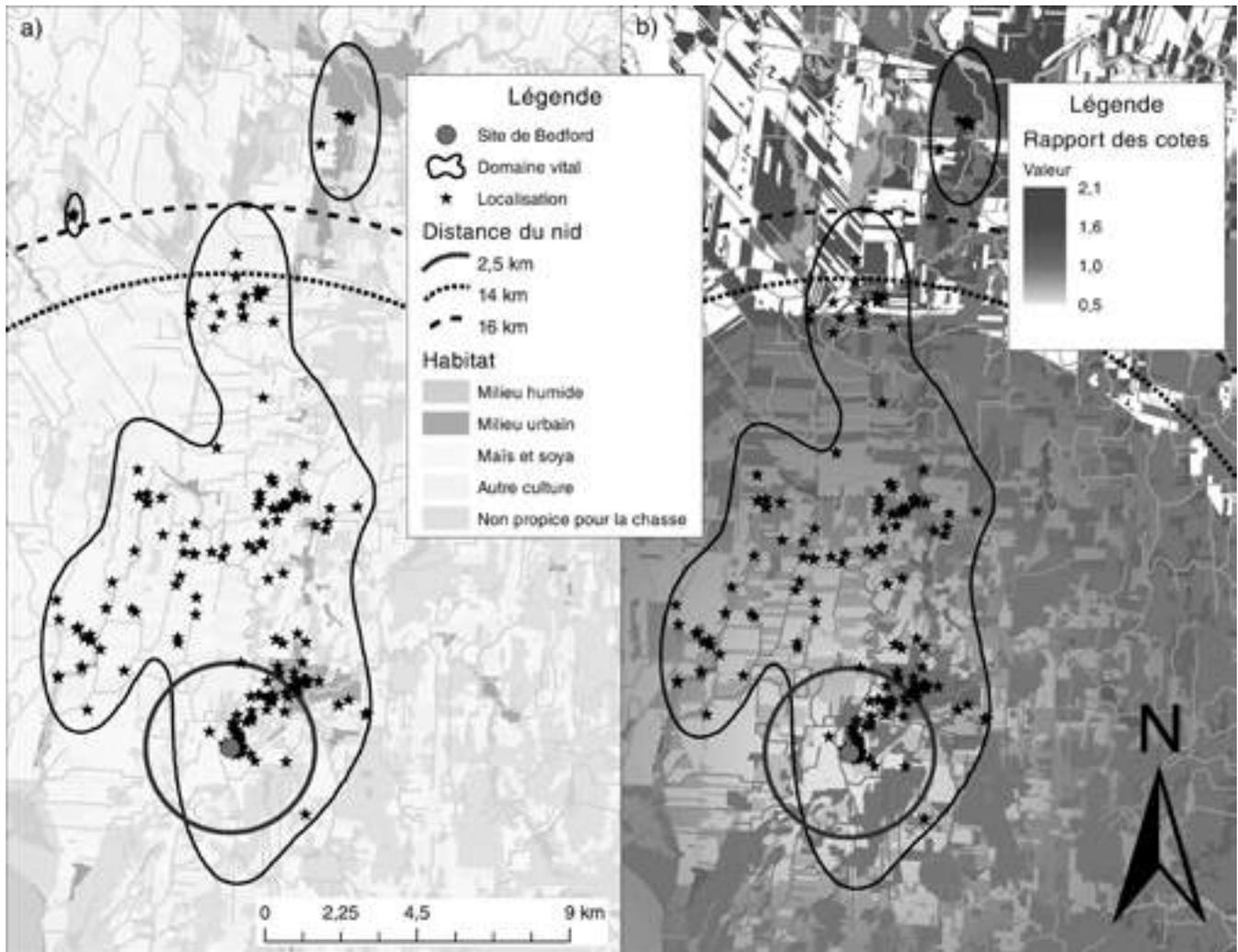


Figure 3. Carte montrant : a) les habitats disponibles dans le domaine vital de la femelle nichant dans la carrière de Bedford, pendant le premier mois après l'envol des fauconneaux en 2010, et carte présentant : b) la probabilité qu'une parcelle de milieu soit utilisée en comparaison avec la catégorie des milieux non propices pour la chasse, en fonction de la distance par rapport au nid. À une distance donnée, une parcelle de milieu avec un rapport de cotes inférieur à 1 a moins de chances d'être utilisée qu'une parcelle de la catégorie des milieux non propices pour la chasse, alors qu'une parcelle de milieu avec un rapport supérieur à 1 a plus de chances d'être utilisée qu'une parcelle de la catégorie des milieux non propices pour la chasse.

considérons que les risques liés à l'implantation d'un parc éolien sont relativement faibles pour les femelles nicheuses, peu importe l'habitat dans lequel il sera implanté.

Les résultats suggèrent que les faucons pèlerins suivis par télémétrie avaient moins de chances d'utiliser les cultures de maïs et de soya. Ainsi, nous recommandons de privilégier les secteurs de maïs et de soya pour y implanter les futurs parcs éoliens dans la vallée du Saint-Laurent, dans le but de minimiser les impacts de ce développement sur la population nicheuse du faucon pèlerin. Cette recommandation est particulièrement de mise dans l'éventualité où un futur parc éolien se situerait à l'intérieur d'un rayon de 14 km d'un nid. Bien que la mise en application de cette recommandation soit relativement simple, celle-ci a toutefois le désavantage d'être affectée par des changements futurs de l'utilisation agricole des terres à

proximité des parcs éoliens. Il est aussi essentiel de l'appliquer en minimisant les pertes de terres agricoles de qualité, de façon à être en accord avec la Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles (chapitre P-41.1). Il faudrait s'assurer de récolter toute la production de maïs et de soya et de limiter la quantité résiduelle de grains au sol, afin de ne pas attirer la sauvagine et d'autres espèces, proies potentielles du faucon pèlerin, qui utilisent les terres où se pratiquent ces cultures pendant les regroupements migratoires (White et collab., 1985; Foster et collab., 2010; Sherfy et collab., 2011).

À l'intérieur d'un rayon de 2,5 km, la proximité du nid engendre une présence accrue des individus dans plusieurs milieux et augmente ainsi le risque de mortalité pour le couple nicheur et les juvéniles. Ainsi, aucun projet éolien ne devrait être autorisé à l'intérieur de ce rayon.

Pour tout projet éolien devant être implanté entre 2,5 et 14 km d'un nid de faucon pèlerin, un suivi télémétrique devrait être prévu pour délimiter le domaine vital de chacun des individus formant le couple nicheur. Un tel suivi permettrait de mieux cibler les secteurs à risque pour le couple nicheur et ainsi diminuer les contraintes de localisation imposées aux promoteurs.

Les données présentées proviennent exclusivement de femelles adultes. Celles-ci auraient un domaine vital plus grand que les mâles adultes (Enderson et Craig, 1997), étant plus grosses et ainsi mieux adaptées pour transporter des proies sur de plus grandes distances sans se fatiguer (Ratcliffe, 1993). Par ailleurs, Weir (1978) remarque que chez les couples de faucons pèlerins qui élèvent une grosse couvée, la femelle parcourt de plus grandes distances en moyenne que les mâles. À ce moment, la femelle se concentre sur de grosses proies, alors que le mâle a tendance à rediriger la prédation vers les petites proies à proximité du nid. Lorsque la couvée est plus petite, les 2 partenaires chassent plus près du nid. Puisque les distances parcourues par les mâles adultes ne dépasseraient généralement pas celles des femelles adultes, nos conclusions appuyées sur le suivi télémétrique de femelles adultes permettraient de faire des recommandations, en matière de distances à respecter, également adéquates pour la protection des mâles adultes. Toutefois, nous ne savons pas si les mâles adultes utilisent les mêmes habitats que les femelles pour chasser en période de nidification.

Nos résultats permettent également de cerner de nouveaux besoins en termes d'acquisition de connaissances. Afin de compléter l'étude, il serait important de mieux documenter les connaissances sur l'utilisation de l'habitat par le faucon pèlerin à l'échelle du domaine vital et à l'échelle du paysage à l'extérieur de la période de nidification, d'intégrer l'altitude de vol dans les analyses et de modéliser les trajectoires utilisées, afin de préciser les impacts de la présence d'éoliennes dans les différents milieux étudiés. De plus, il serait pertinent d'étudier l'utilisation de l'habitat de chasse des mâles du faucon pèlerin pendant la période de nidification, afin de valider si les recommandations faites pour les femelles sont également adéquates pour les mâles.

Remerciements

Nous remercions B. Baillargeon, P. Beaupré, N. Blanchette et P. Fournier pour leur contribution aux travaux de terrain. L. Champoux et P. Molina ont collaboré à la collecte des données sur l'âge des fauconneaux. E. Bélisle, J. Bêty, N. Bonin, M. Desrochers, P. Fradette, R.J. Hijmans, B. Jobin et R. Rivest ont contribué à différentes facettes du projet. M. Crête, M. Dionne et un réviseur anonyme ont fourni des commentaires pertinents sur une version précédente du manuscrit. Le projet a été complètement financé par le MFFP. ◀

Références

- ARNETT, E.B., W.K. BROWN, W.P. ERICKSON, J.K. FIEDLER, B.L. HAMILTON, T.H. HENRY, A. JAIN, G.D. JOHNSON, J. KERNS, R.R. KOFORD, C.P. NICHOLSON, T.J. O'CONNELL, M.D. PIORKOWSKI et R.D. TANKERSLEY JR., 2008. Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America. *Journal of Wildlife Management*, 72 : 61-78. doi: <http://dx.doi.org/10.2193/2007-221>.
- BERTHELOT, H., M. LEPAGE et P. LAPORTE, 2002. Le programme de repeuplement du faucon pèlerin (*Falco peregrinus anatum*) au Québec de 1976 à 1994. *Société de la faune et des parcs du Québec*, Québec, 111 p.
- BEST, L.B., K.E. FREEMARK, J.J. DINSMORE et M. CAMP, 1995. A review and synthesis of habitat use by breeding birds in agricultural landscapes of Iowa. *American Midland Naturalist*, 134 : 1-29.
- BRAMBILLA, M., D. RUBOLINI et F. GUIDALI, 2006. Factors affecting breeding habitat selection in a cliff-nesting peregrine *Falco peregrinus* population. *Journal of Ornithology*, 147 : 428-435. doi: 10.1007/s10336-005-0028-2.
- CADE, T.J., 1951. Food of the peregrine falcon, *Falco peregrinus*, in Interior Alaska. *Auk*, 68 : 373-374.
- CADE, T.J., 1982. *The falcons of the World*. Cornell University Press, Ithaca, 188 p.
- COSEPAC, 2007. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) de la sous-espèce *pealei* (*Falco peregrinus pealei*) et *anatum/tundrius* (*Falco peregrinus anatum/tundrius*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 63 p.
- DAWSON, R.D., D.H. MOSSOP et B. BOUKALL, 2011. Prey use and selection in relation to reproduction by peregrine falcons breeding along the Yukon River, Canada. *Journal of Raptor Research*, 45 : 27-37. doi: 10.3356/JRR-09-84.1.
- ENDERSON, J.H. et G.R. CRAIG, 1997. Wide ranging by nesting peregrine falcons (*Falco peregrinus*) determined by radiotelemetry. *Journal of Raptor Research*, 31 : 333-338.
- ERICKSON, G., R. FYFE, R. BROMLEY, G.L. HOLROYD, D. MOSSOP, B. MUNRO, R. NERO, C. SHANK et T. WIENS, 1988. Plan de rétablissement du faucon pèlerin *anatum*. Le Comité technique chargé de la protection des rapaces de l'Ouest, Ministère de l'Environnement, Service canadien de la faune, Ottawa, 54 p.
- EVERAERT, J. et E. KUIJKEN, 2007. Wind turbines and birds in Flanders (Belgium): Preliminary summary of the mortality research results. Research Institute for Nature and Forest (INBO), Bruxelles, 10 p.
- FADQ, 2010. Base de données des cultures assurées (BDCA). La Financière agricole du Québec, Direction des ressources informationnelles, Saint-Romuald. Disponible en ligne à : http://www.fadq.qc.ca/geomatique/professionnels_en_geomatique/base_de_donnees_de_cultures_assurees.html. [Visité le 14-02-13].
- FOSTER, M.A., M.J. GRAY et R.M. KAMINSKI, 2010. Agricultural seed biomass for migrating and wintering waterfowl in the southeastern United States. *Journal of Wildlife Management*, 74 : 489-495. doi: 10.2193/2008-588.
- GAHBAUER, M.A., 2008. Breeding, dispersal and migration of urban peregrine falcons in eastern North America. Thèse de doctorat, Université McGill, Montréal, 189 p.
- GAZETTE OFFICIELLE DU QUÉBEC, 2003. Règlement modifiant le Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats. Gouvernement du Québec, Québec.
- ILLNER, H., 2011. Comments on the report "Wind Energy Developments and Natura 2000", edited by the European Commission in October 2010, Lohne, 13 p. Disponible en ligne à : http://docs.wind-watch.org/H_Illner_15Febr2011_comments_EU-Guidance_wind_turbines_NATURA_2000.pdf. [Visité le 13-12-13].
- JOBIN, B., J. BEAULIEU, M. GRENIER, L. BÉLANGER, C. MAISONNEUVE, D. BORDAGE et B. FILION, 2003. Landscape changes and ecological studies in agricultural regions, Québec, Canada. *Landscape Ecology*, 18 : 575-590.

- JOBIN, B., J. BEAULIEU, M. GRENIER, L. BÉLANGER, C. MAISONNEUVE, D. BORDAGE et B. FILION, 2004. Les paysages agricoles du Québec méridional. *Le Naturaliste canadien*, 128 (2): 92-98.
- KEATING, K.A. et S. CHERRY, 2004. Use and interpretation of logistic regression in habitat-selection studies. *Journal of Wildlife Management*, 68: 774-789.
- LAPOINTE, J., L. IMBEAU, J.A. TREMBLAY, C. MAISONNEUVE et M.J. MAZEROLLE, 2013. Habitat use by female peregrine falcons (*Falco peregrinus*) in an agricultural landscape. *Auk*, 130: 381-391. doi: 10.1525/auk.2013.12150.
- LE ROUX, X., R. BARBAULT, J. BAUDRY, F. BUREL, I. DOUSSAN, E. GARNIER, F. HERZOG, S. LAVOREL, R. LIFRAN, J. ROGER-ESTRADE, J.P. SARTHOU et M. TROMMETTER, 2009. Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective INRA, Éditions Quæ, Versailles, 184 p.
- LEKUONA, J.M., 2001. Uso del espacio por la avifauna y control de la mortalidad de aves y murciélagos en los parques eólicos de Navarra durante un ciclo anual. Dirección General de Medio Ambiente, Departamento de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda, Gobierno de Navarra, Pamplona, 147 p.
- LI, T. et J.P. DUCRUC, 1999. Les provinces naturelles. Niveau I du cadre écologique de référence du Québec. Ministère de l'Environnement, Québec, 90 p.
- MARTÍNEZ-SALINAS, R.I., F. DÍAZ-BARRIGA, L.E. BATRES-ESQUIVEL et I.N. PÉREZ-MALDONADO, 2011. Assessment of the levels of DDT and its metabolites in soil and dust samples from Chiapas, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86: 33-37. doi: 10.1007/s00128-010-0174-y.
- MEEHAN, T.D., A.H. HURLBERT et C. GRATTON, 2010. Bird communities in future bioenergy landscapes of the Upper Midwest. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107: 18533-18538.
- MEEK, E.R., J.B. RIBBANDS, W.G. CHRISTER, P.R. DAVY et I. HIGGINSON, 1993. The effects of aero-generators on moorland bird populations in the Orkney Islands, Scotland. *Bird Study*, 40: 140-143. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/00063659309477139>.
- MRNF, 2006. L'énergie pour construire le Québec de demain. La stratégie énergétique du Québec 2006-2015. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, 119 p.
- MRNF, 2008. Protocole d'inventaires d'oiseaux de proie dans le cadre de projets d'implantation d'éoliennes au Québec. Ministère des Ressources naturelles et de Faune, Secteur Faune Québec, Québec, 11 p.
- NEW JERSEY AUDUBON SOCIETY, 2008. Post-construction wildlife monitoring at the Atlantic City utilities authority – Jersey Atlantic Wind Power Facility. Periodic report covering work conducted between 20 July and 31 December 2007. Cape May Court House, 26 p.
- NEWTON, I. 1979. Population ecology of raptors. T. and A.D. Poyser, Ltd., Hertfordshire, 399 p.
- NYGÅRD, T., K. BEVANGER, E.L. DAHL, Ø. FLAGSTAD, A. FOLLESTAD, P.L. HOEL, R. MAY et O. REITAN, 2010. A study of white-tailed eagle *Haliaeetus albicilla* movements and mortality at a wind farm in Norway. *BOU Proceedings – Climate Change and Birds*. Leicester. Disponible en ligne à: http://www.bou.org.uk/bouproc_net/ccb/nygard.etal.pdf. [Visité le: 13-11-27].
- ONTARIO PEREGRINE FALCON RECOVERY TEAM, 2010. Recovery strategy for the peregrine falcon (*Falco peregrinus*) in Ontario. Ontario Recovery Strategy Series. Prepared for the Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, 36 p.
- POWLESLAND, R.G., 2009. Impacts of wind farms on birds: A review. *Science for Conservation* 289. New Zealand Department of Conservation, Wellington, 51 p.
- RATCLIFFE, D., 1993. The peregrine falcon. 2^e édition. T. et A.D. POYSER, Ltd, Hertfordshire, 454 p.
- SERGIO, F., F. RIZZOLLI, L. MARCHESI et P. PEDRINI, 2004. The importance of interspecific interactions for breeding-site selection: Peregrine falcons seek proximity to raven nests. *Ecography*, 27: 818-826.
- SHEN, L., F. WANIA, Y.D. LEI, C. TEIXEIRA, D.C.G. MUIR et T.F. BIDLEMAN, 2005. Atmospheric distribution and long-range transport behavior of organochlorine pesticides in North America. *Environmental Science and Technology*, 39: 409-420. doi: 10.1021/es049489c.
- SHERFY, M.H., M.J. ANTEAU et A.A. BISHOP, 2011. Agricultural practices and residual corn during spring crane and waterfowl migration in Nebraska. *Journal of Wildlife Management*, 75: 995-1003. doi: 10.1002/jwmg.157.
- SMALLWOOD, K.S. et B. KARAS, 2009. Avian and bat fatality rates at old-generation and repowered wind turbines in California. *Journal of Wildlife Management*, 73: 1062-1071. doi: 10.2193/2008-464.
- SMALLWOOD, K.S. et C. THELANDER, 2008. Bird mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area, California. *Journal of Wildlife Management*, 72: 215-223. doi: 10.2193/2007-032.
- STATISTIQUE CANADA, 2009. Une vision agricole de sept recensements, Canada et provinces : années de recensement 1976 à 2006. Statistique Canada, Recensement de l'agriculture, Ottawa. Disponible en ligne à: <http://www.statcan.gc.ca/pub/95-632-x/2007000/t/4129751-fra.htm>. [Visité le 12-07-15].
- TREMBLAY, J.A., P. FRADETTE, F. SHAFFER et I. GAUTHIER, 2012. Inventaire quinquennal 2010 du faucon pèlerin au Québec méridional : état de la population québécoise. *Le Naturaliste canadien*, 136 (3): 88-93. doi: 10.7202/1009245ar.
- WEIR, D.N., 1978. Wild peregrines and grouse. *Falconer*, 7: 98-102.
- WHITE, S.B., R.A. DOLBEER et T.A. BOOKHOUT, 1985. Ecology, bioenergetics, and agricultural impacts of a winter-roosting population of blackbirds and starlings. *Wildlife Monographs*, 93: 3-42.
- WORTON, B.J., 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70: 164-168.
- ZIMMERLING, J.R., A.C. POMEROY, M.V. D'ENTREMONT et C.M. FRANCIS, 2013. Canadian estimate of bird mortality due to collisions and direct habitat loss associated with wind turbine developments. *Avian Conservation and Ecology*, 8 (2): 10. doi: <http://dx.doi.org/10.5751/ACE-00609-080210>.
- ZUUR, A.F., E.N. IENO, N.J. WALKER, A.A. SAVELIEV et G.M. SMITH, 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, New York, 574 p.

PARTENAIRE DES PROJETS DES

 **April**  **Tremblay**

 **Michaud**

 **Desjardins**
Caisse de l'Heritage des Basques

Siège social
80, rue Notre-Dame Ouest, Trois-Pistoles
TÉL. : 418 851-2173 • 1 866 444-5033

Centres de services
• Rivière Trois-Pistoles
• Saint-Simon

Des nouvelles heures adaptées à vos besoins

2 PLACES D'AFFAIRES
1638, rue Notre-Dame
L'Ancienne-Lorette (Québec) G2E 3B6
1095, boulevard Pie-XI Nord
Québec (Québec) G3K 2S7

UN SEUL NUMÉRO : 418 872-1445
www.desjardins.com/carre-piemont-laurentien

 Facebook

 **Desjardins**
Caisse populaire du Piémont Laurentien

* Le service du samedi est offert à la place d'affaires de Val-Bélair

Abondance et répartition de l'aigle royal au Québec

François Morneau, Junior A. Tremblay et Jérôme Lemaître

Résumé

Au Québec, les données colligées jusqu'en 2013 révèlent l'existence de 170 territoires de nidification d'aigles royaux abritant plus de 260 nids et 123 couples territoriaux. L'effectif total de couples territoriaux varierait vraisemblablement entre 300 et 500. L'aire de reproduction de l'aigle royal s'étend à l'est et au nord du Québec, notamment dans les régions administratives de la Gaspésie, de la Côte-Nord et du Nord-du-Québec. La province supporte la plupart des couples territoriaux de la population de l'Est du continent.

MOTS CLÉS: aires protégées, *Aquila chrysaetos*, couples territoriaux, inventaire, nidification

Abstract

Most of the known territorial golden eagle pairs in eastern North America are found in Québec, where the species' breeding range extends over much of the eastern and northern parts of the province – notably covering the administrative regions of the Gaspé Peninsula, the Côte-Nord and the Nord-du-Québec. Data collected for the period up until 2013, contains information pertaining to 170 breeding territories, over 260 nests and 123 territorial pairs. Extrapolation of this information suggests that the province probably supports somewhere between 300 and 500 territorial pairs.

KEYWORDS: abundance, bird survey, distribution, golden eagle, territorial pairs

Introduction

En Amérique du Nord, 2 populations d'aigles royaux (*Aquila chrysaetos*) sont généralement distinguées : celle de l'Ouest du continent et celle de l'Est (Katzner et collab., 2012). L'aire de reproduction de la population de l'Est s'étend à une grande partie du Québec et du Labrador (Katzner et collab., 2012), vraisemblablement au nord de l'Ontario (Millsap et Vana, 1984; Sutherland, 2010) et peut-être au nord du Manitoba (Asselin et collab., 2013), voire plus à l'ouest (Mehus et Martell, 2010; National Audubon Society, 2013). Jusque dans les années 1990, l'espèce nichait localement dans le nord-est des États-Unis (Maine, New Hampshire et New York), et autrefois, en Pennsylvanie, au Vermont et au Massachusetts (Katzner et collab., 2012). La population de l'Est hiverne ponctuellement dans le sud du Québec mais surtout aux États-Unis, à l'est du Mississippi, principalement dans les Appalaches, du Maine à l'Alabama (Millsap et Vana, 1984; Brodeur et collab., 1996; Katzner et collab., 2012). Des individus de cette population passent aussi l'hiver dans le nord du Michigan (Brodeur et collab., 1996) et peut-être au Minnesota, au Wisconsin et dans les États voisins (Illinois et Iowa) où une centaine d'individus sont dénombrés chaque hiver (Mehus et Martell, 2010). Ces derniers auteurs soupçonnent que ces oiseaux nichent en Ontario.

Si chevauchement il y a entre les aires d'hivernage et de nidification des 2 populations, il est léger. Tous les oiseaux capturés dans les aires de reproduction au Québec ($n = 13$), en Ontario ($n = 1$) et dans le nord-est des États-Unis ($n = 1$) et suivis par télémétrie ou bagués et récupérés, ont hiverné ou ont été trouvés au sud du Québec ($n = 1$) ou dans l'est des États-Unis ($n = 13$), principalement dans les Appalaches, mais aussi au Michigan ($n = 1$; Millsap et Vana, 1984; Brodeur et collab., 1996; Miller et collab., 2010). L'inverse est aussi vrai pour les aigles capturés sur les aires d'hivernage dans les Appalaches américaines

puisqu'ils ont estivé dans le nord du Québec (Miller et collab., 2010). De plus, Millsap et Vana (1984) rapportent que, sur les 275 aigles royaux juvéniles bagués dans l'ouest du continent et récupérés, aucun n'a été retrouvé à l'est du Mississippi.

Au Québec, la mention de nidification la plus ancienne date de 1915 et provient de la Gaspésie (Baillie, 1955). En 2013, l'espèce occupait encore ce territoire de nidification (SOS-POP [Suivi de l'occupation des stations de nidification des populations d'oiseaux en péril], données non publiées). En 1989, 18 territoires de nidification étaient connus dans la province (Brodeur et Morneau, 1999). Depuis 1990, année du premier inventaire spécifique à cette espèce (Morneau et collab., 1994), les données sur l'abondance et l'aire de nidification se sont accrues considérablement.

En 2005, l'aigle royal a été désigné vulnérable au Québec en vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables, notamment en raison de son maigre effectif, de son faible taux de recrutement et de sa sensibilité aux activités humaines (Gouvernement du Québec, 2005). La même année, le Plan de rétablissement de l'aigle royal identifiait 4 objectifs pour lesquels l'acquisition de connaissances était au cœur de la démarche (Équipe de rétablissement de l'aigle royal au Québec [EROP], 2005). Le premier objectif visait l'atteinte ou le dépassement de 65 nids connus au Québec. Le second avait pour but de protéger les nids occupés par des couples territoriaux sur les terres publiques. Nous dressons ici un bilan provisoire de l'abondance et de la connaissance de l'aire de nidification de l'espèce dans

FRANÇOIS MORNEAU est biologiste conseil, JUNIOR A. TREMBLAY est chercheur scientifique à Environnement Canada et JÉRÔME LEMAÎTRE est chercheur en avifaune au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec.

morneau_francois@videotron.ca

la province, ce qui permet de faire le point sur l'atteinte de ces 2 objectifs du plan de redressement de 2005.

Méthode

Source des données

Les données proviennent de la banque SOS-POP (données non publiées), qui collige l'information sur la nidification des espèces aviaires en situation précaire au Québec, ainsi que d'inventaires récents dont les données n'ont pas encore été intégrées dans cette banque. Elles ont été recueillies dans le cadre d'études d'impacts (p. ex. projets hydroélectriques, miniers, routiers), des atlas des oiseaux nicheurs du Québec (Gauthier et Aubry, 1995; Atlas des oiseaux nicheurs du Québec, données non publiées), d'inventaires spécifiques du ministère responsable de la faune (McNicoll et collab., 1996) ou ponctuellement par diverses personnes, dont des ornithologues amateurs et des pilotes d'hélicoptères (SOS-POP, données non publiées). Les données ont été récoltées principalement par hélicoptère (Morneau et collab., 1994, 2012), mais également par voie terrestre. La recherche de nids se limitait essentiellement aux falaises.

Généralement, la méthode employée lors d'inventaires hélicoptés respectait les règles suivantes: le nombre de passages était ajusté en fonction de la hauteur de la falaise. Le premier débutait quelques mètres plus bas que le sommet de la falaise et les autres se déroulaient progressivement vers le bas (Kochert, 1986). Les observateurs scrutaient attentivement les parois pour déceler les nids. Cette recherche s'appuyait sur les indices d'occupation et de présence de nids, tels que des fientes, des plumes, 1 ou 2 adultes s'envolant de la paroi, des restes de proie et les formations de lichens nitrophiles, de couleur ocre (Morneau et collab., 2012). La majorité des inventaires s'est déroulée au printemps, soit généralement en mai, et en été, soit entre la mi-juillet et la mi-août (SOS-POP, données non publiées).

Analyse des données

Lors de la compilation des données, nous avons défini un territoire de nidification comme le lieu où se reproduit un seul couple. Ce territoire contient 1 ou plusieurs nids mais le couple en emploie un seul à la fois pour nicher. Les autres nids sont généralement désignés comme des nids alternatifs même si plusieurs peuvent rester inutilisés pendant des décennies (Kochert et Steenhof, 2012). Nous avons utilisé le couple territorial comme l'unité d'abondance de l'espèce plutôt que le couple nicheur, car la fréquence de nidification annuelle varie beaucoup d'un couple à l'autre (Morneau et collab., 2012). Un territoire de nidification (ou un nid) est considéré occupé par un couple quand celui-ci est observé, lorsque des preuves de reproduction sont identifiées (présence d'œufs ou d'aiglons) ou que le nid est décoré ou fraîchement réparé. Les «décorations» correspondent à des ramilles vertes de conifères déposées sur un nid (McIntyre et Adams, 1999).

Les territoires de nidification ont été classés en 3 catégories: 1) occupés: lorsqu'ils ont été occupés par un couple territorial au moins une fois au cours des 3 dernières visites annuelles réalisées lors des 25 dernières années; 2) abandonnés:

lorsqu'aucun indice de la présence d'un couple n'a été décelé au cours des 3 dernières visites annuelles lors des 25 dernières années; 3) statut indéterminé: lorsque le nombre de visites annuelles a été inférieur à 3 au cours des 25 dernières années et qu'aucun indice de la présence d'un couple n'a été observé ou que les territoires n'ont pas été visités depuis plus de 25 ans. Il s'avère plus que probable que plusieurs des territoires à statut indéterminé aient ainsi été classés parce que des observateurs n'ont pas pris en compte tous les critères de détermination de la présence des couples territoriaux. La très grande majorité des territoires de nidification a été inventoriée ou visitée au cours de la dernière décennie. Nous avons supposé que les territoires de nidification classés occupés il y a plus de 10 ans mais moins de 25 ans et non inventoriés depuis l'étaient toujours. En effet, les territoires d'aigles royaux sont généralement occupés pendant des décennies ou plus (Kochert et Steenhof, 2012). Sur la Côte-Nord, dans les vallées des rivières Moisie et Sainte-Marguerite, tous les territoires de nidification occupés lors d'une première année d'inventaire l'étaient toujours 13 ans plus tard (Morneau et collab., 2012).

La tenure des terres, soit publique ou privée, a été déterminée dans un rayon de 700 m autour de chaque nid pour tous les territoires de nidification. Ce rayon définit la zone de protection obligatoire contre les infrastructures permanentes (Société de la faune et des parcs du Québec, 2002). Le nombre de territoires de nidification situés dans des aires protégées a été déterminé en considérant aussi la zone de protection obligatoire.

Résultats

Abondance et répartition

Jusqu'en 2013, 170 territoires de nidification d'aigles royaux ont été découverts au Québec, dont 123 occupés par un couple, 42 d'occupation indéterminée et 5 abandonnés (tableau 1). Ils abritent plus de 260 nids de l'espèce. L'aire de reproduction de l'aigle royal couvre l'est et le nord de la province (figure 1).

Sur les 17 régions administratives du Québec, 5 abritent des territoires de nidification d'aigles royaux (tableau 1). La majorité des territoires de nidification se concentre dans la région Nord-du-Québec (58 % de tous ceux occupés) et dans la partie continentale de la Côte-Nord (28 % de ceux occupés). En plus, il y a aussi 5 territoires, tous occupés, au centre de l'île d'Anticosti, un territoire qui relève de cette région administrative. Le territoire de nidification le plus méridional se trouve dans Charlevoix, dans la région administrative de la Capitale-Nationale. La péninsule gaspésienne abrite 15 territoires, dont 11 occupés (ils l'étaient toujours en 2013), qui se partagent entre les régions administratives du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie.

Les territoires de nidification à statut indéterminé se situent essentiellement (95 %) dans les régions administratives Nord-du-Québec et la partie continentale de la Côte-Nord (tableau 1). Les territoires abandonnés se trouvent dans la forêt boréale de la Gaspésie et de la partie continentale de la Côte-Nord.

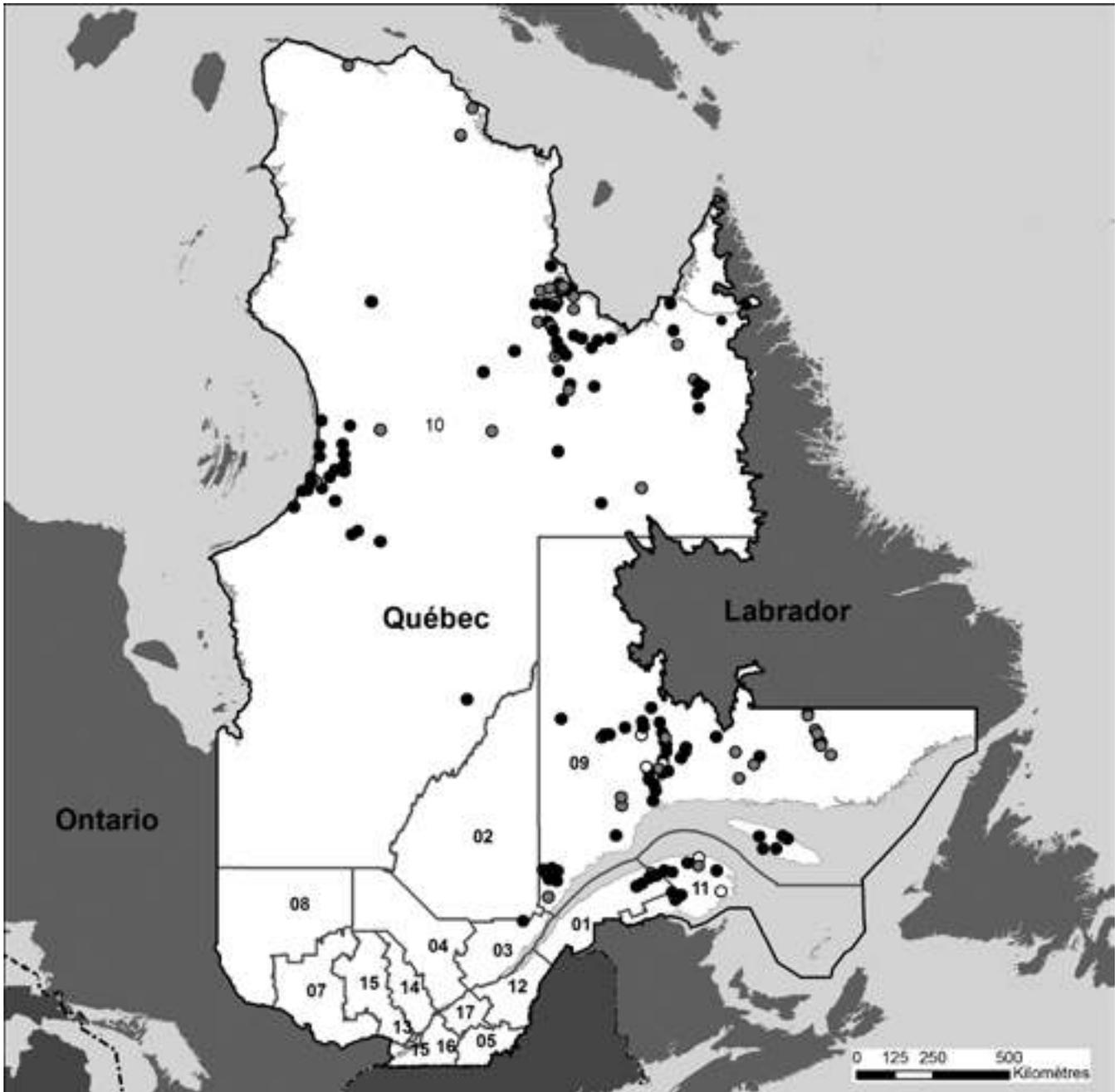


Figure 1. Territoires de nidification de l'aigle royal au Québec (cercle noir: territoire occupé; cercle blanc: territoire abandonné; cercle gris: territoire à statut indéterminé). Les nombres représentent les régions administratives: Bas-Saint-Laurent (01), Saguenay–Lac-Saint-Jean (02), Capitale-Nationale (03), Mauricie (04), Estrie (05), Montréal (06), Outaouais (07), Abitibi-Témiscamingue (08), Côte-Nord (09), Nord-du-Québec (10), Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine (11), Chaudière-Appalaches (12), Laval (13), Lanaudière (14), Laurentides (15), Montérégie (16), Centre-du-Québec (17). Les territoires ne sont pas tous indiqués car les coordonnées de certains n'étaient pas disponibles.

Compte tenu de la nature souvent ponctuelle des données et du fait que les inventaires couvrent habituellement de petites superficies, il est impossible de calculer des densités de population de couples territoriaux sauf pour 2 secteurs: la baie d'Hudson, où une parcelle de 10 600 km² a été complètement couverte (Morneau et collab., 1994) et la péninsule gaspésienne (30 341 km²). Les densités de population y ont été estimées respectivement à 1,04 et 0,36 couple/1 000 km².

Les inventaires d'aigles royaux sont loin d'avoir couvert toute la province et le pourcentage de la superficie explorée varie amplement d'une région administrative à l'autre. La Gaspésie a été parcourue en grande partie (Pierre Fradette, communication personnelle). Toutefois, quelques observations d'adultes ont été effectuées loin des territoires de nidification connus (Pierre Fradette, communication personnelle). De plus, 2 nids ont été découverts sur des arbres (pin blanc [*Pinus strobus*]; SOS-POP,

Tableau 1. Répartition des territoires de nidification de l'aigle royal en 2013, en fonction des régions administratives du Québec. Les territoires ne sont pas tous indiqués car les coordonnées de certains n'étaient disponibles.

Régions administratives (n°)	Nombre de territoires de nidification			
	Occupés	Statut indéterminé	Abandonnés	Total
Bas-Saint-Laurent (01)	3	1	0	4
Saguenay–Lac-Saint-Jean (02)	0	0	0	0
Capitale-Nationale (03)	1	0	0	1
Mauricie (04)	0	0	0	0
Estrie (05)	0	0	0	0
Montréal (06)	0	0	0	0
Outaouais (07)	0	0	0	0
Abitibi-Témiscamingue (08)	0	0	0	0
Côte-Nord (09) Île d'Anticosti	5	0	0	5
Partie continentale	35	15	3	53
Nord-du-Québec (10)	71	25	0	96
Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine (11)	8	1	2	11
Chaudières-Appalaches (12)	0	0	0	0
Laval (13)	0	0	0	0
Lanaudières (14)	0	0	0	0
Laurentides (15)	0	0	0	0
Montérégie (16)	0	0	0	0
Centre-du-Québec (17)	0	0	0	0
Total au Québec	123	42	5	170

données non publiées), supports de nids qui n'ont pas fait l'objet de beaucoup de recherche. Il est donc probable que d'autres territoires de nidification restent à découvrir dans cette région. Il est difficile d'évaluer l'effort accordé dans les autres régions administratives en raison de la nature ponctuelle de nombreuses observations. Cependant, dans les régions du Nord-du-Québec et de la Côte-Nord, une estimation très conservatrice serait que le quart de la superficie au plus a fait l'objet d'inventaires.

Tenure

Tous les territoires de nidification et les nids de l'aigle royal repérés à ce jour se situent sur des terres publiques. En plus, 20 (dont 18 occupés) territoires de nidification ont été localisés dans des aires protégées, soit les parcs nationaux de la Gaspésie (3 territoires, dont 2 occupés), des Hautes-Gorges-de-la-Rivière-Malbaie (1 territoire occupé), de Kuururjuaq (2 territoires occupés), de Tursujuq (11 territoires dont 10 occupés) et d'Anticosti (3 territoires occupés). Au total, 12 % des territoires de nidification connus et 15 % de ceux occupés se situent dans des aires protégées.

Discussion

L'effectif de couples territoriaux d'aigles royaux au Québec dépasse certainement les 123 recensés à ce jour. D'abord, il s'avère plus que probable que bon nombre de

territoires dont l'occupation a été classée indéterminée soient en fait occupés par un couple. Souvent, un seul nid est connu dans ces territoires alors que ce nombre peut atteindre 18 nids (Kochert et Steenhof, 2012). Sur la Côte-Nord, dans les vallées des rivières Sainte-Marguerite et Moisie, la moyenne s'élève à 3,3 nids par territoire (étendue = 1 - 8 nids; Morneau et collab., 2012). Il s'avère facile de sous-estimer l'occupation d'un territoire par un couple si tous les nids ne sont pas connus, celui-ci pouvant nicher dans un nid alternatif encore inconnu. De plus, les critères de détermination de la présence d'un couple sont peut-être trop conservateurs. Par exemple, un aigle royal adulte a été observé près d'un nid de 2 territoires dans la vallée de la rivière Moisie (Morneau et collab., 2012). Or ce type d'observation n'est pas considéré comme un critère de la présence d'un couple. Les 2 territoires ont donc été classés comme statut indéterminé. Dans la province, la superficie explorée à la recherche de nids d'aigles royaux ne l'a été qu'au cours d'une seule année ou une seule fois, à l'exclusion de la Gaspésie, des vallées des rivières Moisie,

Sainte-Marguerite (Morneau et collab., 2012) et Natashquan (ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), données non publiées), sur la Côte-Nord, et d'une petite zone à l'ouest de Kuujuaq. Or, il faut réaliser plusieurs inventaires annuels pour être en mesure d'identifier tous les couples présents sur une aire donnée (Phillips et Beske, 1990; McIntyre et Adams, 1999; Morneau et collab., 2012). À ce jour, moins du quart de l'aire de reproduction potentielle québécoise a fait l'objet de recherche de nids. Enfin, les observations colligées dans l'Atlas des oiseaux nicheurs du Québec révèlent que l'aigle royal pourrait nicher dans 3 autres régions administratives: l'Abitibi-Témiscamingue, l'Outaouais et le Saguenay–Lac-Saint-Jean. Par conséquent, il ne serait pas surprenant que la taille de la population québécoise se situe entre 300 et 500 couples territoriaux.

Les densités présentées sont forcément sous-estimées. En effet, la zone d'étude de la baie d'Hudson n'a fait l'objet que d'un seul inventaire, ce qui n'est généralement pas suffisant pour découvrir tous les nids et couples de l'espèce, d'autant plus que les falaises y sont très nombreuses (Morneau et collab., 1994). À titre d'exemple, dans les vallées des rivières Moisie et Sainte-Marguerite, le nombre de couples territoriaux recensés est passé de 6 à 14 en 7 ans d'inventaires annuels. Cette

augmentation aurait résulté principalement d'une plus grande expérience des observateurs et d'une meilleure connaissance de la zone d'étude (Morneau et collab., 2012). Par ailleurs, la densité de l'effectif gaspésien s'avère probablement supérieure à celle estimée puisqu'il est peu vraisemblable que tous les couples aient été recensés. Les valeurs de densité estimées pour le Québec sont quand même comparables à celles observées dans le nord de la Suède (1,7 - 2,3 couples/1 000 km²: Tjernberg, 1983) mais nettement inférieures à celles du nord de l'Écosse (9,7 couples/1 000 km²: Watson et collab., 1989).

Selon les connaissances actuelles, le Québec abrite les 2/3 (64 %; n = 193) des couples territoriaux d'aigles royaux dans l'est du continent (Morneau et collab., non publié). Les autres occupent surtout le Labrador (26 %) et une portion congrue se trouve en Ontario (7 %) et au Manitoba (3 %). L'espèce ne se reproduit plus dans l'est des États-Unis depuis 1999 (Morneau et collab., non publié). Bien que les couples n'aient probablement pas tous été identifiés au Manitoba, en Ontario et au Labrador, il est peu probable que leurs effectifs réels changent le rôle prépondérant joué par le Québec pour sa contribution à l'effectif reproducteur dans l'est du continent.

Une augmentation significative du nombre d'aigles royaux observés en automne aux principaux observatoires de recensement des oiseaux de proie en migration dans le nord-est du continent a été enregistrée pendant la période 1974-2004 (Farmer et collab., 2008). Cela porte à croire à une augmentation de la population au Québec puisqu'il abrite la majorité des couples territoriaux. Cependant, un suivi de la nidification réalisé dans la forêt boréale québécoise ne permet pas de tirer une conclusion claire à ce sujet (Morneau et collab., 2012).

Bonnes nouvelles

Le premier objectif du Plan de rétablissement de l'aigle royal au Québec, qui était d'atteindre ou de dépasser 65 nids connus, a été largement dépassé, avec plus de 260 nids répertoriés dans 170 territoires de nidification occupés par au moins 123 couples territoriaux. Ce résultat est d'autant plus encourageant que l'effectif réel s'avère assurément supérieur de beaucoup. Le second objectif, soit la protection des nids sur les terres publiques, est atteint car tous les nids y sont situés et protégés par une zone tampon dans laquelle les infrastructures permanentes sont prohibées (Société de la faune et des parcs du Québec, 2002). De surcroît, une partie des nids se trouve dans des aires protégées, notamment des parcs nationaux, ce qui protège aussi au moins une partie des habitats de chasse des couples territoriaux.

Il demeure essentiel de poursuivre l'acquisition de connaissances sur la répartition et l'abondance de l'aigle royal. Toutefois, compte tenu de l'immensité du territoire, de son inaccessibilité et des coûts astronomiques des inventaires, l'effectif réel de couples territoriaux d'aigles royaux au Québec ne sera sans doute pas connu avant quelques décennies.

Remerciements

Nous remercions le Regroupement QuébecOiseaux (RQO), le Service canadien de la faune d'Environnement Canada et Études d'Oiseaux Canada de nous avoir fourni les données de l'Atlas, ainsi que les milliers de participants qui ont recueilli des données pour le projet. Nous remercions également le bureau de la protection de la faune de Kuujuaq (MFFP), l'Institut pour la Surveillance et la Recherche environnementales et Hydro-Québec pour leur participation à de nombreux inventaires d'aigle royal dans la province. Un merci spécial pour l'excellente collaboration des personnes suivantes : Natalie d'Astous, Louis Fradette, Pierre Fradette (RQO), Peter May (société Makivik), Jean-François Poulin, Samuel Denault, Jérôme Rioux, Serge Brodeur, Sylvain Côté et plusieurs autres. ◀

Références

- ASSELIN, N.C., M.S. SCOTT, J. LARKIN et C. ARTUSO, 2013. Golden eagles (*Aquila chrysaetos*) breeding in Wapusk National Park, Manitoba. *Canadian Field-Naturalist*, 127 : 180-184.
- BAILLIE, J.L., 1955. The golden eagle nesting in the Gaspé Peninsula, Quebec. *Canadian Field-Naturalist*, 69 : 13-14.
- BRODEUR, S. et F. MORNEAU, 1999. Rapport sur la situation de l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*) au Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la faune et des habitats, Québec, 75 p.
- BRODEUR, S. R. DÉCARIE, D.M. BIRD et M. FULLER, 1996. Complete migration cycle of golden eagles breeding in northern Quebec. *Condor*, 98 : 293-299.
- ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DE L'AIGLE ROYAL AU QUÉBEC (EROP), 2005. Plan de rétablissement de l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*) au Québec 2005-2010. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Secteur Faune Québec, Québec, 29 p.
- FARMER, C.J., R.J. BELL, B. DROLET, L.J. GOODRICH, E. GREENSTONE, D. GROVE, D.J.T. HUSSELL, D. MIZRAHI, F.J. NICOLETTI et J. SODERGREN, 2008. Trends in autumn counts of migratory raptors in northeastern North America, 1974-2004. Dans : BILDSTEIN, K.L., J.P. SMITH, E. RUELAS INZUNZA et R.R. VEIT (édit.). *State of North America's birds of prey. Series in Ornithology No. 3.* Nuttall Ornithological Club, Cambridge, and American Ornithologists' Union, Washington, p. 179-215.
- GAUTHIER, J. et Y. AUBRY, 1995. Les oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal, 1295 p.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 2005. Règlement modifiant le Règlement sur les espèces menacées ou vulnérables et leurs habitats. Décret 75-2005. *Gazette officielle du Québec*, partie 2, 137 : 705-706.
- KATZNER, T., B.W. SMITH, T.A. MILLER, D. BRANDES, J. COOPER, M. LANZONE, D. BRAUNING, C. FARMER, S. HARDING, D.E. KRAMAR, C. KOPPIE, C. MAISONNEUVE, M. MARTELL, E.K. MOJICA, C. TODD, J.A. TREMBLAY, M. WHEELER, D.F. BRINKER, T.E. CHUBBS, R. GUBLER, K. O'MALLEY, S. MEHUS, B. PORTER, R.P. BROOKS, B.D. WATTS et K.L. BILDSTEIN, 2012. Status, biology, and conservation priorities for North America's eastern golden eagle (*Aquila chrysaetos*) population. *The Auk*, 129 : 168-176.
- KOCHERT, M.N., 1986. Raptors. Dans : COOPERRIDER, A.Y., R.J. BOYD et H.R. STUART (édit.). *Inventory and monitoring of wildlife habitat.* U.S. Department of Interior, Bureau of Land Management, Denver, p. 313-349.
- KOCHERT, M.N. et K. STEENHOF, 2012. Frequency of nest use by golden eagles in southwestern Idaho. *Journal of Raptor Research*, 46 : 239-247.

- MCINTYRE, C.L. et L.G. ADAMS, 1999. Reproductive characteristics of migratory golden eagles in Denali National Park, Alaska. *The Condor*, 101 : 115-123.
- MCNICOLL, R, A. DESROSIERS et R. FAUBERT, 1996. Inventaire aérien du faucon pèlerin et de l'aigle royal en Gaspésie – été 1995. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Direction des affaires régionales, région 11, Sainte-Anne-des-Monts, 12 p.
- MEHUS, S. et M. MARTELL, 2010. A wintering population of golden eagles in southwestern Wisconsin and southeastern Minnesota. *Passenger Pigeon*, 72 : 135-141.
- MILLER, T.A., D. BRANDES, M.J. LANZONE, D. OMBALSKI, C. MAISONNEUVE et T.E. KATZNER, 2010. Golden eagle migration and winter behavior in Pennsylvania. Dans : Majumdar, S., T.L. Master, M.C. Brittingham, R.M. Ross, R.S. Mulvihill et J.E. Huffman (édit.). *Avian ecology and conservation: A Pennsylvania focus with national implications*. The Pennsylvania Academy of Science, Easton, p. 111-125.
- MILLSAP, B.A. et S.L. VANA, 1984. Distribution of wintering golden eagles in the eastern United States. *Wilson Bulletin*, 96 : 692-701.
- MORNEAU, F., S. BRODEUR, R. DÉCARIE, S. CARRIÈRE et D.M. BIRD, 1994. Abundance and distribution of nesting golden eagles in Hudson Bay, Québec. *Journal of Raptor Research*, 28 : 220-225.
- MORNEAU, F., B. GAGNON, S. POLIQUIN, P. LAMOTHE, N. D'ASTOUS et J.A. TREMBLAY, 2012. Breeding status and population trends of golden eagles in northeastern Québec, Canada. [En ligne] *Avian Conservation and Ecology*, 7(2) : 4. <http://dx.doi.org/10.5751/ACE-00547-07204>.
- NATIONAL AUBUDON SOCIETY, 2013. Disponible en ligne à : <http://mn.audubon.org/interactive-map-follow-bird>. [Visité le 14-01-31].
- PHILLIPS, R.L. et A.E. BESKE, 1990. Distribution and abundance of golden eagles and other raptors in Campbell and Converse Counties, Wyoming. United States Department of the Interior, Fish and Wildlife Technical Report No. 27, Washington, 31 p.
- SOCIÉTÉ DE LA FAUNE ET DES PARCS DU QUÉBEC, 2002. Protection des espèces menacées ou vulnérables en forêt publique – L'aigle royal (*Aquila chrysaetos*). Société de la faune et des parcs du Québec, Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier, Québec, 7 p.
- SUTHERLAND, D.A., 2010. Aigle royal. Atlas des oiseaux nicheurs de l'Ontario, 2001-2005. Dans : CADMAN, M.D., D.A. SUTHERLAND, G.G. BECK, D. LEPAGE et A.R. COUTURIER (édit.). *Études d'Oiseaux Canada*. Environnement Canada, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Ontario Field Ornithologists, Ontario Nature, Toronto, p. 188-189.
- TJERNBERG, M., 1983. Habitat and nest site features of golden eagle, *Aquila chrysaetos* (L.), in Sweden. *Swedish Wildlife Research*, 12 : 131-163.
- WATSON, A., S. PAYNE et R. RAE, 1989. Golden eagles *Aquila chrysaetos*: Land use and food in northeast Scotland. *Ibis*, 131 : 336-348.



Michel Matte

DÉPUTÉ DE PORTNEUF

Tél.: 418-268-4670 Téléc.: 418-268-4823

Sans frais: 1-855-383-0712

Adresse messagerie : michel.matte.port@assnat.qc.ca

1780, boulevard Bona-Dussault # 154
Saint-Marc-des-Carières GOA 4B0



Habitat de nidification du faucon pèlerin dans le sud du Québec : comparaison entre les carrières industrielles et les parois naturelles

Carl Savignac et Marc Bélisle

Résumé

Occupant historiquement des parois naturelles pour la nidification, le faucon pèlerin (*Falco peregrinus anatum/tundrius*) du sud du Québec utilise maintenant aussi les parois des carrières industrielles. Aucune étude récente n'a encore décrit l'habitat naturel de nidification ou comparé les 2 types d'habitat. À l'aide de données provenant de photographies et d'observations sur le terrain, nous avons comparé plusieurs caractéristiques de l'habitat de nidification de 25 carrières et de 39 sites naturels occupés entre 1995 et 2013 dans le sud du Québec. Les parois de carrières utilisées par les faucons pèlerins diffèrent des parois naturelles principalement par une orientation générale des nids vers le nord et le nord-ouest, contrairement au sud dans les milieux naturels, par une plus faible couverture en arbres et arbustes sur la surface des parois, par des plateformes de nidification situées plus haut sur les parois, par une plus faible proportion de surplombs rocheux au-dessus des nids et par une plus grande proximité des nids à un plan d'eau. De plus, dans les 2 types d'habitat, le tiers des nids de faucon pèlerin était d'anciens nids de grands corbeaux (*Corvus corax*). L'importance biologique de ces différences pour la nidification du faucon pèlerin est discutée.

MOTS CLÉS: *Corvus corax*, *Falco peregrinus anatum/tundrius*, hauteur des nids, orientation, surplomb rocheux

Abstract

Historically, peregrine falcons (*Falco peregrinus anatum/tundrius*) nesting in southern Québec used natural cliffs, but they now use a range of sites, including rock faces in industrial quarries. There are no recent studies that specifically describe natural nest sites in this part of the province, and no studies that compare natural cliff nest sites with those found on quarry rock faces. Using information from photographs and field observations, we compared the characteristics of nest sites in 25 quarries and at 39 natural sites occupied between 1995 and 2013. One third of the nests in both site types were in old common raven (*Corvus corax*) nests. Quarry sites and natural cliff sites differed in their orientation, with the former generally facing north/northwest and the latter, south. Quarry sites also had less shrub and tree cover, and nest platforms were located higher on the rock face. Furthermore, a lower proportion of the nest platforms in quarries were protected by rock overhangs, and they were closer to open water bodies. The biological importance of these differences for breeding peregrine falcons is discussed.

KEYWORDS: *Corvus corax*, *Falco peregrinus anatum/tundrius*, nest height, orientation, rock overhang

Introduction

Grâce au bannissement des pesticides organochlorés en Amérique du Nord et au programme canadien d'élevage en captivité et de réintroduction, la population de faucons pèlerins (*Falco peregrinus anatum/tundrius*) du sud du Québec, qui était presque entièrement décimée au milieu des années 1970 (Cade et collab., 1988), est maintenant en pleine expansion et compte plus de 100 couples nicheurs (Tremblay et collab., 2012). Bien que le faucon pèlerin soit l'une des espèces vulnérables les mieux suivies dans le sud du Québec en raison d'un inventaire quinquennal effectué depuis les années 1970, aucune étude n'a encore décrit en détail l'habitat de nidification utilisé par cette espèce dans cette région. Dans le nord-est des États-Unis, l'habitat de nidification naturel de l'espèce est généralement décrit comme étant une plateforme rocheuse située dans la partie supérieure d'une grande paroi rocheuse verticale et inaccessible (Hagar, 1969). Les parois de nidification sont principalement orientées vers le sud et

surplombent habituellement un milieu ouvert (White et collab., 2002). De manière plus détaillée, les composantes de l'habitat qui caractérisent généralement le mieux l'occupation d'un site de nidification par le faucon pèlerin sont la hauteur et la longueur des parois (Wightman et Fuller, 2006), l'orientation des plateformes de nidification (White et collab., 2002) et la présence d'un surplomb rocheux au-dessus des nids (Gainzarain et collab., 2000).

Utilisant principalement des parois naturelles ainsi que des structures humaines en milieux urbains jusqu'à la fin des années 1980 (Cade et Bird, 1990), les faucons pèlerins du sud du Québec occupent, depuis les années 2000, un grand nombre

CARL SAVIGNAC est biologiste de la faune aviaire et directeur de Dendroica Environnement et Faune. MARC BÉLISLE est professeur agrégé au Département de biologie de l'Université de Sherbrooke.

csdendroica@gmail.com

de carrières industrielles en activité ou abandonnées (Tremblay et collab., 2012). Contrairement à l'Europe (Ratcliffe, 1993; Moore et collab., 1997), les carrières de l'Amérique du Nord ne semblent pas avoir été utilisées de façon importante par le faucon pèlerin et n'ont pas été décrites de façon détaillée (Herbert et Herbert, 1965; White et collab., 2002). De plus, bien que les parois des carrières ressemblent en plusieurs aspects à celles que l'on trouve en milieux naturels, les parois de carrières sont originaires d'activités humaines récentes et se rencontrent généralement à proximité d'activités industrielles intenses ayant lieu en milieux urbains et périurbains. À cet égard, des observations effectuées lors d'un suivi de 5 carrières occupées par l'espèce entre 2002 et 2013, dans la région de Lanaudière, suggèrent que plusieurs carrières seraient possiblement de faible qualité pour la nidification du faucon pèlerin, et ce, en raison de la faible hauteur (c'est-à-dire ≤ 20 m) des parois, de la rareté des surplombs rocheux au-dessus des nids, du degré élevé d'accessibilité des nids et d'une orientation généralement divergente de celle des sites de nidification naturels (Savignac et Dugas, 2012). À l'aide d'un échantillon plus important de parois et de plateformes de nidification occupées par le faucon pèlerin dans le sud du Québec, la présente étude vise à décrire l'habitat naturel de nidification et à mieux cerner les différences entre les caractéristiques de celui-ci comparativement à celles de l'habitat de nidification des sites occupés dans des carrières.

Aire d'étude et méthodologie

Un échantillon des sites de nidification occupés (c'est-à-dire des parois rocheuses contenant un nid actif) par le faucon pèlerin dans le sud du Québec a été obtenu à partir de données de différents suivis de faucons pèlerins effectués au Québec par le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), la Société des établissements de plein air du Québec (SÉPAQ), le Service canadien de la faune, ainsi que par des organismes

à but non lucratif œuvrant à la conservation des espèces en péril tels que le Regroupement QuébecOiseaux (figure 1). Pour chacun des sites répertoriés, nous avons caractérisé toutes les parois et les plateformes connues pour avoir été utilisées par le faucon pèlerin depuis 1995. Nous avons défini une paroi rocheuse occupée par le faucon pèlerin comme étant une surface de même orientation générale avec une ou plusieurs plateformes de nidification, où des œufs ou des jeunes ont été produits durant au moins une année.

Pour 24 % de tous les sites répertoriés ($n = 97$), les caractéristiques de l'habitat (sauf la longueur et l'orientation des parois) ont été estimées visuellement à partir du pied des parois actives par les auteurs. Toutefois, pour les autres sites de nidification répertoriés, la plupart des caractéristiques de l'habitat de nidification ont dû être estimées à l'aide de photographies numériques des parois et des plateformes occupées, photos prises par des observateurs d'expérience au pied et en face des parois occupées, de même qu'à l'aide de l'outil de mesure de Google Earth utilisant des images satellites, pour l'estimation des caractéristiques ne pouvant l'être avec les méthodes conventionnelles d'observation directe. Les photographies de parois occupées devaient montrer l'ensemble des surfaces rocheuses occupées, ainsi que le type d'habitat situé dans un rayon d'environ 300 m de celles-ci. En ce qui a trait aux photographies des plateformes de nidification, celles-ci devaient montrer une section d'au moins 10 m autour des nids. Treize caractéristiques (tableau 1) ont été notées à chacun des sites de nidification en raison de leur importance pour la nidification du faucon pèlerin ailleurs dans le monde (Hickey, 1969; Cade et collab., 1988; Ratcliffe, 1993; Gainzarain et collab., 2000; White et collab., 2002; Wightman et Fuller, 2006): 1) la hauteur des parois (m), définie comme étant la section verticale au niveau des nids et estimée visuellement sur le terrain et vérifiée à l'aide de l'outil cartographique de Toporama

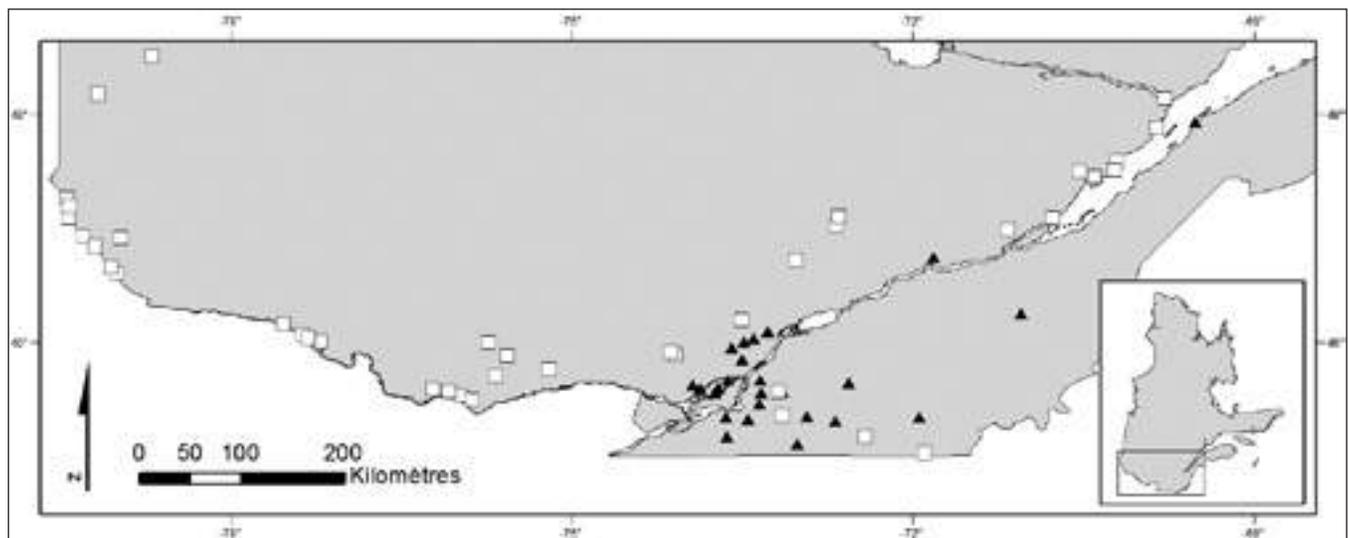


Figure 1. Distribution des sites de nidification de faucons pèlerins répertoriés dans le sud du Québec entre 1995 et 2013 pour comparer les caractéristiques de l'habitat de nidification entre des carrières (triangles) et des parois naturelles (carrés).

Tableau 1. Comparaisons (moyennes \pm écart type) des caractéristiques d'habitat mesurées au niveau des parois et des plateformes de nidification de faucons pèlerins nichant dans des sites naturels et dans des carrières situés dans le sud du Québec, 1995-2013.

Caractéristique de la paroi / du nid	Site naturel	Carrière	$ t / \chi^2$	d.l.	P^a	Abréviation de la variable
Hauteur de la paroi (m)	39,1 \pm 21,7	33,1 \pm 20,3	1,40	93,5	0,16	H.paroï
Longueur de la paroi (m)	418,9 \pm 302,0	349,0 \pm 241,9	1,27	94,9	0,21	L.paroï
Orientation de la paroi (% nord)	7,5	52,3	21,77	1	<0,001	–
Distance au plan/cours d'eau le plus proche (m)	729,5 \pm 1597,9	329,3 \pm 868,0	3,22	89,8	0,002 ^b	Dist.eau
Hauteur du nid dans la paroi (m)	23,6 \pm 15,5	23,9 \pm 17,3	0,08	87,5	0,93	H.nid.paroï
Hauteur relative du nid dans la paroi (% à partir de la base de la paroi)	60,3 \pm 19,2	72,2 \pm 20,1	2,89	88,9	0,005	H.rel.nid.paroï
Hauteur du nid par rapport au pied de la montagne (m)	56,0 \pm 37,4	23,9 \pm 17,3	5,52	74,4	<0,001	H.nid.pied
Orientation du nid (% nord vs sud)	13,2	54,5	17,04	1	<0,001	Orient.nid.NS
Couverture en arbres et arbustes au niveau du nid (%)	8,0 \pm 7,4	2,6 \pm 0,8	5,11	50,2	<0,001	Couv.arb
Type de nid (% vieux nids de grands corbeaux vs plateformes rocheuses)	36,7	31,8	0,08	1	0,78	Type.nid.corb
Présence de surplomb rocheux (%)	68,8	43,2	5,11	1	0,02	Surpl.roch
Proportion de nids accessibles par le haut ou le bas (%)	18,0	29,5	1,16	1	0,28	Access.nid
Proportion de nids avec arbustes en devanture (%)	52,1	36,4	1,70	1	0,19	Arb.dev.nid

^a. Les tests appliqués aux variables quantitatives consistent en des tests de *t* de Student avec correction de Welch et ceux appliqués aux variables catégoriques en des tests de contingence basés sur le chi carré de Pearson avec correction de Yates.

^b. Le test est calculé sur le logarithme en base 10 des valeurs de distance.

(Gouvernement du Canada, 2013); 2) la longueur des parois (m); 3) leur orientation (N, NE, E, SE, S, SO, O, NO) 4) leur distance au plan d'eau permanent le plus proche (km; jusqu'à une distance de 10 km) telle qu'estimée à l'aide de l'outil de mesure de Google Earth; 5) la hauteur du nid dans la paroi (m) (c'est-à-dire à partir de la base des parois); 6) la hauteur relative du nid dans la paroi (c'est-à-dire le pourcentage de la hauteur à partir de la base de la paroi); 7) la hauteur du nid par rapport au pied de la montagne (m), toutes estimées visuellement par des observations directes et vérifiées à l'aide de Toporama; 8) l'orientation des plateformes de nidification (N, NE, E, SE, S, SO, O, NO) estimée visuellement à partir de photographies et de Google Earth; 9) le type de nids utilisés par les faucons, défini comme étant des plateformes rocheuses recouvertes de gravier ou d'herbacées ou de vieux nids de grands corbeaux (*Corvus corax*) faits de branches; 10) la couverture relative en arbres et arbustes dans un rayon de 100 m autour de la plateforme de nidification a été estimée directement sur le terrain et à partir de photographies selon les classes suivantes: 0-5 %, 6-10 %, 11-15 %, 16-20 %, 20-30 %; 11) la proportion de nids avec arbustes en devanture (%); 12) la présence d'un surplomb rocheux recouvrant les nids et d'arbustes devant ceux-ci et 13) le degré d'accessibilité (accessible ou inaccessible) aux nids ont été estimés directement sur le terrain et à partir

de photographies. Une plateforme accessible était définie comme un nid ayant au moins une section de la paroi allant des rebords, des côtés ou du pied de la paroi jusqu'au nid où la surface rocheuse n'était pas complètement verticale et où il y avait présence de sol, végétation ou de blocs rocheux sur lesquels il semblait possible pour un prédateur terrestre d'accéder au nid.

Analyses statistiques

Afin de prendre en compte le fait que les différentes caractéristiques de l'habitat de nidification étaient plus ou moins corrélées entre elles, nous avons d'abord comparé l'espace multivarié formé par ces caractéristiques au sein des sites naturels et des carrières à l'aide d'une analyse de redondance (RDA; Legendre et Legendre, 1998). Pour cette analyse, seule l'orientation des plateformes de nidification a été retenue puisqu'elle était presque identique à celle des parois. L'orientation des plateformes a aussi été redéfinie en 2 classes (N = 1 et S = 0) pour faciliter l'interprétation de l'ordination (N = de NO à E et S = de SE à O; sur la base de l'orientation des vents dominants et des radiations solaires à cette période de l'année). Les valeurs de distances au plan d'eau le plus proche ont été transformées $\log^{10}(y + 1)$ à cause de leur distribution fortement étalée vers la droite. La valeur médiane de la classe

de couverture en arbres et arbustes en ce qui a trait au nid a été utilisée plutôt que les catégories. Les types de nids ont été reclassifiés en vieux nids de grands corbeaux (1) ou autres (0). Par ailleurs, la présence d'un surplomb rocheux au-dessus du nid, la présence d'arbustes devant le nid, de même que son accessibilité, se sont vus attribuer la cote 1 (et 0 autrement). L'erreur de type I associé au rejet de l'hypothèse nulle voulant que le type d'habitat (naturel vs carrière) n'ait aucun effet a été calculée à l'aide d'un test de randomisation appliqué à l'analyse de variance de la RDA ($n = 999$ simulations de Monte Carlo).

L'effet du type d'habitat (naturel vs carrière) a ensuite été évalué pour chaque caractéristique de l'habitat de nidification à l'aide d'un test de t de Student avec correction de Welch pour variances inégales pour les variables quantitatives, ou à l'aide d'un test de contingence basé sur le chi carré de Pearson, avec correction de Yates, pour les variables catégoriques. L'ensemble des analyses a été réalisé au sein de l'environnement R 3.0.2 (R Core Team, 2013). La librairie de fonctions *vegan* 2.0-9 (Oksanen et collab., 2013) a été utilisée pour les analyses multivariées. Le seuil alpha a été fixé à 0,05. L'unité d'échantillonnage considérée était la plateforme de nidification. Toutes les plateformes de nidification ont été considérées dans l'analyse, même si plusieurs d'entre elles pouvaient se trouver sur la même paroi. Quoique plus d'une plateforme ait été observée sur certains sites, le fait que plusieurs sites ne comportaient qu'un seul nid a compromis la prise en compte des mesures répétées pour quantifier l'effet du type d'habitat ainsi que pour les calculs de l'erreur de type I. Toutes les plateformes de nidification ont donc été considérées indépendantes dans les analyses.

Résultats

Au total, 25 carrières (80 % en activité) et 39 sites naturels occupés par des couples de faucons pèlerins nicheurs ont été répertoriés entre 1995 et 2013 dans 13 régions du sud du Québec. À l'intérieur de ces sites, 77 parois occupées ont été caractérisées, soit 35 parois dans les carrières et 42 dans les sites naturels, abritant respectivement 44 et 53 plateformes de nidification.

Sur la base des caractéristiques de l'habitat de nidification retenues, les carrières différaient des sites naturels (tableau 1, figure 2). En effet, le type de sites (axe 1 de la RDA) expliquait 8,0 % de la variance en ce qui a trait à l'habitat de nidification utilisé par les faucons ($F = 7,82$, d.l. = 1,90, $P =$

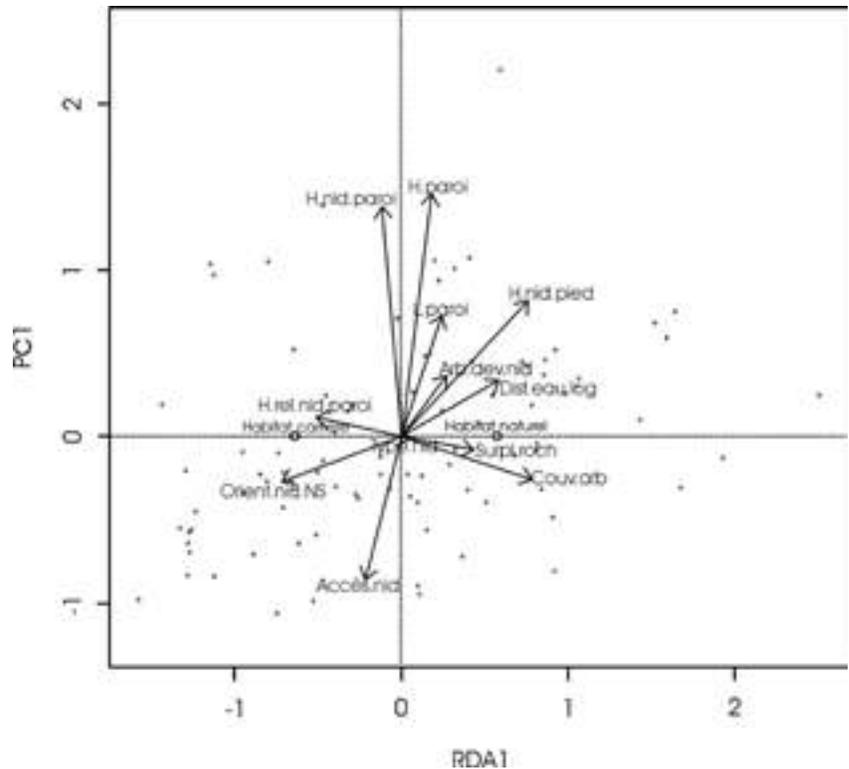


Figure 2. Ordination par analyse de redondance (RDA) des caractéristiques d'habitat mesurées au niveau des parois et des plateformes de nidification de faucons pèlerins nichant dans des sites naturels et dans des carrières situés dans le sud du Québec, 1995-2013. Sur la figure, chaque cercle correspond à un nid actif entre 1995 et 2013. Plus la flèche d'une caractéristique est longue et horizontale, plus elle est importante dans la différenciation entre les 2 types d'habitat. Les caractéristiques situées à gauche et à droite du zéro de l'axe RDA ont des valeurs plus élevées pour les carrières et les milieux naturels respectivement. À ce titre, l'axe 1 (RDA1) de la RDA, lequel correspond à l'effet du type d'habitat (naturels vs carrières), explique 8,0 % de la variance des caractéristiques d'habitat, alors que l'axe 2 (PC1) en explique 18,8 %.

0,001). Les plateformes de nidification dans les sites naturels avaient tendance à être 2 fois plus hautes par rapport à la base des flancs montagneux, de même que situées en moyenne 2 fois plus loin des plans d'eau que dans les carrières. De plus, les nids en milieux naturels étaient plus souvent recouverts d'un surplomb rocheux et présentaient une couverture moyenne en arbres et en arbustes à leur niveau qui était plus de 2 fois plus grande. Il demeure que cette couverture était faible qu'importe le type de sites; 56 % ($n = 50$) et 98 % ($n = 44$) des nids des sites naturels et des carrières présentaient respectivement une couverture végétale de 0-5 %. Les plateformes de nidification des milieux naturels différaient également par le fait qu'elles étaient majoritairement orientées vers le sud alors que celles des carrières étaient orientées vers le nord et le sud en proportions similaires, patron se retrouvant aussi en ce qui a trait aux parois (tableau 2). Enfin, les nids des milieux naturels étaient situés en moyenne un peu plus haut que le centre de la paroi, alors que dans les carrières, les nids étaient situés en moyenne presque aux trois quarts de la hauteur de la paroi.

Tableau 2. Orientations des parois et des plateformes de nidification de faucons pèlerins nichant dans des sites naturels (n = 53) et dans des carrières (n = 44) situés dans le sud du Québec, 1995-2013.

	N	E	S	O
Parois naturelles	2%	9%	70%	19%
Parois de carrière	50%	2%	39%	9%
Nids en milieu naturel	6%	8%	74%	13%
Nids dans des carrières	52%	2%	39%	7%

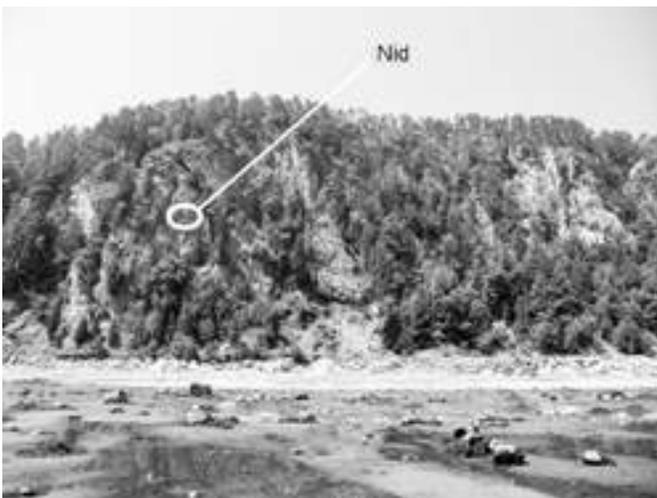
Par ailleurs, la hauteur et la longueur des parois utilisées, de même que la hauteur absolue du nid par rapport à la base de la paroi, ne différaient pas entre les sites en milieux naturels et les carrières (tableau 1, figure 2). Dans les 2 types de sites, environ les deux tiers des nids étaient des plateformes rocheuses. Ces dernières consistaient, plus rarement, en des cavités rocheuses (8 % en milieux naturels et 2 % dans les carrières). Le tiers des nids consistait en de vieux nids de grands corbeaux faits de branches déposées, le plus souvent, sur un substrat rocheux des parois. En milieux naturels, les nids de corbeaux étaient situés sur des plateformes rocheuses verticales (50 %, n = 16), sur des plateformes rocheuses en angle (44 %) ou supportées par des arbustes (6 %). Dans les carrières, les nids de corbeaux étaient posés sur des plateformes rocheuses verticales (64 %, n = 14) ou angulaires (36 %). Tout type d'habitat confondu, les nids de faucons faits sur des plateformes de corbeaux étaient généralement recouverts d'un surplomb rocheux (87 %, n = 31), tandis que 41 % (n = 61) des nids de faucons posés sur des surfaces rocheuses possédaient un tel surplomb rocheux. Les plateformes rocheuses utilisées pour la nidification avaient une largeur d'environ 2 m (55 % en milieux naturels et 66 % dans les carrières). Environ le quart des nids de faucons pèlerins

semblaient accessibles par le haut ou par le bas dans les 2 types de sites. Enfin, les proportions de nids de faucons avec arbustes en devanture étaient également similaires entre les milieux naturels et les carrières. Dans les milieux naturels, 49 % des nids surplombaient directement (c'est-à-dire ≤ 25 m de la paroi) un plan d'eau, contre 70 % dans les carrières.

Discussion

Caractérisation des sites de nidification en milieux naturels

Notre étude décrit pour la première fois, pour le sud du Québec, l'habitat naturel de nidification du faucon pèlerin. De façon générale, le faucon pèlerin occupe des sections de parois rocheuses complètement verticales de 40 m de haut par 400 m de long et orientées vers le sud et le sud-ouest (figure 3). De plus, les parois de nidification sont majoritairement situées à flanc de montagne, soit entourées de forêt faisant généralement face à des milieux ouverts tels que des terres agricoles, des milieux humides ou des plans d'eau. La surface des parois occupées par le faucon pèlerin est caractérisée par un recouvrement en arbres et arbustes de 8 %. Les nids sont soit des plateformes rocheuses de 1 à 3 m de large, soit de vieux nids de grands corbeaux faits de branches et d'environ 1 m de largeur, qui possèdent généralement un surplomb rocheux au-dessus d'eux. Les nids sont habituellement situés à la moitié des parois, à une hauteur moyenne du bas de la paroi de 23 m, et de 60 m du pied du flanc montagneux (figure 3). Cette description des caractéristiques de l'habitat de nidification dans les parois naturelles du sud du Québec concorde assez bien avec les descriptions faites dans le nord-est des États-Unis avant que les effectifs de l'espèce chutent de façon draconienne (Hickey, 1969; Herbert et Herbert, 1965; Hagar, 1969; Rice, 1969).



Christian Marcotte

Figure 3. À gauche, emplacement typique d'un nid de faucon pèlerin situé dans la partie médiane (partie non accessible) d'une paroi naturelle de 60 m de haut, entourée de forêt et orientée vers le sud-est et donnant sur un milieu ouvert. À droite, exemple d'une plateforme de nidification sur une paroi naturelle. Notez la présence de surplomb rocheux et d'un couvert végétal et rocheux devant le nid pouvant procurer à la fois une protection contre les précipitations, les radiations solaires et les prédateurs aviaires.

Comparaison des paramètres de l'habitat entre les sites naturels et les carrières

Bien qu'en apparence les parois naturelles et celles que l'on trouve dans les carrières soient semblables, notre étude fait ressortir pour la première fois des différences marquées en ce qui a trait à plusieurs caractéristiques entre ces 2 types d'habitat, tant à l'échelle de la paroi rocheuse qu'à celle de la plateforme de nidification.

La couverture en arbres et arbustes dans la paroi

En ce qui concerne la paroi rocheuse, la caractéristique de l'habitat qui différencie le plus l'occupation des carrières et de celle des parois naturelles est le degré de couverture en arbres et arbustes des parois, avec une valeur plus élevée dans les sites naturels (figures 3 et 4). La différence de couverture en arbres et arbustes dans les parois des 2 habitats n'est pas vraiment surprenante et s'explique par la différence d'âge des formations rocheuses des 2 habitats, les parois naturelles étant beaucoup plus vieilles et plus hétérogènes que celles des carrières, qui ont rarement plus de 100 ans (ministère des Ressources naturelles du Québec, 2014) et qui proviennent du dynamitage de la roche qui rend la surface des parois plus homogène. Les surfaces des parois rocheuses des carrières offrent donc rarement la possibilité à la végétation de s'établir. Un couvert plus dense en arbres et arbustes dans les parois naturelles peut s'avérer un facteur biologique important dans le choix d'un site de nidification pour le faucon pèlerin où la présence d'arbres matures dans une paroi peut offrir des perchoirs pouvant servir à la protection du nid (Cade, 1961) et à la chasse (Jenkins, 2000). Dans les carrières, où la végétation est souvent inexistante dans les parois ainsi qu'au-dessus de celles-ci, les faucons n'ont d'autres choix que d'utiliser les structures humaines environnantes et les blocs rocheux du

dessus des parois en guise de perchoirs. En milieux naturels, les faucons semblent tirer davantage de la plus grande couverture en végétation sur les parois en occupant des plateformes ayant une plus grande fréquence d'arbustes en devanture, bien que la différence avec les carrières ne soit pas significative. La présence d'arbustes devant les nids pourrait procurer de l'ombre et ainsi réduire la radiation solaire excessive durant les après-midi (Grebence et White, 1989), de même que servir d'écran contre les prédateurs aviaires, comme le grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*) (Cade, 1961).

L'orientation du nid

La deuxième différence notable observée entre les 2 habitats comparés concerne l'orientation des plateformes de nidification; elle était vers le sud dans les milieux naturels, mais autant vers le nord que vers le sud dans les carrières (figures 3 et 4). Nous nous attendions à des orientations semblables entre les 2 types d'habitat du fait que les plateformes au sein des 2 types d'habitat sont généralement situées dans les mêmes régions du sud du Québec. Or ce n'est pas le cas. Il a été suggéré que l'orientation des plateformes de nidification du faucon pèlerin est généralement liée à l'optimisation de la radiation solaire aux nids (White et collab., 2002). Ainsi, dans les régions nordiques, les nids de faucons pèlerins sont généralement orientés vers le sud et le sud-ouest pour maximiser l'apport en rayonnement solaire (Court et collab., 1988), tandis que les régions plus arides comme dans le sud-ouest des États-Unis, les faucons pèlerins orientent leur nid vers le nord et l'est afin d'éviter d'exposer le contenu des nids à une trop grande source de chaleur (Grebence et White, 1989). Dans notre aire d'étude, les faucons pèlerins nichant à l'intérieur de 16 carrières, où il y avait à la fois des parois de hauteur semblable orientées vers le nord et vers le sud, semblaient préférer nicher dans les parois nord (62,5 %) (C. Savignac, données non publiées). Nous



Figure 4 À gauche, un couple de faucons pèlerins occupe cette carrière en activité caractérisée par des parois rocheuses verticales, plutôt homogènes, atteignant rarement plus de 20 m de haut. Les parois situées dans les carrières sont généralement à proximité d'un environnement ouvert, aride et dépourvu de végétation, sauf lorsqu'un plan d'eau se forme par l'accumulation des eaux de pluie et de la nappe phréatique. À droite, exemple d'une plateforme de nidification située sur une paroi de carrière orientée vers le nord-ouest et sans surplomb rocheux recouvrant le nid.

proposons que cette dernière préférence dans l'orientation des parois soit associée à une différence dans le microclimat des carrières et des milieux naturels; celui des carrières étant vraisemblablement plus aride en raison de la prédominance des grandes surfaces rocheuses dénudées de végétation autour des nids. Ainsi, dans les carrières du sud du Québec, il serait plausible que les faucons se comportent de façon similaire à ceux du sud des États-Unis en optant pour des parois orientées vers le nord pour éviter les radiations solaires excessives. La faible couverture en végétation dans les parois des carrières associée à une moins grande fréquence de végétation en devanture des nids, ainsi que la rareté des plateformes avec surplombs rocheux, soit 2 variables favorisant probablement une plus grande exposition des nids aux radiations solaires, pourrait expliquer en partie pourquoi les faucons semblent préférer les parois orientées vers le nord à l'intérieur de ces sites.

Bien que la plus grande proportion des nids orientés vers le nord semble être la meilleure option pour les faucons pèlerins dans les carrières, cette orientation n'est probablement pas optimale pour les oiseaux ayant un nid sans surplomb rocheux. En effet, au début de la période de reproduction, soit entre la mi-mars et la fin d'avril, les couvées des parois faisant face au nord pourraient être affectées par les températures froides et les précipitations provoquées par des fronts froids provenant principalement du nord-ouest (Ahrens, 2007), ce qui pourrait nuire à la survie des oisillons (Anctil et collab., 2014). Une telle hypothèse reste cependant à être vérifiée à l'aide de suivis à long terme de nids ayant différentes orientations.

Hauteur relative du nid dans la paroi

Les faucons pèlerins nichant dans les carrières utilisent des plateformes situées généralement plus haut dans les parois que les faucons nichant dans les parois naturelles. Nous pourrions expliquer cette différence par le fait que des activités industrielles fréquentes ont souvent cours directement sous les parois occupées dans les carrières (C. Savignac, observations personnelles), ce qui inciterait les faucons pèlerins à établir leur nid le plus haut possible dans les parois afin de minimiser le dérangement (Hickey, 1969). En Irlande, le faucon pèlerin occupe les parois les plus hautes des carrières (Moore et collab., 1997), mais il n'y aurait aucun effet significatif des activités industrielles sur l'occupation par le faucon pèlerin. D'autres données provenant d'Europe suggèrent cependant qu'en absence de dérangement industriel à proximité du nid, les faucons nichant dans des carrières vont ignorer la plupart des perturbations survenant ailleurs au pied des parois (Ratcliffe, 1993). Il demeure toutefois que les faucons nichant dans les carrières du sud du Québec pourraient utiliser des plateformes situées haut dans les parois simplement parce que la disponibilité de plateformes rocheuses convenables dans les sections inférieures des parois y est faible. En effet, les activités de dynamitage rendent généralement la surface des parois des carrières très homogène et lisse. Seuls les quelques mètres supérieurs de ces parois présentent une plus grande hétérogénéité, possiblement en raison de l'action du gel et dégel

et de l'infiltration de l'eau de surface qui provoquent des chutes de pierres, créant parfois des plateformes avec surplombs ou des cavités propices à la nidification (C. Savignac, observations personnelles).

En milieu naturel, plusieurs auteurs ont suggéré que le faucon pèlerin tirerait avantage de nicher le plus haut possible dans les parois d'un site afin de profiter d'un meilleur champ de vision pour la défense du nid et de la chasse (Ratcliffe, 1993; Jenkins, 2000; Sergio et collab., 2004; Wightman et Fuller, 2006). Les faucons nichant sur les parties supérieures des parois des carrières pourraient, par conséquent, être plus avantagés que ceux nichant plus bas. Toutefois, nous croyons que le fait de nicher à proximité des rebords supérieurs des parois de carrières peut nuire aux faucons, car l'accessibilité aux nids par des prédateurs terrestres potentiels peut s'y avérer plus grande que dans des sections plus basses et plus protégées des parois. Par exemple, le renard roux (*Vulpes vulpes*), un mammifère abondant dans les carrières (C. Savignac, observations personnelles), est capable de s'en prendre aux nids de faucons pèlerins (Cade, 1961) et d'oiseaux marins nichant sur des escarpements rocheux verticaux (Maccarone et Montevicchi, 1981). Le raton laveur commun (*Procyon lotor*) possède aussi la capacité de grimper dans les parois rocheuses des carrières (J.-G. Papineau, observations personnelles) et pourrait donc s'attaquer aux nids de faucons pèlerins accessibles par le haut.

Présence de surplombs rocheux au-dessus des nids

La présence de surplombs rocheux recouvrant les nids de faucons pèlerins est reconnue comme étant une caractéristique essentielle dans la sélection d'une plateforme de nidification, car ceux-ci jouent un rôle important dans la protection des œufs et des jeunes contre les chutes de roches et les prédateurs, mais surtout contre les rayons solaires excessifs et les fortes précipitations (Wightman et Fuller, 2006; Anctil et collab., 2013). Nos résultats montrent que les nids des carrières possédaient presque 2 fois moins de surplombs que ceux des milieux naturels (voir figures 3 et 4). Cette différence marquée s'explique vraisemblablement par une plus faible disponibilité de surplombs rocheux dans les carrières en raison de parois plus lisses et homogènes, conséquence du dynamitage de la roche. Ainsi, le manque de plateformes avec surplombs rocheux dans les carrières désavantagerait probablement les faucons pèlerins puisque le contenu des plateformes n'ayant aucune protection pourrait subir les effets négatifs du climat (Anctil et collab., 2014), sans compter que l'orientation au nord-ouest pourrait exacerber les problèmes de thermorégulation des jeunes au nid. Notre étude montre également que le grand corbeau, une espèce qui domine le faucon pèlerin pour les sites de nidification dans les parois rocheuses et qui recherche également les surplombs rocheux saillants (Boarman et Heinrich, 1999), serait probablement aussi limité par le manque de surplombs rocheux dans les carrières. En effet, 77 % des 13 nids actifs de corbeaux répertoriés dans les carrières possédaient un surplomb, alors qu'en milieu naturel 100 %

(n = 17 nids répertoriés) étaient surmontés d'un surplomb rocheux (C. Savignac, données non publiées).

Type de nid

Notre étude documente, vraisemblablement pour la première fois en Amérique du Nord, une utilisation élevée (52 %) de nids de corbeaux comme site de nidification du faucon pèlerin, autant dans les carrières que dans les milieux naturels (figure 5). Ailleurs, l'utilisation de vieux nids de corbeaux ou d'autres espèces construisant des plateformes de branches sur des parois, telle que la buse pattue (*Buteo lagopus*), est un phénomène relativement rare (Fyfe, 1969; White et collab., 2002). Tout comme le faucon pèlerin, le grand corbeau a vu ses effectifs augmenter de façon importante dans les milieux urbains et périurbains depuis les dernières décennies, en partie en raison de la présence de carrières qui offrent des parois rocheuses, un habitat qui ressemble de près à celui occupé en milieux naturels (Roy et Bombardier, 1995). Les avantages associés à l'utilisation de nids de corbeaux par les faucons pèlerins sont peu connus. On peut supposer cependant que la présence de plusieurs nids de corbeaux dans une paroi augmente la disponibilité des plateformes de nidification de meilleure qualité pour le faucon pèlerin et que ce dernier tire avantage de la présence du grand corbeau dans les carrières. En effet, les corbeaux nichent souvent dans des secteurs de parois ayant un surplomb rocheux imposant où le faucon pèlerin ne pourrait s'y établir sans les matériaux mis en place par les corbeaux. Par exemple, à plusieurs reprises, nous avons observé des nids de corbeaux supportés par des arbustes poussant à même la paroi, ou bien construits sur une plateforme rocheuse en pente ou avec de nombreux blocs rocheux ne permettant pas aux faucons pèlerins de nicher directement sur le sol. L'importance du degré d'occupation de nids de corbeaux par le faucon pèlerin dans le sud du Québec laisse croire que la distribution de structures de branches mises en place par les grands corbeaux à un site donné (carrière ou milieu naturel) pourrait influencer sur la sélection des parois de nidification par le faucon pèlerin.

Distance d'un plan d'eau

Notre étude indique que les faucons pèlerins nichant dans les carrières utilisent des plateformes de nidification situées à une plus faible distance d'un plan d'eau que ceux nichant sur des parois naturelles (figure 4). Ce dernier résultat s'explique probablement par le fait que dans la majorité des



Raymond Belhumeur

Figure 5. Exemple d'un nid de faucons pèlerins situé sur un vieux nid de grands corbeaux. La présence d'un surplomb rocheux recouvrant l'ensemble du nid est typique des nids de corbeaux occupés par le faucon pèlerin dans le sud du Québec. Tout type d'habitat confondu, les nids de faucons faits sur des plateformes de corbeaux étaient généralement recouverts d'un surplomb rocheux, contre 41 % pour les nids posés directement sur des surfaces rocheuses.

carrières ayant des sections abandonnées par les exploitants, l'eau de pluie et des nappes phréatiques s'accumule au pied de certaines parois où le sol est angulaire. Puisque les faucons pèlerins nichent souvent dans les sections abandonnées des carrières, leur nid surplombe directement un plan d'eau. En milieu naturel, les faucons nichent généralement plus loin d'un plan d'eau, à part les couples nichant sur des escarpements adjacents à une rivière (p. ex. la rivière des Outaouais et le fleuve Saint-Laurent) ou un lac. D'autres études ont également souligné l'importance de la proximité des plans d'eau pour les nids de faucons pèlerins, notamment en Arctique, où la majorité des nids surplombent directement un plan d'eau (Fyfe, 1969; Anctil et collab., 2014). Plusieurs hypothèses ont été avancées pour expliquer l'importance de la proximité d'un plan d'eau dans la nidification du faucon pèlerin. Premièrement, cette caractéristique serait vraisemblablement associée à la présence de zones de chasse pour les faucons pèlerins (Bond, 1946). Dans le sud du Québec, cette hypothèse est plausible puisque plusieurs espèces d'anatidés et de limicoles, des proies potentielles pour les faucons, fréquentent les étangs des carrières pendant la saison de nidification (C. Savignac, observations personnelles). Il est de plus possible que la présence de plans d'eau à proximité des nids de faucons pèlerins aiderait à la thermorégulation des nids, la masse d'eau tamponnant les variations de température. Sur un échantillon de carrières où des parois sud étaient occupées par des faucons, 86 % (n = 7 nids) avaient un plan d'eau situé directement sous la paroi du nid contre 74 % (n = 19 nids) pour des parois orientées au nord

(C. Savignac, données non publiées). Nous émettons également l'hypothèse que la présence de plan d'eau directement sous les nids, comme c'est le cas dans de nombreuses carrières (67 %, $n = 43$ nids), pourrait protéger les nids en réduisant l'accès par le bas des parois, dans un milieu où les activités humaines et les prédateurs terrestres circulant au pied des parois sont fréquents. Pourtant, les nids de faucons dans les carrières du sud du Québec n'étaient pas situés plus bas dans les parois lorsqu'il y avait présence d'un plan d'eau à moins de 10 m du pied des parois (< 10 m : $24,1 \pm 19,5$ m, ≥ 10 m : $23,7 \pm 14,7$ m; $t = 0,07$, d.l. = 41,6, $P = 0,94$), un phénomène observé chez les faucons pèlerins nichant en Arizona (Ellis, 1982). Néanmoins, les caractéristiques des parois et plateformes disponibles étant inconnues, il est difficile d'interpréter ce résultat dans un cadre de sélection d'habitat.

Conclusion

Durant la dernière décennie dans le sud du Québec, le faucon pèlerin semble s'être relativement bien adapté à de nouveaux habitats de nidification tels que les carrières industrielles, dont un grand nombre sont maintenant occupées par cette espèce. Notre comparaison de plusieurs caractéristiques d'habitat des parois de carrières et de sites naturels indique que les carrières diffèrent des sites naturels en ce qui a trait à plusieurs caractéristiques de l'habitat jugées essentielles pour la nidification de cette espèce. D'une part, l'orientation des nids dans les carrières est souvent à l'opposé de celle adoptée dans les sites naturels et pourrait être une adaptation à une nidification dans un milieu plus aride. D'autre part, le manque de surplomb rocheux et de couverture végétale sur les parois des carrières comparativement aux sites naturels pourrait réduire la protection des nids contre les précipitations, la prédation et la chute de roches. D'après ces résultats, il est donc plausible que plusieurs carrières industrielles du sud du Québec offrent des habitats suboptimaux pour le faucon pèlerin. À ce titre, Hagar (1969) a montré que des sites de nidification offrant des parois de nidification de faible hauteur, exposées à un haut degré de perturbation humaine et présentant des plateformes de nidification de piètre qualité, étaient souvent occupées par des couples dont les femelles étaient des subadultes et ayant probablement peu d'expérience de nidification. Par ailleurs, dans le contexte d'une augmentation substantielle de la population de faucons pèlerins du sud du Québec et où les carrières ont été occupées de façon plus récente que les parois naturelles, il est possible que ce patron d'occupation des sites corresponde à une distribution despotique où des oiseaux dominants choisissent les meilleurs sites de nidification (c'est-à-dire les sites naturels) et contraignent les individus subordonnés à choisir les sites de moindre qualité (c'est-à-dire les carrières; voir Wightman et Fuller, 2006). Des études supplémentaires, basées sur des données longitudinales de reproduction associées à des individus marqués à l'intérieur de sites naturels et de

carrières, seraient donc nécessaires afin de tester l'hypothèse qu'une différence dans les caractéristiques essentielles de l'habitat se traduit en un plus faible succès reproducteur.

Dans une optique de conservation du faucon pèlerin dans les carrières du sud du Québec, nous suggérons aux gestionnaires de carrières d'utiliser nos résultats afin d'augmenter la qualité de l'habitat du faucon pèlerin sur leur site. Par exemple, dans les carrières occupées par le faucon pèlerin et où le risque de destruction de nids sur certaines parois est éminent à cause des activités industrielles, les gestionnaires de carrières pourraient notamment installer des nichoirs, une technique largement utilisée au Québec pour offrir des plateformes de nidification plus sécuritaires aux couples de faucons nichant sur des structures humaines (p. ex., ponts et édifices). Selon nos résultats, l'installation de tels nichoirs dans les carrières devrait tenir compte des critères suivants : 1) être installés au trois quarts d'une paroi et orientés du nord-ouest au nord; 2) surplomber un plan d'eau permanent et 3) être installés dans des sections de parois complètement verticales. De plus, bien que notre étude n'ait pas porté sur l'effet des activités industrielles sur la nidification du faucon pèlerin, nous suggérons également que la localisation de nichoirs s'effectue sur des parois situées le plus loin possible de toutes activités industrielles intenses telles que des zones à haut trafic de camions lourds, de dynamitage et de concassage, afin d'y minimiser les impacts négatifs probables sur les nichées. Les parois des carrières qui sont adjacentes à des routes publiques ou des limites de terrains et qui ne subissent plus d'extraction de roche pourraient, par exemple, servir d'endroits propices pour l'installation de nichoirs.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier les personnes suivantes pour leur aide dans l'obtention de photographies et de notes sur les sites occupés par le faucon pèlerin au Québec : Philippe Beaupré, Héroïse Bastien, Raymond Belhumeur, Joël Bonin, Anaïs Boutin, Jocelyn Caron, Normand Chassé, Michel Cournoyer, Valérie Deschênes, Caroline Daguet, Hélène Diéval, Bernard Dugas, Pierre Fradette, Marcel Harnois, Jean Lapointe, Normand Latour, Geneviève Poirier-Ghys, Jean-Guy Papineau, Richard Prévost, Charles Maisonneuve, Christian Marcotte, Denis Massé, Michel Renaud, Clément Robidoux, Donald Rodrigue, Marie-Ève de Ladurantaye, François Shaffer, Junior Tremblay, Daniel Toussaint et Monique Venne. Nous remercions également, Michel Crête, Marc Dionne, Bernard Dugas, Marcel Harnois et Mikhaël Jaffré pour leurs commentaires d'une version antérieure de ce manuscrit. Nous remercions enfin tous les propriétaires de sites naturels et industriels qui ont bien voulu collaborer au projet en donnant accès à leur terrain. ◀

Références

- AHRENS, D.C., 2007. Meteorology today: An introduction to weather, climate, and the environment. Thompson/Cole Inc., Belmont, 537 p.
- ANCTIL, A., A. FRANKE et J. BÉTY, 2014. Heavy rainfall increases nestling mortality of an Arctic top predator: Experimental evidence and long-term trend in peregrine falcons. *Oecologia*, 174 : 1033-1043.
- BOARMAN, W.I. et B. HEINRICH. 1999. Common raven (*Corvus corax*). Dans : POOLE, A. (édit.). The Birds of North America Online. Cornell Lab of Ornithology. Disponible en ligne à : <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/476>. [Visité le 14-01-15]
- BOND, R.M., 1946. The peregrine populations of western North America. *The Condor*, 48 : 101-116.
- CADE, T.J., 1961. Ecology of the peregrine and gyrfalcon populations in Alaska. University of California Publications in Zoology, 63 : 151-290.
- CADE, T.J. et D.M. BIRD, 1990. Peregrine falcons, *Falco peregrinus*, in an urban environment: A review. *Canadian Field-Naturalist*, 104 : 209-218.
- CADE, T.J., J.H. ENDERSON, C.G. THELANDER et C.M. WHITE, 1988. Peregrine falcon populations, their management and recovery. *The Peregrine Fund*, Boise, 949 p.
- COURT, G.S., C.G. GATES et D.A. BOAG, 1988. Natural history of the peregrine falcon in the Keewatin District of the Northwest Territories. *Arctic*, 41 : 17-30.
- ELLIS, D.H., 1982. The peregrine falcon in Arizona: Habitat utilization and management recommendations. Institute for Raptor Studies, Research Reports No. 1, Oracle, 24 p.
- FYFE, R., 1969. The peregrine falcon in Northern Canada. Dans : HICKEY, J.J. (édit.). Peregrine falcon populations: Their biology and decline. University of Wisconsin Press, Madison, p. 123-131.
- GAINZARAIN, J.A., R. ARAMBARRI et A.F. RODRÍGUEZ, 2000. Breeding density, habitat selection and reproductive rates of the peregrine falcon *Falco peregrinus* in Álava (northern Spain). *Bird Study*, 47 : 225-231
- GREBENCE, B.L. et C.M. WHITE, 1989. Physiographic characteristics of peregrine falcon nesting habitat along the Colorado river system in Utah. *Great Basin Naturalist*, 49 : 408-418.
- GOUVERNEMENT DU CANADA, 2013. L'Atlas du Canada-Toporama. Disponible en ligne à : <http://atlas.nrcan.gc.ca/site/francais/toporama>. [Visité le 13-11-05].
- HAGAR, J. A., 1969. History of the Massachusetts peregrine falcon population, 1935-57. Dans : Hickey, J.J. (édit.). Peregrine falcon populations: Their biology and decline. University of Wisconsin Press, Madison, p. 123-131.
- HERBERT, R.A. et K.G.S. HERBERT, 1965. Behavior of the peregrine falcons in the New York city region. *The Auk*, 82 : 62-94.
- HICKEY, J.J., 1969. Peregrine falcon populations: Their biology and decline. University of Wisconsin Press, Madison, 596 p.
- JENKINS, A.R., 2000. Hunting mode and success of African peregrines *Falco peregrinus minor*: Does nesting habitat quality affect foraging efficiency? *Ibis*, 142 : 235-246.
- LEGENDRE, P. et L. LEGENDRE, 1998. Numerical ecology. 2^e édition. Elsevier Science, New York, 852 p.
- MACCARONE, A.D. et W.A. MONTEVECCHI, 1981. Predation and caching of seabirds by red foxes (*Vulpes vulpes*) on Baccalieu Island, Newfoundland. *Canadian Field-Naturalist*, 95 : 352-353.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC, 2014. SIGÉOM : système d'information géomine. Disponible en ligne à : http://sigeom.mrn.gouv.qc.ca/signet/classes/11102_indexAccueil?l=f. [Visité le 14-01-17].
- MOORE N.P., P.F. KELLY, F.A. LANG, J.M. LYNCH et S.D. LANGTON, 1997. The peregrine falcon *Falco peregrinus* in quarries: Current status and factors influencing occupancy in the Republic of Ireland. *Bird Study*, 44 : 176-181.
- OKSANEN, J., F.G. BLANCHET, R. KINDT, P. LEGENDRE, P.R. MINCHIN, R.B. O'HARA, G.L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M.H.H. STEVENS et H.-L. WAGNER. 2013. vegan: Community Ecology Package. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Disponible en ligne à : <http://www.R-project.org>. [Visité le 14-01-15].
- Ratcliffe, D., 1993. The peregrine falcon. 2^e édition. T. et A.D. Poyser, Carlton, 488 p.
- Rice, J.N., 1969. The decline of the peregrine falcon population in Pennsylvania. Dans : Hickey, J.J. (édit.). Peregrine falcon populations: Their biology and decline. University of Wisconsin Press, Madison, p. 155-164
- Roy, L. et M. Bombardier, 1995. Grands corbeaux. 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. 731-733.
- SAVIGNAC, C. et B. DUGAS, 2012. Projet de conservation volontaire des sites de nidification du faucon pèlerin dans les carrières industrielles de Lanaudière. Présentation au Congrès des ornithologues amateurs du Québec, Saint-Hyacinthe, 34 p.
- SERGIO, F., F. RIZZOLLI, L. MARCHESI et P. PEDRINI, 2004. The importance of interspecific interactions for breeding-site selection: Peregrine falcons seek proximity to ravens nests. *Ecography*, 27 : 818-826.
- TREMBLAY J., P. FRADETTE, F. SHAFFER et I. GAUTHIER, 2012. Inventaire quinquennal 2010 du faucon pèlerin au Québec méridional: état de la population québécoise. *Le Naturaliste canadien*, 136 (3) : 88-93.
- WHITE, C.M., N.J. CLUM, T.J. CADE et W.G. HUNT, 2002. Peregrine falcon (*Falco peregrinus*). Dans : POOLE, A. (édit.). The Birds of North America Online. Cornell Lab of Ornithology. Disponible en ligne à : <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/660>. [Visité le 13-11-06].
- WIGHTMAN, C.S. et M.R. FULLER, 2006. Influence of habitat heterogeneity on distribution, occupancy patterns, and productivity of breeding peregrine falcons in central West Greenland. *The Condor*, 108 : 270-281.

Dr MICHEL COUVRETTE
Chirurgien-dentiste

5886 St-Hubert
Montréal (Québec)
Canada H2S 2L7

sur rendez-vous
seulement
274-2373


Groupe Hemispheres
L'heure juste en environnement!

QUÉBEC
13, rue Saint-Louis, bureau 201
Lévis (Qc) G6V 4E2
Sans frais: 1 866 574-7032

MONTRÉAL
1453, rue Beaubien Est, bureau 301
Montréal (Qc) H2G 3C6
Sans frais: 1 866 569-7140

info@hemis.ca

www.hemis.ca

Écologie de la reproduction du faucon pèlerin au Nunavut

Mikaël Jaffré, Alastair Franke, Alexandre Anctil, Philippe Galipeau, Erik Hedlin, Vincent Lamarre, Vincent L'Hérault, Laurent Nikolaiczuk, Kristen Peck, Barry Robinson et Joël Bêty

Résumé

Le déclin historique du faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) observé en Amérique du Nord au milieu du xx^e siècle a été principalement attribué à l'échec de reproduction causé par les polluants organochlorés persistants. C'est dans ce contexte que le *Arctic Raptor Project* a été initié, en 1982, dans le but d'étudier la reproduction de faucons pèlerins *F.p. tundrius* nichant dans l'Arctique. Nous présentons ici une synthèse des principaux travaux conduits dans le cadre de ce programme de recherche réalisé essentiellement dans la région de Rankin Inlet, mais aussi plus récemment près d'Igloolik et sur l'île de Baffin au Nunavut. Des résultats portant sur le régime alimentaire, la phénologie de la reproduction, la croissance et la survie des jeunes, ainsi que sur la dynamique de population sont présentés. Le suivi à long terme dans la région de Rankin Inlet a permis de mettre en lumière, entre autres, une baisse du nombre de jeunes au cours des 3 dernières décennies. Des épisodes de fortes précipitations estivales, plus fréquents dans l'aire d'étude ces dernières années, semblent en partie responsables de ces diminutions. En outre, l'étude des rapaces nichant dans l'Arctique est cruciale pour comprendre les conséquences sur la dynamique des populations, notamment des changements climatiques, de l'environnement (p. ex. diminution des polluants organochlorés) et de la structure et du fonctionnement de l'écosystème arctique.

MOT CLÉS : Arctique, *Falco peregrinus*, dynamique de population, Rankin Inlet, régime alimentaire

Abstract

The historical decline of the peregrine falcon (*Falco peregrinus*) in North America during the 20th century was mainly attributed to reproductive failure due to the accumulation of persistent organochloride pollutants. As a direct result to this finding, the Arctic Raptor Project was established in 1982, and its goal was to monitor the breeding success of Arctic-nesting peregrine falcons (*F.p. tundrius*). The present article provides a synopsis of the major findings of its research, which was principally conducted around Rankin Inlet (Nunavut), but also, more recently, around Igloolik and on Baffin Island (Nunavut). The results cover raptor feeding regimes, reproductive phenology, growth and survival of young, and population dynamics. The long-term Rankin Inlet study has identified, among other things, a decrease in the number of young fledged over the past 3 decades. Episodes of heavy summer rain, which have occurred more frequently in recent years, appear, in part, to be responsible for this decline in reproductive output. The continued study of Arctic-nesting raptors is crucial to our understanding of population dynamics, including how these are affected by changes in climate and in the environment (e.g., reductions in organochloride pollutant levels), and on the structure and functioning of the Arctic ecosystem.

KEYWORDS: Arctic, *Falco peregrinus*, population dynamic, Rankin Inlet, diet

MIKAËL JAFFRÉ est stagiaire post-doctoral à l'Université du Québec à Rimouski (UQAR) et collaborateur du « Arctic Raptor Project » de l'Institut circumpolaire canadien à l'Université d'Alberta à Edmonton. ALASTAIR FRANKE est le principal investigateur du « Arctic Raptor Project » et adjoint académique de l'Institut circumpolaire canadien à l'Université d'Alberta à Edmonton. ALEXANDRE ANCTIL est titulaire d'une maîtrise réalisée à l'UQAR en collaboration avec le « Arctic Raptor Project » alors que PHILIPPE GALIPEAU est étudiant à la maîtrise à la même institution et collaborateur du « Arctic Raptor Project ». ERIK HEDLIN est étudiant à la maîtrise au Département des ressources renouvelables à l'Université d'Alberta, à Edmonton, et collaborateur du « Arctic Raptor Project ». VINCENT LAMARRE est étudiant à la maîtrise à l'UQAR et collaborateur du « Arctic Raptor Project ». VINCENT L'HÉRAULT est titulaire d'une maîtrise réalisée à l'UQAR et collaborateur du « Arctic Raptor Project ». LAURENT NIKOLAICZUK est collaborateur du « Arctic Raptor Project ». KRISTEN PECK est étudiante à la maîtrise à l'UQAR et collaboratrice du « Arctic Raptor Project ». BARRY ROBINSON est étudiant au doctorat au Département de sciences biologiques de l'Université d'Alberta à Edmonton et collaborateur du « Arctic Raptor Project ». JOËL BÊTY est co-directeur de la Chaire de recherche du Canada en biodiversité nordique au sein du Département de biologie et du Centre d'études nordiques à l'UQAR.

mikael.jaffre@uqar.ca

Introduction

En raison de sa distribution cosmopolite, le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) est sans doute un des rapaces les plus étudiés. Avec près de 20 sous-espèces décrites, cette espèce présente un large éventail de traits d'histoire de vie, incluant des différences morphologiques, comportementales et de répartitions spatiales très marquées (White et collab., 2013). Ces spécificités ont vraisemblablement été principalement façonnées par la grande variabilité des habitats fréquentés par les différentes sous-espèces, allant de la forêt tropicale africaine à la toundra groenlandaise, en passant par les terres arides et chaudes d'Australie ou les grands massifs montagneux des Andes. Parallèlement, plusieurs stratégies de migration sont observées chez les faucons pèlerins, allant de longues migrations de plus de 13 000 km chez les oiseaux nichant dans les hautes latitudes, jusqu'à la sédentarité de la majorité de ceux nichant aux latitudes méridionales et tempérées. Contrairement aux populations européennes qui sont étudiées depuis le Moyen-Âge (Ratcliffe, 1980), les sous-espèces arctiques et migratrices longue distance sont beaucoup moins bien connues en raison de leur isolement géographique et des difficultés logistiques associées à leur suivi. De ce fait, le faucon pèlerin de la toundra (*F. p. tundrius* White; figure 1) fut la dernière sous-espèce de faucon pèlerin formellement décrite (1968). Nous présentons ici une synthèse des principaux travaux de recherche réalisés par notre équipe au cours des 3 dernières décennies sur les faucons pèlerins nichant au Nunavut, dans le Grand Nord canadien.

Historique du suivi

Les recherches de notre équipe (*Arctic Raptor Project*) sur les faucons pèlerins du Nunavut ont été initiées en 1982 et ont été réalisées par 6 chercheurs principaux et 11 étudiants gradués. La plupart des recherches ont été conduites dans la région de Rankin Inlet, mais elles ont été étendues à Igloolik en 2009 et à l'île de Baffin en 2010. Dès le début, le programme de recherche a porté sur l'histoire naturelle (Court et collab., 1988), la dynamique de population (Court et collab., 1989) et la présence de pesticides organochlorés persistants (Court et collab., 1990) dans les tissus du faucon pèlerin. Bradley et Oliphant (1991) ont examiné le régime alimentaire et Bradley et collab. (1997) ont étudié les effets des conditions météorologiques sur le succès reproducteur des faucons. Johnstone et collab. (1996) ont étendu l'étude sur la dynamique de population initiée par Court et collab. (1989), en plus d'examiner la source des contaminants organochlorés et l'évolution de leur concentration au fil du temps. Les biologistes du gouvernement du Nunavut ont pris la responsabilité du suivi de l'occupation des sites de nidification et de la productivité annuelle de la population de Rankin Inlet de 1997 à 2002. Par la suite, les recherches de notre équipe se sont surtout concentrées sur les causes des variations annuelles de survie des adultes (Franke et collab., 2011) et les mécanismes responsables du déclin à long terme du succès de reproduction des faucons (Franke et collab.,



Mikaël Jaffré

Figure 1. Faucon pèlerin bagué dans la zone d'étude de Rankin Inlet.

2010; Anctil et collab., 2014; Franke et collab., 2013). Enfin, L'Hérault et collab. (2013) ont récemment raffiné l'étude sur le régime alimentaire des faucons en utilisant les isotopes stables.

Aires d'étude

La zone d'étude principale entourant Rankin Inlet (62,8085° N, -92,0853° O; figure 2), couvre approximativement 350 km² de toundra, de falaises littorales et d'îles situées sur la côte de la Baie d'Hudson. Dans cette région, la fonte printanière commence à la mi-mai et la glace de mer côtière persiste jusqu'à la seconde semaine de juillet. Les étés sont typiquement courts et frais, avec des températures quotidiennes moyennes maximales et minimales, en juillet, de 14,9°C et 6,1°C respectivement. Les précipitations annuelles moyennes atteignent 18,2 cm de pluie et 131,9 cm de neige (données météorologiques enregistrées à l'aéroport de Rankin Inlet de 1981 à 2010 par Environnement Canada). Ce site est relativement facile d'accès à partir de l'aéroport de Rankin Inlet. Les moyens utilisés pour accéder aux nids des faucons varient selon la saison. Des motoneiges sont généralement utilisées tôt en saison, tant que la baie d'Hudson est gelée et que la neige couvre une grande partie de la région, généralement jusqu'à mi-juin. Plus tard, l'accès se fait par véhicule tout-terrain ou par bateau. Une route de 25 km, ouverte toute l'année, relie Rankin Inlet et la mine d'Agnico Eagle située au bord du lac Méliadine, au nord de Rankin Inlet, et offre des accès supplémentaires aux sites de reproduction des faucons. La densité de faucons pèlerins dans cette zone d'étude était estimée à un couple nicheur par 15 km² entre 1982 et 2009 (Franke et collab., 2010).

L'aire d'étude de l'île d'Igloolik, localisée à 800 km au nord-est de Rankin Inlet, se situe entre les îles Coxe et le continent, à la pointe nord de la péninsule de Melville,

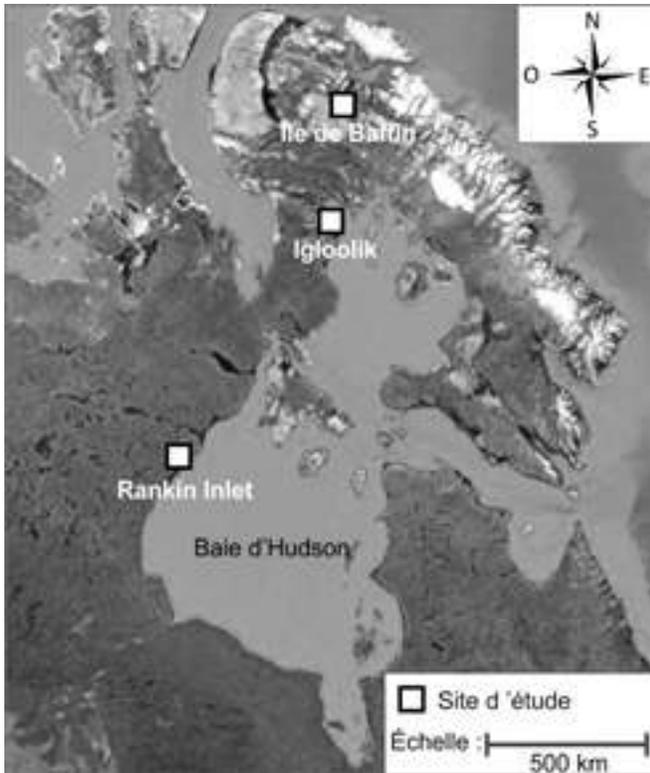


Figure 2. Localisation des aires d'étude du faucon pèlerin au Nunavut, Canada.

près de la communauté d'Igloolik (69,5345° N, -82,5070° O; figure 2). Le dégel printanier commence au début de juin et la majorité de la neige a fondu au début de juillet. La persistance de la glace de mer varie selon les années, mais la mer est généralement libre de glace entre le milieu et la fin de juillet. Les températures moyennes minimales et maximales de juillet sont de 3,6 à 11,2°C, respectivement, et la moyenne des précipitations annuelles est de 8,7 cm de pluie et 136,2 cm de neige (données d'Environnement Canada pour la période 1981-2010). La zone d'étude comprend 2 030 km² de toundra, de côtes escarpées, de lacs et de mer. La densité estimée de faucons pèlerins nicheurs était d'environ 1 couple par 93 km² entre 2010 et 2013. Les falaises sont nombreuses, généralement situées sur le littoral ou au bord des grands lacs intérieurs qui parsèment la région. Les petits lacs et les zones humides sont également nombreux en milieu toundrique.

L'aire d'étude de l'île de Baffin, localisée à 1 000 km au nord-est de Rankin Inlet, s'étend sur 10 500 km² et se situe le long d'un axe latitudinal de 215 km, au nord-ouest de l'île de Baffin, Nunavut (71,326° N -79,374° O; figure 2). Les températures moyennes de juillet fluctuent entre un minimum de 2,7°C et un maximum de 10,5°C alors que les précipitations annuelles moyennes totalisent 9,1 cm de pluie et 131,9 cm de neige (Environnement Canada – 1981-2010). Le terrain est accidenté et l'élévation peut atteindre 900 m. Les collines, entrecoupées de fjords sur la côte nord de l'île, laissent place à des plaines et à des plateaux en allant vers le

sud-ouest. La densité de faucons pèlerins, estimée à partir des sites de reproduction connus, était d'environ 1 couple nicheur par 130 km² entre 2011 et 2013. L'aire d'étude comprend un site d'activité minière exploratoire. La compagnie Baffinland Iron mines Corp. projette d'exploiter plusieurs dépôts de fer au centre de la zone d'étude, à Mary River. Une route relie présentement les camps miniers de Mary River et de Milne Inlet (71,884° N, -80,907° O). Ces infrastructures minières sont le port d'attache de tous les travaux de recherche effectués dans cette zone et commencés en 2010.

La buse pattue (*Buteo lagopus*), le harfang des neiges (*Bubo scandiacus*) et le faucon gerfaut (*Falco rusticolus*) sont les autres principaux rapaces nicheurs également observés sur nos aires d'étude. Les milieux bien drainés et les falaises sont couverts d'une formation de lichens, de mousses, et de graminées. Des *Poaceae* spp., *Cyperaceae* spp. (dont les *Carex* spp.), lichens et petits arbustes (*Betula glandulosa* et *Salix* spp.) sont présents dans les zones basses et humides, dans les crevasses rocheuses et dans la plupart des pentes et coteaux.

Synthèse des résultats

Comme les tailles d'échantillon et la variance différaient entre les zones d'étude, nous avons comparé les dates de ponte et d'éclosion entre les zones en utilisant le test de la somme des rangs de Kruskal-Wallis avec comparaisons de groupes *post-hoc* à un seuil de signification de $p = 0,05$ grâce au progiciel Pgrimess sous R (R Core Team, 2003; Giraudoux, 2013). Pour toutes les autres comparaisons entre les zones d'étude, nous avons utilisé des analyses de variance à 2 facteurs ou des tests *t* de Student sous R (R Core Team, 2003). La relation entre les températures moyennes de mai et la date de ponte médiane à Rankin Inlet a été évaluée par régression linéaire simple. Toutes les erreurs associées aux estimations sont représentées par des écarts-types, sauf indication contraire.

Régime alimentaire

Les faucons pèlerins nichant dans l'Arctique se nourrissent d'espèces d'oiseaux et de mammifères de petites et moyennes tailles (Cade, 1960; Rosenfield et collab., 1995). Les proies sont identifiables grâce à 3 techniques: l'analyse de pelotes de régurgitation et de restes trouvés près des nids (Bradley et Oliphant, 1991), via l'observation à partir de caméras automatisées et à l'aide des isotopes stables (L'Héault et collab., 2013). Les principales proies peuvent être classées en 3 groupes fonctionnels: les herbivores terrestres (petits mammifères, oies et bernaches), les insectivores terrestres (passereaux et limicoles) et les oiseaux marins. Les études portant sur le régime alimentaire des faucons à Rankin Inlet (Court et collab., 1988; Bradley et Oliphant, 1991; L'Héault et collab., 2013) concordent avec d'autres études indiquant que les faucons pèlerins utilisent un large éventail de proies (tableau 1; figure 3a), et suggèrent que l'espèce n'est pas un prédateur strictement spécialiste des proies aviaires. En utilisant les isotopes stables, L'Héault et collab. (2013) ont montré des différences dans la composition des espèces de

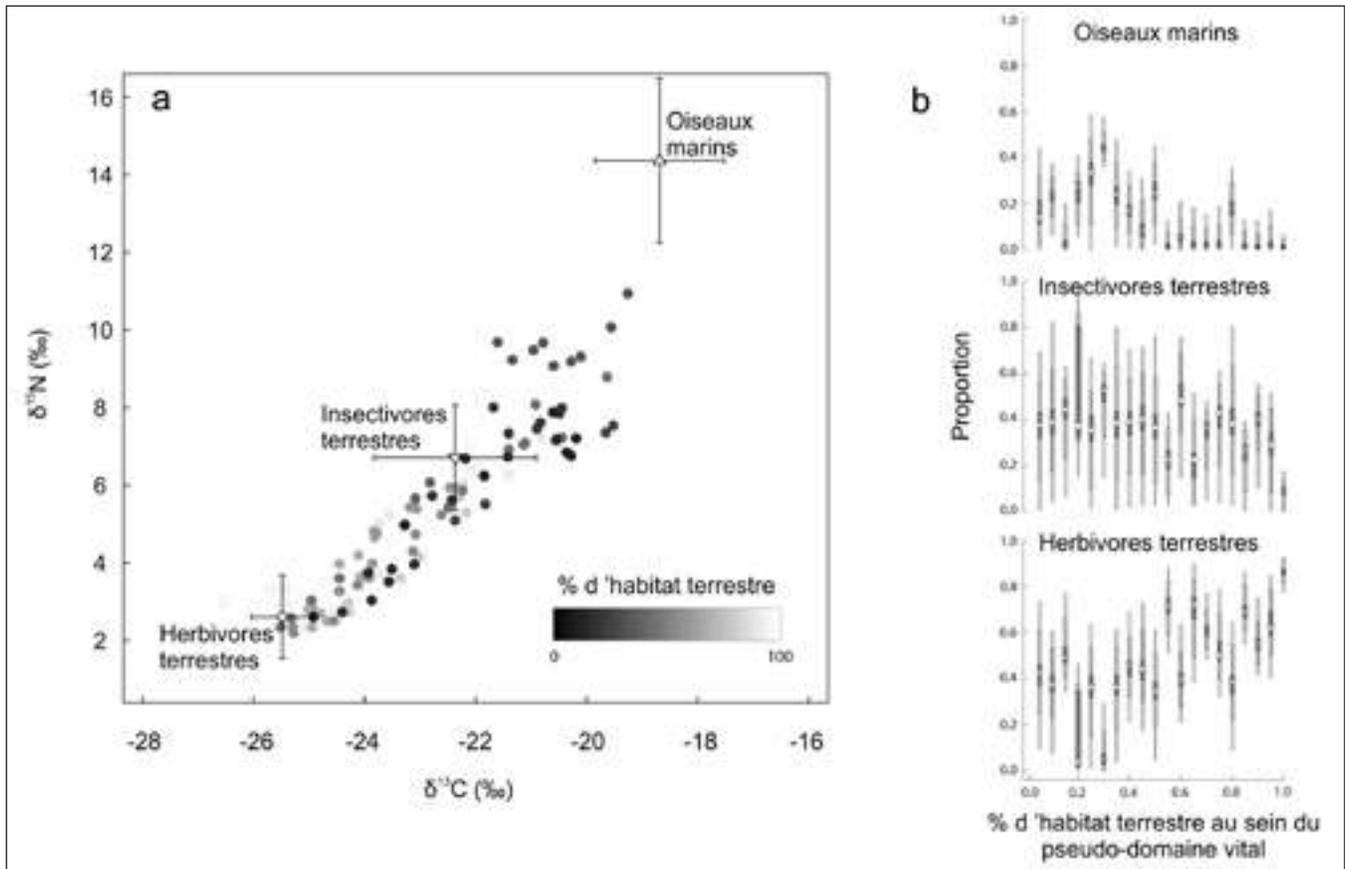


Figure 3. a) Relation entre la proportion d'habitats terrestres dans le pseudo-domaine vital des parents et la signature isotopique des oisillons de faucon pèlerin à Rankin Inlet à l'été 2008. Plus le cercle est foncé, plus la proportion d'habitats marins est grande. Les croix illustrent l'étendue de la signature isotopique de 3 catégories de proies (modifié de L'Héroult et collab., 2013). b) Contribution relative des oiseaux marins, des insectivores terrestres et des herbivores terrestres dans le régime alimentaire des oisillons de faucons pèlerins à Rankin Inlet à l'été 2008, en fonction de la proportion d'habitats terrestres (versus marins) dans le pseudo-domaine vital des parents. Chaque boîte à moustaches montre les intervalles de 5, 25, 75 et 95 % (boîtes blanches, marques gris foncé, gris clair et blanches, respectivement) des probabilités de distribution (modifié de L'Héroult et collab., 2013).

proies utilisées pour nourrir les oisillons en fonction de la position géographique du territoire occupé par un couple. Les oisillons élevés à proximité de la mer, sur des îles ou sur la côte recevaient plus de nourriture d'origine marine que ceux élevés à l'intérieur des terres. La composition du régime alimentaire du faucon pèlerin était ainsi liée à l'abondance des proies disponibles à proximité des nids, ce qui correspond à une stratégie généraliste telle que décrite par Andersson et Erlinge (1977). Toutefois, le régime alimentaire de tous les faucons, incluant ceux nichant dans les environnements à dominance marine, était principalement composé de proies d'origine terrestre (figure 3b).

Dans l'Arctique, les lemmings jouent un rôle clé dans les écosystèmes terrestres. Leurs populations fluctuent généralement en suivant des cycles, se traduisant par des pics périodiques observés tous les 4 ans environ (Gilg et collab., 2003; Gauthier et collab., 2013). Lors des années de forte abondance, les lemmings peuvent représenter une composante majeure du régime alimentaire des prédateurs aviaires (Gilg et collab., 2009; Legagneux et collab., 2012;

Therrien et collab., 2014), incluant le faucon pèlerin (Court et collab., 1988; Bradley et Oliphant, 1991). Cependant, peu d'études ont examiné la proportion des proies dans le régime alimentaire des faucons en fonction de leurs disponibilités (Hunter et collab., 1988; Dawson et collab., 2011), et aucune n'a été menée dans l'Arctique. Afin de mieux comprendre la sélection des proies par le faucon pèlerin, nous avons quantifié leur disponibilité en inventariant les proies aviaires et les signes de présence de lemmings le long de transects, pendant la période 2010-2012 à Igloodik (Robinson et collab., 2014). Les années 2010 et 2012 n'ont pas connu de fortes densités de lemmings, contrairement à 2011 marquée par une densité de micromammifères environ 10 fois supérieure à celle de 2010. Bien que la consommation de lemmings semble avoir été plus grande en 2011 sur la base de l'étendue de la niche isotopique (figure 4), la niche isotopique des faucons semblait tout de même centrée sur les insectivores terrestres (figure 4). Cette situation contraste avec d'autres rapaces arctiques qui se nourrissent essentiellement de micromammifères lorsque ceux-ci sont présents en forte abondance (p. ex. buse pattue

Tableau 1. Liste des principales espèces consommées par le faucon pèlerin dans l'aire d'étude de Rankin Inlet, au Nunavut, entre 1982 et 2012.

Groupes fonctionnels	Nom commun	Nom scientifique
Insectivores terrestres	Plectrophane des neiges	<i>Plectrophenax nivalis</i>
	Alouette haussecol	<i>Eremophila alpestris</i>
	Plectrophane lapon	<i>Calcarius lapponicus</i>
	Pipit d'Amérique	<i>Anthus rubescens</i>
	Bécasseau variable	<i>Calidris alpina</i>
	Phalarope à bec large	<i>Phalaropus fulicarius</i>
	Pluvier semipalmé	<i>Charadrius semipalmatus</i>
	Bécasseau de Baird	<i>Calidris bairdii</i>
	Bécasseau à croupion blanc	<i>Calidris fuscicollis</i>
Herbivores terrestres	Oie des neiges	<i>Chen caerulescens</i>
	Lemming à collier	<i>Dicrostonyx groenlandicus</i>
	Lemming brun	<i>Lemmus trimucronatus</i>
	Spermophile arctique	<i>Urocitellus parryii</i>
Oiseaux marins	Goéland argenté	<i>Larus argentatus</i>
	Sterne arctique	<i>Sterna paradisaea</i>
	Harelde kakawi	<i>Clangula hyemalis</i>
	Eider à duvet	<i>Somateria mollissima</i>
	Guillemot à miroir	<i>Cephus grylle</i>

Buteo lagopus (Pokrovsky et collab., 2014), harfang des neiges *Bubo scandiacus* (Wiklund et Stigh, 1986), labbe pomarin *Stercorarius pomarinus* (Maher, 1970b) et labbe à longue queue *Stercorarius longicaudus* (Maher, 1970a)).

À Rankin Inlet, L'Hérault et collab. (2013) ont montré que la contribution relative des différents groupes de proies changeait en fonction de la date durant l'élevage des jeunes. En effet, il y avait une utilisation prédominante d'herbivores terrestres tôt en saison suivie d'une plus grande consommation des oiseaux insectivores terrestres plus tard durant l'élevage des poussins (L'Hérault et collab., 2013), probablement en lien avec l'augmentation de la disponibilité des passereaux et limicoles juvéniles. Un changement saisonnier du régime alimentaire semble aussi survenir à Igloolik; bien que les passereaux soient utilisés régulièrement tout au long de la saison de reproduction, la contribution relative des oiseaux marins, tels que le guillemot à miroir (*Cephus grylle*), l'harelde kakawi (*Clangula hyemalis*) et l'eider à duvet (*Somateria mollissima*), augmentait au cours de la saison de reproduction dans le régime alimentaire des faucons (Robinson et collab., 2014). L'utilisation accrue de ces proies coïncide vraisemblablement avec la période au cours de laquelle les jeunes de nombreuses

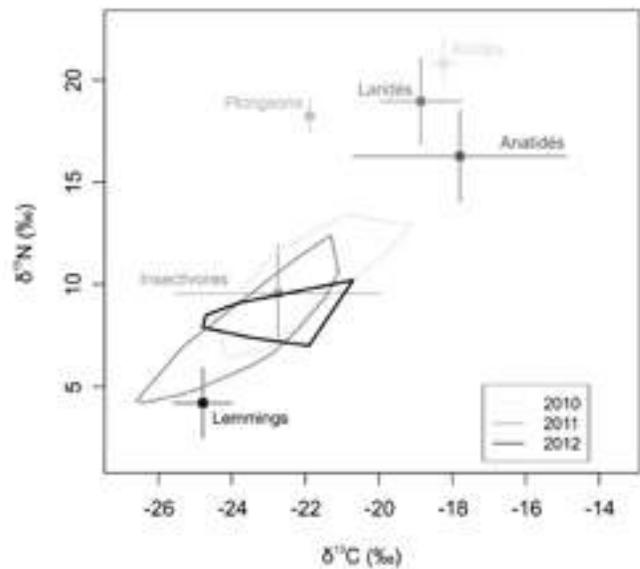


Figure 4. Étendue de la niche isotopique (caractérisée en utilisant l'enveloppe convexe d'un polygone) de poussins de faucon pèlerin suivis près de la communauté d'Igloolik, Nunavut, Canada, pendant les années 2010 à 2012, ainsi que la signature isotopique des 6 principales proies potentielles dans cette région.

espèces deviennent vulnérables à la prédation aérienne, et survient au moment où les faucons femelles commencent à contribuer au nourrissage des jeunes.

Biologie de la reproduction

Arrivée et occupation

Les couples de faucon pèlerin sont monogames et demeurent fidèles souvent durant plusieurs saisons de reproduction. Les 2 sexes sont aussi fidèles au site de reproduction, et, comme chez de nombreuses espèces philopatrices, leur comportement monogame résulte probablement davantage de leur fidélité au site de reproduction qu'au partenaire en soi (Cézilly et collab., 2000; Naves et collab., 2006). Les faucons pèlerins peuvent atteindre leur maturité sexuelle à l'âge de 1 an, mais en général ils l'atteignent pendant leur deuxième année (Ratcliffe, 1980). L'ordre d'arrivée sur le territoire de reproduction ne semble pas lié au sexe (Cade, 1960; Ratcliffe, 1980), et nos observations au Nunavut ont confirmé cette tendance (Court et collab., 1988). La date d'arrivée connue la plus précoce à Rankin Inlet fut le 10 mai, et la majorité des couples arrivent dans les sites de reproduction autour de la 3^e semaine de mai.

À la fin de mai, les territoires de nidification sont visités régulièrement par notre équipe jusqu'à ce que l'occupation par les faucons soit confirmée ou jusqu'à ce que la saison de reproduction soit suffisamment avancée pour conclure que le site est vacant (Franke et collab., 2010). Un site est considéré occupé lorsqu'au moins un individu présentant un comportement territorial (présence sur un site connu, signes

d'agressivité, cris de défense (*kakking*) y est observé ou lorsque des activités de reproduction sont observées (appariement incluant des vocalisations, accouplement, aménagement du nid, chasse coopérative ou échanges de nourriture). À Rankin Inlet, le taux d'occupation moyen (nombre de sites occupés sur l'ensemble des sites connus), de 1982 à 2013, fut de $75 \pm$ SD = 6 %, et a varié d'un minimum de 62 % en 2004 à un maximum de 85 % en 1988 et 1994 (figure 5).

Ponte

La date médiane de ponte du premier œuf a été mesurée dans chaque zone d'étude en utilisant les observations faites lors des visites des nids, à l'aide de caméras automatisées ou à l'aide de rétro-calculs, en soustrayant la durée d'incubation aux dates d'éclosions connues. Comme la ponte du premier œuf a souvent lieu entre 2 visites du nid, la date de ponte de chaque œuf fut estimée en supposant un intervalle de 2 jours entre chaque œuf pondu (Ricklefs, 1969). Les différents sites d'étude ayant une différence latitudinale marquée, on s'attendrait à ce que les sites plus au sud initient leur reproduction plus tôt. En effet, nos données nous permettent de constater que la date médiane de ponte à Rankin Inlet (9 juin \pm 4,0 jours) était plus précoce qu'à Igloolik (15 juin \pm 3,6 jours; $\text{Khi}^2 = 31,56$, $p < 0,001$) et à l'île de Baffin (16 juin \pm 3,5 jours; $\text{Khi}^2 = 35,56$, $p < 0,001$), aucune différence n'ayant été observée entre Igloolik et Baffin ($\text{Khi}^2 = 0,77$, $p = 0,38$) (figure 6). Cet ordre phénologique respecte l'ordre latitudinal des sites, les conditions propices à la reproduction survenant plus tard aux latitudes plus septentrionales.

Par ailleurs, la date médiane de ponte chaque année est également dépendante des conditions météorologiques que rencontrent les adultes reproducteurs sur les sites. À Rankin Inlet, entre 2009 et 2013, les variations interannuelles de la date de ponte étaient négativement liées à la température moyenne en mai (date de ponte = $-0,763 \times \text{température} + 4,9604$; $R^2 = 0,71$; $p < 0,05$). Ainsi, une augmentation de 1 degré Celsius de la température de mai générerait en moyenne un avancement de 0,763 jour de la date de ponte.

La taille de ponte était typiquement de 3 ou 4 œufs au Nunavut (90 % des observations ($n = 288$); tableau 2). La majorité (6 sur 7) des couvées d'un seul œuf ont été abandonnées pendant l'incubation, et seulement 16 % ($n = 19$) des couvées de 2 œufs ont produit au moins un jeune à l'envol. À Rankin Inlet et à Igloolik, la durée d'incubation médiane du premier œuf était de 36 jours, et a diminué de 1 jour pour chaque œuf additionnel (tableau 2). La durée d'incubation du quatrième œuf (33 jours) était similaire à ce qui a été rapporté ailleurs (Burnham, 1983).

Éclosion et élevage

Comme pour la date de ponte, nous avons constaté une tendance similaire pour la date médiane d'éclosion, soit des dates plus hâtives à Rankin Inlet (14 juillet \pm SD = 4,0 jours) qu'à Igloolik (20 juillet \pm 3,9 jours; $\text{Khi}^2 = 30,93$ et $p < 0,001$) et sur l'île de Baffin (18 juillet \pm 2,9 jours; $\text{Khi}^2 = 19,88$ et

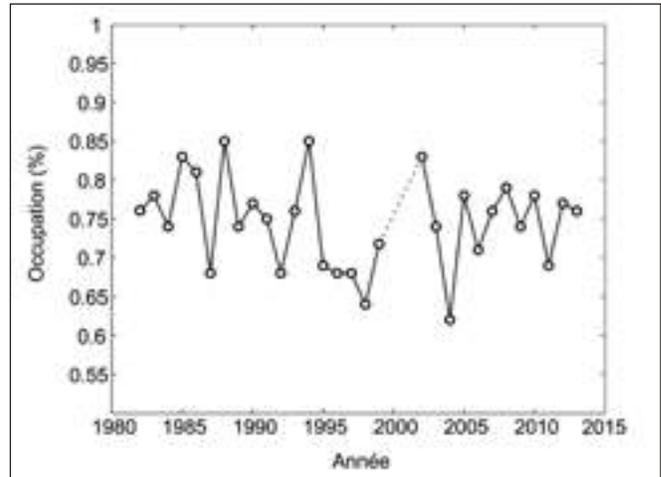


Figure 5. Taux d'occupation (%) des sites de reproduction connus des faucons pèlerins à Rankin Inlet, Nunavut, entre 1982 et 2013.

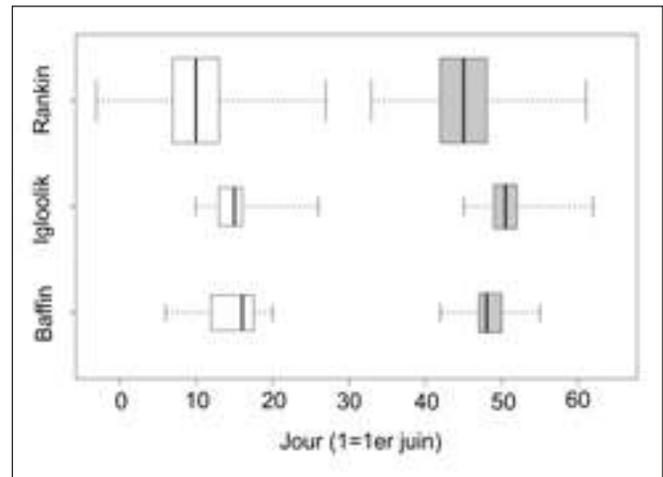


Figure 6. Phénologie de la ponte (blanc) et de l'éclosion (gris) du premier œuf chez les faucons pèlerins suivis à 3 sites d'étude au Nunavut (Rankin Inlet, Igloolik, et île de Baffin). La taille de chaque boîte à moustaches est proportionnelle à la taille de l'échantillon. Chaque boîte présente la médiane (trait noir), les interquartiles entre 25 et 75 % (limites de la boîte) et toute la gamme des données (moustaches).

$p < 0,001$). Il n'y avait cependant pas de différence entre Igloolik et Baffin ($p > 0,05$; figure 6).

L'éclosion asynchrone est commune chez les oiseaux nidicoles, et plusieurs hypothèses ont été proposées pour expliquer l'avantage évolutif que confère cette stratégie (Stenning, 1996). Lack (1947) a proposé que l'éclosion asynchrone était une adaptation évolutive pour s'accommoder à une disponibilité alimentaire saisonnière imprévisible. Les plus jeunes oisillons (et généralement les plus petits) étaient ainsi susceptibles de survivre uniquement lors des années où la nourriture était relativement abondante, mais étaient généralement condamnés

Tableau 2. Taille de ponte de couples du faucon pèlerin (nombre d'œufs par nid), taux d'éclosion (nombre de poussins éclos par nid ayant reçu des œufs) et productivité moyenne (nombre de jeunes ayant atteint l'âge 25 jours) dans 3 sites d'étude du Nunavut.

		Aire d'étude ^a			Durée d'incubation médiane en jours (n ^c)
		Rankin Inlet	Igloolik	Île de Baffin	
Taille de ponte et % des nids (n ^b)	1	1,7 (3)	8,3 (3)	1,3 (1)	36 ± 1,8 ^d (48)
	2	6,8 (12)	0,0 (0)	9,3 (7)	35 ± 1,7 (47)
	3	28,8 (51)	52,8 (19)	32,0 (24)	34 ± 1,3 (42)
	4	61,6 (109)	38,9 (14)	57,3 (43)	33 ± 1,5 (21)
	5	1,1 (2)	n/a	n/a	n/a
Taux d'éclosion		1,9 ± 0,6 ^d	2,2 ± 0,6		
Productivité		0,9 ± 0,4 ^d	1,9 ± 0,9	1,2 ± 0,9	

^a. Nombre d'années d'observation : Rankin Inlet : 2008-2013, Igloolik : 2010-2013, Île de Baffin : 2011-2013 (excluant 2011 pour la taille de ponte).

^b. Nombre de nids.

^c. Nombre d'œufs considérés, suivis dans 43 nids de Rankin Inlet et 5 nids d'Igloolik.

lorsque les conditions environnementales conduisaient à une faible disponibilité en nourriture (Wiebe et Bortolotti, 1995; Estes et collab., 1999). Dans la population de faucons pèlerins de Rankin Inlet, le deuxième œuf éclot au plus un jour après le premier, le troisième au plus 2 jours après le second et le quatrième entre 3 et 4 jours suivant le début de l'éclosion. Cela suggère que l'incubation commence avant la ponte du troisième œuf. Les 2 premiers œufs sont probablement couvés durant la ponte pour éviter le gel, mais pas assez pour permettre le développement de l'embryon. Cette différence de synchronie à l'éclosion, pouvant atteindre jusqu'à 5 jours dans certains cas, peut générer une différence de plus de 100 g entre le 1^{er} et le 4^e jeune d'une couvée à une même date (figure 7). La date d'éclosion et l'ordre d'éclosion ont un effet important sur la survie des oisillons. Anctil et collab. (2014) ont montré que les jeunes avec une date d'éclosion tardive combinée avec un rang subalterne dans la séquence d'éclosion (p. ex. 4^e position) avaient une survie plus faible. Court et collab. (1988) ont suggéré que les oisillons éclos en 4^e position pourraient avoir connu un retard de croissance dans les premiers jours suivant l'éclosion, lié à la concurrence accrue de la part des frères et sœurs plus âgés (Court et collab., 1988; McDonald et collab., 2005). Nos résultats récents soutiennent cette hypothèse; cette occurrence se traduisait en effet par un taux de croissance plus faible pour les oisillons éclos en 4^e position qui n'atteignaient pas 25 jours (figure 8a). En revanche, les 4^{es} oisillons éclos qui survivaient plus de 25 jours atteignaient un taux de croissance semblable à celui des frères et sœurs éclos plus tôt, mais seulement après 10 jours d'âge environ. Les 4^{es} oisillons pouvaient également être victimes d'une réduction de couvée initiée par un parent (Franke et collab., 2013). Ainsi, la survie du 4^e oisillon est probablement liée à une combinaison entre la phénologie de l'éclosion, l'abondance de proies, et la qualité des parents en termes de capacité intrinsèque à approvisionner les jeunes.

Le dimorphisme sexuel inverse (femelle plus grande que le mâle) est typique chez le faucon pèlerin comme chez



Figure 7. Photographie montrant la différence de taille entre le quatrième oisillon d'une nichée et les autres. Cette disproportion est liée à l'éclosion asynchrone de 4 jours entre le premier et le quatrième œuf (Arctic Raptor Project – Rankin Inlet, Nunavut, 8 août 2013).

beaucoup de rapaces (White et collab., 2002). Toutefois, les oisillons mâles et femelles montraient peu de différences de masse jusqu'à environ 2 semaines d'âge. Les différences entre les 2 sexes étaient plus marquées à partir de 3 semaines d'âge environ (figure 8b).

Facteurs influant le succès de reproduction

Les conditions météorologiques

Le succès de reproduction du faucon pèlerin a souvent été associé aux conditions météorologiques, en particulier à l'ampleur des précipitations (Mearns et Newton, 1988; Bradley et collab., 1997). Anctil et collab. (2014) ont réalisé une expérience à Rankin Inlet à l'aide de nichoirs offrant une protection directe contre les intempéries, et ont démontré que plus du tiers de la

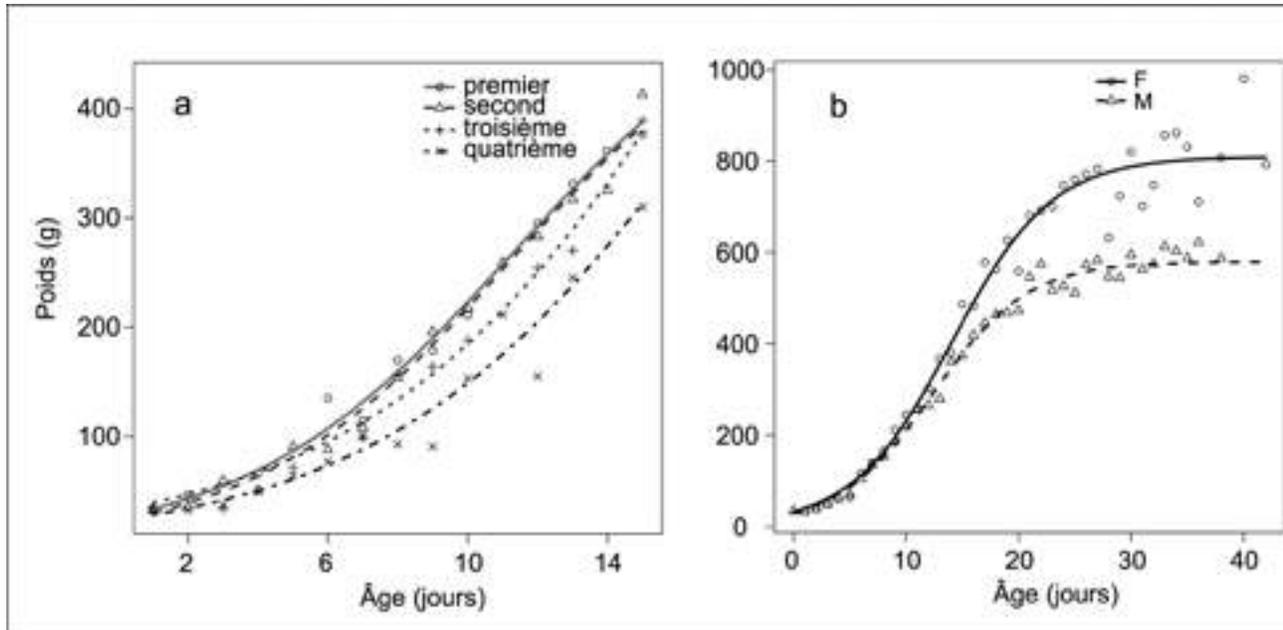


Figure 8. a) Croissance de la masse corporelle de jeunes faucons pèlerins en fonction de l'ordre d'éclosion de leur œuf dans 4 nichées différentes suivies durant les étés 2008, 2009, 2010 et 2013 ($n = 16$ nichées). Les courbes de croissance moyenne sont présentées pour les jeunes éclos aux 3 premières positions et qui ont survécu jusqu'à l'envol (premier: $n = 11$, second: $n = 11$, troisième: $n = 9$) et pour les jeunes éclos en 4^e position qui n'ont pas survécu jusqu'à l'envol ($n = 13$). En raison de la croissance différentielle entre les sexes et l'impossibilité de déterminer le sexe des individus morts à un jeune âge, les courbes de croissance ne couvrent que 15 jours, période pendant laquelle la croissance est similaire chez les mâles et les femelles. b) Croissance de la masse corporelle de jeunes mâles ($n = 54$) et femelles ($n = 37$) de faucon pèlerin qui ont survécu au moins 25 jours lors des étés de 2008 à 2010, Rankin Inlet, Nunavut.

mortalité des jeunes âgés de moins de 25 jours était attribuable aux effets directs de la pluie. De plus, les auteurs ont montré que c'était le nombre de jours de fortes précipitations (c'est-à-dire ≥ 8 mm par jour) au cours de la période d'élevage qui était le plus fortement relié à la mortalité des jeunes, et non pas la quantité totale de précipitations. Enfin, le déclin de la productivité observé dans la population de Rankin Inlet ces dernières décennies pourrait être en partie lié à des changements dans le régime des précipitations (Anctil et collab., 2014). En effet, une augmentation de la fréquence des fortes précipitations a été documentée dans la région de Rankin Inlet au cours des 3 dernières décennies (Anctil et collab., 2014) comme ailleurs dans l'Arctique canadien (Groisman et collab., 2005).

La situation géographique

La position géographique du territoire d'un couple peut avoir un effet sur son succès reproducteur. En effet, L'Hérault et collab. (2013) ont montré que, parmi les nids ayant produit au moins un jeune de 25 jours d'âge, le nombre total de jeunes produits était plus élevé pour les sites situés dans les milieux principalement terrestres (figure 9). En moyenne, les nids situés en milieu à dominance terrestre produisaient 0,47 jeune de plus par rapport aux nids situés sur de petites îles loin de la côte. Ainsi, cela suggère que les sites installés sur les îles seraient des sites suboptimaux pour l'élevage des jeunes chez cette espèce.

La disponibilité en nourriture

Le succès de reproduction du faucon pèlerin nichant dans l'Arctique semble également influencé par la disponibilité des proies. À Rankin Inlet, l'occupation, la taille des couvées et la productivité (nombre de jeunes/site occupé) ont toutes augmenté au cours des années de pic de lemmings (Court et collab., 1988). Cet effet s'explique probablement de 2 façons. D'une part, les faucons peuvent profiter directement des fortes abondances de petits mammifères en les incluant dans leur régime alimentaire (Bradley et Oliphant, 1991). D'autre part, une forte abondance de lemmings peut indirectement augmenter la disponibilité de proies aviaires pour les faucons. En effet, le succès de reproduction des oiseaux insectivores et herbivores est généralement positivement relié à l'abondance de lemmings à cause d'une réduction de la pression de prédation des renards arctiques *Vulpes lagopus* sur les nids (Bêty et collab., 2002; Smith et collab., 2007; McKinnon et collab., 2014). Nos récents résultats suggèrent un fort effet de la disponibilité des proies aviaires sur le succès de reproduction des faucons: à Igloolik, l'abondance des passereaux et des limicoles a décliné de près de 80 % en 2012, par rapport à 2010 et 2011. En parallèle, la productivité des faucons a diminué de 50 % au cours de la même année. Ainsi, tous les facteurs environnementaux susceptibles d'avoir un effet important sur les oiseaux insectivores et herbivores, incluant les cycles de

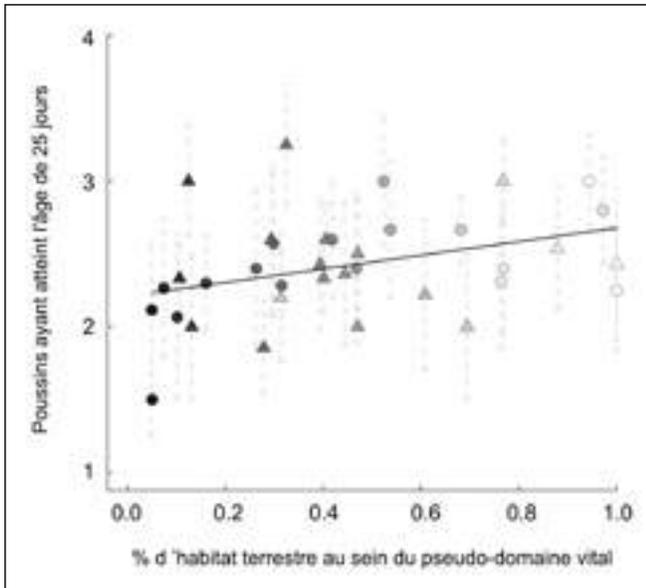


Figure 9. Influence de la proportion d'habitat terrestre au sein du pseudo-domaine vital (surface définie par un cercle de 5 km de rayon autour de chaque nid) des faucons pèlerins sur le nombre moyen d'oisillons produits près de Rankin Inlet, au Nunavut, Canada (1982-2010). Les cercles représentent le nombre moyen d'oisillons produits par nid ($n = 36$) et les pointillés indiquent l'erreur standard. La droite noire illustre l'augmentation du succès de reproduction en fonction de la proportion d'habitat terrestre autour des nids. Les triangles permettent d'identifier les sites échantillonnés en 2008 et qui ont servi à la réalisation des travaux sur les isotopes stables (figure 3). L'intensité du gris de chaque symbole est proportionnelle à la proportion d'habitat terrestre dans le pseudo-domaine vital des parents, de tout noir (0 %) à tout blanc (100 %) (modifié de L'Hérault et collab., 2013).

lemmings et les conditions météorologiques, sont susceptibles d'affecter indirectement la productivité des faucons.

Prédation, ecto-parasitisme et infanticide

Bien que des événements de prédation sur les œufs ou les oisillons par les mammifères terrestres aient été documentés, la prédation semble rarement responsable des insuccès de reproduction à nos sites d'étude. Sur approximativement 150 nids suivis par caméra automatisée entre 2008 et 2013, seulement 2 cas de prédation sur les œufs ont été documentés, soit 1 par un renard roux (*Vulpes vulpes*) et 1 par une hermine (*Mustela erminea*). Dans les 2 cas, 1 seul œuf a été dérobé par le prédateur et a été abandonné près du nid. Quelques cas de prélèvements d'œufs par un renard arctique dans des couvées abandonnées ont également été observés. Quatre oisillons dont le nid avait été aménagé à même le sol ainsi qu'un oisillon d'un autre nid situé à flanc de falaise ont été consommés par un carcajou (*Gulo gulo*) à Rankin Inlet, alors que 3 poussins d'une même couvée ont été victimes d'une hermine à Igloolik. Un poussin a également été tué, mais pas consommé, par un ours blanc (*Ursus maritimus*). Aucun cas de mortalité attribuable

aux prédateurs aviaires n'a été enregistré. Enfin, au cours des dernières années à Rankin Inlet, des ectoparasites de la famille des *Simuliidae*, celle des mouches noires, se sont avérés être la cause confirmée de la mort de 21 oisillons appartenant à 10 nids. Contrairement aux prédateurs, la détection des ectoparasites, dont la période d'émergence est très éphémère, est difficile à partir de photos et la proportion réelle de la mortalité attribuable à ces ectoparasites est certainement sous-estimée à Rankin Inlet.

Franke et collab. (2013) ont également rapporté qu'un faucon femelle avait tué, partiellement consommé, puis caché les restes de ses 2 oisillons au cours d'une période de fortes pluies. Dans ce cas, il semble que les conditions environnementales locales (temps frais et humide), en association avec une grave restriction alimentaire, aient été les éléments déclencheurs de ce comportement rare (Franke et collab., 2013).

Tendance démographique

Dans les années 1960, les populations de faucons pèlerins d'Amérique du Nord ont connu une baisse d'effectif à l'échelle continentale, approchant même l'extinction dans certaines régions (p. ex. dans l'est des États-Unis (Fyfe et collab., 1976)). Aujourd'hui, les populations sont rétablies et l'espèce a été retirée de la liste des espèces menacées en 1999 (U.S. Fish and Wildlife Service, 2013). Notre étude à Rankin Inlet a été initialement motivée par la nécessité de comprendre les effets des pesticides organochlorés sur les populations arctiques et d'évaluer leur influence sur la dynamique des populations. Bien que le nombre brut de couples recensés de 1982 à 2013 ait augmenté (figure 10), cette tendance cache un effort de recherche croissant sur le terrain. Franke et collab. (2010) ont tenté de prendre en compte ce facteur afin d'obtenir une estimation plus robuste de la tendance démographique. Ainsi, ils ont utilisé uniquement les sites qui avaient été suivis régulièrement au fil des années et ont estimé la proportion de sites occupés chaque année ($n = 22$). Cette méthode de calcul a révélé une baisse ($p < 0,001$) du taux d'occupation des sites depuis les années 1990 (moyenne de 86 % des sites occupés dans les années 1980 et 81 % dans les années 1990, contre 70 % dans les années 2000). De même, une baisse continue ($p < 0,01$) du succès reproducteur des faucons a également été décelée, particulièrement marquée après les années 1980 (moyenne de 1,4 jeune produit par site occupé dans les années 1980, contre 0,8 dans les années 1990 et 0,7 dans les années 2000; Franke et collab., 2010). De plus, malgré l'augmentation du nombre brut de couples suivis sur la zone d'étude (en lien avec une plus large couverture spatiale), le nombre total de jeunes produits a diminué de 1982 à 2013 (figure 10).

Chez les espèces longévives, le taux de survie des adultes joue un rôle central dans les tendances démographiques. Bien que les effets des contaminants sur la survie des adultes restent inconnus dans notre zone d'étude, Franke et collab. (2011) ont constaté que la survie annuelle apparente des oiseaux nicheurs est restée relativement constante entre 1982 et 2008, soit 0,73

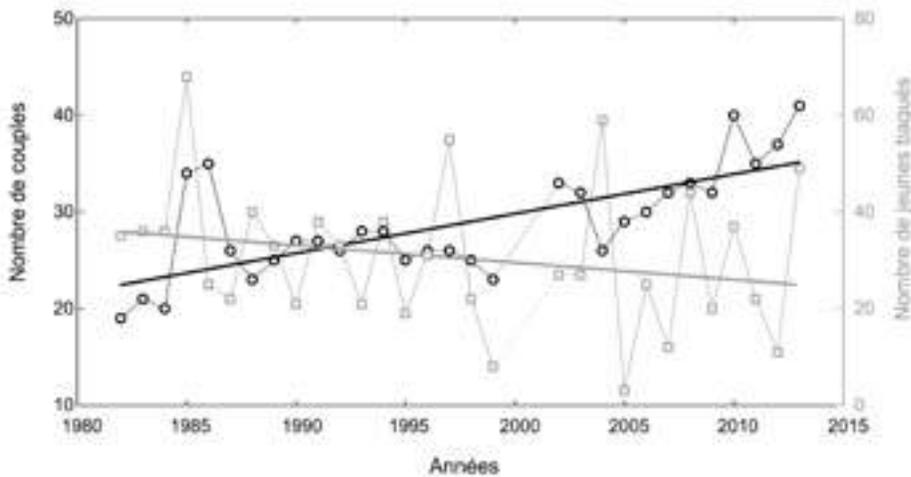


Figure 10. Nombre de couples de faucons pèlerins recensés (en noir) et nombre de jeunes atteignant l'âge de 25 jours (en gris) à Rankin Inlet entre 1982 et 2013 (aucune observation en 2000 et 2001). Le nombre de couples recensé fut à la hausse ($p < 0,001$) en lien avec l'augmentation de l'effort de prospection, contrairement au nombre total de jeunes produits, qui a montré une baisse cependant non significative ($p > 0,05$).

$\pm 0,02$ pour les 2 sexes. Les variations de survie annuelle (allant de 0,49 entre les saisons 1983 et 1984 à 1,00 entre les saisons 1992 et 1993) ont été plutôt corrélées aux conditions climatiques rencontrées durant la migration automnale (Franke et collab., 2011).

Conclusion

Les suivis de populations d'espèces sauvages sur de longues périodes sont précieux et rares en Amérique. Le suivi maintenu par notre équipe au Nunavut sur le faucon pèlerin depuis 1982 a, entre autres, permis de mieux documenter la biologie de la reproduction ainsi que la tendance démographique d'une population de la sous-espèce *tundrius*. Nos travaux ont notamment mis en évidence un déclin de la productivité de la population étudiée, attribuable en partie aux changements climatiques qui sont particulièrement prononcés dans les régions arctiques. En l'occurrence, ce sont les changements dans le régime des précipitations qui apparaissent comme le principal facteur altérant le succès de reproduction des faucons. Au-delà des effets directs des fortes pluies sur la survie des jeunes, les précipitations sont susceptibles d'avoir des conséquences sur les autres espèces aviaires, incluant des proies consommées par les faucons. La position du faucon pèlerin au sommet du réseau trophique arctique le soumet en effet aux perturbations de l'écosystème aux niveaux inférieurs. Toutefois, d'autres travaux de recherche sont nécessaires pour approfondir nos connaissances sur les effets indirects du climat sur les faucons. Globalement, les conséquences des changements environnementaux sur les faucons demeurent difficiles à prévoir. Les espèces longévives comme les faucons ont une maturité sexuelle retardée et les

effets des changements climatiques sur la population en réponse à une diminution du recrutement ne seront probablement pas détectés à court terme. Le suivi à long terme et l'amélioration de nos connaissances sur la biologie des rapaces du Nunavut sont essentiels pour mieux comprendre leur vulnérabilité et celle de l'écosystème arctique face aux changements globaux et aux pressions grandissantes causés par l'augmentation des activités humaines dans le Grand Nord.

Remerciements

Ces recherches ont été financées par ArcticNet, le conseil de gestion de la faune du Nunavut, le gouvernement du Nunavut (Département de l'environnement),

le *Peregrine Fund*, le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, le Programme de formation scientifique dans le Nord – Commission canadienne des affaires polaires, le Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies, la fondation Garfield-Weston, *Alberta Innovates – Technology Futures*, la Fédération canadienne de la faune, Mitacs, *Baffinland Iron Mine* (avec des remerciements particuliers à Oliver Curran, Jim Millard, et Trevor Myers), et *Agnico Eagle Meliadine Mine* (avec des remerciements particuliers à Stéphane Robert et Ryan VanEngen). Nous remercions Andy Aliyak, Mike Qrunnut, Poisey Alogut, Mark Prostor, Gabrielle Robineau-Charette, Stephanie Penner, Catherine Doucet, Zoltan Domahidi, Cesar Bravo, Hilde Marie Johansen, Frankie Jean-Gagnon, James Kublu, et Chris Carli pour leur contribution aux travaux de terrain, ainsi que Gordon Court, Mark Bradley, Tom Duncan, Robin Johnstone, Dave Abernethy et Mike Settingerton qui ont contribué à la collecte des données de ce manuscrit. Nous sommes extrêmement reconnaissants pour l'aide et le soutien que nous avons reçus du personnel du gouvernement du Nunavut, Département de l'environnement, en particulier Mitch Campbell, Chris Hotson, Raymond Mercer, Johanne Coutu-Autut, David Oolooyuk et Matt Fredlund. Nous remercions les membres du *Kangiqliniq Hunters and Trappers Organization* et du *Igloodik Hunters and Trappers Organization* pour leur approbation et leur soutien continu pour ces recherches. Nous sommes particulièrement reconnaissants envers Mike Shouldice et Dorothy Tootoo du *Nunavut Arctic College* à Rankin Inlet. Enfin, nous tenons à remercier les habitants de Rankin Inlet et Igloodik qui, finalement, sont les gardiens des paysages dont dépendent les faucons pèlerins et d'autres espèces. ◀

Références

- ANTIL, A., A. FRANKE et J. BÉTY, 2014. Heavy rainfall increases nestling mortality of an Arctic top predator: Experimental evidence and long-term trend in peregrine falcons. *Oecologia*, 174: 1-11.
- ANDERSSON, M. et S. ERLINGE, 1977. Influence of predation on rodent populations. *Oikos*, 29: 591-597.
- BÉTY, J., G. GAUTHIER, E. KORPIMÄKI et J.-F. GIROUX, 2002. Shared predators and indirect trophic interactions: Lemming cycles and Arctic-nesting geese. *Journal of Animal Ecology*, 71: 88-98.
- BRADLEY, M. et L.W. OLIPHANT, 1991. The diet of peregrine falcons in Rankin Inlet, Northwest-Territories: An unusually high proportion of mammalian prey. *The Condor*, 93: 193-197.
- BRADLEY, M., R. JOHNSTONE, C. GORDON et T. DUNCAN, 1997. Influence of weather on breeding success of peregrine falcons in the Arctic. *The Auk*, 114: 786-791.
- BURNHAM, W., 1983. Artificial incubation of falcon eggs. *The Journal of Wildlife Management*, 47: 158-168.
- CADE, T. J., 1960. Ecology of the peregrine and gyrfalcon populations in Alaska. University of California publications in Zoology, 63: 151-290.
- CÉZILLY, F., F. DUBOIS et M. PAGEL, 2000. Is mate fidelity related to site fidelity? A comparative analysis in Ciconiiforms. *Animal Behaviour*, 59: 1143-1152.
- COURT, G.S., C.C. GATES et D.A. BOAG, 1988. Natural history of the peregrine falcon in the Keewatin district of the Northwest-Territories. *Arctic*, 41: 17-30.
- COURT, G.S., D.M. BRADLEY, C.C. GATES et D.A. BOAG, 1989. Turnover and recruitment in a tundra population of peregrine falcons *Falco peregrinus*. *Ibis*, 131: 487-496.
- COURT, G., C. GATES, D. BOAG, J. MACNEIL, D. BRADLEY, A. FESSER, J. PATTERSON, G. STENHOUSE et L. OLIPHANT, 1990. A toxicological assessment of peregrine falcons, *Falco peregrinus tundrius*, breeding in the Keewatin district of the North West Territories, Canada. *Canadian Field-Naturalist*, 104: 255-272.
- DAWSON, R.D., D.H. MOSSOP et B. BOUKALL, 2011. Prey use and selection in relation to reproduction by peregrine falcons breeding along the Yukon River, Canada. *Journal of Raptor Research*, 45: 27-37.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 2013. Climate data online. Disponible en ligne à : http://climate.weather.gc.ca/index_e.html. [Visité le 14-06-06].
- ESTES, W.A., S.R. DEWEY et P.L. KENNEDY, 1999. Sibley at northern goshawk nests: Does food play a role? *The Wilson Bulletin*, 111: 432-436.
- FRANKE, A., M. SETTERINGTON, G. COURT et D. BIRKHOLZ, 2010. Long-term trends of persistent organochlorine pollutants, occupancy and reproductive success in peregrine falcons (*Falco peregrinus tundrius*) breeding near Rankin Inlet, Nunavut, Canada. *Arctic*, 63: 442-450.
- FRANKE, A., J.-F. THERRIEN, S. DESCAMPS et J. BÉTY, 2011. Climatic conditions during outward migration affect apparent survival of an Arctic top predator, the peregrine falcon *Falco peregrinus*. *Journal of Avian Biology*, 42: 544-551.
- FRANKE, A., P. GALIPEAU et L. NIKOLAICZUK, 2013. Brood reduction by infanticide in peregrine falcons. *Arctic*, 66: 226-229.
- FYFE, R.W., S. TEMPLE et T. CADE, 1976. The 1975 North American peregrine falcon survey. *Canadian Field-Naturalist*, 84: 228-273.
- GAUTHIER, G., J. BÉTY, M.-C. CADIEUX, P. LEGAGNEUX, M. DOIRON, C. CHEVALLIER, S. LAI, A. TARROUX et D. BERTEAUX, 2013. Long-term monitoring at multiple trophic levels suggests heterogeneity in responses to climate change in the Canadian Arctic tundra. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368: 1624.
- GILG, O., I. HANSKI et B. SITTNER, 2003. Cyclic dynamics in a simple vertebrate predator-prey community. *Science*, 302: 866-868.
- GILG, O., B. SITTNER et I. HANSKI, 2009. Climate change and cyclic predator-prey population dynamics in the High Arctic. *Global Change Biology*, 15: 2634-2652.
- GIRAUDOUX, P., 2013. pgirmess: Data analysis in ecology. R package version, 1. Disponible en ligne à : <http://perso.orange.fr/giraudoux>. [Visité le 14-06-06].
- GROISMAN, P.Y., R.W. KNIGHT, D.R. EASTERLING, T.R. KARL, G.C. HEGGERL et V.N. RAZUVAEV, 2005. Trends in intense precipitation in the climate record. *Journal of Climate*, 18: 1326-1350.
- HUNTER, R.E., J.A. CRAWFORD et R.E. AMBROSE, 1988. Prey selection by peregrine falcons during the nestling stage. *The Journal of Wildlife Management*, 52: 730-736.
- JOHNSTONE, R.M., G.S. COURT, A.C. FESSER, D.M. BRADLEY, L.W. OLIPHANT et J.D. MACNEIL, 1996. Long-term trends and sources of organochlorine contamination in Canadian tundra peregrine falcons, *Falco peregrinus tundrius*. *Environmental Pollution*, 93: 109-120.
- L'HÉRAULT, V., A. FRANKE, N. LECOMTE, A. ALOGUT et J. BÉTY, 2013. Landscape heterogeneity drives intra-population niche variation and reproduction in an Arctic top predator. *Ecology and Evolution*, 3: 2867-2879.
- LACK, D., 1947. The significance of clutch-size. *Ibis*, 89: 302-352.
- LEGAGNEUX, P., G. GAUTHIER, D. BERTEAUX, J. BÉTY, M.C. CADIEUX, F. BILODEAU, E. BOLDUC, L. MCKINNON, A. TARROUX, J.F. THERRIEN, L. MORISSETTE et C.J. KREBS, 2012. Disentangling trophic relationships in a High Arctic tundra ecosystem through food web modeling. *Ecology*, 93: 1707-1716.
- MAHER, W.J., 1970a. Ecology of the long-tailed jaeger at Lake Hazen, Ellesmere Island. *Arctic*, 23: 112-129.
- MAHER, W.J., 1970b. The pomarine jaeger as a brown lemming predator in northern Alaska. *The Wilson Bulletin*, 82: 130-157.
- MCDONALD, P.G., P.D. OLSEN et A. COCKBURN, 2005. Sex allocation and nestling survival in a dimorphic raptor: Does size matter? *Behavioral Ecology*, 16: 922-930.
- MCKINNON, L., D. BERTEAUX et J. BÉTY, 2014. Predator-mediated interactions between lemmings and shorebirds: A test of the alternative prey hypothesis. *The Auk*, 131: 619-628.
- MEARNS, R. et I. NEWTON, 1988. Factors affecting breeding success of peregrines in South Scotland. *Journal of Animal Ecology*, 57: 903-916.
- NAVES, C.L., J.Y. MONNAT et E. CAM, 2006. Breeding performance, mate fidelity, and nest site fidelity in a long-lived seabird: Behaving against the current? *Oikos*, 115: 263-276.
- POKROVSKY, I., D. EHRICH, R.A. IMS, O. KULIKOVA, N. LECOMTE et N.G. YOCOZ, 2014. Diet, nesting density, and breeding success of rough-legged buzzards (*Buteo lagopus*) on the Nenetsky Ridge, Arctic Russia. *Polar Biology*, 37: 447-457.
- R CORE TEAM, 2003. R: A language and environment for statistical computing. Disponible en ligne à : <http://www.r-project.org/>. [Visité le 14-06-06].
- RATCLIFFE, D., 1980. The peregrine falcon. Buteo books, Vermillion, 416 p.
- RICKLEFS, R.E., 1969. An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 9: 1-48.
- ROBINSON, B.G., A. FRANKE et A.E. DEROCHE, 2014. The Influence of weather and lemmings on spatiotemporal variation in the abundance of multiple avian guilds in the Arctic. *PLoS ONE*, 9: e101495.
- ROSENFELD, R.N., J.W. SCHNEIDER, J.M. PAPP et W.S. SEEGAR, 1995. Prey of peregrine falcons breeding in west Greenland. *The Condor*, 97: 763-770.
- SMITH, A.P., G.H. GILCHRIST et J.N.M. SMITH, 2007. Effects of nest habitat, food, and parental behavior on shorebird nest success. *The Condor*, 109: 15-31.
- STENNING, M.J., 1996. Hatching asynchrony, brood reduction and other rapidly reproducing hypotheses. *Trends in Ecology & Evolution*, 11: 243-246.
- THERRIEN, J.F., G. GAUTHIER, E. KORPIMÄKI, et J. BÉTY, 2014. Predation pressure by avian predators suggests summer limitation of small-mammal populations in the Canadian Arctic. *Ecology*, 95: 56-67.
- U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE, 2013. Peregrine falcon (*Falco peregrinus*). Disponible à : <http://www.fws.gov/endangered/what-we-do/peregrine-falcon.html>. [Visité le 14-01-17].
- WHITE, C.M., N.J. CLUM, T.J. CADE et W.G. HUNT, 2002. Peregrine falcon (*Falco peregrinus*). Dans: Poole, A. et F. Gill (édit.). *The birds of North America*, 660. The Birds of North America Incorporated, Philadelphia.
- WHITE, C.M., T.J. CADE et J.H. ENDERSON, 2013. Peregrine falcons of the World. Lynx Edicions, Barcelona, 379 p.
- WIEBE, K.L. et G.R. BORTOLOTTI, 1995. Food-dependent benefits of hatching asynchrony in American kestrels *Falco sparverius*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 36: 49-57.
- WIKLUND, C. G. et J. STIGH, 1986. Breeding density of snowy owls *Nyctea scandiaca* in relation to food, nest sites and weather. *Ornis Scandinavica*, 17: 268-274.

Évolution temporelle des concentrations de mercure dans les plumes d'oiseaux de proie au Québec

Louise Champoux, Jean Rodrigue, Guy Fitzgerald et François Bilodeau

Résumé

Des analyses de mercure ont été effectuées sur des plumes de 7 espèces d'oiseaux de proie récoltées au Québec entre les années 1906 à 2002. Une diminution temporelle des concentrations a été observée chez les aigles royaux et les autours des palombes. Chez les jeunes balbuzards pêcheurs élevés à proximité des réservoirs hydroélectriques, une diminution des concentrations de mercure d'environ 33 % est observée entre 1989-1991 et 1997. Cette diminution serait liée à la baisse des concentrations de mercure chez les poissons vivant dans les réservoirs. Les espèces se nourrissant dans les milieux aquatiques, le pygargue à tête blanche et le balbuzard pêcheur, présentent des concentrations de mercure de 2 à 30 fois plus élevées que celles qui s'alimentent en milieux terrestres. Chez le pygargue à tête blanche, les concentrations apparaissent élevées et augmentent avec l'âge des oiseaux échantillonnés.

MOTS CLÉS : Évolution temporelle, mercure, oiseaux de proie, plumes, Québec

Abstract

Feathers collected from 7 raptor species in Québec between 1906 and 2002 were screened for mercury. The concentrations found in golden eagle and northern goshawk feathers decreased over time. In addition, over the 6- to 8-year period between 1989-1991 and 1997, a 33% decrease in mercury levels was observed in feathers collected from osprey chicks reared in nests close to hydroelectric reservoirs. This decrease is likely linked to a reduction in the mercury levels in the tissues of fish within the reservoirs. In general, however, feathers from bald eagles and ospreys, which feed in aquatic environments, showed mercury levels from 2 to 30 times higher than those from species foraging in terrestrial environments. In the case of the bald eagle, mercury levels were high and the concentration increased with the age of the birds.

KEYWORDS: birds of prey, feather analysis, mercury, Québec, temporal changes

Introduction

La contamination des écosystèmes terrestre et aquatique par les métaux lourds résulte souvent des activités industrielles et urbaines. Depuis l'époque préindustrielle, les émissions anthropogéniques de mercure ont fait doubler les taux de déposition du mercure atmosphérique (Hylander et Meili, 2003). Le méthylmercure, la forme de mercure organique la plus stable, biodisponible et toxique, peut affecter le système nerveux et la reproduction, causant notamment des lésions au cerveau et la mort des embryons chez plusieurs espèces, dont le faucon émerillon (*Falco columbarius*; Wolfe et collab., 1998; Scheuhammer et collab., 2007; Shore et collab., 2011).

Les organismes accumulent le méthylmercure en provenance principalement de leur nourriture. Les organismes situés aux niveaux supérieurs des chaînes trophiques accumulent davantage de substances toxiques telles que le mercure en raison du phénomène de la bioamplification, soit l'augmentation des concentrations avec le niveau trophique (Wiener et collab., 2002). Chez les oiseaux, le méthylmercure ingéré est accumulé dans les organes internes puis éliminé soit dans les fèces ou transporté par le sang vers les plumes en croissance et les œufs (Furness et collab., 1986; Braune et

Gaskin, 1987; Hughes et collab., 1997). La quantité de mercure dans les plumes reflète la concentration sanguine de mercure au moment de leur croissance (Westermarck et collab., 1975; Braune et Gaskin, 1987; Burger, 1993). Une fois la croissance terminée, la plume devient physiologiquement séparée de l'oiseau (Appelquist et collab., 1984). Les plumes sont généralement remplacées une fois par année, mais l'endroit, le moment de la mue et l'ordre dans lequel les plumes sont remplacées diffèrent selon l'espèce. Cette chronologie a un impact sur la concentration de mercure dans ces phanères. Les premières plumes remplacées contiennent des concentrations supérieures, tandis que celles remplacées en dernier montrent des concentrations plus faibles au fur et à mesure que la concentration de mercure dans le sang diminue (Furness et collab., 1986; Braune et Gaskin, 1987).

LOUISE CHAMPOUX et JEAN RODRIGUE sont biologistes à Environnement Canada. GUY FITZGERALD est vétérinaire à la Faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal et FRANÇOIS BILODEAU est biologiste pour Hydro-Québec Production.

jean.rodrigue@ec.gc.ca

Les plumes d'oiseaux sont souvent utilisées pour surveiller les concentrations de mercure dans les écosystèmes terrestres et aquatiques (Dauwe et collab., 2003; Lodenius et Solonen, 2013). Facilement recueillies, les plumes peuvent être prélevées sans nuire à la santé de l'oiseau. De plus, comme le mercure lié à la kératine des plumes est stable, il est possible de comparer les concentrations de mercure chez des oiseaux récemment récoltés avec ceux obtenus à partir de spécimens conservés dans les musées d'histoire naturelle depuis plusieurs années (Appelquist et collab., 1984; Burger, 1993).

Au Québec, des concentrations élevées de mercure ont été signalées chez les balbuzards pêcheurs (*Pandion haliaetus*) vivant à proximité de jeunes réservoirs hydroélectriques (DesGranges et collab., 1998; 1999), des plongeurs huard (Gavia immer) nichant sur les lacs laurentiens (Champoux et collab., 2006) et chez les grands hérons (*Ardea herodias*) se reproduisant le long du fleuve Saint-Laurent (Champoux et collab., 2009; DesGranges et collab., 2009). Ces données se rapportent à l'écosystème aquatique et très peu de données sont disponibles sur la contamination en mercure de l'écosystème terrestre. Le principal objectif de cette étude est de documenter les niveaux et les changements temporels dans les concentrations de mercure entre 1906 et 2002 chez les oiseaux de proie vivant dans les écosystèmes terrestres et aquatiques au Québec. La variation intra-individu des concentrations de mercure entre différentes plumes a aussi été examinée. Les espèces étudiées sont : l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*), l'autour des palombes (*Accipiter gentilis*), le balbuzard pêcheur, la chouette rayée (*Strix varia*), le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), le grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*) et le pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*).

Matériel et méthodes

Des plumes ont été prélevées sur des peaux scientifiques d'oiseaux recueillis au Québec entre les années 1906 et 1994 et conservées dans les musées de la province (202 échantillons/825, 24,5 % du total analysé). Les 4^e et 5^e rémiges primaires de l'aile gauche ont généralement été coupées. La date de la collecte de l'oiseau, son âge et son sexe ont été notés. À notre connaissance, aucun des échantillons recueillis n'a été préservé en utilisant un produit contenant du mercure. Des échantillons plus récents ont été recueillis sur les oiseaux soumis à l'Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proie (UQROP, 135/825, 16,4 %), de l'inventaire quinquennal du faucon pèlerin effectué par le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec (MDDEFP) ou capturés accidentellement par les trappeurs puis remis au MDDEFP, (68/825, 8,2 %). Les données d'une étude du Service canadien de la faune (SCF) et d'Hydro-Québec (HQ) sur les balbuzards pêcheurs dans le nord du Québec (DesGranges et collab., 1998; 1999) ont également été obtenues (375/825, 45,5 %), ainsi que d'autres échantillons provenant de diverses sources (45/825, 5,5 %). Les

4^e et 5^e rémiges primaires de l'aile gauche ont généralement été récoltées, tandis que des plumes d'adultes ont également été trouvées au sol près des nids. La seule exception est la collecte de plumes chez les jeunes balbuzards pêcheurs, qui consistait en un mélange de diverses plumes (4^e et 5^e rémiges primaires et secondaires et 2 plumes de couverture de chaque aile, 2 rectrices et 8 plumes du corps). L'âge d'oiseaux de certaines espèces a été déterminé en utilisant une clef d'identification (Ricard et Bouchard, 2011). Chez 11 oiseaux adultes, toutes les primaires d'une même aile ont été récoltées, numérotées et analysées séparément afin d'estimer la variabilité des concentrations de mercure dans les différentes plumes d'un même individu. De même, chez 6 jeunes balbuzards pêcheurs, différentes plumes (primaires, rectrices, secondaires, du corps et mélange de diverses plumes) ont aussi été recueillies et analysées séparément.

Toutes les plumes recueillies ont été placées dans un sac (Whirl-pak), puis conservées à température ambiante. Les plumes ont été lavées en utilisant la procédure standard (Triton X-100, de l'acétone et de l'eau déminéralisée), séchées à l'air dans une station propre puis hachées et mélangées. Le Centre national de la recherche faunique (CNRF, Ottawa, Ontario) a fait la majorité des analyses (45 %), suivi d'Analex Inc. (Laval, Québec, 35 %) et de Fenwick Laboratories (Halifax, Nouvelle-Écosse, 20 %). Le laboratoire Analex a analysé presque exclusivement des échantillons de balbuzards pêcheurs (98,6 %). Les méthodologies utilisées par les 3 laboratoires étaient semblables (Environnement Canada, 1979; 1986; Neugebauer et collab., 2000) et le contrôle de qualité était assuré par le CNRF. En général, l'échantillon a subi une digestion dans un mélange 1 : 2 d'acide nitrique et d'acide sulfurique à 70 °C, puis mis en contact avec le persulfate de potassium et le permanganate de potassium, pour compléter l'oxydation des composés organo-mercuriques. Une solution de sulfate d'hydroxylammonium a été utilisée pour neutraliser les oxydants en surplus. Le chlorure stanneux a ensuite été ajouté pour réduire le mercure à sa forme élémentaire.

Le mercure a été dosé à l'aide d'un spectromètre à absorption atomique 3030-AAS (Perkin-Elmer) à vapeur froide équipé d'un générateur hybride VGA 76 (Varian) et d'un échantillonneur automatique CFP-55 (Neugebauer et collab., 2000). Des blancs ont été inclus et des échantillons ont été analysés en duplicata et triplicata. Les coefficients de variation des analyses effectuées en duplicata et en triplicata étaient respectivement de 6,9 % (n = 39) et de 5,7 % (n = 15). La précision des analyses a été vérifiée par l'analyse de matériaux de référence certifiés (DORM-1) provenant du Conseil national de recherches du Canada. Le pourcentage de récupération des mêmes échantillons certifiés était de 99 % chez Fenwick, de 95 % chez Analex et de 98 % pour le CNRF. Les échantillons analysés présentaient tous des concentrations de mercure supérieures à la limite de quantification de la méthode (1 µg/kg).

Les concentrations de mercure dans les plumes n'étaient pas distribuées normalement et les données ont été transformées en utilisant la transformation log10. Les valeurs aberrantes ont été identifiées à l'aide du test de Grubbs (Grubbs, 1969). Les individus ont été séparés en 3 classes d'âge : adultes pour les individus capturés après l'année d'éclosion; juvéniles pour les individus capturés durant leur année d'éclosion, mais ayant quitté le nid; et jeunes pour les individus capturés au nid. La période temporelle a aussi été divisée en 4 classes d'environ 25 années. Des régressions linéaires simples ont été effectuées pour détecter les tendances temporelles. Des analyses de variance suivies d'un test de Tukey ont été effectuées pour détecter des différences entre les sexes, les classes d'âge, les périodes et les types de plumes, lorsque le nombre de spécimens le permettait. Les résultats étaient considérés significatifs lorsque $p \leq 0,05$. Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel JMP10 (SAS, 2012). Les échantillons analysés étaient généralement composés d'un seul individu. Seulement 10 échantillons (1,3 %) étaient des regroupements de plumes d'adultes de balbuzard pêcheur trouvées au pied de 2 ou 3 nids. Lorsque plus d'une plume a été analysée pour un même individu, la moyenne des concentrations des 4^e et 5^e primaires a été utilisée. Sur les 825 échantillons recueillis, 655 ont été utilisés pour les analyses temporelles et les comparaisons entre les groupes (comparaisons intra et inter-espèces). Les autres échantillons ont servi uniquement pour la comparaison intra-individus des concentrations de mercure entre les divers types de plumes.

Résultats

Comparaisons intra-espèces et inter-espèces

Les concentrations moyennes en mercure les plus élevées sont observées chez l'aigle royal, le balbuzard pêcheur

et le pygargue à tête blanche (tableau 1). Les concentrations moyennes en mercure chez le balbuzard pêcheur et le pygargue à tête blanche sont de 2 à 4 fois supérieures à celles de l'aigle royal et du faucon pèlerin et de 6 à 30 fois supérieures à celles de l'autour des palombes, du grand-duc d'Amérique et de la chouette rayée. Aucune espèce ne montre de différence des concentrations en mercure entre les sexes ou entre les types de plumes ($p > 0,05$, données non présentées). Les aigles royaux adultes et les autours des palombes juvéniles montrent des différences entre les périodes (tableau 1) et des diminutions dans le temps (figure 1). Aucune autre espèce ne montre de tendance temporelle à long terme (1906-2002).

Chez le pygargue à tête blanche, en sélectionnant uniquement les individus dont l'âge a pu être déterminé précisément, on obtient une relation croissante entre l'âge et la concentration en mercure ($p = 0,02$; figure 2).

Les spécimens de balbuzard pêcheur ont été séparés en 2 groupes, ceux des milieux naturels et ceux des milieux aménagés ou réservoirs hydroélectriques, afin de tenir compte de l'effet de la mise en eau des réservoirs sur les concentrations de mercure. Les individus vivant en bordure des jeunes réservoirs présentent des concentrations 3 à 4 fois plus élevées que ceux des milieux naturels ($t = 15,4$, $p < 0,0001$). Chez le balbuzard pêcheur des milieux naturels, les juvéniles et les jeunes de la période 1981-2002 présentent des concentrations de mercure plus faibles que celles des adultes (tableau 1; $F_{3,175} = 6,2$, $p < 0,001$). Chez le balbuzard pêcheur des réservoirs, les concentrations de mercure des jeunes de la période 1981-2002 sont aussi plus faibles que celles des adultes (tableau 1; $F_{1,162} = 9,3$, $p = 0,003$). Chez les jeunes balbuzards pêcheurs élevés en bordure des réservoirs, on observe une diminution des concentrations de mercure dans le temps ($F_{1,104} = 4,09$, $p = 0,05$). Entre les échantillonnages de 1989-1991 et de 1997, la concentration moyenne de mercure chez les jeunes balbuzards pêcheurs élevés en bordure des réservoirs est

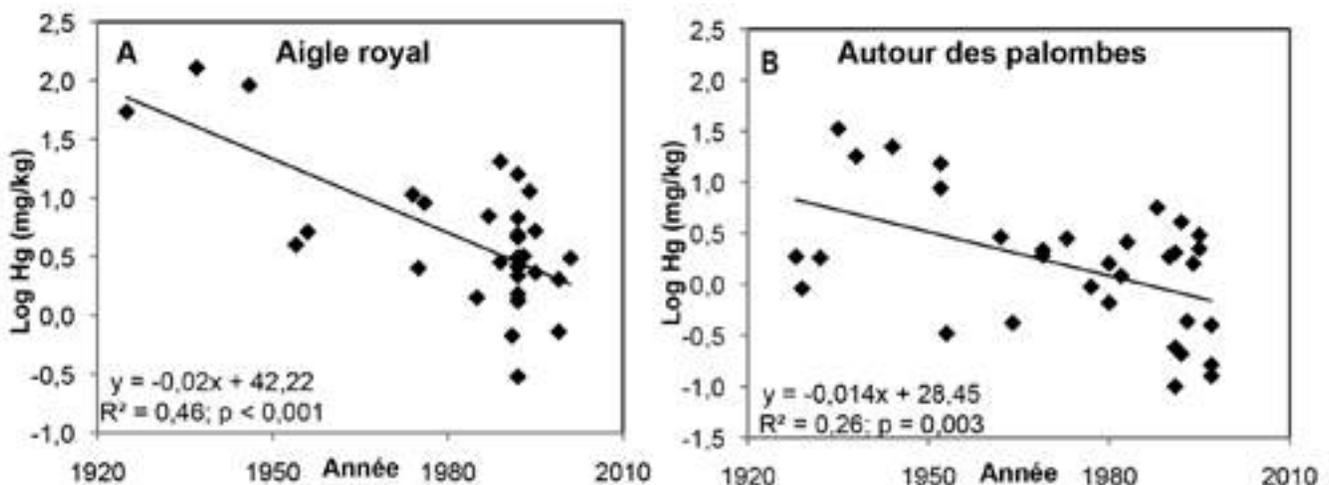


Figure 1. Tendances temporelles des concentrations de mercure dans les plumes A) d'aigles royaux adultes et B) d'autours des palombes juvéniles au Québec.

Tableau 1. Concentration de mercure (mg/kg poids sec) dans les plumes de différentes espèces d'oiseaux de proie au Québec en fonction de l'âge et de la période.

Année	Adulte ¹		Juvénile		Jeune	
	médiane (nb)	moyenne ± et	médiane (nb)	moyenne ± et	médiane (nb)	Moyenne ± et
Aigle royal (<i>Aquila chrysaetos</i>)						
1906-1930	54,2 (1)	54,1 ^a	–	–	–	–
1931-1955	91,2 (3)	74,6 ± 63,9 ^a	–	–	–	–
1956-1980	7,12 (4)	6,86 ± 3,71 ^{ab}	–	–	–	–
1981-2002	2,74 (24)	4,48 ± 4,93 ^b	3,49 (4)	3,46 ± 1,68	9,48 (1)	9,48
Autour des palombes (<i>Accipiter gentilis</i>)						
1906-1930	4,37 (3)	3,57 ± 2,02 ^a	1,39 (2)	1,39 ± 0,68 ^{ab}	–	–
1931-1955	0,87 (2)	0,87 ± 0,66 ^a	15,24 (7)	14,3 ± 11,8 ^a	7,26 (2)	7,26 ± 2,02
1956-1980	1,69 (8)	1,62 ± 1,12 ^a	1,76 (8)	1,68 ± 0,95 ^{ab}	–	–
1981-2002	1,57 (12)	2,91 ± 2,80 ^a	1,41 (16)	1,62 ± 1,62 ^b	–	–
Faucon pèlerin (<i>Falco peregrinus</i>)						
1906-1930	–	–	–	–	–	–
1931-1955	17,0 (2)	17,0 ± 21,6	4,54 (3)	13,2 ± 17,8	–	–
1956-1980	16,6 (1)	16,6	0,57 (1)	0,57	–	–
1981-2002	5,48 (3)	5,45 ± 2,06	1,27 (3)	1,42 ± 0,71	2,74 (6)	3,81 ± 3,26
Chouette rayée (<i>Strix varia</i>)						
1906-1930	0,97 (1) ²	–	–	–	–	–
1931-1955	1,67 (16)	1,64 ± 0,79 ^a	1,83 (2)	1,83 ± 0,61	–	–
1956-1980	2,21 (5)	2,42 ± 1,24 ^a	–	–	–	–
1981-2002	1,35 (7)	1,66 ± 0,81 ^a	0,44 (2)	0,44 ± 0,10	–	–
Grand-duc d'Amérique (<i>Bubo virginianus</i>)						
1906-1930	2,26 (4)	2,52 ± 1,65 ^a	–	–	–	–
1931-1955	3,58 (24)	5,78 ± 8,13 ^a	2,02 (4)	3,39 ± 3,18	–	–
1956-1980	3,63 (21)	4,99 ± 5,03 ^a	–	–	–	–
1981-2002	2,07 (30)	4,85 ± 7,75 ^a	3,97 (2)	3,97 ± 4,49	0,64 (2)	0,64 ± 0,69
Pygargue à tête blanche (<i>Haliaeetus leucocephalus</i>)						
1906-1930	290,0 (1)	290,0 ³	3,71 (1)	3,71	–	–
1931-1955	27,4 (3)	31,6 ± 26,8 ^a	–	–	–	–
1956-1980	6,51 (2)	6,51 ± 0,59 ^a	7,29 (2)	7,29 ± 7,20	–	–
1981-2002	16,0 (35)	30,5 ± 33,8 ^{a/x}	4,78 (4)	12,0 ± 17,0 ^x	25,7 (2)	25,7 ± 33,0 ^x
Balbusard pêcheur (<i>Pandion haliaetus</i>) (milieux naturels)						
1906-1930	11,8 (2)	11,8 ± 2,4 ^a	–	–	–	–
1931-1955	13,3 (4)	14,3 ± 13,4 ^a	14,6 (2)	14,6 ± 14,2 ^a	–	–
1956-1980	21,7 (4)	25,0 ± 15,4 ^a	10,1 (2)	10,1 ± 5,5 ^a	–	–
1981-2002	12,2 (77)	14,9 ± 12,7 ^{a/x}	4,53 (12)	6,86 ± 8,08 ^{a/y}	6,00 (89)	8,52 ± 6,73 ^y
Balbusard pêcheur (<i>Pandion haliaetus</i>) (milieux aménagés)						
1981-2002	42,2 (60)	56,9 ± 45,7 ^x	–	–	29,5 (104)	32,9 ± 19,2 ^y

¹. La définition des groupes d'âge est donnée dans le texte. ²: âge inconnu; ³: valeur extrême exclue; –: pas d'échantillons. Les valeurs pour la même espèce sur une même colonne suivies de la même lettre (a ou b), ou sur une même ligne (x ou y) ne sont pas différentes (Test de Tukey, p > 0,05).

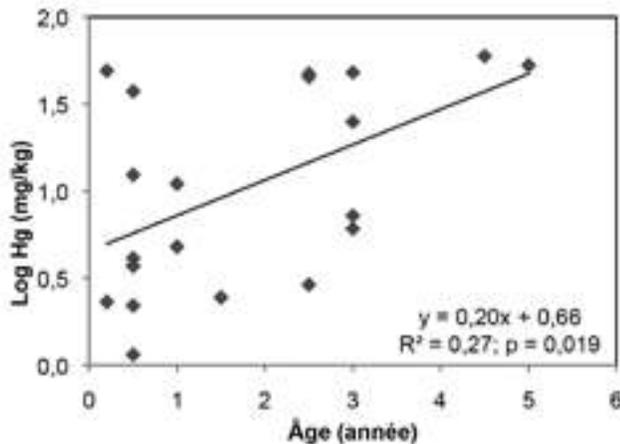


Figure 2. Concentration de mercure dans les plumes de pygargues à tête blanche du Québec en fonction de l'âge.

passée de 36,6 mg/kg à 23,1 mg/kg, une diminution d'environ 33 % (tableau 2). Les jeunes balbuzards pêcheurs des milieux naturels montreraient une légère augmentation du mercure dans le temps ($F_{1,89} = 4,6, p = 0,04$). Cette différence n'est cependant basée que sur quelques individus et n'est probablement pas significative du point de vue écologique.

Comparaisons intra-individus

La figure 3 présente les concentrations de mercure dans différents types de plumes chez 11 adultes de différentes espèces et 6 jeunes balbuzards pêcheurs. Les coefficients de variation des concentrations de mercure entre les 10 primaires gauches chez l'aigle royal et le grand-duc d'Amérique varient entre 24 % et 38 %, tandis que ceux du pygargue à tête blanche et du balbuzard pêcheur varient de 18 % à 119 % selon les individus (figure 3). Les concentrations maximales sont observées dans les primaires #6 et #9 pour les 2 aigles royaux, #2 et #6 pour les 2 grands-ducs, #3, #1 et #1 pour les 3 pygargues et #2, #7, #2 et #2 pour les 4 balbuzards. Chez les jeunes balbuzards pêcheurs, pour divers types de plumes, les coefficients de variations sont plus faibles que ceux observés chez les adultes de toutes espèces (figure 3). Les concentrations maximales sont observées principalement dans les mélanges de plumes, de même que dans les rectrices et les secondaires.

Discussion

Comparaisons intra-espèces et inter-espèces

La majorité des valeurs élevées ont été observées durant la période 1925-1945, la seule exception étant les balbuzards pêcheurs nichant en bordure des réservoirs. Head et collab. (2011) ont observé le même phénomène dans les Grands Lacs. Une des principales sources de mercure de la fin du 19^e au début du 20^e siècle en Amérique du Nord était son utilisation pour l'extraction du minerai d'or et d'argent, qui a entraîné une contamination à grande échelle (Wiener et collab., 2002). Pour cette raison, les valeurs très élevées observées au début du siècle dernier nous semblent valides et ont été conservées. Le

Tableau 2. Concentration de mercure (mg/kg poids sec) dans les plumes de jeunes balbuzards pêcheurs du Nord du Québec en 1989-1991 et 1997, et vivant à proximité de réservoirs hydroélectriques.

Milieu	1989-1991 moyenne ± écart-type (n)	1997 moyenne ± écart-type (n)
Détournement Boyd-Sakami	22,8 ± 9,7 (8)	18,0 ± 5,6 (5)
Réservoir Robert-Bourassa	36,5 ± 18,7 (44)	22,2 ± 9,6 (6)
Réservoir LG3	74,3 ± 23,4 (3)	27,5 ± 14,1 (3)
Réservoir LG4	9,5 ± 1,3 (3)	-
Réservoir Opinaca	40,6 ± 14,7 (21)	25,0 ± 5,2 (10)
Milieux aménagés (total)	36,6 ± 19,4 (79)	23,1 ± 9,0 (24)

niveau de base normal de mercure dans les plumes d'oiseaux de proie se situe entre 1 et 5 mg/kg (Scheuhammer, 1991). Comme les plumes représentent une route d'élimination, non un organe cible, leur utilisation pour établir des niveaux d'effets toxiques doit être faite avec prudence (Wolfe et collab., 1998). Des concentrations supérieures à 20 mg/kg dans les plumes devraient être considérées comme à risque de subir des effets toxiques, bien que les oiseaux piscivores soient naturellement exposés à des concentrations plus élevées que d'autres situés plus bas dans la chaîne trophique (Thompson, 1996; Scheuhammer et collab., 2008). Alors qu'une concentration de mercure dans les plumes de 40 mg/kg est associée à des effets néfastes chez le plongeon huard, la même concentration ne semblait pas associée à des effets sur la reproduction chez le pygargue à tête blanche en Colombie-Britannique (Weech et collab., 2006; Shore et collab., 2011). Au Québec, aucune différence n'a été observée entre le nombre de jeunes élevés en bordure des réservoirs et dans des milieux non aménagés, malgré de très fortes concentrations en mercure mesurées dans les plumes chez les balbuzards pêcheurs nichant près des réservoirs (DesGranges et collab., 1999). L'élimination du mercure dans les plumes de même que la capacité de transformer le méthylmercure en une forme de mercure moins toxique, un mécanisme de désintoxication présent chez certains oiseaux de proie (Norheim et Frosliie, 1978; Scheuhammer et collab., 2008) peut expliquer cette absence de différence entre ces 2 types de milieux.

Lodenius et Solonen (2013) ont compilé les concentrations de mercure dans les plumes de plusieurs espèces d'oiseaux de proie aquatiques et terrestres en provenance de plusieurs études en Europe, au Moyen-Orient et en Amérique du Nord; les concentrations moyennes de mercure rapportées se rapprochent assez de celles de cette étude. Comme pour plusieurs autres études sur les oiseaux de proie, aucune différence dans les concentrations de mercure dans les plumes entre les sexes n'a été constatée ici (Burger, 1993; Castro et collab., 2011; Martínez et collab., 2012). Les concentrations en mercure dans les plumes des aigles royaux au Québec sont supérieures à celles des aigles royaux capturés au Montana

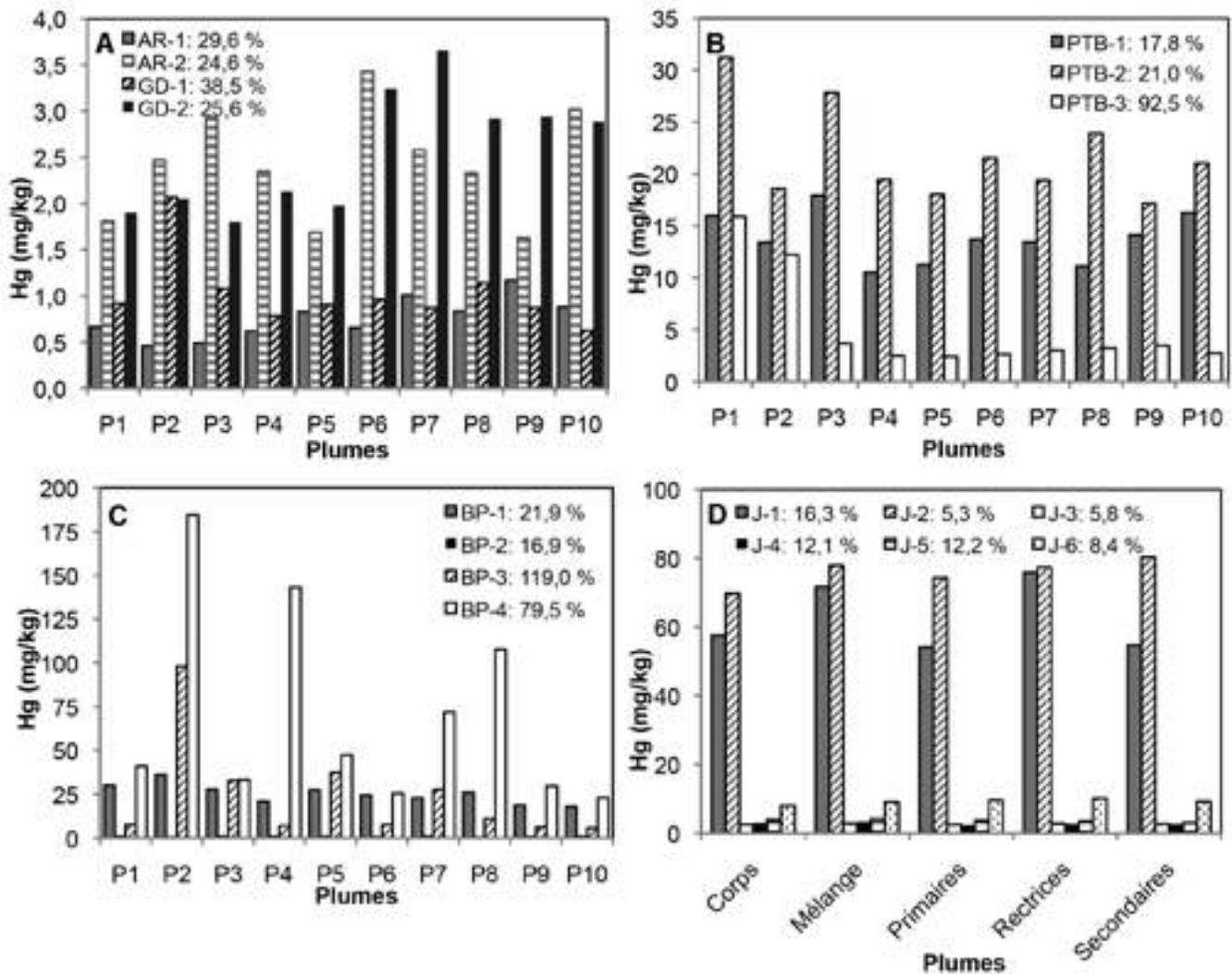


Figure 3. Concentration de mercure et coefficients de variation dans les 10 primaires de 11 oiseaux de proie adultes (A : 2 aigles royaux (AR) et 2 grands-ducs d'Amérique (GD); B : 3 pygargues à tête blanche; C : 4 balbuzards pêcheurs (BP) et D : dans divers types de plumes de 6 jeunes balbuzards pêcheurs.

(Harmata et Restani, 2013), mais similaires à celles mesurées en Écosse et en Espagne (Furness et collab., 1989). Le type de plumes récoltées ou un régime alimentaire contenant une plus grande proportion d'oiseaux au Québec (Brodeur et Morneau 1999) pourrait expliquer ces différences de concentrations, ou encore une différence dans le taux de déposition ou de méthylation du mercure entre les régions (Wiener et collab., 2002). Les concentrations de mercure dans les primaires d'autour des palombes au Québec sont similaires à celles observées en Espagne (Castro et collab., 2011; Martínez et collab., 2012). Chez le faucon pèlerin, les concentrations moyennes de mercure dans les plumes récoltées en Suède, entre 1971 et 1977, étaient comparables à celles du Québec (Lindberg et Odsjö, 1983). Aucune donnée de concentration de mercure dans les plumes n'a été trouvée dans la littérature pour la chouette rayée et le grand-duc d'Amérique. Toutefois, chez le grand-duc d'Europe (*Bubo bubo*), les concentrations

moyennes de mercure dans les plumes sont similaires à celles observées dans cette étude (Lodenius et Solonen, 2013).

Au Québec, l'aigle royal adulte et l'autour des palombes juvénile montrent une diminution temporelle des concentrations de mercure dans leurs plumes. Par contre, aucune tendance temporelle des concentrations de mercure n'a été détectée chez le faucon pèlerin, tandis que des diminutions ont été observées en Suède de 1943 à 1977 (Lindberg et Odsjö, 1983). Ces auteurs attribuaient cette diminution à l'arrêt de l'utilisation de fongicides au mercure sur les semences. Bien que les émissions de mercure de sources anthropiques aient augmenté globalement au cours des dernières décennies, notamment en Asie, elles auraient diminué en Amérique du Nord et en Europe dans la dernière décennie (UNEP, 2013). Cela peut expliquer la tendance temporelle négative observée dans les concentrations de mercure chez l'aigle royal adulte et l'autour des palombes juvénile, 2 espèces associées au milieu terrestre.

Les espèces des milieux aquatiques présentent des concentrations de mercure supérieures à celles des milieux terrestres (Scheuhammer et collab., 2007; Lodenius et Solonen, 2013). Les jeunes balbuzards pêcheurs des Grands Lacs présentent des concentrations de mercure dans les plumes du corps similaires ou inférieures à celles des jeunes balbuzards pêcheurs des milieux naturels du Québec; par contre, les concentrations de mercure dans les plumes des adultes des Grands Lacs sont légèrement supérieures à celles des balbuzards pêcheurs adultes dans ces mêmes milieux (Hughes et collab., 1997). Plusieurs raisons peuvent expliquer ces différences, telles des émissions locales ou des conditions environnementales différentes (Hughes et collab., 1997).

Les balbuzards pêcheurs en provenance des réservoirs hydroélectriques présentent des concentrations de mercure supérieures à celles des milieux naturels (DesGranges et collab., 1998). À la suite de la création de réservoirs hydroélectriques, le mercure présent dans le sol et la végétation devient disponible en raison des changements physiques, chimiques et biologiques engendrés par l'inondation des milieux terrestres (Schetagne, 1994). Les concentrations de mercure chez les poissons augmentent graduellement pour atteindre un maximum après quelques années et revenir aux concentrations semblables à celles en milieux naturels, généralement après 10 à 30 ans selon les espèces (Brouard et collab., 1990; Schetagne et Verdon, 1999). Les balbuzards pêcheurs échantillonnés entre 1989 et 1991 proviennent de la région du complexe La Grande où les réservoirs suivis étaient âgés d'environ 9 à 12 ans, soit au moment où les teneurs dans les poissons piscivores étaient à leur maximum. La diminution de mercure observée lors du deuxième échantillonnage de balbuzard pêcheur en 1997 refléterait celle chez les poissons qu'ils consomment. En effet, les réservoirs suivis étaient alors âgés de 16 à 18 ans et les teneurs en mercure avaient diminué d'environ 0,4 à 0,25 mg/kg chez les espèces de poissons non piscivores et d'environ 3,0 à 2,0 mg/kg (en poids humide) chez les espèces piscivores (Schetagne et Verdon, 1999).

Les concentrations de mercure dans les plumes de pygargues à tête blanche aux États-Unis et dans le reste du Canada sont généralement similaires à celles mesurées au Québec (Jagoe et collab., 2002; Weech et collab., 2006; Bechard et collab., 2009; Pittman et collab., 2011). Chez cette espèce, l'augmentation des concentrations avec l'âge des oiseaux est probablement liée à l'accumulation de mercure dans l'organisme entre les périodes de mue (Braune et Gaskin, 1987). Durant la période 1981 à 2002, 16 adultes sur 35 (46 %) avaient des concentrations de mercure dans leurs plumes supérieures à 20 mg/kg, tandis que 10/35 (29 %) présentaient des concentrations supérieures à 40 mg/kg. Bien que Rutkiewicz et collab. (2011) n'aient pas trouvé de relation significative entre les concentrations de mercure dans les primaires et le cerveau, ces auteurs concluent néanmoins que ces niveaux sont associés à des changements neurochimiques chez les pygargues des Grands Lacs, ce qui pourrait affecter leur comportement.

Comparaisons intra-individus

Parmi les espèces utilisées pour la comparaison intra-individus, celles dont les concentrations en mercure sont les plus faibles, l'aigle royal et le grand-duc, présentent les coefficients de variabilité les plus bas. Pour ces 2 espèces, on ne détecte pas de patron de mue, ou de plume précise présentant les plus fortes concentrations. Parmi les 3 pygargues à tête blanche, un seul (PTB-3) présente des concentrations décroissantes avec la position des primaires, les primaires #1 et #2 montrant les plus fortes concentrations. Aucune relation entre la séquence de mue et les concentrations de mercure dans les primaires n'a été observée chez les balbuzards pêcheurs dans cette étude, bien que la primaire #2 montre les plus fortes concentrations pour 3 des 4 spécimens. Cristol et collab. (2012) ont mesuré la concentration de mercure dans 10 plumes de poitrine et 10 plumes du dos de 20 pygargues à tête blanche adultes et ont attribué la variabilité observée au fait qu'ils ne remplacent pas toutes leurs plumes de corps la même année, ce qui peut favoriser une augmentation des concentrations de mercure dans les tissus sur une plus longue période en raison de l'étalement de la mue. Selon Hopkins et collab. (2007) et Anderson et collab. (2008), le balbuzard pêcheur effectue une mue irrégulière par vagues successives, pouvant se produire aussi bien sur l'aire de nidification qu'en migration, ce qui entraîne des niveaux de mercure très variables entre les différentes plumes. Les fortes variations des concentrations de mercure entre les plumes d'un même individu s'expliquent en partie par leur croissance dans un environnement plus ou moins contaminé (Wolfe et collab., 1998). Les 2 balbuzards pêcheurs qui présentent des coefficients de variation élevés proviennent de milieux aménagés du nord du Québec.

Chez l'autour des palombes, une relation positive entre la concentration moyenne de mercure et la séquence de mue des primaires (de 1 à 10) a été notée (Dauwe et collab., 2003). Cependant, Martínez et collab. (2012) ont déterminé que les concentrations maximales de mercure dans les primaires de l'autour des palombes étaient généralement observées dans les primaires #3 et #4, et ont proposé les raisons suivantes: i) un délai de mobilisation du mercure accumulé dans les tissus au début de la mue; ii) l'ingestion de proies contaminées durant la mue; iii) une mue incomplète et iv) l'accumulation de mercure exogène sur les plumes en provenance de l'atmosphère. Cette dernière hypothèse semble toutefois peu probable selon Dauwe et collab. (2003) et Jaspers et collab. (2004); d'après eux, le mercure des plumes provient principalement de la déposition endogène.

Nos résultats ne permettent pas d'identifier une ou des plumes plus représentatives des concentrations de mercure dans l'ensemble des primaires d'un individu. Le nombre de spécimens de chaque espèce utilisé pour les comparaisons intra-individus est probablement insuffisant.

Conclusion

Une diminution des concentrations de mercure dans le temps a été observée chez les aigles royaux et les autours des palombes, des espèces utilisant le milieu terrestre, de même que chez les jeunes balbuzards pêcheurs élevés en bordure des réservoirs. La majorité des valeurs élevées ont été observées durant la période 1925-1945, la seule exception étant les balbuzards pêcheurs. Aujourd'hui, les concentrations de mercure chez plusieurs espèces d'oiseaux de proie au Québec sont semblables à celles rapportées ailleurs en Amérique du Nord et en Europe. Chez le grand-duc d'Amérique, l'autour des palombes, la chouette rayée, les concentrations de mercure se situent près du niveau de base normal dans les plumes, tandis que chez le faucon pèlerin elles sont légèrement supérieures à cette limite. Chez les jeunes balbuzards pêcheurs des réservoirs, les concentrations de mercure devraient continuer de suivre la même tendance décroissante que chez les poissons vivant dans ces réservoirs et se rapprocher graduellement des concentrations des milieux naturels d'ici quelques années. Le pygargue à tête blanche présente des concentrations élevées qui pourraient entraîner des impacts écologiques, en plus de montrer une augmentation des concentrations de mercure avec l'âge. Pour ces raisons, cette espèce devrait faire l'objet d'une attention particulière afin de mieux documenter les concentrations de mercure et leurs effets sur les populations.

Les résultats des comparaisons intra-individus indiquent une forte variabilité des concentrations de mercure dans les plumes chez les espèces utilisant les milieux aquatiques et particulièrement chez les individus vivant dans des milieux très contaminés par le mercure. Ces analyses n'indiquent pas de patron clair de déclin des concentrations selon un ordre précis de mue dans les primaires.

Remerciements

Nous tenons à remercier les organismes qui nous ont permis de recueillir des plumes d'oiseaux : la Clinique des oiseaux de proie de la Faculté de médecine vétérinaire (Université de Montréal), l'Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proie (UQROP), le Musée national du Canada à Ottawa, la collection Léon-Provancher à l'Université Laval, le Musée Redpath de l'Université McGill, le Musée François-Pilote à La Pocatière, Raymond McNeil à l'Université de Montréal, Jean Bédard à l'Université Laval, le Cégep de La Pocatière et le Musée du Séminaire de Sherbrooke. Nous remercions également ceux qui ont recueilli des échantillons utilisés dans cette étude; il s'agit de Réginald Ouellet, Raymond McNicoll, Alain Desrosiers et Michel Lepage du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Pierre Fradette du Regroupement Québec Oiseaux, Louis Gagnon et Bruno Blais et Parcs Canada. Nous remercions également Hydro-Québec pour l'utilisation des résultats provenant du complexe hydroélectrique La Grande. Nous voudrions remercier le personnel du Centre national de recherche faunique à Ottawa qui a préparé les échantillons

pour les analyses, a assuré le contrôle de qualité et effectué une partie des analyses chimiques. Enfin, nous remercions B. Pauli, J. Tremblay et un réviseur anonyme pour leurs commentaires sur une version précédente de cet article. ◀

Références

- ANDERSON, D.W., T.H. SUCHANEK, C.A. EAGLES-SMITH et T.M. CAHILL, 2008. Mercury residues and productivity in osprey and grebes from a mine-dominated ecosystem. *Ecological Applications*, 18: A227-A238.
- APPELQUIST, H., S. ASBIRK et I. DRABAEK, 1984. Mercury monitoring: Mercury stability in bird feathers. *Marine Pollution Bulletin*, 15: 22-24.
- BECHARD, M.J., D.N. PERKINS, G.S. KALTENECKER et S. ALSUP, 2009. Mercury contamination in Idaho bald eagles, *Haliaeetus leucocephalus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 83: 698-702.
- BRAUNE, B.M. et P.E. GASKIN, 1987. Mercury levels in Bonaparte's gull (*Larus philadelphia*) during autumn molt in the Quoddy region, New Brunswick, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 16: 339-549.
- BRODEUR, S. et F. MORNEAU, 1999. Rapport sur la situation de l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*) au Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la faune et des habitats, Québec, 75 p.
- BROUARD, D., C. DEMERS, R. LALUMIÈRE, R. SCHETAGNE et R. VERDON, 1990. Rapport synthèse. Évaluation des teneurs en mercure des poissons du complexe hydroélectrique La Grande, Québec (1978-1989). Rapport conjoint, Vice-présidence Environnement, Hydro-Québec et Groupe Environnement Shooner inc., Montréal, 100 p.
- BURGER, J., 1993. Metal in avian feathers; Bioindicators of environmental pollution. *Review in Environmental Toxicology*, 5: 230-311.
- CASTRO, I., J.R. ABOAL, J.A. FERNÁNDEZ et A. CARBALLEIRA, 2011. Use of raptors for biomonitoring of heavy metals: Gender, age and tissue selection. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86: 347-351.
- CHAMPOUX, L., D.C. MASSE, D. EVERS, O.P. LANE, M. PLANTE et S.T.A. TIMMERMANS, 2006. Assessment of mercury exposure and potential effects on common loons (*Gavia immer*) in Québec. *Hydrobiologia*, 576: 263-274.
- CHAMPOUX, L., S. TRUDEAU, G. FITZGERALD, P.A. SPEAR et D.C.G. MUIR, 2009. Contamination et biomarqueurs chez le grand héron, *Ardea herodias*, comme indicateur de l'état du fleuve Saint-Laurent – Campagne de 2001-2002. Série de rapports techniques no. 501, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec, 76 p.
- CRISTOL, D.A., E.K. MOJICA, C.W. VARIAN-RAMOS et B.D. WATTS, 2012. Molted feathers indicate low mercury in bald eagles of the Chesapeake Bay, USA. *Ecological Indicators*, 18: 20-24.
- DAUWE, T., L. BERVOETS, R. PINXTEN, R. BLUST et M. EENS, 2003. Variation of heavy metals within and among feathers of birds of prey: Effects of molt and external contamination. *Environmental Pollution*, 124: 429-436.
- DESGRANGES, J.-L., J. RODRIGUE, B. TARDIF et M. LAPERLE, 1998. Mercury accumulation and biomagnification in ospreys (*Pandion haliaetus*) in the James Bay and Hudson bay regions of Québec. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 35: 330-341.
- DESGRANGES, J.-L., J. RODRIGUE, B. TARDIF et M. LAPERLE, 1999. Breeding success of Osprey (*Pandion haliaetus*) under high seasonal methylmercury exposure. Dans: LUCOTTE, M., R. SCHETAGNE, N. THERRIEN, C. LANGLOIS et A. TREMBLAY (édit.). *Mercury in the biogeochemical cycle: Mercury in natural environment and hydroelectric reservoir in northern Québec*. Springer, Berlin, p. 287-294.
- DESGRANGES, J.-L., J. RODRIGUE et L. CHAMPOUX, 2009. Distribution géographique d'une sélection de contaminants chez les grands hérons du système du fleuve Saint-Laurent, au Québec, (1989-1994). Publication hors-série Numéro 116, Service canadien de la faune, Québec, 18 p.

- ENVIRONNEMENT CANADA, 1979. Analytic methods manual. Mercury in fish. NADAQUAT no. 80601, Method 2, Ottawa.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1986. Manuel des méthodes analytiques. Direction générale des eaux intérieures. Direction de la qualité des eaux, Ottawa.
- FURNESS, R.W., S.J. MUIRHEAD et M. WOODBURN, 1986. Using bird feathers to measure mercury in the environment: Relationship between mercury content and moult. *Marine Pollution Bulletin*, 17: 27-30.
- FURNESS, R.W., J.L. JOHNSTON, J.A. LOVE et D.R. THOMPSON, 1989. Pollutant burdens and reproductive success of golden eagles *Aquila chrysaetos* exploiting marine and terrestrial food webs in Scotland. Dans : MEYBURG B.-U. et R.D. CHANCELLOR (édit.). *Raptors in the modern world*. World Working Group on Birds of Prey, Berlin, p. 495-500.
- GRUBBS, F., 1969. Procedures for detecting outlying observations in samples, *Technometrics*, 11: 1-21.
- HARMATA, A.R. et M. RESTANI, 2013. Lead, mercury, selenium, and other trace elements in tissues of golden eagles from southwestern Montana, USA. *Journal of Wildlife Diseases*, 49: 114-124.
- HEAD, J.A., A. DEBOFSKY, J. HINSHAW et N. BASU, 2011. Retrospective analysis of mercury content in feathers of birds collected from the state of Michigan (1895–2007). *Ecotoxicology*, 20: 1636-1643.
- HOPKINS, W.A., L.B. HOPKINS, J.M. UNRINE, J. SNODGRASS et J.D. ELLIOT, 2007. Mercury concentrations in tissues of osprey from the Carolinas, USA. *The Journal of Wildlife Management*, 71: 1819-1829.
- HUGHES, K.D., P.J. EWINS et K.E. CLARK, 1997. A comparison of mercury levels in feathers and eggs of osprey (*Pandion haliaetus*) in the North American Great Lakes. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 33: 441-452.
- HYLANDER, L.D. et M. MEILI, 2003. 500 years of mercury production: Global annual inventory by region until 2000 and associated emissions. *The Science of the Total Environment*, 304: 13-27.
- JAGOE, C.H., A.L. BRYAN, H.A. BRANT, T.M. MURPHY et I.L. BRISBIN, 2002. Mercury in bald eagle nestlings from South Carolina, USA. *Journal of Wildlife Diseases*, 38: 706-712.
- JASPERS, V., T. DAUWE, R. PINXTEN, L. BERVOETS, R. BLUST et M. EENS, 2004. The importance of exogenous contamination on heavy metal levels in bird feathers. A field experiment with free-living great tits, *Parus major*. *Journal of Environmental Monitoring*, 6: 356-360.
- LINDBERG, P. et T. ODSJÖ, 1983. Mercury levels in feathers of peregrine falcon *Falco peregrinus* compared with total mercury content in some of its prey species in Sweden. *Environmental Pollution*, 5: 297-318.
- LODENIUS, M. et T. SOLONEN, 2013. The use of feathers of birds of prey as indicators of metal pollution. *Ecotoxicology*, 22: 1319-1334.
- MARTÍNEZ, A., D. CRESPO, J.I. FERNÁNDEZ, J.R. ABOAL et A. CARBALLEIRA, 2012. Selection of flight feathers from *Buteo buteo* and *Accipiter gentilis* for use in biomonitoring heavy metal contamination. *Science of the Total Environment*, 425: 254-261.
- NEUGEBAUER, E.A., G.L. SANS CARTIER et B.J. WAKEFORD, 2000. Methods for the determination of metals in wildlife tissues using various atomic absorption spectrophotometry techniques. *Canadian Wildlife Service Technical Report 337*, Ottawa, 61 p.
- NORHEIM, G. et A. FROSLIE, 1978. The degree of methylation and organ distribution of mercury in some birds of prey in Norway. *Acta Pharmacologica Toxicologica*, 43: 143-204.
- PITTMAN, H.T., W.W. BOWERMAN, L.H. GRIM, T.G. GRUBB et W.C. BRIDGES, 2011. Using nestling feathers to assess spatial and temporal concentrations of mercury in bald eagles at Voyageurs National Park, Minnesota, USA. *Ecotoxicology*, 20: 1626-1635.
- RICARD M., et A.-M. BOUCHARD, 2011. Guide d'identification d'oiseaux de proie. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Québec, 16 p.
- RUTKIEWICZ, J., D.H. NAM, T. COOLEY, K. NEUMANN, I. B. PADILLA, W. ROUTE, S. STROM et N. BASU, 2011. Mercury exposure and neurochemical impacts in bald eagles across several Great Lakes states. *Ecotoxicology*, 20: 1669-1676.
- SAS INSTITUTE INC., 2012. Using JMP 10. SAS Institute Inc., Cary, 462 p.
- SCHETAGNE, R., 1994. Water quality modifications after impoundment of some large northern reservoirs. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, 40: 233-229.
- SCHETAGNE, R. et R. VERDON, 1999. Post-impoundment evolution of fish mercury levels at the La Grande Complex, Québec, Canada (from 1978 to 1996). Dans : LUCOTTE, M., R. SCHETAGNE, N. THERRIEN, C. LANGLOIS et A. TREMBLAY (édit.). *Mercury in the biogeochemical cycle: Mercury in natural environment and hydroelectric reservoir in northern Québec*. Springer, Berlin, p. 287-294.
- SCHEUHAMMER, A.M., 1991. Effects of acidification on the bioavailability of toxic metals and calcium to wild birds and mammals. *Environmental Pollution*, 71: 329-375.
- SCHEUHAMMER, A.M., M.W. MEYER, M.B. SANDHEINRICH et M.W. MURRAY, 2007. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. *Ambio*, 36: 12-18.
- SCHEUHAMMER, A. M., N. BASU, N. M. BURGESS, J. E. ELLIOTT, G. D. CAMPBELL, M. WAYLAND, L. CHAMPOUX et J. RODRIGUE, 2008. Relationships among mercury, selenium, and neurochemical parameters in common loons (*Gavia immer*) and bald eagles (*Haliaeetus leucocephalus*). *Ecotoxicology*, 17: 93-101.
- SHORE, R.F., M.G. PEREIRA, L.A. WALKER et D.R. THOMPSON, 2011. Mercury in non marine birds and mammals. Dans : BEYER, W. N. et J. P. MEADOR (édit.). *Environmental contaminants in biota: Interpreting tissue concentrations*. 2^e édition. CRC Press, Boca Raton, p. 609-624.
- THOMPSON, D.R., 1996. Mercury in birds and terrestrial mammals. Dans : BEYER, W.N., G.H. HEINZ et A.R. REDMON-NORWOOD (édit.). *Environmental contaminants in wildlife: Interpreting tissue concentrations*. Society of Environmental Toxicology, Special Publication Series, Lewis Publishing, New York, p. 341-356.
- UNEP, 2013. *Global Mercury Assessment 2013: Sources, emissions, releases and environmental transport*. UNEP Chemicals Branch, Geneva. 44 p.
- WEECH, S.A., A.M. Scheuhammer et J.E. Elliott, 2006. Mercury exposure and reproduction in fish-eating birds breeding in the Pinchi Lake region, British Columbia, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25: 1433-1440.
- WESTERMARK, T., T. ODSJÖ et A.G. JOHNELS, 1975. Mercury content of bird feathers before and after Swedish ban on alkyl mercury in agriculture. *Ambio*, 4: 87-92.
- WIENER, J.G., D.P. KRABBENHOFT, G.H. HEINZ et A.M. SCHEUHAMMER, 2002. *Ecotoxicology of mercury*. Dans : HOFFMAN, D.J., B.A. RATTNER, G.A. BURTON Jr. et J. CAIRNS Jr. (édit.). *Handbook of Ecotoxicology*, 2^e édition. CRC Press, Boca Raton, p. 407-461.
- WOLFE, M.F., S. SCHWARZBACH et R.A. SULAIMAN, 1998. Effects of mercury on wildlife: A comprehensive review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17: 146-160.

Programme de réhabilitation des oiseaux de proie au Québec: bilan 1986-2013

Guy Fitzgerald

Résumé

L'Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proie (UQROP) a implanté, en 1986, un programme provincial de réhabilitation d'oiseaux de proie sauvages en collaboration avec la Faculté de médecine vétérinaire (Université de Montréal), le Centre de recherches Macdonald sur les rapaces (Université McGill) et le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec. Plus de 8 000 individus appartenant aux 27 espèces d'oiseaux de proie du Québec ont été admis dans ce programme. Près de 42 % de ces oiseaux ont été remis en liberté. Sur les 2 285 oiseaux relâchés munis d'une bague, 72 (3 %) ont été récupérés. Le programme de réhabilitation couvre l'ensemble du Québec. Près de 54 % des oiseaux reçus ont été acheminés par les agents de protection de la faune du gouvernement du Québec. Légalement, au Québec, les oiseaux de proie trouvés morts ou vivants doivent être déclarés et ils sont acheminés au réseau de l'UQROP par des bénévoles, par avion ou par messagerie. La formation offerte aux étudiants gradués en médecine vétérinaire a permis notamment la publication d'articles scientifiques basés sur les spécimens rapportés. Le programme éducatif de l'UQROP a permis de sensibiliser des millions de personnes depuis 1990. Globalement, les réalisations de l'UQROP ont contribué à la conservation des oiseaux de proie.

MOTS CLÉS: causes de blessures, éducation relative à l'environnement, oiseaux de proie, rapaces, réhabilitation

Abstract

The Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proie (UQROP) is a raptor rehabilitation program that has been running in the province of Québec since 1986. It was established with the help of the Faculté de médecine vétérinaire (the veterinary college at the Université de Montréal), the Macdonald Raptor Research Center (McGill University), and the ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec. The program covers the whole of the province and nearly 54% of the cases handled are referred by wildlife officers. To date, over 8 000 birds have passed through the program, including specimens of all 27 of the raptor species occurring in the province. The release rate is about 42%, and of the 2 285 banded birds released, 72 (3%) band returns have been documented. As raptors are protected under provincial law, injured or dead individuals must be declared, and these are brought to the network's facilities by volunteer drivers, or are sent in via air and ground transportation systems. A post-graduate training program in zoological medicine at the veterinary college has led to a number of scientific publications based on data from the birds received, and an environmental education program, developed in 1990, has helped inform millions of people about raptors. Since its outset, the rehabilitation program has made a solid contribution to raptor conservation.

KEYWORDS: birds of prey, injured birds, environmental education, raptor, rehabilitation

Introduction

Les oiseaux de proie sont des espèces encore victimes de persécution et les causes de mortalité ou de blessures rapportées dans les programmes de réhabilitation à travers le monde le reflètent bien (Redig et collab., 1983; Mikaelian et collab., 1997; Fitzgerald, 1999; Desmarchelier et collab., 2010; Rodriguez et collab., 2010; Molina-Lopez et collab., 2011). Jusqu'au milieu du 19^e siècle, les oiseaux de proie recevaient peu d'attention au Québec, voire ils pouvaient être chassés sans restriction. Les premières restrictions sont venues en 1882 avec la Loi sur la chasse et la pêche qui interdisait de chasser les strigiformes en période de reproduction, du 1^{er} mars au 1^{er} septembre. En 1960, leur statut dans cette même Loi a changé et les oiseaux de proie sont devenus des espèces protégées. Au début des années 1980, un oiseau de proie trouvé blessé et rapporté à un agent de protection de la faune était euthanasié ou placé en captivité dans une institution zoologique. À partir de 1992, il est devenu

obligatoire de déclarer la récupération d'oiseaux de proie morts ou vivants avec la modification d'une section de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune. Toutes les espèces d'oiseaux de proie sont sous juridiction provinciale alors que la juridiction fédérale ne concerne que des espèces menacées (Cazalais, 1994).

La réhabilitation des oiseaux de proie sauvages a débuté aux États-Unis dans les années 1970 (Duke et collab., 1981; Redig et collab., 1983). Au milieu des années 1980, débute la réhabilitation des oiseaux de proie sauvages blessés au Québec, au Centre de recherches Macdonald sur les rapaces (CRMR)

GUY FITZGERALD est vétérinaire responsable de la Clinique des oiseaux de proie de la Faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal et président fondateur de l'Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proie (UQROP).

guy.fitzgerald@umontreal.ca

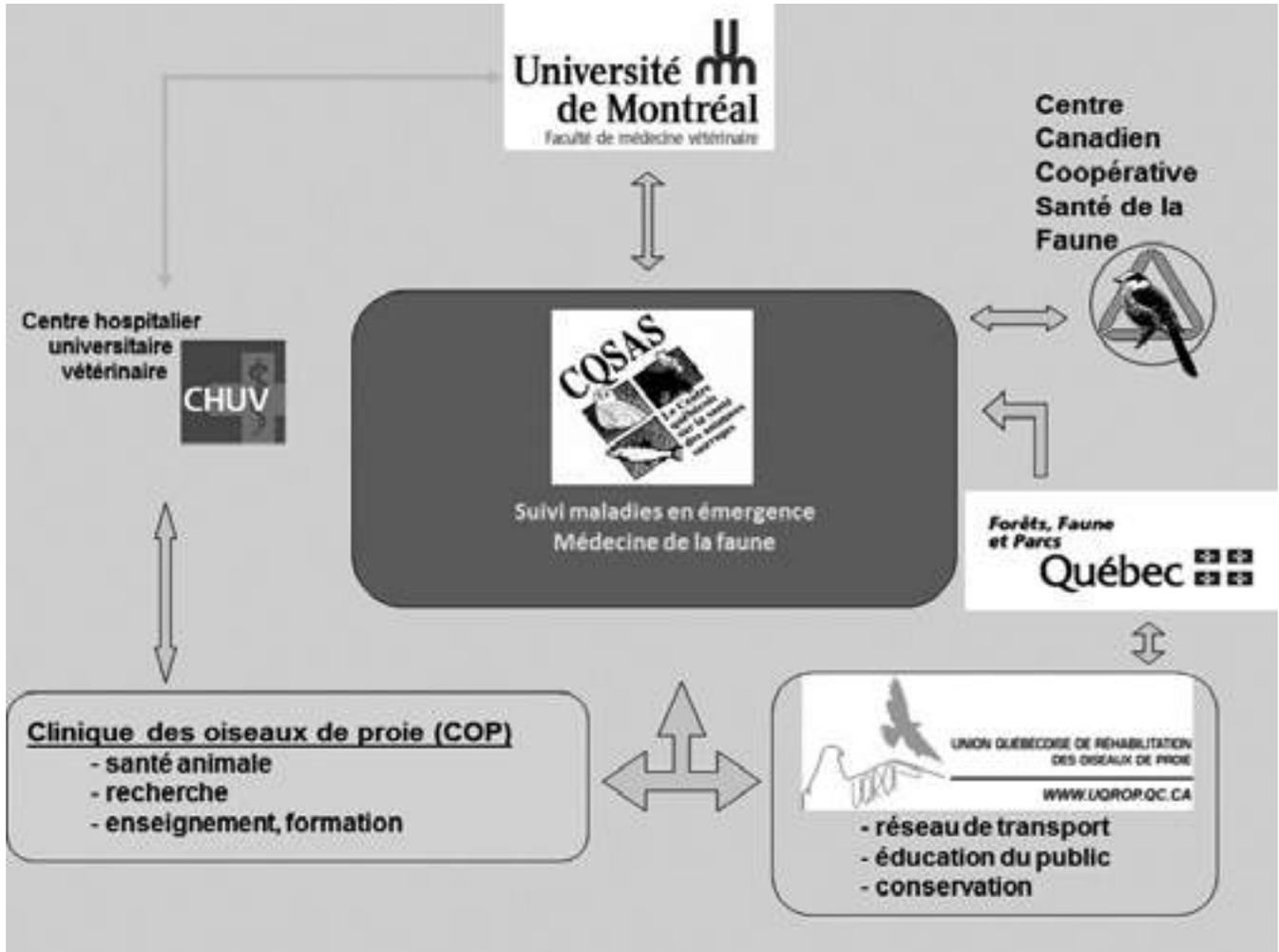


Figure 1. Représentation schématique du rôle des intervenants majeurs du programme de réhabilitation des oiseaux de proie au Québec.

de Sainte-Anne-de-Bellevue à l'Université McGill. À la fin de l'été 1986, la Clinique des oiseaux de proie (COP) de la Faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal commence ses opérations, en collaboration avec le CRMR et le Jardin zoologique du Québec, alors propriété du gouvernement du Québec. C'est en janvier 1987 qu'un programme provincial structuré de réhabilitation des oiseaux de proie est officiellement lancé avec la fondation de l'Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proie, UQROP (Lair, 1989; Simard, 2012).

La mission de l'UQROP est la conservation des oiseaux de proie et de leurs habitats naturels. Les objectifs visent 2 grandes actions : structurer ou maintenir un réseau provincial de récupération, d'acheminement, de soins et de réadaptation des oiseaux de proie trouvés blessés et en parallèle, sensibiliser le public à la conservation des oiseaux de proie. L'UQROP, un organisme à but non lucratif, doit se débrouiller avec des moyens limités et utilise le partenariat ainsi que le réseautage comme base de ses actions. La COP fait partie des activités du Centre hospitalier universitaire vétérinaire de l'Université de Montréal et assume le rôle d'expertise vétérinaire du réseau provincial de l'UQROP (figure 1).

L'éducation relative à l'environnement (ERE) est souvent associée aux programmes de réhabilitation de la faune. Un des objectifs de l'ERE est d'amener les gens à modifier leur perception et leur comportement face à une problématique environnementale (Plourde, 1993). L'aspect curatif de la médecine vétérinaire est accompli par le soin des oiseaux blessés et le côté médecine préventive par l'éducation ou la sensibilisation à prévenir certaines blessures. Dès 1990, l'UQROP s'est impliquée activement dans ce processus de conservation en se basant sur l'attrait exercé par les oiseaux de proie. La remise en liberté d'un oiseau de proie est un symbole très fort pour toucher le public (figure 2). Cet impact indirect sur la conservation d'espèces protégées est probablement plus significatif que le fait de sauver un individu.

L'objectif de cet article est de faire le bilan des réalisations de l'UQROP depuis sa création. Il s'agit d'un texte descriptif sans aller dans les détails puisque plusieurs éléments pourraient faire l'objet d'un article en soi avec un traitement statistique. Certains intervenants dans le domaine de la faune ne croient pas à l'intérêt de réhabiliter des animaux sauvages et affirment même que les oiseaux ne survivent pas longtemps après une



Guy Fitzgerald

Figure 2. Remise en liberté d'un harfang des neiges pendant une activité hivernale ouverte au public sur le site naturel de l'UQROP, Chouette à voir ! à Saint-Jude.

réhabilitation. Le présent article aborde le rôle qu'a pu jouer l'UQROP dans la conservation des oiseaux de proie au Québec.

Matériel et méthodes

La réhabilitation d'oiseaux de proie sauvages au Québec

Selon la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune, un oiseau de proie trouvé mort ou blessé doit être déclaré à un agent de protection de la faune au Québec. Le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) achemine ces oiseaux à Saint-Hyacinthe, à la COP de la Faculté de médecine vétérinaire, dans le cadre du programme provincial de réhabilitation des oiseaux de proie de l'UQROP. Au fil des ans, on a eu recours au transport aérien, à des bénévoles et aux messageries privées afin d'acheminer les oiseaux à la COP le plus tôt possible.

Les étapes d'une réhabilitation passent par la découverte d'un oiseau dans le besoin, sa capture, son acheminement dans les meilleurs délais à la COP, l'établissement d'un diagnostic/pronostic/traitement grâce aux installations et à l'expertise de la Faculté de médecine vétérinaire, la convalescence, la réadaptation en volières spécialisées sur le site naturel de l'UQROP, Chouette à voir !, et ultimement la remise en liberté de l'oiseau lorsque certains critères sont atteints. Pour évaluer la survie et les déplacements de ces oiseaux, des bagues du Bureau de baguage d'Environnement Canada ont été utilisées pour les identifier depuis les débuts du programme de réhabilitation.

Le taux de survie des individus remis en liberté a été comparé pour le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*; espèce

avec le meilleur taux de retour de bagues du programme de réhabilitation) entre les oiseaux réhabilités et les oiseaux capturés sains dans la nature lors de projets de baguages. Un test du chi carré exact a été effectué pour évaluer un critère de succès de survie de 30 jours après le relâchement et pour le pourcentage de recapture des 2 groupes. Une analyse de survie de Kaplan-Meier et un test de Cochran-Mantel-Haenszel (sur l'effet de l'âge des individus) ont aussi été réalisés. Le logiciel SAS 9.3 (SAS Institute, 2012) a été utilisé pour ces analyses et le niveau de signification statistique a été fixé à 0,05.

Même un oiseau mort représente une source de documentation : morphométrie, détermination de l'âge et du sexe, surveillance de maladies et échantillonnage toxicologique (plomb, mercure, pesticides). La majorité des oiseaux de proie morts sont soumis au Centre québécois sur la santé des animaux sauvages (CQSAS) afin d'établir les causes de la mort et d'effectuer une surveillance passive de maladies en émergence (influenza aviaire et virus du Nil occidental).

L'éducation relative à l'environnement

Certains oiseaux de proie qui ne peuvent retourner à la nature deviennent des ambassadeurs de leur propre conservation. Ces oiseaux vivants sont utilisés dans les animations effectuées dans les écoles, les bibliothèques, les parcs et les événements publics. L'attrait de ces oiseaux a permis de stimuler l'intérêt des médias écrits et électroniques. Le potentiel de sensibilisation par les reportages radiophoniques ou télévisés en rejoignant un grand nombre de personnes est considérable.

Résultats

Le bilan annuel du programme de réhabilitation est passé de 87 oiseaux admis en 1987 à 254 en 1991, avec une moyenne de 352 depuis le début des années 2000. Plus de 8 000 individus sont passés par la COP. Les agents de protection de la faune de plus de 70 bureaux à travers la province ont acheminé près de 54 % de ces oiseaux. Un peu plus de 48 % des cas proviennent des régions de Montréal et de la Montérégie regroupées. Les mois de juillet et d'août sont les plus achalandés du programme de réhabilitation suivis de près par les mois de septembre et d'octobre. Toutes les espèces indigènes au Québec ont été vues de même que 2 buses de Swainson (*Buteo swainsoni*), un rare visiteur au Québec (tableau 1).

Tableau 1. Bilan du nombre d'individus de 28 espèces d'oiseaux de proie examinées à la Clinique des oiseaux de proie selon les causes et le résultat de leur réhabilitation depuis 1986.

Espèce	Total	Causes d'admission								Résultats					
		Indéterminée ²	Collision (fenêtre, auto, fil)	Orphelin	Blessé par projectile	Piégeage d'animaux à fourrure	Électrocution	Maladie/intoxication	Arrivé mort	Gardé en captivité	En traitement	Euthanasie	Mort en soins	Remis en liberté	Taux de remise en liberté ³
Crécerelle d'Amérique (<i>Falco sparverius</i>)	874	500	70	297	5	1		1	53	20	2	197	96	494	60 %
Faucon émerillon (<i>Falco columbarius</i>)	867	601	134	121	10			1	133	8	3	233	126	353	48 %
Grand-duc d'Amérique (<i>Bubo virginianus</i>)	661	464	63	50	42	28	10	4	149	13	7	207	83	184	36 %
Buse à queue rousse (<i>Buteo jamaicensis</i>)	470	359	40	9	44	8	6	4	83	9	4	151	71	134	35 %
Épervier brun (<i>Accipiter striatus</i>)	423	302	94	17	8			2	133	2		97	110	76	26 %
Petite nyctale (<i>Aegolius acadicus</i>)	365	261	93	8	2	1			58	9	5	46	83	162	53 %
Chouette rayée (<i>Strix varia</i>)	379	263	79	8	19	10			124	14		88	36	96	38 %
Harfang des neiges (<i>Bubo scandiacus</i>)	339	263	35		38			2	108	13	2	64	51	102	44 %
Petite buse (<i>Buteo platypterus</i>)	251	183	31	30	4			1	31	4	3	93	31	85	39 %
Épervier de Cooper (<i>Accipiter cooperii</i>)	266	206	43	7	7				82	4	1	49	47	72	39 %
Petit-duc maculé (<i>Megascops asio</i>)	226	146	53	24	1	2			36	11	3	34	45	88	46 %
Autour des palombes (<i>Accipiter gentilis</i>)	219	143	49	12	7	8			58	2	1	50	41	63	39 %
Pygargue à tête blanche (<i>Haliaeetus leucocephalus</i>)	197	71	6	5	17	91	6	1	102	9		21	22	40	42 %
Buse pattue (<i>Buteo lagopus</i>)	172	112	23	1	22	12	1	1	33	9		60	19	44	32 %
Faucon pèlerin (<i>Falco peregrinus</i>)	186	146	15	13	7				30	15	1	43	27	68	44 %
Busard Saint-Martin (<i>Circus cyaneus</i>)	138	87	16	25	9			1	20	2	1	56	12	44	37 %
Balbusard pêcheur (<i>Pandion haliaetus</i>)	147	85	8	10	43			1	31	1		43	39	26	22 %
Hibou des marais (<i>Asio flammeus</i>)	106	88	16	2					10	6	1	54	14	18	19 %
Nyctale de Tengmalm (<i>Aegolius funereus</i>)	100	66	28	1	2	3			49	7		5	15	22	43 %
Urubu à tête rouge (<i>Cathartes aura</i>)	90	55	11	3	17	1	2	1	17	10		26	7	28	38 %
Hibou moyen-duc (<i>Asio otus</i>)	82	65	11	5	1				19	2	1	24	19	13	21 %
Buse à épaulettes (<i>Buteo lineatus</i>)	71	46	7	15	1	1	1		13	1		16	11	29	50 %
Chouette épervière (<i>Surnia ulula</i>)	64	44	9	1	10				6	6		17	15	19	33 %
Chouette lapone (<i>Strix nebulosa</i>)	61	40	17		3			1	20	7		9	10	14	34 %
Aigle royal (<i>Aquila chrysaetos</i>)	60	12	4	1	1	38	1	3	44			4	3	9	56 %
Faucon gerfaut (<i>Falco rusticolus</i>)	6	3		2				1		1			4	2	33 %
Buse de Swainson (<i>Buteo swainsoni</i>)	2	1						1	1				1		0 %
Effraie des clochers (<i>Tyto alba</i>)	1	1							1						0 %
Totaux:	6823	4613	955	667	320	204	32	32	1444	185	35	1687	1038	2285	42 %

¹. Le processus de saisie de la base de données n'est pas terminé pour les années antérieures à 2000, mais le tableau donne une idée des proportions.

². Causes inconnues ou anecdotiques (dont 194 emprisonnés dans un bâtiment, 67 cas de prédation, 11 grands-ducs blessés par des piquants de porc-épic et des cas de noyades ou de brûlures).

³. Taux de succès de remise en liberté sans tenir compte des individus arrivés morts.

Les causes connues (tableau 1) ne représentent que celles qui sont déterminées avec certitude au moment de la capture. Le tableau ne fait pas état des diagnostics (fractures, maladies, émaciation) établis par la suite. Par ailleurs, on peut parfois observer des combinaisons comme un oiseau blessé à l'aile par une collision avec un véhicule avec une vieille fracture guérie à la patte, qui avait été causée par un projectile. Il serait fastidieux d'analyser toutes ces données, mais le tableau 1 donne une vision d'ensemble des causes et des résultats. Quelques observations attirent toutefois l'attention. Nos résultats reflètent les cycles d'incursion du harfang des neiges (*Bubo scandiacus*)

vers le sud du Québec (figure 3). On observe aussi une tendance à l'augmentation des effectifs du faucon émerillon (*Falco columbarius*) et de l'épervier de Cooper (*Accipiter cooperii*), tandis que la crécerelle d'Amérique (*Falco sparverius*) serait en déclin depuis le début des années 2000 (figure 4).

Le taux de remise en liberté a tourné, globalement, autour de 42 % des admissions d'oiseaux vivants (tableau 1). Sur les 2 285 oiseaux remis en liberté bagués entre 1986-2013, 72 (3 %) ont été retrouvés. Ce pourcentage de récupération de bagues varie en fonction des espèces. L'intervalle entre le moment du lâcher et la récupération de l'oiseau bagué donne une appréciation de l'aptitude à survivre des oiseaux réhabilités (tableau 2). Le record de survie a été observé chez un harfang des neiges, retrouvé 11 ans plus tard en Ontario alors qu'il avait été remis en liberté à Kuujuaq. Initialement trouvé à Maskinongé en Mauricie, il souffrait d'une fracture ouverte de l'aile, a dû subir une chirurgie orthopédique et une période de réadaptation en volière.

La comparaison des retours de bagues chez les faucons pèlerins réhabilités et capturés sains dans la nature (tableau 2) ne détecte pas de différences statistiquement significatives entre les 2 groupes. En considérant le critère de 30 jours de délai avant la recapture pour un succès (on sous-entend qu'un faucon pèlerin incapable de chasser ne survivrait pas plus de 30 jours), il n'y avait pas d'association significative entre le succès et le type d'oiseau (réhabilité ou non) selon le test du chi carré exact ($p = 1$). Le taux de succès pour les oiseaux réhabilités était de 86 % et de 84 % pour les autres. Le test du chi carré exact n'indique pas de différence significative ($p = 0,32$) au niveau du pourcentage de recapture des oiseaux réhabilités (12,1 %) ou non (18,2 %). L'analyse de survie de Kaplan-Meier n'indique pas



Guy Fitzgerald

Figure 3. Nombre de harfangs des neiges sauvages admis à la Clinique des oiseaux de proie pendant les hivers de 1986 à 2013.

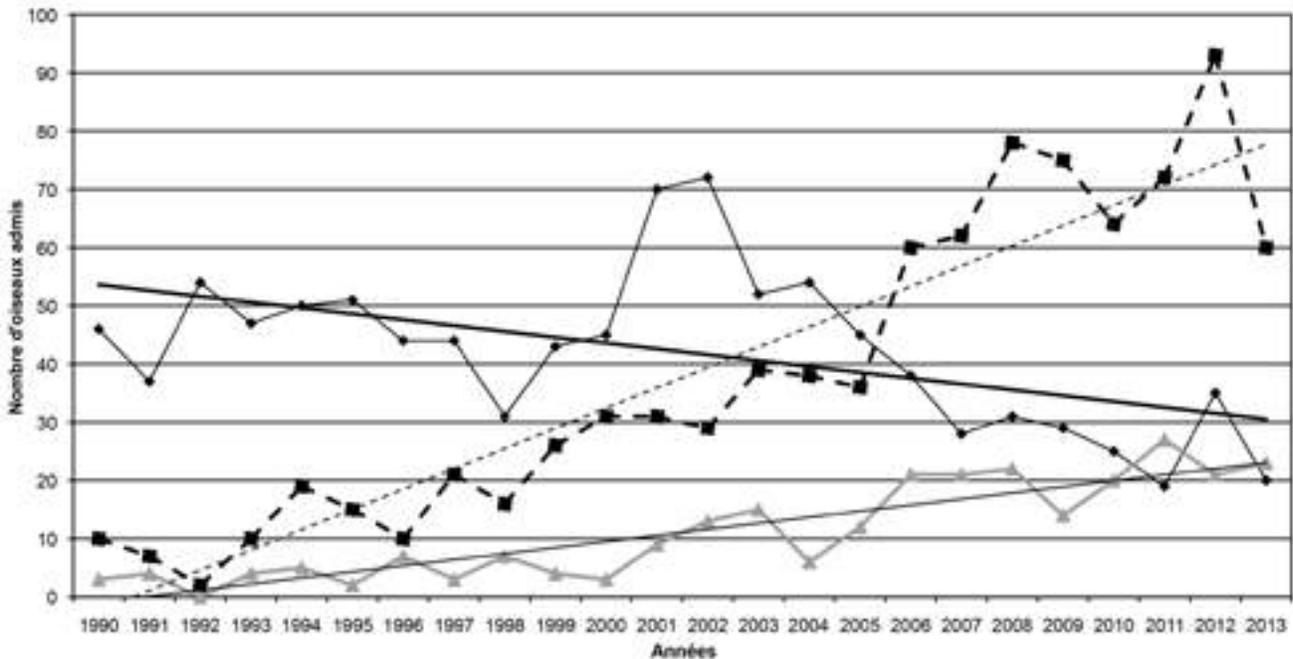


Figure 4. Nombre par année et tendance des admissions de crécerelles d'Amérique (points et ligne continue), de faucons émerillons (points et ligne pointillée) et d'éperviers de Cooper (triangles et ligne continue) à la Clinique des oiseaux de proie de 1990 à 2013.

Tableau 2. Nombre de jours entre la remise en liberté et la récupération d'individus réhabilités déterminé par un retour de bague, 1988-2013. À titre de comparaison, la section en gris décrit les observations sur des faucons pèlerins sauvages québécois bagués et récupérés sans passer par un processus de réhabilitation pour la même période.

Espèce		Nombre d'oiseaux		Interval de temps (jours) entre le baguage et la récupération de l'oiseau
		relâchés	récupéré (%)	
Crécerelle d'Amérique	<i>(Falco sparverius)</i>	450	7 (1,5%)	94, 146, 243, 247, 451, 866 (capturé vivant et relâché) et 974
Faucon émerillon	<i>(Falco columbarius)</i>	320	9 (3%)	4, 11, 11, 14, 115, 234, 248, 519 et 614
Grand-duc d'Amérique	<i>(Bubo virginianus)</i>	168	10 (6%)	21, 35, 130, 209, 213, 224, 364, 769, 1380 et 3876
Buse à queue rousse	<i>(Buteo jamaicensis)</i>	123	8 (6,5%)	54, 213 (capturé vivant et relâché), 323, 399, 768, 991 (capturé vivant et relâché), 1355 et 1443
Harfang des neiges	<i>(Bubo scandiacus)</i>	87	6 (7%)	11, 24, 38, 86, 118 et 4110
Faucon pèlerin	<i>(Falco peregrinus)</i>	58	7 (12%)	19, 177, 200, 585, 751, 766 (capturé vivant et relâché) et 2467
Faucon pèlerin	<i>(Falco peregrinus)</i>	176	32 (18%)	6, 7, 10, 16, 30, 34, 41, 51, 70, 79, 80, 84, 85, 119, 132, 145, 172, 273, 286, 588, 667, 733, 795, 939, 1070, 1380, 1643, 1786, 1982, 2493, 3282, et 4426 (13 capturés vivants et relâchés)

non plus de différence statistiquement significative ($p = 0,49$) dans le temps de survie entre les 2 groupes après leur relâche. Le temps de survie moyen pour les faucons réhabilités était de 1 466 jours et de 1 658 jours pour les autres. Finalement, le test de Cochran-Mantel-Haenszel indique que la distribution de l'âge est significativement décalée vers de plus grandes valeurs dans le groupe réhabilité ($p = 0,0007$).

Pour ce qui est des causes de mortalité, certaines observations sont dignes de mention. Le balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*) et le harfang des neiges sont souvent la cible de tireurs (Desmarchelier, 2010) alors que les captures accidentelles de pygargues à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*), d'aigles royaux (*Aquila chrysaetos*) et de grands-ducs d'Amérique (*Bubo virginianus*) sont régulièrement faites par les trappeurs d'animaux à fourrure (voir l'article à ce sujet dans le présent numéro). Par ailleurs, le CQSAS n'a pas détecté d'influenza aviaire de souche pathogène (par ex. H_5N_1) chez les oiseaux de proie depuis le début de son programme de surveillance de la maladie en 2005. Par contre, on diagnostique chaque été des cas de virus du Nil occidental chez des oiseaux de proie. Le premier pic a été vu en 2002-2003 et une recrudescence a été remarquée en 2011-2012-2013 avec 33, 21 et 31 cas respectivement. Le faucon émerillon, l'épervier brun (*Accipiter striatus*), l'épervier de Cooper et le grand-duc d'Amérique sont les espèces les plus souvent touchées, mais la maladie a été observée chez 13 autres espèces d'oiseaux de proie. Les régions de Montréal et de la Montérégie sont les plus affectées.

La manipulation d'une grande quantité d'oiseaux de proie donne accès aux tissus nécessaires à certaines études. Par exemple, une étude échelonnée sur plusieurs années a été réalisée en partie avec des échantillons provenant de l'UQROP et du CQSAS pour l'analyse sur les rodenticides (Thomas et collab., 2011), le mercure (voir l'article à ce sujet dans le présent numéro) et les pesticides agissant sur les cholinestéras (Trudeau, 2007).

La réhabilitation des oiseaux de proie dans un milieu universitaire a permis aux chercheurs et aux étudiants d'analyser les données et de rédiger de nombreuses publications dans des

domaines variés : morphophysiologie, médecine, pathologie, génétique et toxicologie (Fitzgerald, 1990; Fitzgerald et Blais, 1993; Fitzgerald et Côté, 1996; Mikaelian et collab., 1997; Fitzgerald, 1998; Lavoie et collab., 1999; Wong et collab., 1999; Desmarchelier et collab., 2004; Desmarchelier et collab., 2007; Desmarchelier et collab., 2010; Therrien et collab., 2011; Larrat et collab., 2012a,b; Fitzgerald G., 2013; Delnatte et collab., 2014).

Le volet « éducation du public », débuté en 1990, compte de belles réalisations. Le programme éducatif itinérant présente ses oiseaux de proie ambassadeurs dans plus de 250 animations, touchant plus de 15 000 personnes (pour une moyenne de 123 par animation), chaque année. En 1996, l'ouverture du site naturel « Chouette à voir ! » à Saint-Jude (un milieu naturel protégé de 22 ha) a été rendu possible grâce à la construction d'un pont par l'Armée canadienne pour enjamber la rivière Salvail. Ce partenariat illustre bien les efforts de réseautage que déploie l'UQROP pour réaliser ses projets avec peu de moyens financiers. Ce site accueille en moyenne 6 000 personnes par été. L'exposition itinérante « Chasseurs du ciel », en coproduction avec le Musée de la nature et des sciences de Sherbrooke, a circulé de 1996 à 2006 et sensibilisé près de 750 000 visiteurs au Biodôme de Montréal, au Musée de la civilisation de Québec, au Salon de la pourvoirie de Montréal, à la Récréathèque de Laval et au Musée du Nouveau-Brunswick, entre autres. Par ailleurs, la participation régulière à des reportages ou les apparitions télévisées a contribué de façon substantielle (certaines cotes d'écoute à plus d'un million d'auditeurs) à faire connaître davantage les oiseaux de proie, entre autres : *4 et demi*, *Découvertes*, *La semaine verte*, *Les années-lumière*, *Feu vert*, *Génial*, *Bêtes pas bêtes*, *Hôpital vétérinaire*, *Animo*, *Humanima*, *Ad Lib*.

Discussion

La quantité d'information cumulée par le programme de réhabilitation est appréciable et ne peut être complètement traitée dans le cadre de cet article. Toutefois, elle démontre bien le potentiel qu'elle peut présenter pour en apprendre davantage sur certaines problématiques liées à la cohabitation des humains

avec les oiseaux de proie. Le phénomène des oiseaux de proie « orphelins » en est un. Les faucons émerillons, crécerelles d'Amérique, grands-ducs d'Amérique et petits-ducs maculés (*Megascops asio*) sont souvent trouvés en milieux urbains, périurbains ou agricoles et sont considérés « dans le besoin » par les gens bien intentionnés. Pourtant, il s'agit souvent de jeunes oiseaux en exploration en dehors du nid ou tombés du nid pour différentes raisons. Dans la majorité des cas, ces jeunes oiseaux auraient pu être laissés sur place et survivre. L'éducation du public (pendant une intervention comme à l'avance, en prévention) devient une mesure essentielle dans un programme de réhabilitation. Il faut aussi éviter des problèmes de santé physique (déficience en calcium si les gens nourrissent l'oiseau avec de la viande rouge) et mentale (imprégnation à l'humain) devant un fait accompli.

Le nombre de harfangs des neiges admis à la COP par année se compare très bien aux tendances d'observation de l'espèce par les ornithologues amateurs. En effet, les valeurs de la base de données de la COP et du fichier d'Études des populations d'oiseaux du Québec (Larivée, 2013) sont similaires pour les invasions cycliques annuelles de l'espèce. La saison automne 2013-hiver 2014 a représenté un pic exceptionnel de présence du harfang, du jamais-vu depuis 50 ans aux dires de certains spécialistes de ce hibou (Scott Weidensaul, communication personnelle).

Le nombre de crécerelles d'Amérique admises va en diminuant d'année en année. Le phénomène n'est pas unique au Québec puisque l'on constate un déclin de l'espèce un peu partout en Amérique du Nord (Smallwood et collab., 2009; The Peregrine Fund, 2014). On croyait ce déclin en lien avec l'augmentation de la population d'éperviers de Cooper, mais apparemment, ce ne serait pas le cas (Smallwood et collab., 2009). Par contre, on pourrait se questionner sur la possibilité que le faucon émerillon soit en train de prendre la niche écologique de la crécerelle en milieu urbain. Malgré l'apparence d'un lien, il faut considérer d'autres possibilités comme le changement de l'habitat. La crécerelle utilise les cavités et les nouvelles normes de construction de bâtiments ont possiblement un impact. L'installation de nichoirs à crécerelles est de plus en plus populaire et pourrait aider l'espèce. La sensibilisation et l'implication des gens pourront faire une différence.

On peut considérer une remise en liberté comme un succès de réhabilitation, mais la question demeure à savoir si l'oiseau survit et s'il se reproduit dans son milieu naturel. Le baguage et la télémétrie ont été utilisés dans plusieurs suivis d'oiseaux réhabilités pour répondre à cette question (Duke et collab., 1981; Hamilton et collab., 1988; Martell et collab., 1991; Fitzgerald, 1994; Sweeney et collab., 1997; Csermely, 2000; Martell et collab., 2000; Joys et collab., 2003). Dans nos données de l'évaluation de la survie des faucons pèlerins, il semble que les oiseaux bagués dans la nature étaient principalement des jeunes au nid alors que les individus réhabilités étaient plus vieux. Cela pourrait augmenter leurs chances de survie (on sait que près de la moitié des jeunes oiseaux de proie meurent dans leur première année). L'âge est donc un facteur confondant

dans l'analyse de la survie de nos faucons pèlerins réhabilités. Par contre, nous avons des preuves que les oiseaux de proie réhabilités peuvent survivre dans la nature. Aussi, à l'époque des programmes de réintroduction du faucon pèlerin, on évaluait les coûts de l'opération à environ 2 000 \$ par fauconneau relâché. Les coûts sont moindres pour soigner et réhabiliter un individu plus vieux qui aurait autant sinon plus de chances de survivre après sa relâche.

Les oiseaux de proie sont encore de nos jours persécutés. Nous admettons toujours des individus blessés par projectiles d'armes à feu. Bien que l'incidence semble diminuer de façon générale (Desmarchelier et collab., 2010), le balbuzard pêcheur est souvent chassé par les gestionnaires de pisciculture pour protéger leurs bassins contre ce piscivore. Le phénomène est surtout observé à la migration de l'espèce (au printemps et à l'automne). Le harfang des neiges, quant à lui, est probablement chassé comme trophée en plus d'être une cible facile à approcher. La naturalisation des oiseaux de proie sans permis est pourtant interdite au Québec.

L'intoxication au plomb des oiseaux de proie (principalement les pygargues à tête blanche et les aigles royaux) est à l'étude au Québec. Quelques cas ont été diagnostiqués au cours des dernières années. Les oiseaux se contamineraient en ingérant des restes d'orignaux (*Alces alces*) ou de cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*) pendant la saison de la chasse. Les résultats de l'étude pourraient éventuellement donner des arguments pour sensibiliser les chasseurs de grande faune à abandonner les munitions contenant du plomb.

La réhabilitation d'oiseaux de proie n'a généralement pas un impact au niveau des populations, mais elle pourrait avoir un impact sur les espèces menacées (Redig et collab., 1983). Cependant, cette approche ne fait pas l'unanimité, et ne s'applique pas à des cas particuliers comme le déclin de populations de vautours causé par un contaminant dans l'environnement (Monadjem et collab., 2013). Cependant, la sensibilisation du public et des décideurs à la cause des oiseaux de proie n'est pas négligeable comme impact de la réhabilitation sur la conservation.

Le programme québécois de réhabilitation des oiseaux de proie est unique au Canada et peut-être même dans le monde. En effet, la collaboration d'une faculté de médecine vétérinaire (incluant la formation, le service, la recherche et la surveillance des maladies) avec un service gouvernemental de protection de la faune et un réseau structuré d'acheminement d'oiseaux morts ou vivants par messagerie n'a pas d'équivalent ailleurs. Les réalisations du programme québécois ont définitivement joué un rôle actif dans la conservation des oiseaux de proie au cours des dernières décennies.

L'existence et la pérennité du programme provincial de réhabilitation des oiseaux de proie dépendent d'un financement incertain. Aucune subvention récurrente des gouvernements n'assure son fonctionnement. Le programme a survécu depuis 1986 grâce aux gens d'action et aux donateurs qui croient à sa mission. Il faut espérer que l'UQROP et la COP puissent poursuivre leurs activités encore longtemps.

Remerciements

Je tiens à remercier la Faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal, les agents de protection de la faune du Québec du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, tous les organismes (centres de réhabilitation de la faune, institutions zoologiques, SPA, cliniques vétérinaires) qui participent au réseau de l'UQROP, le Centre québécois sur la santé des animaux sauvages, les étudiants de premier cycle et de l'internat impliqués avec la COP, le personnel de l'UQROP, Guy Beauchamp pour les statistiques, ainsi que tous les bénévoles (y compris les bons samaritains qui découvrent et signalent les oiseaux) qui donnent de leur temps pour soutenir les activités du programme de réhabilitation des oiseaux de proie. ◀

Références

- CAZELAIS, S., 1994. Historique de la réglementation sur les oiseaux de proie au Québec. L'Envol, Bulletin de l'UQROP, 5 (1) : 8-9.
- CERMELY, D., 2000. Rehabilitation of birds of prey and their survival after release. Dans : LUMELI, J.T., J.D. REMPLE, P.T. REDIG, M. LIERZ et J.E. COOPER (édit.). Raptor Biomedicine III. Zoological Education Network, Inc., Lake Worth, p. 303-311.
- DELNATTE, P., S. LAIR, G. BEAUCHAMP et G. FITZGERALD, 2014. Assessment of regrowth of flight feathers after manual removal in American kestrels (*Falco sparverius*). Journal of Zoo and Wildlife Medicine, 45 : 600-610.
- DESMARCHELIER, M., G. FITZGERALD, B. LUSSIER et S. LAIR, 2004. PLASTIE en H chez une petite buse (*Buteo platypterus*). Pratique des animaux sauvages et exotiques, 4 (4) : 5-7.
- DESMARCHELIER, M., Y. RONDENAY, G. FITZGERALD et S. LAIR, 2007. Monitoring of the ventilatory status of anesthetized birds of prey by using ent-tidal carbon dioxide measured with a microstream capnometer. Journal of Zoo and Wildlife Medicine, 38 : 1-6.
- DESMARCHELIER, M., A. SANTAMARIA-BOUVIER, G. FITZGERALD et S. LAIR, 2010. Mortality and morbidity associated with gunshots in raptorial birds from the Province of Quebec: 1986 to 2007. Canadian Veterinary Journal, 51 : 70-74.
- DUKE, G., P.T. REDIG et W. JONES, 1981. Recoveries and resightings of released rehabilitated raptors. Journal of Raptor Research, 15 : 97-107.
- FITZGERALD, G., 1990. Effet du protoxyde d'azote sur la dose anesthésique minimale de l'isoflurane chez le pigeon et la buse à queue rousse. Mémoire de maîtrise, Université de Montréal, Montréal, 71 p.
- FITZGERALD, G., 1994. La relocalisation de balbuzards pêcheurs de LG4 au lac Villiers. L'Envol, Bulletin de l'UQROP, 5 (2) : 7-9.
- FITZGERALD, G., 1998. Le phénomène de l'imprégnation chez les oiseaux sauvages. Le médecin vétérinaire du Québec, 28 : 79-80.
- FITZGERALD, G., 1999. Bilan de la réhabilitation du pygargue à tête blanche à l'UQROP. QuébecOiseaux, 11 (1) : 26-29.
- FITZGERALD, G., 2013. Impacts and prevention strategy of fur trapping bycatch on the bald eagle (*Haliaeetus leucocephalus*) and golden eagle (*Aquila chrysaetos*) in Québec. Raptor Research Foundation Annual Conference, 21-24 octobre, Bariloche, p. 102.
- FITZGERALD, G. et D. BLAIS, 1993. Inhalation anesthesia in birds of prey. Dans : REDIG, P.T., J.E. COOPER, J.D. REMPLE et D.B. HUNTER (édit.). Raptor biomedicine. University of Minnesota Press, St-Paul, p. 128-135.
- FITZGERALD, G. et G. CÔTÉ, 1996. L'intoxication par le plomb, L'Envol, Bulletin de UQROP, 7 (1) : 3.
- HAMILTON, L.L., P.J. ZWANK et G.H. OLSEN, 1988. Movements and survival of released rehabilitated hawks. Journal of Raptor Research, 22 : 22-26.
- JOYS, A.C., J.A. CLARK, N.A. CLARK et R.A. ROBINSON, 2003. An investigation of the effectiveness of rehabilitation of birds as shown by ringing recoveries. British Trust for Ornithology, Research Report No. 324, Thetford, 49 p.
- LAIR, S., 1989. Les fondements de l'UQROP. L'Envol, Bulletin de l'UQROP, 1 (1) : 1.
- LARIVÉE, J., 2013. Études des populations d'oiseaux du Québec (ÉPOQ). Base de données ornithologique, Regroupement QuébecOiseaux, Montréal.
- LARRAT, S., A.D. DALLAIRE et S. LAIR, 2012a. Emaciation and larval filarioid nematode infection in boreal owls (*Aegolius funereus*). Avian Pathology, 41 : 345-349.
- LARRAT, S., S. LOCKE, A.D. DALLAIRE, G. FITZGERALD, D.J. MARCOGLIESE et S. LAIR, 2012b. Fatal aerosacculitis and pneumonia associated with *Eucoleus* sp. (Nematoda: Capillaridae) in the lungs of a peregrine falcon (*Falco peregrinus*). Journal of Wildlife Diseases, 48 : 832-834.
- LAVOIE, M., I. MIKAEIAN, M. STERNER, A. VILLENEUVE, G. FITZGERALD, J.D. MCLAUGHLIN, S. LAIR et D. MARTINEAU, 1999. Respiratory nematodiasis in raptors in Québec. Journal of Wildlife Diseases, 35 : 375-380.
- MARTELL, M., P.T. REDIG, J. NIBE et G. BUHL, 1991. Survival and movements of released rehabilitated bald eagles. Journal of Raptor Research, 25 : 72-76.
- MARTEL, M., J. GOGGIN et P.T. REDIG, 2000. Assessing rehabilitation success of raptors through band returns. Dans : LUMELI, J.T., J.D. REMPLE, P.T. REDIG, M. LIERZ et J.E. COOPER (édit.). Raptor Biomedicine III. Zoological Education Network, Inc., Lake Worth, p. 327-334.
- MIKAEIAN, I., F. GAUTHIER, G. FITZGERALD, R. HIGGINS, R. CLAVEAU et D. MARTINEAU, 1997. Causes primaires de décès des oiseaux de la faune au Québec. Le médecin vétérinaire du Québec, 27 : 94-102.
- MOLINA-LOPEZ, R., J. CASAL et L. DARWICH, 2011. Causes of morbidity in wild raptor populations admitted at a wildlife rehabilitation centre in Spain from 1995-2007: A long term retrospective study. [En ligne] PLoS ONE, 6(9) : e24603. doi:10.1371/journal.pone.0024603.
- MONADJEM, A., K. WOLTER, W. NESER et A. KANE, 2013. Effect of rehabilitation on survival rates of endangered Cape vultures. Animal Conservation, 17 : 52-60.
- PLOURDE, S., 1993. L'UQROP prend le virage de l'ERE. L'Envol, Bulletin de l'UQROP, 4 (3) : 4-5.
- REDIG, P.T., G.E. DUKE et P. SWANSON, 1983. The rehabilitation and release of bald and golden eagles: A review of 245 cases. Dans : BIRD, D.M. (édit.). Biology and management of bald eagles and ospreys. Harpell Press, Sainte-Anne-de-Bellevue, p. 137-174.
- RODRIGUEZ, B., A. RODRIGUEZ, F. SIVERIO et M. SIVERIO, 2010. Causes of raptor admissions to a wildlife rehabilitation center in Tenerife (Canary Islands). Journal of Raptor Research, 44 : 30-39.
- SAS INSTITUTE INC., 2012. SAS/STAT 9.3 User's Guide. SAS Institute Inc., Cary, 8 621 p.
- SIMARD, L., 2012. L'UQROP, sauver le monde un oiseau à la fois. UQROP, Saint-Hyacinthe, 103 p.
- SMALLWOOD, J.A., M.F. CAUSY, D.H. MOSSOP, J.R. KLUCSARITS, B. ROBERTSON, S. ROBERTSON, J. MASON, M.J. MAURER, R.J. MELVIN, R.D. DAWSON, G.R. BORTOLOTTI, J.W. PARRISH, T.F. BREEN et K. BOYD, 2009. Why are American kestrel (*Falco sparverius*) populations declining in North America? Evidence from nest-box programs. Journal of Raptor Research, 43 : 274-282.
- SWEENEY, S.J., P.T. REDIG et H.B. TORDOFF, 1997. Morbidity, survival and productivity of rehabilitated peregrine falcons in the upper midwestern US. Journal of Raptor Research, 31 : 347-352.
- THE PEREGRINE FUND, 2014. American Kestrel Partnership, Boise, Disponible en ligne à : <http://www.peregrinefund.org>. [Visité le 14-08-22].
- THERRIEN, J.-F., G. FITZGERALD, G. GAUTHIER et J. BÉTY, 2011. Diet-tissue discrimination factors of carbon and nitrogen stable isotopes in blood of snowy owl. Canadian Journal of Zoology, 89 : 343-347.
- THOMAS, P.J., P. MINEAU, R.F. SHORE, L. CHAMPOUX, P.A. MARTIN, L.K. WILSON, G. FITZGERALD et J.E. ELLIOTT, 2011. Second generation anticoagulant rodenticides in predatory birds: Probabilistic characterisation of toxic liver concentrations and implications for predatory bird populations in Canada. Environment International, 37 : 914-920.
- TRUDEAU, S., P. MINEAU, G. SANS CARTIER, G. FITZGERALD, L. WILSON, C. WHELER et L.D. KNOPPER, 2007. Using dried blood spots stored on filter paper to measure cholinesterase activity in wild avian species. Biomarkers, 12 : 145-154.
- WONG, E., I. MIKAEIAN, M. DESNOYERS et G. FITZGERALD, 1999. Pansteatitis in a free-ranging red-tailed hawk (*Buteo jamaicensis*). Journal of Zoo and Wildlife Medicine, 30 : 584-586.

Captures accidentelles d'aigles royaux et de pygargues à tête blanche par les trappeurs d'animaux à fourrure au Québec

Guy Fitzgerald, Junior A. Tremblay, Jérôme Lemaître et Antoine St-Louis

Résumé

Au Québec, un programme provincial de réhabilitation des oiseaux de proie mis sur pied il y a plus de 25 ans a révélé l'existence de captures accidentelles d'aigles par les trappeurs d'animaux à fourrure. Ainsi, la capture accidentelle de 34 aigles royaux et 84 pygargues à tête blanche a été déclarée au Québec entre 1986 et 2012, ce qui représente respectivement 62 % (n = 55) et 48 % (n = 177) des oiseaux acheminés vivants ou morts à la Clinique des oiseaux de proie de la Faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal (COP). De plus, une base de données indépendante (excluant les oiseaux dirigés à la COP) de déclaration de captures accidentelles aux agents de protection de la faune a comptabilisé 187 aigles supplémentaires entre 1989 et 2006, portant le total à 305 aigles capturés accidentellement entre 1986 et 2012. Un sondage posté aux trappeurs en 2009, avec un taux de réponse de 38,9 % (n = 2743), a révélé qu'au moins 191 aigles ont été capturés accidentellement avant 2009 et que seulement 33,5 % des trappeurs ont déclaré leurs prises accidentelles d'aigles. Les données historiques et le sondage ont confirmé que les aigles étaient principalement capturés lors du piégeage de canidés. Depuis 2008, des efforts supplémentaires ont été faits afin d'encourager les déclarations de toutes les captures accidentelles et de mieux les documenter. Par ailleurs, des mesures préventives ont été promues auprès des trappeurs par leur fédération et les intervenants dans ce dossier.

MOTS CLÉS: *Aquila chrysaetos*, capture accidentelle, *Haliaeetus leucocephalus*, mortalité, piégeage

Abstract

A provincial raptor rehabilitation program operating since 1986 first noticed a significant number of eagle bycatches in fur bearer trapping in Québec. Databases showed 34 golden eagles and 84 bald eagles cases of bycatches between 1986-2012 in Québec. The incidence of bycatches in the admission of live or dead birds for the same period was 62 % (n = 55) for golden eagles and 48 % (n = 177) for bald eagles. A separate database of eagle bycatch declaration to the wildlife officers provided another 187 eagles between 1989 and 2006; thus a total number of 305 eagles from 1986 to 2012. A postal survey in 2009 with a success rate of 38,9 % (n = 2743) revealed that 191 incidental eagle captures occurred and only 33,5 % of the trappers had declared them. According to the databases and the survey, eagle incidental captures essentially occur in canids trapping. Since 2008, efforts have been made to promote the declaration of incidental eagle captures to allow a better understanding of the issue. Additionally, a trapper information and education strategy was undertaken in collaboration with their federation and the stakeholders.

KEYWORDS: *Aquila chrysaetos*, bycatch, fur trapping, *Haliaeetus leucocephalus*, mortality

Introduction

La réduction des causes de mortalités anthropiques est souvent essentielle au rétablissement des espèces en situation précaire. À cet égard, des mesures ont ainsi été mises en place au Québec pour le pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) et l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*) (Comité de rétablissement du pygargue à tête blanche au Québec, 2002; Équipe de rétablissement de l'aigle royal au Québec, 2005).

Les captures d'aigles par le piégeage, volontaires ou non, ont été rapportées dès le début du 20^e siècle en Amérique du Nord (Eifrig, 1905; Sutton 1928; Coon et collab. 1970; Bortolotti, 1984; QuébecOiseaux, 1999).

Au Québec, le piégeage accidentel des oiseaux de proie constitue une cause de mortalité connue depuis le milieu des années 1980 (Fitzgerald, 1999; Comité de rétablissement du pygargue à tête blanche au Québec, 2002; Équipe de

rétablissement de l'aigle royal au Québec, 2005). Bien que plusieurs observations ne soient qu'anecdotiques (p. ex. Eifrig, 1905; Sutton, 1928; Coon et collab., 1970; QuébecOiseaux, 1999; Wayland et collab., 2003; Larivée, 2013), certaines publications ont souligné que le phénomène pourrait représenter une cause

GUY FITZGERALD est vétérinaire responsable de la Clinique des oiseaux de proie de la Faculté de médecine vétérinaire (Université de Montréal) et président de l'Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proie (UQROP). JUNIOR A. TREMBLAY est chercheur scientifique à Environnement Canada. JÉRÔME LEMAÎTRE est chercheur en avifaune au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec (MFFP) et membre de l'Équipe de rétablissement des oiseaux de proie du Québec (EROP). ANTOINE ST-LOUIS est biologiste au MFFP et coordonnateur de l'EROP.

guy.fitzgerald@umontreal.ca

de mortalité significative pour les aigles (Bortolotti, 1984; Blood et Anweiler, 1994; Comité de rétablissement du pygargue à tête blanche au Québec, 2002; Martel et collab., 2006; Katzner et collab., 2012).

La Clinique des oiseaux de proie (COP) de la Faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal accumule des données sur les causes de blessures des oiseaux de proie depuis 1986. Cette clinique spécialisée prend en charge les rapaces sauvages d'un réseau provincial, l'Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proie (UQROP), alimentée en grande partie par les agents de protection de la faune du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). Les données compilées par l'UQROP montrent que le nombre de déclarations de captures accidentelles d'aigles royaux et de pygargues à tête blanche est en augmentation depuis les années 2000. Or, plusieurs éléments liés à cette problématique sont méconnus, notamment le nombre annuel exact de captures accidentelles d'aigles, le taux de déclaration de ces captures, les méthodes de piégeage à risque et les solutions préventives possibles.

En 2008, l'Équipe de rétablissement des oiseaux de proie du Québec (EROP), composée de représentants du MFFP, d'Environnement Canada, du Regroupement QuébecOiseaux, d'Hydro-Québec et de l'UQROP, a recommandé de faire une étude sur le phénomène. Le présent article est le fruit de cette étude qui avait pour objectifs de : 1) comptabiliser et documenter les captures accidentelles d'aigles faites par les trappeurs québécois, et 2) proposer des actions concrètes pour les prévenir.

Méthode

Compilation des données historiques

Les données de l'UQROP ont été compilées en collaboration avec la COP et le Centre québécois sur la santé des animaux sauvages (CQSAS) de la Faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal. Le sexe a été déterminé par la nécropsie des oiseaux morts ou par endoscopie chez les vivants. L'âge a été déterminé par des critères de coloration (plumage, ramphothèque, cire du bec, yeux), le stade de développement des gonades et classé en 3 catégories : juvéniles, sous-adultes et adultes (McCollough, 1989; Liguori, 2004; Fitzgerald, données non publiées). Une liste des lésions ou blessures rencontrées a été compilée chez les aigles reçus. Le type de dispositif de piégeage, le lieu précis et la date de la capture ont aussi été notés.

Certaines déclarations de captures accidentelles d'aigles faites aux agents de protection de la faune n'ont pas été acheminées à l'UQROP depuis 25 ans. Ces données ont toutefois été recueillies et compilées par le MFFP et le Service canadien de la faune (SCF) d'Environnement Canada. Cette information a été comparée à la banque de données de l'UQROP afin d'éviter un dédoublement des observations en se basant sur l'espèce, la date et le lieu ou la région de capture.

Afin de comparer les données québécoises à celles d'autres administrations, des organismes ont été consultés à l'extérieur du Québec. Le Centre canadien coopératif de

la Santé de la faune et le National Wildlife Health Center du gouvernement américain ont partagé une extraction de leur base de données pour les incidents de captures accidentelles d'aigles (CCCSF, 2013; NWHC, 2013). Les données des États de la Pennsylvanie et de la Virginie proviennent de leur site Internet (Gross et Brauning, 2011; Virginia Department of Game and Inland Fisheries, 2013).

Consultation des intervenants

Entre 2008 et 2013, une douzaine de trappeurs ayant capturé accidentellement un aigle ont été contactés pour en savoir davantage sur les circonstances de l'incident et pour discuter des moyens à prendre afin d'éviter de telles prises. De plus, des pistes de réflexion ont été recueillies auprès d'agents de protection de la faune et de gestionnaires des dossiers de piégeage au MFFP et à la Fédération des trappeurs gestionnaires du Québec (FTGQ). La participation de l'UQROP à 3 salons du trappeur (2008, 2009 et 2013) a également permis de consulter directement les gens du milieu. Par ailleurs, un comité de travail composé de membres de la FTGQ, de l'UQROP et de l'EROP a récemment permis de dégager des pistes de solutions supplémentaires à celles proposées par les intervenants consultés (Fournier et collab., 2014).

Sondage auprès des trappeurs québécois

Au printemps 2009, un sondage postal a été effectué auprès des 2 743 trappeurs ayant vendu à un commerçant au moins une fourrure de loup (*Canis lupus*), de coyote (*Canis latrans*), de renard roux (*Vulpes vulpes*) ou de lynx du Canada (*Lynx canadensis*) au cours de la saison de piégeage 2007-2008 (Système des fourrures 2009, MFFP, données non publiées). Nous avons sélectionné cette catégorie de piégeurs puisque les renseignements obtenus lors des précédentes consultations suggéraient que les engins et les techniques qu'ils utilisent rendent les aigles plus vulnérables à la capture accidentelle, contrairement aux engins et méthodes utilisées pour le piégeage des autres espèces terrestres et des espèces semi-aquatiques. L'envoi a été géré par le MFFP pour conserver la confidentialité des renseignements nominatifs et l'anonymat des trappeurs. Cet envoi contenait : une lettre de présentation, un questionnaire, un document résumant les mesures préventives contre les captures accidentelles d'aigles et une enveloppe de retour affranchie. Toute la documentation était bilingue (français/anglais). Le questionnaire comportait 8 questions qui portaient sur le profil du trappeur (lieu d'activité, années d'expérience, techniques utilisées, effort annuel de piégeage) et ses expériences de captures accidentelles d'oiseaux de proie (espèce, nombre, déclaration à un agent de protection de la faune, oiseau mort ou vivant, connaissance du document de sensibilisation de la FTGQ). Les réponses furent acheminées à l'UQROP pour être compilées.

Un intervalle de confiance exacte à 95 % (IC95) a été calculé pour les prévalences jugées pertinentes. Certaines données demeurent descriptives.

Résultats

Synthèse des données historiques

Depuis la fin des années 1990, le nombre et la prévalence des captures accidentelles rapportées à la COP ont eu tendance à augmenter parmi les cas d'aigles morts ou blessés, tant pour le pygargue à tête blanche que pour l'aigle royal (figure 1). De 1986 à 2012, 118 aigles (34 aigles royaux et 84 pygargues à tête blanche) ont été victimes de piégeage sur les 232 individus reçus morts ou vivants à l'UQROP, soit une prévalence globale pour les 2 espèces (figure 2) de 51 % (IC95 = 44 %-57 %) parmi toutes les causes de mortalité ou de blessure. La prévalence de ces captures accidentelles se chiffre à 62 % (IC95 = 48-75 %) pour l'aigle royal et 48 % (IC95 = 40-55 %) pour le pygargue à tête blanche (tableau 1). Un seul cas de capture dans un piège à rat musqué a été rapporté, toutes les autres s'étant produites dans des pièges à pattes ou des collets destinés à des canidés. Les mois de novembre et décembre ont compté, respectivement, pour 88 % et 73 % des captures d'aigles royaux et de pygargues. Les 69 (59 %) captures d'aigles dont le lieu précis était connu se sont produites dans la portion méridionale du Québec et en dehors des territoires où le piégeage est réservé aux autochtones (figure 3). Les lésions et les blessures observées sur les aigles piégés, reçus morts ou vivants, étaient nombreuses : plaies cutanées, engelures, strangulation (causant la mort ou des lésions à l'œsophage ou à la trachée), myopathie de capture (époussage sévère des muscles).

De 1989 à 2006, le nombre d'aigles royaux et de pygargues à tête blanche capturés accidentellement, compilé par le MFFP et le SCF, s'élève respectivement à 85 et 102. Étant donné que ces oiseaux ne correspondaient pas aux individus comptabilisés par l'UQROP, on peut déduire que 305 aigles auraient été déclarés capturés accidentellement par le piégeage au Québec pour la période de 1986 à 2012, soit 119 aigles royaux et 186 pygargues à tête blanche.

La proportion des aigles capturés accidentellement par rapport à tous les cas connus de mortalité et de blessures semble plus faible dans les autres administrations qu'au Québec (tableau 2). Les valeurs ont varié entre 1 % et 12 % selon les espèces et les territoires où des cas furent rapportés.

Consultation des intervenants

La consultation de plusieurs intervenants concernés par le piégeage accidentel d'oiseaux de proie a révélé plusieurs informations pertinentes à la compréhension de cette problématique. Ainsi, la saison de piégeage correspondrait au pic de migration automnale des aigles, novembre et décembre. Cette coïncidence met à risque les aigles de croiser des sites de piégeage. Les captures accidentelles d'aigles se sont presque exclusivement produites avec la technique de piégeage en enclos, destinée à la capture des canidés avec des collets (les pièges à pattes ne sont pratiquement plus utilisés) et faisant appel à des appâts visibles. Les trappeurs autochtones ne pratiquent pas, ou très peu, le piégeage des canidés (P. Canac-Marquis,

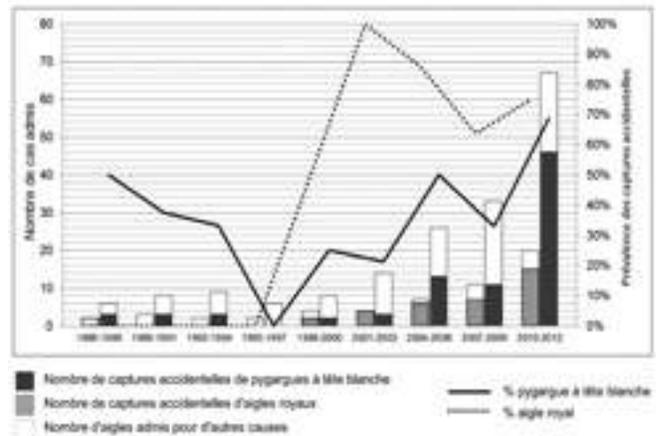


Figure 1. Évolution du nombre de cas et de la prévalence des captures accidentelles chez les aigles soumis morts ou vivants à l'UQROP entre 1986 et 2012.

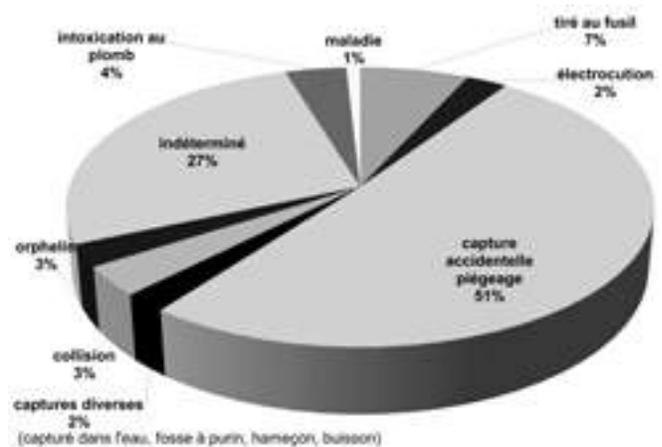


Figure 2. Répartition des causes d'admission des aigles (aigle royal et pygargue à tête blanche confondus) soumis morts ou vivants à l'UQROP entre 1986 et 2012.

communication personnelle). Ils exploitent des territoires exclusifs de trappe (réserves à castor) ou très peu les terrains de piégeage enregistrés et ne capturent qu'exceptionnellement des aigles. Un sondage effectué par l'UQROP auprès de l'Association des trappeurs Cris, de la communauté huronne Wendake et de l'Institut de développement durable des Premières Nations du Québec et du Labrador (IDDPNQL) et l'intérêt des autochtones à s'approvisionner en plumes d'aigles auprès de l'UQROP confirme que peu de carcasses d'aigles circulent parmi ces communautés (G. Fitzgerald, données non publiées). Finalement, les aigles peuvent se déplacer au sol sur de longues distances pour accéder aux appâts. Par exemple, un trappeur a observé les traces dans une couche épaisse de neige d'un aigle royal capturé accidentellement. Cet oiseau avait parcouru 45 m entre le lieu d'atterrissage et le collet.

Tableau 1. Distribution d'âge, de sexe, de l'issue des cas, du mois de l'année et du type de piégeage des captures accidentelles d'aigles faites au Québec et reçues à la Clinique des oiseaux de proie et au Centre québécois sur la santé des animaux sauvages entre 1986 et 2012.

		Nombre absolu et proportion (entre parenthèses)		
		Aigle royal	Pygargue à tête blanche	2 espèces
Sexe	Mâles	17 (50 %)	21 (25 %)	38 (32 %)
	Femelles	17 (50 %)	55 (65 %)	72 (61 %)
	Inconnus	0	8 (10 %)	8 (7 %)
Âge	Juveniles	3 (9 %)	23 (27 %)	26 (22 %)
	Adultes/sous-adultes	31 (91 %)	61 (73 %)	92 (78 %)
Réhabilitation	Admis morts	31 (91 %)	66 (79 %)	97 (82 %)
	Admis vivants	3 (9 %)	18 (21 %)	21 (18 %)
	Remis en liberté	2 (67 %)	10 (56 %)	12 (57 %)
Mois de capture accidentelle	Octobre	0	5 (6 %)	5 (4 %)
	Novembre	24 (70,5 %)	36 (43 %)	60 (51 %)
	Décembre	6 (17,5 %)	25 (30 %)	31 (26 %)
	Janvier	0	12 (14 %)	12 (10 %)
	Février	2 (6 %)	0	2 (2 %)
	Mars	1 (3 %)	0	1 (1 %)
	Autres ou inconnu	1 (3 %)	6 (7 %)	7 (6 %)
Type de pièges impliqués	Collet à canidés	33 (97 %)	77 (92 %)	110 (93 %)
	Piège à patte (canidés)	1 (3 %)	6 (7 %)	7 (6 %)
	Piège à rats musqués	0	1 (1 %)	1 (1 %)
Nombre total de captures accidentelles (trappe)		34 (61,8 %)	84 (47,5 %)	118 (50,9 %)
Nombre total d'aigles examinés :		55	177	232

Tableau 2. Proportion des cas de captures accidentelles par piégeage d'aigles examinés morts à l'extérieur du Québec.

	Provinces/États	Aigle royal	Pygargue à tête blanche	2 espèces ensemble	Source et période couverte
CANADA	Ile-du-Prince-Édouard	0	9/75 (12 %)	–	Centre canadien coopératif de la santé de la faune (1970-2013) ^a
	Nouveau-Brunswick	0	7/89 (8 %)	–	
	Nouvelle-Écosse	0	4/128 (3 %)	–	
	Saskatchewan	4/109 (4 %)	4/368 (1 %)	8/477 (2 %)	
	Ontario	0/10	1/99 (1 %)	1/109 (1 %)	
	Columbie-Britannique	0/18	0/424	0/442	
ÉTATS-UNIS	Pennsylvanie	–	39/754 (5 %)	–	Bureau of Wildlife Management Pennsylvania Game Commission (1975-83) ^b
	Virginie	–	68/1 428 (5 %)	–	Virginia Department of Game and Inland Fisheries (1963-84) ^c
	Tous les États	–	–	151/6 063 (2,5 %)	National Wildlife Health Center (1977-2010) ^d

^a. CCCSF, 2013

^b. Gross et Brauning, 2011

^c. Virginia Department of Game and Inland Fisheries, 2013

^d. NWHC, 2013

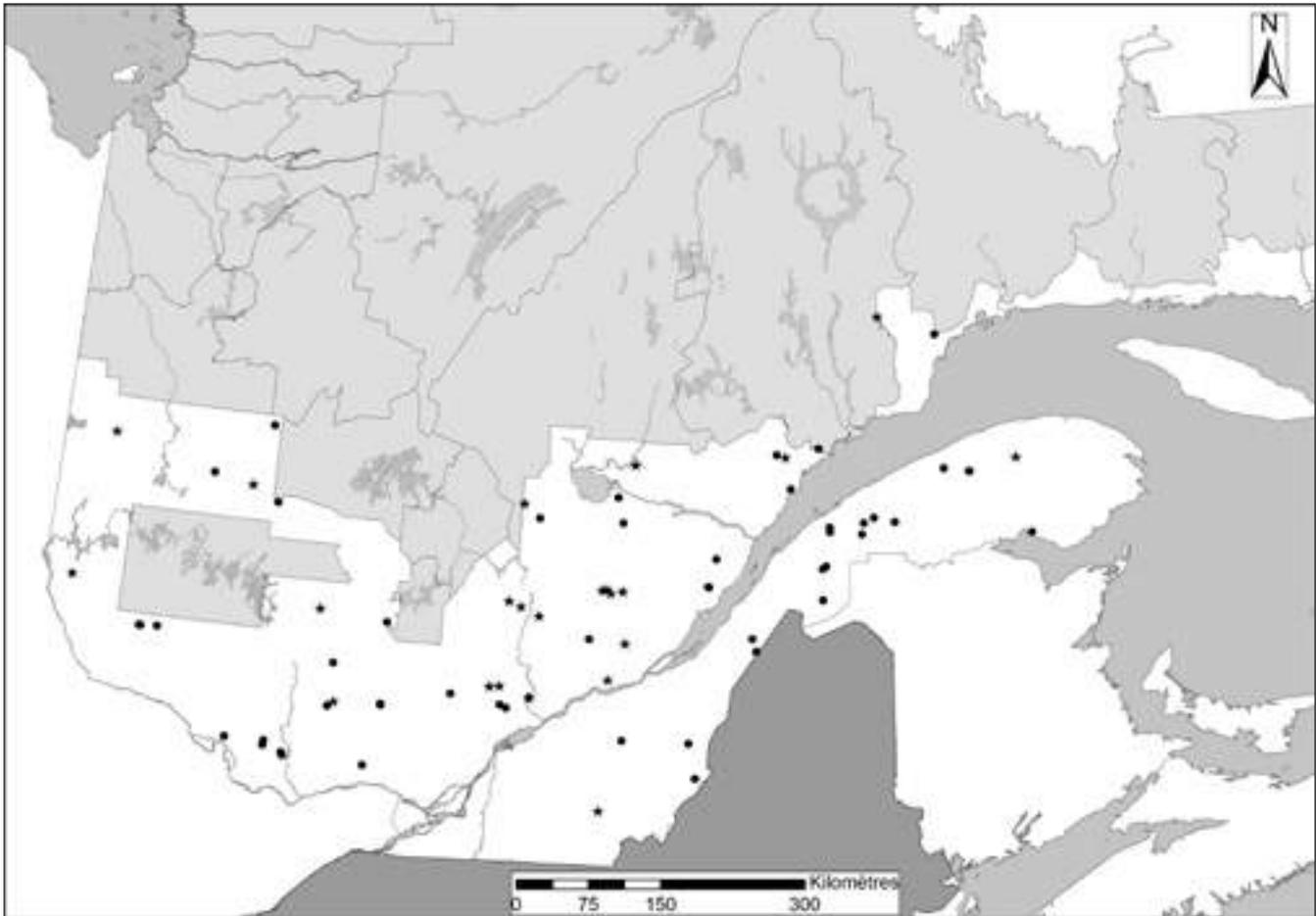


Figure 3. Localisations connues des sites de captures accidentelles d'aigles royaux (*) et de pygargues à tête blanche (•) au Québec entre 1986 et 2012. La zone en gris représente les territoires de trappe réservés aux autochtones.

Sondage auprès des trappeurs québécois

Le sondage postal a connu un taux de réponse de 38,9 % (n = 2 743 envois postaux). Les 131 répondants (12,3 % IC95 = 10,4-14,4 %) qui ont capturé au moins un aigle en ont capturé au total 191 (106 pygargues à tête blanche et 85 aigles royaux) entre 1983 et 2009. De ce nombre, 63 (33,5 % IC95 = 27-41 %) auraient été déclarés à un agent de protection de la faune du MFFP. Les trappeurs ont répondu avoir trouvé l'aigle vivant environ 1 fois sur 2 (46 % pour l'aigle royal et 48 % pour les pygargues à tête) et l'avoir libéré sur place dans 88 % des cas. Même si 49,1 % des répondants connaissaient le document de sensibilisation de la FTGQ sur la capture accidentelle des pygargues, 60,7 % des captures accidentelles d'aigles ont été faites par un trappeur qui connaissait le document. Il n'est cependant pas possible de savoir si les solutions d'évitement proposées avaient été adoptées au moment de la capture par les trappeurs.

Discussion

Les données historiques, les consultations et le sondage effectué auprès des trappeurs nous indiquent qu'au Québec, la capture accidentelle par les trappeurs de canidés représente

une cause de mortalité importante des aigles. Comme le rapporte Bortolotti (1984), l'aigle royal semble plus souvent touché par le piégeage que le pygargue à tête blanche. L'auteur émet l'hypothèse que l'aigle royal fréquenterait davantage l'habitat susceptible d'être utilisé pour le piégeage.

L'augmentation de la prévalence et du nombre de captures accidentelles au fil des ans pourrait résulter : de la sensibilisation des trappeurs à déclarer les cas ; de la requête faite en 2010 par l'UQROP auprès du MFFP afin de lui acheminer les aigles récupérés morts pour documenter ces cas ; de l'augmentation de la population de pygargues à tête blanche au Québec ; ou de l'augmentation du nombre réel d'incidents (davantage d'engins installés par site, type d'appâts, davantage de trappeurs ciblant des canidés).

Les chiffres rapportés dans le présent article sont probablement conservateurs. En effet, le sondage réalisé auprès des trappeurs indiquait que seulement le tiers des captures était rapporté aux agents de protection de la faune. Ce résultat s'explique en partie, car les aigles sont protégés en vertu des lois provinciales et que leur capture peut entraîner des sanctions (Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune, chapitre C-61.1). Toutefois, les captures accidentelles



Figure 4. Photographie d'un pygargue à tête blanche prise dans la région du Bas-Saint-Laurent lors de la saison de piégeage de 2012-2013. L'oiseau s'est envolé avec le collet à la patte droite.

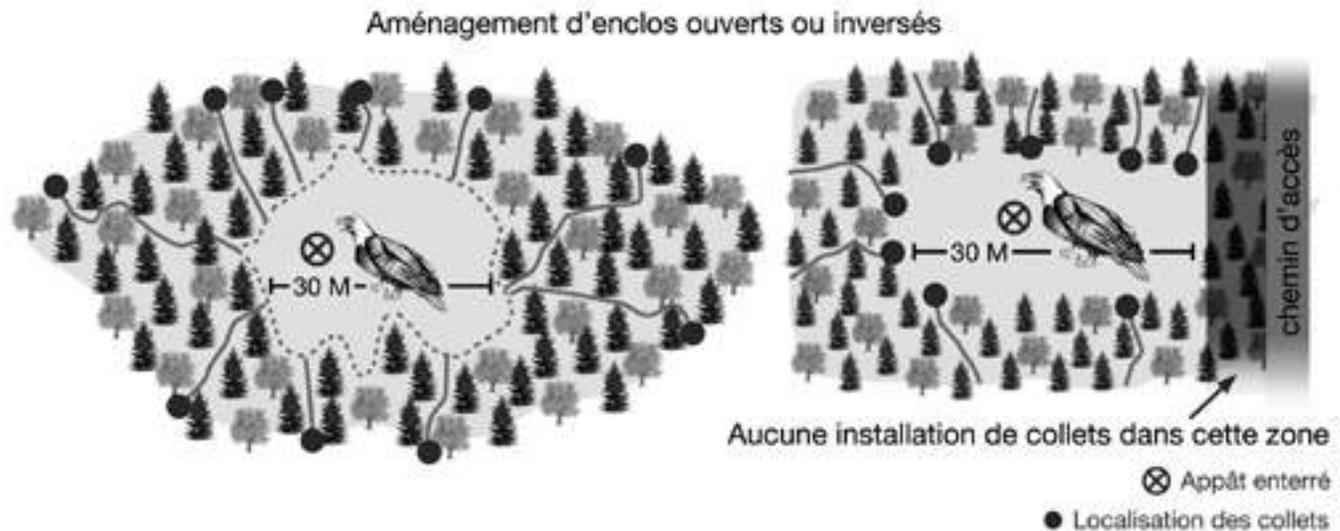
rapportées aux agents sont exemptes de sanctions. La crainte de rapporter les captures accidentelles n'est pas unique au Québec. Aux États-Unis, un sondage effectué auprès de 21 trappeurs du Nevada mentionne que 109 aigles capturés en seulement 4 mois n'auraient pas été déclarés (Bortolotti, 1984). En conséquence, la capture accidentelle représente une menace réelle pour les aigles au Québec et pourrait potentiellement avoir des conséquences négatives sur le rétablissement des populations de ces 2 espèces vulnérables.

Les données obtenues des autres provinces canadiennes et des États américains suggèrent qu'il y aurait un nombre supérieur de captures accidentelles au Québec. Les techniques et l'effort de piégeage sont peut-être différents au Québec, mais les trappeurs hors Québec pourraient aussi être moins portés à déclarer leurs prises accidentelles. À cet égard, le partenariat existant entre l'UQROP, les agents de protection et la FTGQ incite les trappeurs à déclarer les prises accidentelles et à s'impliquer activement pour prévenir le phénomène.

L'impact du piégeage accidentel sur les populations d'aigles est encore difficile à évaluer. On sait que la population du pygargue à tête blanche se porte bien et affiche même une croissance au Québec (Shaffer et collab., 2011). L'évolution des décomptes migratoires de cette espèce à l'Observatoire

d'oiseaux de Tadoussac le confirme (Côté et Denault, 2012), ainsi que la tendance de population du fichier ÉPOQ (Larivée, 2013). La situation de la population de l'aigle royal est moins claire. Le nombre d'aigles royaux observés durant la migration automnale aux principaux observatoires de recensement des oiseaux de proie dans le nord-est du continent a présenté une augmentation significative pendant la période 1974-2004 (Farmer et collab., 2008), tout comme un suivi de la nidification réalisé sur la Côte-Nord de 1994 à 2007 suggérant une possible croissance, sans certitude ferme (Morneau et collab., 2012). Le fichier ÉPOQ, incluant des données plus récentes, montre une tendance légèrement à la baisse pour l'aigle royal (Larivée, 2013).

Considérant que le recrutement par la survie des juvéniles n'est pas très élevé chez l'aigle royal (McIntyre, 2006), une mortalité accrue des adultes pourrait avoir des impacts majeurs sur la population à moyen terme. Les données historiques analysées dans le cadre de cette étude suggèrent que plus d'adultes et de sous-adultes des 2 espèces sont capturés accidentellement, en comparaison aux juvéniles (tableau 1). Ce phénomène pourrait être relié à une faible proportion de juvéniles dans les populations locales (Bortolotti, 1984), une variable encore inconnue au Québec. D'un autre côté, les juvéniles entreprendraient leur migration avant les adultes à



Fédération des trappeurs gestionnaires du Québec, 2014

Figure 5. Schéma illustrant l'aménagement d'un enclos de piégeage à canidés (loup, coyote, renard) lorsqu'un appât est utilisé en milieu relativement ouvert. De cette façon, un aigle peut se poser au centre sans avoir à passer par les collets. Une distance minimale de 30 m doit être respectée entre l'appât et les collets.

l'automne (Duerr et collab., sous presse). Les adultes seraient donc plus exposés au piégeage pendant les mois de novembre et décembre quand cette activité débute. Par ailleurs, la plus grande quantité de captures de femelles pygargues que de mâles dans les collets pourrait dépendre de la répartition spatiale différente des mâles et des femelles pendant la migration (Bortolotti, 1984). La localisation des captures (figure 3) correspond au lieu de passage des aigles pendant leur migration automnale dans le sud de la province en novembre et décembre (Mc Nicoll et Lepage, 1993; Brodeur, 1994) alors qu'ils sont plus à risque d'être attirés par les appâts. Une étude récente de suivi migratoire des aigles avec des émetteurs confirme cette interprétation (Duerr et collab., sous presse).

Dans l'ensemble, il y a peu de réglementation pour prévenir le piégeage accidentel d'espèces non ciblées en Amérique du Nord. Cependant, les oiseaux de proie sont tous à déclaration obligatoire au Québec. Ainsi un aigle capturé accidentellement, mort ou vivant, doit être déclaré à un agent de protection de la faune. Par ailleurs, les résultats du sondage montrent que plusieurs aigles capturés vivants ont été remis en liberté, ce que la Loi prescrit. Bien qu'il s'agisse de libérations effectuées sans doute avec une intention louable (figure 4), la nécropsie des oiseaux morts et les soins de réhabilitation indiquent que les individus qui seraient relâchés souffriraient vraisemblablement d'une ou de plusieurs conditions qui risqueraient d'affecter leur survie. Les oiseaux de proie capturés accidentellement et retrouvés vivants doivent être considérés comme blessés, même si rien n'est apparent sur l'oiseau, et rapportés à la Protection de la faune.

Le succès de réhabilitation est relativement élevé chez les aigles (tableau 1). Pour cela toutefois, il est nécessaire que l'oiseau soit récupéré tôt après sa capture et qu'il soit acheminé rapidement pour recevoir des soins. Il faut toutefois que le trappeur ou l'agent de protection de la faune demeurent

prudents dans la manipulation de ces puissants oiseaux pour les acheminer vivants au réseau de l'UQROP, tant pour leur protection que pour celle de l'oiseau. Un document explique comment agir de façon sécuritaire (Fournier et collab., 2014).

Le nombre de captures accidentelles d'aigles par les activités de piégeage de canidés au Québec est préoccupant. Toutefois, il est possible de prévenir le phénomène par une série d'actions (Fournier et collab., 2014). D'abord, l'utilisation des appâts à découvert est à proscrire dans le piégeage de canidés. Les leurres olfactifs ou les appâts enterrés dans des contenants sécurisés sont très performants pour attirer les canidés et n'attireront pas les aigles qui ont très peu d'odorat. Au cas où l'appât deviendrait visible ou qu'un attroupement de corneilles attirerait un aigle, un espace libre de 30 m autour des appâts cachés devrait permettre au rapace de se poser et de s'envoler sans entrer en contact avec des collets. Aussi, les collets ne devraient pas être posés entre un chemin d'accès (p. ex. chemin forestier) et un appât (figure 5).

Malgré ces mesures préventives, si une capture devait survenir et que l'aigle était encore vivant lors de la découverte, il est primordial d'en informer les agents de protection de la faune dans les plus brefs délais afin que ceux-ci puissent entreprendre les mesures de réhabilitation auprès de l'UQROP. En effet, contrairement à une idée reçue, aucune sanction n'est appliquée à celui ou celle qui déclare une capture accidentelle d'un oiseau de proie puisque cette action contribue à la conservation de la faune. Par ailleurs, un aigle capturé accidentellement doit être considéré blessé et son acheminement à des fins de réhabilitation prédomine sur la prescription légale de le remettre en liberté.

Finalement, il faut maintenir l'acheminement des aigles morts à l'UQROP afin de documenter les causes de décès. Le suivi auprès des trappeurs demeure nécessaire pour identifier la cause de l'événement et les moyens de prévenir une nouvelle capture.

En conclusion, le trappage accidentel est une menace réelle au Québec, qui a le potentiel de limiter le rétablissement de l'aigle royal et du pygargue à tête blanche. Ainsi, nous recommandons que les mesures de prévention développées en consultation avec les trappeurs du Québec (Fournier et collab. 2014) soient appliquées telles quelles afin de réduire le nombre de captures accidentelles et de préserver ces populations vulnérables.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier le CQSAS, Isabelle Gauthier, Jean Lapointe, Pierre Canac-Marquis et Gaétan Fournier du MFFP, Philippe Tambourgi de la FTGQ, Pascal Côté de l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac, Jacques Larivée d'ÉPOQ du Regroupement QuébecOiseaux, Frédéric Olivier Brisson et Camille Bolduc de l'UQROP, Guy Beauchamp, Stéphane Lair et Sylvain Larrat de la Faculté de médecine vétérinaire (Université de Montréal), le Centre canadien coopératif de la santé de la faune, le National Wildlife Health Center et Simon Chaloux pour leur contribution. Nous remercions également les trappeurs et les agents de protection de la faune qui ont participé à l'étude. Cette étude a été rendue possible grâce à une participation financière du programme Faune en danger de la Fondation de la faune du Québec, de l'UQROP, de l'EROP, du MFFP et de la FTGQ. ◀

Références

- BLOOD, D.A. et G.G. ANWEILER, 1994. Status of the bald eagle in British Columbia. Wildlife Working Report No WR-62, Victoria, 79 p.
- BORTOLOTTI, G.R., 1984. Trap and poison mortality of golden and bald eagles. Journal of Wildlife Management, 48: 1173-1179.
- BRODEUR, S., 1994. Domaines vitaux et déplacements migratoires d'aigles royaux nichant dans la région de la baie d'Hudson au Québec. Mémoire de Maîtrise, Université McGill, Montréal, 142 p.
- CENTRE CANADIEN COOPÉRATIF DE LA SANTÉ DE LA FAUNE (CCCSF), 2013. National Wildlife Disease Surveillance Database 1970-2013 data. CCCSF, Saskatoon.
- 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.
- COON, N.C., L.N. LOCKE, E. CROMARTIE et W.L. REICHEL, 1970. Causes of bald eagle mortality, 1960-1965. Journal of Wildlife Diseases, 6: 72-76.
- CÔTÉ, P. et S. DENAULT, 2012. Rapport d'activité 2012. Observatoire d'oiseaux de Tadoussac, Explos-Nature, Les Bergeronnes, 31 p. + annexes.
- DUERR, A., T. MILLER, M. LANZONE, D. BRANDES, J. COOPER, K. O'MALLEY, C. MAISONNEUVE, J.A. TREMBLAY et T. KATZNER. Stereotyped flight response of slope-soaring birds to seasonal variation in thermal generation. Functional Ecology, sous presse.
- EIFRIG, C. W. G., 1905. The golden eagle (*Aquila chrysaetos*) near Ottawa. The Auk, 22: 310.
- ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DE L'AIGLE ROYAL AU QUÉBEC, 2005. Plan de rétablissement de l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*) au Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Secteur Faune Québec, Québec, 29 p.
- FARMER, C.J., R.J. BELL, B. DROLET, L.J. GOODRICH, E. GREENSTONE, D. GROVE, D.J. T. HUSSELL, D. MIZRAHI, F.J. NICOLETTI et J. SODERGREN, 2008. Trends in autumn counts of migratory raptors in eastern North America, 1974-2004. Dans : BILDSTEIN, K.L., J.P. SMITH, E. RUELAS et R.R. VEIT (édit.). State of North America's birds of prey. Series in Ornithology, no. 3, Nuttall Ornithological Club, Cambridge et American Ornithologists' Union, Washington, p. 179-215.
- FÉDÉRATION DES TRAPPEURS GESTIONNAIRES DU QUÉBEC, 2014. Meilleures pratiques de piégeage. Disponible en ligne à : <http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/faune/piegeage/meilleures-pratiques-piegeage.pdf>. [Visité le 14-02-14].
- FITZGERALD, G., 1999. Bilan de la réhabilitation du pygargue à tête blanche à l'UQROP. QuébecOiseaux, 11 (1): 26-29.
- FOURNIER, G., A. ST-LOUIS, G. FITZGERALD, P. TAMBOURGI et A. FOREST, 2014. Les aigles et le piégeage : comment éviter les captures accidentelles. Fédération des trappeurs gestionnaires du Québec, Québec, 4 p.
- GROSS, D.A. et D.W. BRAUNING, 2011. Bald eagle management plan for Pennsylvania (2010-2019). Bureau of Wildlife Management, Pennsylvania Game Commission, Harrisburg, p. 25.
- KATZNER, T., B.W. SMITH, T.A. MILLER, D. BRANDES, J. COOPER, M. LANZONE, D. BRAUNING, C. FARMER, S. HARDING, D. KRAMAR, C. KOPPIE, C. MAISONNEUVE, M. MARTELL, E.K. MOJICA, C. TODD, J.A. TREMBLAY, M. WHEELER, D.F. BRINKER, T.E. CHUBBS, R. GUBLER, K. O'MALLEY, S. MEHUS, B. PORTER, R.P. BROOKS, B.D. WATTS et K.L. BILDSTEIN, 2012. Status, biology and conservation priorities for North America's eastern golden eagle (*Aquila chrysaetos*) population. The Auk, 29: 168-176.
- LARIVÉE, J., 2013. Études des populations d'oiseaux du Québec (ÉPOQ). Base de données ornithologique, Regroupement QuébecOiseaux, Montréal.
- LIGUORI, J., 2004. How to age golden eagles. Birding, juin, p. 278-283.
- MARTEL, N., P. CANAC-MARQUIS, G. FITZGERALD, I. GAUTHIER, L. GRANDMONT, M. LEPAGE et F. SHAFFER, 2006. Le pygargue à tête blanche et le piégeage. (2^e édition). Fédération des trappeurs gestionnaires du Québec, Québec, 4 p.
- MCCOLLOUGH, M.A., 1989. Molting sequence and aging of bald eagles. The Wilson Bulletin, 101: 1-10.
- MCINTYRE, C.L., M.W. COLLOPY et M.S. LINDBERG, 2006. Survival probability and mortality of migratory juvenile golden eagles from Interior Alaska. Journal of Wildlife Management, 70: 717-722.
- MCCNICOLL, R. et M. LEPAGE, 1993. Banque de données sur le pygargue à tête blanche et l'aigle royal. Rapport d'étapes. Résultats de 1990 à 1992. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune et des habitats, Québec, 26 p.
- MORNEAU, F., B. GAGNON, S. POLIQUIN, P. LAMOTHE, N. D'ASTOUS et J.A. TREMBLAY, 2012. Breeding status and population trends of golden eagles in northeastern Québec, Canada. [En ligne] Avian Conservation and Ecology, 7(2): 4. <http://dx.doi.org/10.5751/ACE-00547-070204>
- NATIONAL WILDLIFE HEALTH CENTER (NWHC) OF U.S. GEOLOGICAL SURVEY, 2013. National Wildlife Disease Surveillance Database 1977-2010 data, Madison.
- SHAFFER, F., P. FRADETTE, J.A. TREMBLAY et L. DESCHÊNES, 2011. Le pygargue à tête blanche au Québec : un prompt rétablissement. Le Naturaliste canadien, 135 (1): 86-93.
- SUTTON, G.M., 1928. An introduction to the birds of Pennsylvania. J. Horace McFarland, Harrisburg, 64 p.
- VIRGINIA DEPARTMENT OF GAME AND INLAND FISHERIES, 2013. Bald eagle facts. Disponible en ligne à : <http://www.dgif.virginia.gov/wildlife/birds/bald-eagles.asp>. [Visité le 13-12-06].
- WAYLAND, M., L.K. WILSON, J.E. ELLIOTT, M.J.R. MILLER, T. BOLLINGER, M. MCADIE, K. LANGELIER, J. KEATING et J.M.W. FROESE, 2003. Mortality, morbidity and lead poisoning of eagles in western Canada, 1986-98. Journal of Raptor Research, 37: 8-18.

L'EROP: 10 ans pour le rétablissement des oiseaux de proie au Québec

Antoine St-Louis, Isabelle Gauthier, Sylvie Beaudet, Lise Deschênes, Alain Forest, Pierre Fradette, Stéphane Guérin, Jacques Ibarzabal, Jean Lapointe, Stéphane Lapointe, Jérôme Lemaître, Charles Maisonneuve et François Shaffer

Résumé

L'Équipe de rétablissement des oiseaux de proie du Québec (EROP) a été fondée en 2004, à la suite de la fusion des équipes de rétablissement du faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), du pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) et de l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*). À ces espèces d'intérêt pour l'EROP s'est ajouté récemment le hibou des marais (*Asio flammeus*). À l'aide des plans de rétablissement de chacune des espèces, l'EROP veille à la mise en œuvre de mesures de conservation (p. ex. acquisition de connaissances, sensibilisation, protection) visant à redresser la situation des populations d'oiseaux de proie en situation précaire au Québec. Cet article présente le mandat, le mode de fonctionnement et les principales réalisations de l'EROP au cours de la dernière décennie.

MOTS CLÉS: conservation, espèces menacées et vulnérables, intendance et protection, partenariat, sensibilisation

Abstract

The Québec raptor recovery team (EROP) was established in 2004 following the merger of the peregrine falcon (*Falco peregrinus*), bald eagle (*Haliaeetus leucocephalus*) and golden eagle (*Aquila chrysaetos*) recovery teams. Recently, the short-eared owl (*Asio flammeus*) has also been added to the list of species covered by EROP. The team aims to foster conservation measures (e.g., data collection, public awareness and protection) to improve the population status of endangered birds of prey, and achieves this through the publication of species recovery plans. This article outlines the mission, and the working and main achievements of EROP over the past decade.

KEYWORDS: conservation, endangered and vulnerable species, outreach, partnership, stewardship and protection

Introduction

Le déclin du faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) en Amérique du Nord durant les années 1940-1960 a sonné l'alarme sur l'utilisation massive des pesticides organochlorés et a contribué à sensibiliser le public à la conservation des espèces menacées (Bird, 1997). Grâce aux efforts soutenus d'un grand nombre de personnes et d'organismes, le faucon pèlerin a repris sa place parmi les grands prédateurs aviaires de nos milieux naturels et est maintenant considéré comme un symbole du rétablissement des espèces menacées (Tremblay et collab., 2012). Outre cette espèce emblématique, d'autres espèces comme le pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) et l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*) ont également connu un déclin important au cours du dernier siècle (Shaffer et collab., 2011; Équipe de rétablissement des oiseaux de proie du Québec, 2005), nécessitant la mise en place de mesures de conservation. L'Équipe de rétablissement des oiseaux de proie du Québec (EROP; figure 1) a ainsi vu le jour afin de veiller au rétablissement de l'ensemble des oiseaux de proie en situation précaire au Québec. Cet article permet de faire un retour en arrière sur les 10 dernières années de l'EROP afin de présenter le chemin parcouru et prendre la pleine mesure des défis à venir pour la sauvegarde des oiseaux de proie du Québec.

Historique

La formation des équipes de rétablissement est étroitement liée à la désignation légale des espèces menacées ou vulnérables en vertu de la *Loi sur les espèces menacées et vulnérables du Québec* (RLRQ, c. E-12.01). Ainsi, le faucon pèlerin (*sous-espèce anatum*) et le pygargue à tête blanche ont été désignés « vulnérables » en septembre 2003, alors que l'aigle royal obtenait ce statut en mars 2005. La création de l'EROP remonte à 2004, au moment où les équipes de rétablissement

ANTOINE ST-LOUIS est biologiste au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) et coordonnateur de l'Équipe de rétablissement des oiseaux de proie du Québec. ISABELLE GAUTHIER, SYLVIE BEAUDET, STÉPHANE GUÉRIN, JEAN LAPOINTE et CHARLES MAISONNEUVE sont biologistes au MFFP. LISE DESCHÊNES est technicienne de la faune et ALAIN FOREST est agent de protection de la faune, tous deux au MFFP. PIERRE FRADETTE est biologiste au Regroupement QuébecOiseaux. JACQUES IBARZABAL est biologiste et professeur à l'Université du Québec à Chicoutimi. STÉPHANE LAPOINTE est biologiste et conseiller en environnement chez Hydro-Québec. JÉRÔME LEMAÎTRE est chercheur en avifaune au MFFP. FRANÇOIS SHAFFER est biologiste au Service canadien de la faune d'Environnement Canada. Les auteurs sont les membres actuels de l'Équipe de rétablissement des oiseaux de proie du Québec*.

Antoine.St-Louis@mffp.gouv.qc.ca

*À l'automne 2014 s'est rajouté un nouveau membre à l'EROP, Sylvain Boulianne (MFFP), qui agira comme président de l'équipe.



Figure 1. Logo de l'Équipe de rétablissement des oiseaux de proie du Québec (EROP).

respectives pour ces 3 espèces ont été fusionnées. Déjà à cette époque, plusieurs actions de rétablissement pour le faucon pèlerin et le pygargue à tête blanche étaient en cours de réalisation, notamment en ce qui a trait aux inventaires des populations, aux mesures de protection à appliquer en milieu forestier et à la sensibilisation du public pour leur protection. Des mesures ont ainsi été mises en place dès la première rencontre de l'EROP en janvier 2005 afin de poursuivre les actions amorcées antérieurement et pour élaborer de nouveaux projets axés sur la conservation de ces espèces.

Mandat actuel de l'équipe

L'EROP a pour mandat de veiller au rétablissement des espèces d'oiseaux de proie désignées « menacées » ou « vulnérables » au Québec, ce qui inclut la sous-espèce *anatum* du faucon pèlerin, le pygargue à tête blanche et l'aigle royal. Par ailleurs, le faucon pèlerin de la sous-espèce *tundrius* et le hibou des marais (*Asio flammeus*) se sont ajoutés aux taxons visés par les actions de l'équipe en 2012, bien qu'à l'heure actuelle ceux-ci figurent uniquement sur la liste des « espèces susceptibles d'être désignées comme menacées ou vulnérables au Québec ». Par les plans de rétablissement qu'elle rédige, l'équipe oriente les mesures de rétablissement et veille à ce qu'elles soient mises en œuvre afin d'améliorer la situation de ces espèces, le plus souvent en collaboration étroite avec un grand nombre d'intervenants du milieu. Ainsi, l'EROP peut à la fois initier des projets, assister des organismes qui mettent en œuvre des actions de rétablissement et fournir une expertise scientifique pour documenter des problématiques de conservation. Par ailleurs, l'EROP joue un rôle important auprès de la Fondation de la faune du Québec (FFQ), notamment lors de l'évaluation de projets de son programme de financement « Faune en danger », qui vise exclusivement les espèces ayant un statut légal de protection.

Grâce à toutes ces actions, l'équipe vise ultimement à rétablir les espèces d'oiseaux de proie en situation précaire de sorte qu'elles se maintiennent dans le milieu naturel et témoignent de la bonne santé de leurs populations. Dans l'éventualité où le retrait d'une espèce de la liste des espèces menacées ou vulnérables était proposé, l'EROP aurait pour tâche d'élaborer les modalités de retrait et de proposer des

mesures de conservation, en vue de maintenir les populations et ainsi éviter un nouveau déclin.

Composition et fonctionnement de l'EROP

Les membres de l'EROP sont tous des professionnels de la faune et plusieurs possèdent une longue expérience à titre d'ornithologues professionnels. À l'heure actuelle, les membres de l'EROP viennent du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP; 1 directeur, 7 biologistes, 1 technicienne de la faune et 1 agent de protection de la faune), du Regroupement QuébecOiseaux (RQO; 1 biologiste), d'Hydro-Québec (1 biologiste), de l'Université du Québec à Chicoutimi (1 biologiste) et du Service canadien de la faune (1 biologiste). Issus de régions allant de l'Abitibi-Témiscamingue jusqu'au Bas-Saint-Laurent et à la Côte-Nord, les membres de l'EROP se réunissent généralement 3 fois par année, soit en hiver, au printemps et à l'automne. La coordination de l'équipe est actuellement assurée par un représentant de la Direction de la biodiversité et des maladies de la faune du MFFP; ce dernier veille à organiser les rencontres, à rédiger les comptes rendus et à assurer le suivi des projets en cours. Bien qu'ils représentent différentes organisations, les membres de l'équipe y agissent à titre individuel. Ainsi, les opinions émises par les membres n'engagent pas nécessairement celles de leur organisation, ce qui confère une atmosphère de travail conviviale et transparente, favorable aux intérêts des espèces.

Collaborations et partenariats

La mise en œuvre d'actions de conservation n'est possible qu'avec l'aide de nombreux partenaires. L'EROP peut alors agir comme conseillère auprès d'organismes de conservation et établir des partenariats avec ces derniers afin de faciliter le suivi des populations. Elle peut également assister différents intervenants dans la mise en place de mesures de rétablissement, qu'il s'agisse d'intendance en milieu privé, d'inventaires ou de sensibilisation. La liste de tous les projets réalisés en partenariat serait trop longue pour être détaillée ici, mais certaines collaborations de longue date méritent d'être mentionnées. Par exemple, l'EROP travaille en étroite collaboration avec le Regroupement QuébecOiseaux au suivi de l'évolution des populations et à la sensibilisation de divers intervenants, notamment les grimpeurs qui convoitent des falaises utilisées comme sites de nidification et les gestionnaires de structures anthropiques (p. ex. carrières, ponts, édifices). Un autre exemple de partenariat, celui avec l'Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proie (UQRQP), a permis de mieux documenter certaines menaces et de participer concrètement à plusieurs projets de sensibilisation au fil des années. Un de ces projets, la sensibilisation des populations autochtones du Nord-du-Québec à l'importance des oiseaux de proie, résulte du partenariat entre l'Association des trappeurs Cris, le MFFP, l'UQRQP et l'EROP. Par ailleurs, la collaboration avec Hydro-Québec, dont un représentant fait partie de l'EROP depuis ses débuts, s'avère fructueuse. Grâce à un partage d'information et d'expertise, Hydro-Québec participe



Figure 2. Affiche présentant la localisation des sites connus de nidification de l'aigle royal au Québec. Cette affiche a été produite par Hydro-Québec en 2013.

au rétablissement des oiseaux de proie, notamment par la mise en œuvre de mesures de protection et d'atténuation. De plus, Hydro-Québec a produit 2 affiches présentant la localisation des sites connus de nidification de l'aigle royal et du pygargue à tête blanche, en collaboration avec le RQO, Environnement Canada, le MFFP et l'EROP (figure 2). Finalement, on ne peut passer sous silence l'immense contribution des observatoires d'oiseaux du Québec, soit l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac (OOT), l'Observatoire du Bic (belvédère Raoul-Roy) et l'Observatoire d'oiseaux de McGill (OOM). La somme considérable de données recueillies par ces organismes lors des dénombrements saisonniers d'oiseaux de proie est essentielle pour suivre l'évolution des espèces migratrices, dont les oiseaux de proie en situation précaire.

L'EROP maintient également des liens avec des organisations situées à l'extérieur du Québec. Des contacts établis avec les représentants de la faune de l'Ontario et des États-Unis permettent de mieux connaître les enjeux de conservation

et les solutions adoptées par d'autres administrations. De plus, 2 membres de l'EROP sont actifs au sein d'un groupe de travail sur l'aigle royal de l'est de l'Amérique du Nord (*Eastern Golden Eagle Working Group* – www.egewg.org).

Grands dossiers et principales réalisations de l'EROP au cours des 10 dernières années

Plans et bilans du rétablissement

Pour chaque espèce désignée « menacée » ou « vulnérable » au Québec, un plan de rétablissement doit être produit par l'équipe responsable. Les plans de rétablissement dressent un portrait des populations de ces espèces en situation précaire, font état des principales menaces qui pèsent sur elles, énoncent les objectifs de rétablissement et proposent un plan d'action pour les atteindre. Les plans de rétablissement constituent un véritable cadre de travail sur lequel s'appuient les différentes actions entreprises par l'équipe elle-même ou par des partenaires. Avant même la création de l'EROP, les équipes de

rétablissement du faucon pèlerin et du pygargue à tête blanche ont produit les premiers plans de rétablissement pour chacune de ces 2 espèces (Comité de rétablissement du faucon pèlerin au Québec, 2002 ; Comité de rétablissement du pygargue à tête blanche au Québec, 2002). Peu après sa création, l'EROP a rédigé et publié le Plan de rétablissement de l'aigle royal pour la période 2005-2010 (Équipe de rétablissement des oiseaux de proie du Québec, 2005). Les mises à jour de ces plans sont en cours de réalisation par l'équipe.

Les bilans du rétablissement permettent de faire le point sur l'état des populations des espèces menacées ou vulnérables, d'évaluer si les objectifs de rétablissement énoncés dans les plans ont été atteints et de mettre ces derniers à jour. L'EROP a ainsi publié le bilan du rétablissement du faucon pèlerin pour la période 2002-2009 (Équipe de rétablissement des oiseaux de proie du Québec, 2009) ; elle a aussi fait paraître un article sur l'état du rétablissement du pygargue à tête blanche (Shaffer et collab., 2011). Le bilan du rétablissement de l'aigle royal est actuellement en préparation et celui sur le rétablissement du pygargue à tête blanche sortira prochainement.

Inventaires du faucon pèlerin

Le programme d'inventaires quinquennaux du faucon pèlerin en Amérique du Nord remonte aux années 1970. Instaurés en raison du déclin dramatique des populations observé durant les années 1960, ces inventaires ont permis de constater un accroissement constant du nombre de couples nicheurs, année après année, à la suite des efforts de rétablissement mis en place sur l'ensemble du continent. Au Québec, c'est l'EROP qui a coordonné les inventaires quinquennaux de 2005 et 2010, dont les résultats ont fait l'objet de 2 publications (Gauthier et collab., 2007 ; Tremblay et collab., 2012). Ces inventaires ont ainsi permis de documenter une hausse constante du nombre de couples nicheurs dans le Québec méridional, passant ainsi d'aucun couple en 1970 à 98 couples territoriaux en 2010 (Tremblay et collab., 2012). Ces chiffres concordent avec les augmentations du nombre de faucons pèlerins observés ailleurs en Amérique du Nord, et démontrent toute l'importance de mettre en place des actions de rétablissement concertées sur l'ensemble de l'aire de répartition d'une espèce.

Inventaires du pygargue à tête blanche

À l'instar de ce qui s'est fait pour le faucon pèlerin, un programme quinquennal d'inventaires a été mis sur pied pour le pygargue à tête blanche au milieu des années 1990. Les 2 premiers inventaires ont ainsi été réalisés en 1997 et 2002 et ont été coordonnés par le Regroupement QuébecOiseaux. Un troisième inventaire a été planifié, de concert avec l'EROP, et mené sur 3 années consécutives, soit en 2006, 2007 et 2008. La mise en œuvre de cet inventaire incluait entre autres une campagne de communication, dans le but de solliciter la participation d'un grand nombre d'observateurs afin d'identifier de nouveaux sites de nidification. L'inventaire, dont les résultats ont fait l'objet d'une publication par des membres de l'EROP

(Shaffer et collab., 2011), a confirmé que la population de pygargue à tête blanche est en hausse au Québec. Il a aussi fait la preuve que l'implication du public pouvait s'avérer très profitable comme méthode de suivi des populations.

Suivis de l'aigle royal

Contrairement au faucon pèlerin et au pygargue à tête blanche, l'aigle royal n'a pas fait l'objet d'un programme d'inventaire proprement dit. Par contre, de nombreuses observations et décomptes d'aigles royaux réalisés depuis une vingtaine d'années permettent d'effectuer un suivi des populations, ce qui constitue l'une des actions prioritaires identifiées par l'EROP dans le Plan de rétablissement de l'aigle royal (Équipe de rétablissement des oiseaux de proie du Québec, 2005). Ainsi, des projets de suivis d'aigles royaux effectués sur la Côte-Nord et au Bas-Saint-Laurent par le MFFP et ses partenaires (p. ex. Hydro-Québec, Institut pour la surveillance et la recherche environnementales, Société des établissements de plein air du Québec) sont d'un grand intérêt pour l'EROP. Par ailleurs, l'EROP a collaboré en 2012 avec les agents de protection de la faune du Nunavik afin de documenter la nidification de l'aigle royal dans le Nord-du-Québec, principalement dans la région de Kuujuaq. L'ensemble de ces inventaires a permis d'accroître les connaissances sur les sites de nidification de l'aigle royal au Québec et sur leurs déplacements à grande échelle. Ces informations seront indispensables à la rédaction du prochain bilan du rétablissement de l'aigle royal et auront des répercussions directes sur les suites à donner à l'actuel plan de rétablissement.

Piégeage accidentel

La prise accidentelle des oiseaux de proie dans les engins de piégeage est une menace qui préoccupe l'EROP depuis plusieurs années (Fitzgerald et collab., 2015). L'EROP a choisi une approche collaborative avec la Fédération des trappeurs gestionnaires du Québec (FTGQ) et l'Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proie (UQROP), et a privilégié la mise sur pied d'outils de sensibilisation des trappeurs pour intervenir face à cette problématique. Un premier fascicule d'information a été produit en 2001, suivi d'une nouvelle version distribuée en français, en anglais et en cri en 2006 (Martel et collab., 2006). En 2008, un sondage réalisé conjointement par l'EROP et l'UQROP auprès de 2 743 trappeurs a permis de connaître les expériences et solutions proposées par les trappeurs eux-mêmes (Fitzgerald et collab., 2015). À l'initiative de la FTGQ, de nouveaux outils de communication seront élaborés en collaboration avec l'EROP, l'UQROP et la Fondation de la faune (p. ex. Fournier et collab., 2014). Par ailleurs, à quelques reprises, l'EROP a facilité la participation de l'UQROP à plusieurs salons du trappeur pour qu'elle y tienne des cliniques d'information sur les oiseaux de proie. L'objectif ultime de l'ensemble de ces actions est l'adoption de meilleures pratiques de piégeage pour éviter les captures accidentelles, et d'encourager la participation active des trappeurs à la conservation des oiseaux de proie.

Contamination au plomb

Les impacts sur l’environnement de l’utilisation de projectiles de plomb pour la chasse à la sauvagine, connus depuis plusieurs années, ont conduit à l’interdiction complète de l’utilisation de grenaille de plomb pour ce type de chasse en Amérique du Nord (Avery et Watson, 2009). Or, on constate de plus en plus de cas d’oiseaux de proie intoxiqués au plomb parce qu’ils se sont nourris de carcasses de gros gibier abattu par des chasseurs. En effet, on a démontré que les balles contenant du plomb peuvent se fragmenter considérablement au moment de l’impact; le plomb peut alors être ingéré par les oiseaux charognards (Hunt et collab., 2009). Cette situation a d’ailleurs été identifiée comme une entrave au rétablissement du condor de Californie (*Gymnogyps californianus*) dans le sud-ouest des États-Unis (Finkelstein et collab., 2012), ce qui a notamment conduit la Californie à interdire l’utilisation de munitions au plomb sur son territoire. Au Québec, cette situation est particulièrement préoccupante pour le pygargue à tête blanche et l’aigle royal, lesquels sont reconnus pour s’alimenter occasionnellement avec les restes d’animaux morts. De plus, certaines régions importantes pour la nidification de ces espèces le sont également pour la chasse au gros gibier, ce qui accroît les risques d’intoxication par le plomb chez ces oiseaux. Par conséquent, l’EROP suit activement le développement de travaux de recherche en lien avec cette problématique et travaille déjà à sensibiliser les intervenants du milieu à cet égard.

Intendance et mesures de protection

La protection des sites de nidification est au cœur des Plans de rétablissement du faucon pèlerin, du pygargue à tête blanche et de l’aigle royal. Lorsque ceux-ci se trouvent en territoire public, des mesures de protection peuvent être appliquées. Par exemple, sur le territoire public soumis à l’aménagement forestier, une mesure interdit toute opération forestière à l’intérieur d’une bande de 300 m autour d’un nid de pygargue à tête blanche, et ce, à tout moment de l’année (Comité pour le rétablissement du pygargue à tête blanche, 2002). L’EROP, en tant que groupe expert, peut offrir des conseils quant à l’application de ces mesures pour certains cas précis et ainsi fournir un avis éclairé. Par ailleurs, l’équipe est consultée lorsque vient le temps de décrire les caractéristiques des habitats qui seront protégés légalement, comme ce fut le cas pour la protection de l’habitat du faucon pèlerin du lac Mékinac, le seul habitat protégé et cartographié légalement pour un oiseau de proie (Équipe de rétablissement des oiseaux de proie du Québec, 2009).

En territoire privé, on privilégie plutôt des mesures d’intendances, la protection légale des habitats n’étant actuellement possible qu’en territoire public. Pour mener à bien des mesures de rétablissement sur des terrains privés, l’EROP agit de concert avec des partenaires en les appuyant par son expertise et en leur fournissant un soutien, lors de demandes de subventions par exemple. L’EROP a d’ailleurs assisté le RQO pendant quelques années afin de mener un

projet de conservation volontaire des oiseaux de proie en milieu privé. Ce type de partenariat a notamment permis au RQO de faire de l’intendance auprès de propriétaires de carrières abritant des faucons et de sensibiliser les grimpeurs et les randonneurs à la conservation des oiseaux de proie nichant dans les falaises (Bussièrès, 2010).

Projet de sensibilisation des Cris à la protection des oiseaux de proie

Afin de prévenir l’abattage d’oiseaux de proie dans les communautés autochtones lors de la saison de chasse aux oiseaux migrateurs, un important projet de sensibilisation auprès des Cris a été mis sur pied par l’EROP et ses partenaires de 2006 à 2008, notamment l’UQROP et l’Association des trappeurs Cris. Le projet, initié à la demande de la communauté crie de Waskaganish, a su éveiller la curiosité et conscientiser des gens de tous les âges dans les communautés cries du Nord-du-Québec (figure 3). Ainsi, les 9 communautés cries ont été visitées à 2 reprises par des représentants du MFFP, accompagnés d’une personne et d’un oiseau de proie ambassadeur de l’UQROP. Les conférences présentées ont permis à l’ensemble des membres des communautés cries d’apprendre des notions sur le mode de vie des oiseaux de proie dans le Nord-du-Québec. De plus, un volet scolaire a été réalisé en 2008 afin de sensibiliser les jeunes du 1^{er} et 2^e secondaire à la conservation des oiseaux de proie. Globalement, plus de 900 Cris ont été sensibilisés au cours des 3 années du projet, une action d’une ampleur sans précédent pour le Nord-du-Québec.



Figures 3. Dépliant destiné à sensibiliser la communauté crie à la conservation des oiseaux de proie. Ce document a également été produit en français et en anglais.

L'avenir

Si les bilans du rétablissement réalisés pour le faucon pèlerin et le pygargue à tête blanche montrent des signes encourageants d'une reprise des populations, des incertitudes persistent quant à la situation de l'aigle royal au Québec (Morneau et collab., 2015). Les efforts en cours pour suivre l'évolution des populations d'aigles royaux devront donc être maintenus, ce qui nécessitera une attention accrue de la part de l'EROP. Par ailleurs, de nouvelles menaces pourraient survenir dans un proche avenir, comme l'exposition à de nouveaux contaminants (p. ex. produits pharmaceutiques pour l'élevage de bétail) et les changements climatiques (Anctil et collab., 2014). Pour cette raison, les populations de pygargues et de faucons pèlerins continueront d'être suivies de près par l'équipe.

Au cours des prochaines années, les efforts de l'EROP porteront de plus en plus sur le rétablissement du hibou des marais. Les données les plus récentes de recensements d'oiseaux montrent un déclin évident de cette espèce au Québec depuis les 15 dernières années. Bien qu'elle ne figure que sur la liste des espèces susceptibles d'être désignées, l'équipe élabore actuellement le premier Plan de rétablissement du hibou des marais. Des projets amorcés au cours des dernières années continueront d'être appuyés par l'EROP, notamment aux plans de l'intendance en milieu agricole et de l'inventaire des populations (Gagnon et collab., 2015). Nul doute que cette espèce occupera une place de plus en plus grande dans les discussions et les grands dossiers de l'équipe.

Conclusion

Le rétablissement des espèces en situation précaire est un long processus, et il implique des actions menées en étroite synergie avec un grand nombre d'intervenants et de collaborateurs. Les signes encourageants chez le faucon pèlerin et le pygargue à tête blanche démontrent sans aucun doute qu'un programme de rétablissement mené de façon concertée offre d'excellentes chances de succès. Les menaces qui pèsent sur les espèces en situation précaire et la biodiversité en général nous rappellent cependant que des efforts constants doivent être investis afin de les protéger. À cet égard, le maintien des collaborations entre l'EROP et ses nombreux partenaires sera essentiel à la poursuite du rétablissement des prédateurs aviaires.

Remerciements

L'EROP souhaite remercier tous les anciens membres de l'équipe pour leur importante contribution au fil des ans : Daniel Banville, Frédéric Bussièrès, Isabelle Chartier, Guy Fitzgerald, Benoît Gagnon, Stéphanie Lachance, Alain Lachapelle, Michel Lepage, Ariane Massé, Renaud Mimeau, Bruno Rochette et Junior A. Tremblay. De plus, nous souhaitons remercier Francis Bouchard, Réhaume Courtois, Michel Dampousse, Jacques Jutras et Jean Tremblay pour leur appui constant à l'équipe depuis ses débuts. Les réalisations de l'EROP ne seraient pas possibles sans la collaboration d'un grand nombre de partenaires : organismes de conservation, observatoires d'oiseaux, clubs d'ornithologie, intervenants sur le territoire, gestionnaires de la faune, etc. Nous leur sommes

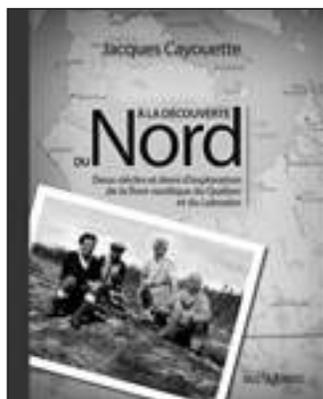
extrêmement reconnaissants. Finalement, nous souhaitons remercier les 3 réviseurs anonymes pour leurs judicieux commentaires sur une version préliminaire de cet article. ◀

Références

- ANCTIL, A., A. FRANKE et J. BÉTY, 2014. Heavy rainfall increases nestling mortality of an Arctic top predator: Experimental evidence and long-term trend in peregrine falcons. *Oecologia*, 174 : 1033-1043.
- AVERY, D. et R.T. WATSON, 2009. Regulation of lead-based ammunition around the world. Dans : WATSON, R.T., M. FULLER, M. POKRAS et G. HUNT (édit.). Ingestion of lead from spent ammunition: Implications for wildlife and humans. *The Peregrine Fund*, Boise, p. 161-168.
- BIRD, D.M., 1997. Rapport sur la situation du faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la faune et des habitats, Québec, 76 p.
- BUSSIÈRES, F., 2010. Escalade et conservation. Guide de gestion des parois d'escalade pour la protection des oiseaux de proie. Regroupement QuébecOiseaux, Montréal, 25 p.
- COMITÉ DE RÉTABLISSEMENT DU FAUCON PÈLERIN AU QUÉBEC, 2002. Plan d'action pour le rétablissement du faucon pèlerin anatum (*Falco peregrinus anatum*) au Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, 28 p.
- 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.
- ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DES OISEAUX DE PROIE DU QUÉBEC, 2005. Plan de rétablissement de l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*) au Québec, 2005-2010. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Faune Québec, Québec, 29 p.
- ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DES OISEAUX DE PROIE DU QUÉBEC, 2009. Bilan du rétablissement du faucon pèlerin de la sous-espèce anatum (*Falco peregrinus anatum*) pour la période 2002-2009. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Faune Québec, Québec, 22 p.
- FINKELSTEIN, M.E., D.F. DOAK, D. GEORGE, J. BURNETT, J. BRANDT, M. CHURCH et D.R. SMITH, 2012. Lead poisoning and the deceptive recovery of the critically endangered California condor. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109 : 11449-11454.
- FITZGERALD, G., J.A. TREMBLAY, J. LEMAÎTRE et A. ST-LOUIS, 2015. Captures accidentelles d'aigles royaux et de pygargues à tête blanche par les trappeurs d'animaux à fourrure au Québec. *Le Naturaliste canadien*, 139 (1) : 82-89.
- FOURNIER, G., A. ST-LOUIS, G. FITZGERALD, P. TAMBOURGI et A. FOREST, 2014. Les aigles et le piégeage : comment éviter les captures accidentelles. Fédération des trappeurs gestionnaires du Québec, Québec, 4 p.
- GAGNON, C., J.A. TREMBLAY, J. LEMAÎTRE et G. LUPIEN, 2015. Mise en place d'un inventaire spécifique du hibou des marais pour le Québec. *Le Naturaliste canadien*, 139 (1) : 12-16.
- GAUTHIER, I., F. SHAFFER, J.A. TREMBLAY et L. DESCHÊNES, 2007. Huitième inventaire quinquennal du faucon pèlerin, *Falco peregrinus*, au Québec (2005). *Le Naturaliste canadien*, 131 (2) : 70-74.
- HUNT, G., W. BURNHAM, C. PARISH, K. BURNHAM, B. MUTCH et J.L. OAKS, 2009. Bullet fragments in deer remains: Implications for lead exposure in scavengers. Dans : WATSON, R.T., M. FULLER, M. POKRAS et G. HUNT (édit.). Ingestion of lead from spent ammunition: Implications for wildlife and humans. *The Peregrine Fund*, Boise, p. 254-258.
- MARTEL, N., P. CANAC-MARQUIS, G. FITZGERALD, I. GAUTHIER, L. GRANDMONT, M. LEPAGE et F. SHAFFER, 2006. Le pygargue à tête blanche et le piégeage. Fédération des trappeurs gestionnaires du Québec, Québec, 4 p.
- MORNEAU, F., J.A. TREMBLAY et J. LEMAÎTRE, 2015. Abondance et répartition de l'aigle royal au Québec. *Le Naturaliste canadien*, 139 (1) : 38-43.
- SHAFFER, F., P. FRADETTE, J.A. TREMBLAY et L. DESCHÊNES, 2011. Le pygargue à tête blanche au Québec : un prompt rétablissement. *Le Naturaliste canadien*, 135 (1) : 86-93.
- TREMBLAY, J.A., P. FRADETTE, F. SHAFFER et I. GAUTHIER, 2012. Inventaire quinquennal 2010 du faucon pèlerin au Québec méridional : état de la population québécoise. *Le Naturaliste canadien*, 136 (3) : 88-93.

Les livres

À la découverte des botanistes du Nord : deux siècles et demi d'exploration de la flore nordique du Québec et du Labrador



Les amateurs de la nature nordique sont choyés ces jours-ci : quelques mois à peine après la publication du premier volume de *Flore nordique du Québec et du Labrador* (Presses de l'Université Laval) paraît un tout nouvel ouvrage aux Éditions MultiMondes sur ce même sujet, et plus précisément sur les 420 personnes qui ont été impliquées dans la récolte des milliers de spécimens de plantes qui ont permis au projet de flore nordique de se concrétiser. Seul

Jacques Cayouette, botaniste à Agriculture et Agroalimentaire Canada, avait l'érudition et la patience requises pour écrire un ouvrage aussi fouillé. On trouve dans *À la découverte du Nord : deux siècles et demi d'exploration de la flore nordique du Québec et du Labrador* le relevé exhaustif de tous les botanistes, amateurs comme experts, qui ont arpenté la partie septentrionale de la péninsule du Québec-Labrador dans le but d'en découvrir toute la richesse floristique. La recension s'étend de la fin du 17^e siècle jusqu'en 2013. Personne n'est oublié, du plus modeste collecteur de plantes au champion en la matière avec ses 10 000 spécimens récoltés. Le livre traite bien sûr de botanistes très connus des régions nordiques (Marcel Blondeau, Serge Payette, Jacques Rousseau...), mais s'attarde aussi sur d'autres personnages qui ont contribué de manière très importante au progrès des connaissances en botanique nordique, aujourd'hui tombés un peu dans l'oubli. L'auteur s'attarde notamment sur le travail des frères Moraves, au Labrador, dont l'envergure est plutôt sous-estimée.

Ce livre est d'abord un ouvrage scientifique qui sera un outil utile pour tous ceux qui voudront en apprendre davantage sur la manière avec laquelle le Nord québécois fut exploré. Les notes biographiques sont courtes et l'ouvrage ne s'attarde guère sur les difficultés auxquelles ont eu à faire face des générations d'explorateurs une fois sur le terrain. Il est par contre remarquablement illustré, et un grand effort a été fait pour fournir les portraits des botanistes cités, ce qui donne une touche d'humanité aux savants d'une autre époque. On ne peut que souhaiter que cet ouvrage ait une suite, cette fois pour le Québec méridional, question de mettre en valeur tout le travail remarquable accompli par des générations de botanistes qui ont eu pour objectif de faire connaître le patrimoine naturel de cette partie de l'Amérique du Nord.

Cayouette, Jacques, 2014. *À la découverte du Nord : deux siècles et demi d'exploration de la flore nordique du Québec et du Labrador*. Éditions MultiMondes, Québec, 378 pages. (Prix régulier = 49,95 \$; membres de la Société = 40,95 \$*)

Source : Claude Lavoie

La pensée écologique – une anthologie



L'arbre du tourbillon de la vie cache la forêt de problèmes que pose à la biosphère l'omniprésence de l'activité humaine. Il fallait un regard philosophique pour prendre le recul nécessaire et décrire, sans prendre parti, l'origine et l'état de la pensée écologique actuelle, qui consiste en une nouvelle interprétation de la place de l'humanité au sein de la nature. La pensée écologique, ainsi définie, remet en cause la séparation absolue entre les sciences de la nature et les sciences humaines, voire plus généralement entre la Nature et l'Homme. Ce livre se divise en 2 parties : la

première, historique, retrace l'évolution de la conscience des problèmes environnementaux et la seconde, thématique, décrit les courants de pensée touchant 12 sujets, par exemple « croissance/décroissance », « christianisme et écologie », « justice climatique », etc. Le livre, comme le titre l'indique, comporte une centaine d'extraits choisis de textes fondateurs, tous précédés d'une notice biographique contenant parfois des informations peu connues ou accessibles des auteurs cités. Tous les chapitres du livre possèdent la même organisation : les auteurs résument, en quelques pages, les courants de pensée portant sur le thème retenu, références à l'appui, avant de présenter des extraits de textes influents propres à celui-ci.

Les préoccupations environnementales ne datent pas d'hier puisque déjà Platon, chez les Grecs, et Plin L'Ancien, chez les Romains, déploraient la déforestation et l'érosion. La naissance de la pensée écologique arrive cependant plus tard et s'est faite en 3 étapes historiques : le 18^e siècle, du 19^e siècle à la Seconde Guerre mondiale et du lendemain de la Seconde Guerre mondiale à aujourd'hui. En se précisant, la pensée écologique a fait naître le concept de développement durable, apparu lors de grandes conférences internationales. La pensée écologique a suscité des débats sur des enjeux économiques, techniques, religieux, éthiques, juridiques et politiques. Par exemple, la théorie économique actuellement dominante accepte que la croissance du PIB se fasse au détriment de la raréfaction des ressources planétaires pourvu que les développements techniques permettent de compenser ces pertes par des gains du capital reproductible, comme le développement de sources d'énergie tirées de la surgénération ou la fusion nucléaire pour remplacer les combustibles fossiles (c'est le développement durable, une durabilité qui peut être très faible ou très forte selon les théories, avec des contraintes plus ou moins grandes pour les humains). Mais d'autres penseurs proposent plutôt l'état stationnaire, voire la décroissance. Par ailleurs, la pensée dominante argue que la démocratie s'avère l'outil politique nécessaire pour accroître la richesse des sociétés et le bien-être des individus qui la composent. Mais d'autres penseurs croient que devant l'épuisement des ressources, du basculement

* La librairie L'Horti-centre du Québec offre aux membres de la Société Provancher un rabais de 18 % pour ce livre :

HORTI-CENTRE DU QUÉBEC INC. Division CLUB DE LIVRES HORTIGRAF

2020, rue Jules-Verne, Québec (Québec) G2G 2R2

Tél. : 418 872-0869, poste 117; téléc. : 418 872-7428; courriel : horti-centre@floraliesjouvence.ca

des écosystèmes, notamment à cause des changements climatiques, il y a un risque d'effondrement de l'organisation économique et politique de nos sociétés et de l'avènement d'une société postindustrielle. La démocratie a-t-elle la capacité de réagir assez rapidement pour éloigner la menace d'effondrement? Y aurait-il d'autres organisations politiques plus efficaces pour affronter ces problèmes?

Ce livre, rédigé dans un langage académique, éclairera ceux et celles qui s'interrogent sur la place que devrait occuper l'Homme sur la petite planète Terre.

Bourg, Dominique et Augustin Fragnière, 2014. *La pensée écologique – une anthologie*. Presses universitaires de France, Paris, 878 pages. (Prix régulier = 57,95 \$; membres de la Société = 53,35 \$*)

Source: Michel Crête

Plantes de milieux humides et de bord de mer du Québec et des Maritimes



Cette nouvelle parution vient enrichir la collection des guides nature Quintin en se concentrant ici sur les végétaux croissant dans les milieux humides et les bords de mer. Le format de ce nouveau guide est quasi identique à celui d'autres ouvrages déjà parus chez cette maison d'édition. La première partie, plus littéraire mais abondamment illustrée, décrit d'abord ce que sont les milieux humides (herbiers aquatiques, marais, prairies humides, marécages, bords de mer, tourbières) avant d'expliquer leur importance

et justifier leur protection. Suit une description de la méthode d'identification et de classification des plantes, et des incontournables termes techniques nécessaires pour s'y retrouver. La seconde partie, la plus volumineuse, contient les fiches descriptives de 302 espèces végétales, bien illustrées, permettant leur identification (taille, port, feuilles, fleurs, fruits, habitat, répartition, notes). Les espèces sont regroupées en 7 catégories: arbres et arbustes, plantes terrestres (par couleur des fleurs), plantes aquatiques, plantes maritimes, carex-herbes-joncs, fougères-prêles-lycopodes, hépatiques-mousses. Chaque fiche indique notamment si les milieux humides sont obligatoires ou facultatifs pour la croissance de l'espèce. Un glossaire et une bibliographie complètent l'ouvrage. Ce nouveau guide plaira à l'amant de la nature qui désire mettre un nom sur des plantes croissant dans les milieux humides et constituera une nouvelle référence aux professionnels qui les inventorient.

Lapointe, Martine, 2014. *Plantes de milieux humides et de bord de mer du Québec et des Maritimes*. Éditions Michel Quintin, Waterloo, 456 pages. (Prix régulier = 34,95 \$; membres de la Société = 28,65 \$*)

Mangeoires et niochirs pour attirer les oiseaux

Dans le monde des guides destinés aux amateurs de la nature, cette nouvelle publication se démarque puisqu'elle résume d'innombrables expérimentations et observations faites par un passionné désirant attirer les oiseaux dans son jardin. Chimiste de formation, l'auteur a eu la bonne idée de prendre des notes tout au long des années où il a attiré des oiseaux près de sa demeure. La construction de maisonnettes d'oiseaux est beaucoup plus complexe qu'il ne paraît:



il ne suffit pas de la construire, de la peindre, de l'accrocher, et de ne plus s'en soucier pour des années. En premier lieu, les espèces d'oiseaux ne recherchent pas toutes le même type de niochir. Dans ce livre, l'auteur fournit les plans pour la construction de niochirs destinés à la mésange à tête noire, avec une entrée sélective adaptée à sa taille, mais il faut se référer à un autre ouvrage pour trouver les plans de niochirs destinés aux autres espèces d'intérêt: sitelle, merlebleu de l'est, hirondelles, harles, canards

branchus, etc. Ici, l'auteur fournit des conseils pour que les niochirs permettent aux oiseaux d'amener leur couvée à terme, entre autres en gérant la température intérieure grâce à des ouvertures grillagées. Il faut aussi se soucier des asticots qu'une grille antiparasite permet d'éloigner des oisillons. L'auteur indique quand installer les niochirs, les visiter, les nettoyer et les remiser. Il encourage les adeptes à tenir un registre et fournit même des indications pour installer des caméras de surveillance: le livre contient ainsi des images de canetons naissants, quittant le nid en plongeant dans le vide afin de gagner un plan d'eau où ils s'alimenteront sous la supervision de leur mère. Le nourrissage des oiseaux est tout aussi complexe et nécessite de l'attention. En premier lieu, il faut s'assurer que les oiseaux ne contractent pas la salmonellose en s'alimentant dans des mangeoires contaminées: il faut donc bien les entretenir. Les préférences alimentaires et le mode d'alimentation des oiseaux varient d'une espèce à l'autre. Il faut donc offrir une nourriture adaptée dans le bon présentoir: mangeoires suspendues, plateaux, bûches, perche, abreuvoir à colibris ou orioles, etc. Il faut notamment prévenir que les graines ne tombent au sol pour éviter que les espèces indésirables – oiseaux et mammifères – n'envahissent les lieux: un ramasse-graines s'avère indispensable. Le livre se termine par des suggestions d'arbres et d'arbustes de jardin pouvant offrir de la nourriture aux oiseaux ainsi que la manière d'abreuver les oiseaux. Voilà un ouvrage qui offre moult conseils à ceux et celles qui désirent offrir un niochir aux oiseaux et les alimenter dans le respect de leurs besoins.

Lacroix, Gilles, 2014. *Mangeoires et niochirs pour attirer les oiseaux*. Broquet, Saint-Constant, 168 pages. (Prix régulier = 24,95 \$; membres de la Société = 20,50 \$*)

Les arbres du Québec

Les Éditions du Québec ont récemment réédité une version mise à jour de ce petit volume décrivant 9 espèces de conifères et 17 espèces de feuillus indigènes du Québec. Il s'agit d'un ouvrage boudiné de petit format qui s'apporte bien en forêt et qui permettra à quiconque le désire d'identifier la vaste majorité des arbres de nos forêts. En plus d'une description illustrée de chaque espèce, le lecteur y trouvera une description des zones de végétation qui se succèdent au fur et à mesure que les conditions climatiques deviennent plus rigoureuses en progressant vers le nord, de même que quelques illustrations et un glossaire aidant à reconnaître les espèces. Il s'agit d'un ouvrage destiné à un vaste public intéressé à nommer les arbres qui croissent chez nous.

Bertrand, Normand, Jean-Paul Thibault et Bruno Carpentier, 2013. *Les arbres du Québec*. Les Publications du Québec, Québec, 80 pages. (Prix régulier = 19,95 \$; membres de la Société = 18,00 \$*)

Vie de la Société



©Yvan Bédard

L'automne au marais Léon-Provencher.

Découvrir autrement le marais Léon-Provencher

Le lancement du projet interactif « Les quatre saisons au marais Léon-Provencher » a eu lieu le samedi 11 octobre 2014, sur le site du marais, situé rue des Îlets, à Neuville en présence de partenaires, bénévoles et visiteurs. Il s'agit d'un projet réalisé grâce à une collaboration entre la Société Provencher d'histoire naturelle du Canada et la Maison Léon-Provencher.

À cette occasion, la première application électronique du projet, appelée BaladoDécouverte d'automne (disponible en ligne à : <http://baladodecouverte.com/circuits/388/les-saisons-au-marais-provencher--lautomne>) a été présentée ainsi que les phases subséquentes du projet.

Le projet interactif « Les quatre saisons au marais Léon-Provencher Provencher » offre aux familles et amateurs de nature et de plein air une nouvelle façon de découvrir les habitats du marais selon les saisons à partir d'une application électronique.

Le circuit interactif d'interprétation de la BaladoDécouverte d'automne propose 7 arrêts sur une distance d'environ 2 km, dont la visite de 3 types d'habitats : le marais, la friche et la forêt. À chaque point du parcours, textes, images, enregistrements audio-vidéo sont proposés et des observations d'éléments naturels sont suggérées. Plusieurs thèmes sont abordés, notamment l'historique du marais, la faune, la flore, les migrations, la coloration automnale et la chasse éducative.

Ce projet n'aurait pu être réalisé sans le soutien financier de la Fondation de la faune du Québec (programme « Découvrir les habitats fauniques fauniques »), Lussier Courtiers d'assurances, la Ville de Neuville, la Caisse populaire Desjardins de Neuville, la Fondation Héritage faune, M. Michel Matte député provincial de Portneuf, Canards Illimités et l'Association des sauvagins de la grande région de Québec, ainsi que de nombreux collaborateurs bénévoles.

Source : Élisabeth Bossert, Société Provencher et Virginie Benjamin, Maison Léon-Provencher

La tordeuse des bourgeons de l'épinette à l'île aux Basques

Au cours d'une réunion du conseil d'administration de la Société Provencher, à l'hiver 2011, un des administrateurs, M. Réginald Ouellet, avait mentionné que la tordeuse des bourgeons de l'épinette *Choristoneura fumiferana* (Clemens), considérée comme l'insecte le plus destructeur des peuplements de conifères de l'Amérique du Nord, avait envahi la Basse-Côte-Nord et que celle-ci pouvait se rendre dans l'estuaire et s'attaquer aux îles à dominance coniférienne. Il était inquiet quant à la menace que présentait l'arrivée possible de cet insecte pour le couvert forestier de l'île aux Basques.

Or, un membre de la Société, en visite à l'île au cours de l'été 2014, a fait mention de la présence en abondance de la tordeuse et de son impact très visible sur les jeunes pousses des sapins. Selon M. Ouellet, qui a travaillé de 1970 à 1982 sur l'impact de la tordeuse sur les populations d'oiseaux, les vents de l'est et du nord-est, fréquents au cours des 3 dernières années et surtout en milieu de l'été, ont pu favoriser l'arrivée de l'insecte sur l'île. Il notait d'ailleurs qu'au printemps 2014 plusieurs espèces de parulines, qui étaient très discrètes dans les peuplements de conifères au cours des dernières années, ont été très présentes et plutôt abondantes lors des migrations en mai; cette situation lui rappelait « les belles années » de la tordeuse au début des années 1970. En effet, la concentration de parulines obscures, tigrées, rayées et à croupion jaune à un endroit représente un indice important de la présence de la tordeuse qui favorise l'alimentation et la croissance des oisillons et donc une augmentation des effectifs de ces espèces d'oiseaux. Les migrations de l'automne 2014 qui se sont effectuées de la fin août à la fin de septembre ont démontré un accroissement du nombre de jeunes parulines parmi celles énumérées plus haut. Il serait intéressant de connaître la situation du gros-bec errant dans les régions touchées par la tordeuse. Le gros-bec errant est un prédateur majeur de la tordeuse car il affectionne plus particulièrement la chrysalide avant l'émergence du papillon.

L'été 2015 pourrait être crucial pour les jeunes sapins et quelques arbres matures de l'île aux Basques. M. Ouellet dit souhaiter que les oiseaux insectivores puissent être abondants à l'île au cours de l'été 2015, ce qui pourrait atténuer les effets de la tordeuse. Il est cependant certain que cet insecte aura des répercussions visibles sur le couvert forestier de l'île.

Source : Société Provancher



Jeune pousse de sapin attaquée par la tordeuse à l'île aux Basques.

Michel Lepage



ATTENTION

Ne nourrissez pas les cerfs

Pourquoi?

Parce que vous favorisez une abondance anormale de cerfs sur le territoire.

Parce que cette surabondance entraîne un broutement excessif de la végétation. Certains arbres ont de la difficulté à se régénérer.

Parce que les cerfs vont sur les terrains voisins et y détruisent les arbustes.

Toute personne surprise à nourrir les cerfs sera appelée à quitter le territoire et risque de se voir retirer ses privilèges d'accès.

La Société Provancher

Problématique reliée au cerf de Virginie

La population de cerf de Virginie dans la portion est de Neuville et ouest de Saint-Augustin-de-Desmaures a connu une croissance rapide au cours des dernières années. Si quelques cerfs étaient occasionnellement observés sur le territoire du marais Léon-Provancher il y a quelques années, il n'est maintenant pas rare d'en observer plusieurs dizaines en hiver. L'impact de cette densité élevée de cerfs se fait sentir sur la végétation de façon dramatique. Pratiquement tous les thuyas (communément appelés cèdres) ont été broutés sur une hauteur de 2 m. La régénération de cette essence arboricole est maintenant compromise, tout comme celle de nombreux arbustes. Les cerfs s'aventurent aussi sur les terrains voisins. Plusieurs citoyens de Neuville ont rapporté des dégâts sur leur propriété et quelques accidents routiers sont survenus sur la route 138 près du marais.

Cette problématique a été exacerbée par le comportement inapproprié de certains visiteurs au marais Léon-Provancher. Quelques personnes ont été aperçues nourrissant les cerfs afin de mieux les observer et de les photographier. Dès que ce phénomène a été porté à l'attention de la Société Provancher, des affiches ont été installées pour inciter les visiteurs à ne plus nourrir les cerfs.

Il est à espérer que la population de cerfs diminue d'elle-même à la suite d'une baisse de la nourriture disponible en hiver, ou encore par une hausse des prélèvements par la chasse sur les terrains voisins.

Source : Société Provancher

Saviez-vous que...



Alain Thibault, MFFP

Milieux humides du Nord québécois.

Québec diffuse le premier rapport sur l'état de l'eau et des écosystèmes aquatiques

Le gouvernement du Québec a annoncé la publication du tout premier Rapport sur l'état de l'eau et des écosystèmes aquatiques au Québec. La production de ce rapport est un projet d'envergure gouvernementale effectué dans un contexte de partenariat interministériel, sous la responsabilité du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). Il vise à dresser un portrait général de la situation et ainsi favoriser une meilleure vue d'ensemble des enjeux et défis auxquels la population et le gouvernement du Québec font face.

Ce rapport constitue le premier bilan couvrant l'ensemble du territoire québécois et abordant dans un même document tous les éléments reliés à l'eau et aux écosystèmes aquatiques. Dans la mesure du possible, les liens entre les diverses pressions qui s'exercent sur l'eau et les écosystèmes aquatiques, l'état de santé de ces milieux et le bien-être de la population qui en résulte sont présentés. Le rapport fait également état des principales actions mises en œuvre par le gouvernement pour faire face aux problématiques actuelles et futures.

La production de ce rapport repose sur la recherche d'informations existantes et accessibles au moment de la rédaction des textes ainsi que sur la consultation d'experts dans les différents domaines concernés. Les données recueillies ciblent principalement le Québec méridional, vu que la majeure partie des suivis de l'état de l'eau et des écosystèmes aquatiques concerne cette portion du territoire. Ces informations ont permis de dégager des constats généraux, lesquels sont résumés dans le rapport.

Pour plus d'informations : www.mddelcc.gouv.qc.ca/rapportsurleau/index.htm

Source : <http://rapportsurleau.gouv.qc.ca/>

Un programme écoresponsable de lutte aux plantes envahissantes

Une contribution significative à la lutte aux plantes envahissantes est la mise sur pied du programme « Je te remplace » dont l'objectif est de proposer au grand public et aux aménagistes (architectes paysagistes, entrepreneurs paysagistes, designers, etc.) des solutions de rechange à certaines plantes envahissantes. L'objectif est d'éliminer totalement ces plantes de la production, de la vente et de la plantation, afin de prévenir leur prolifération dans les écosystèmes.

Ce projet est une initiative de la Fédération interdisciplinaire de l'Horticulture ornementale du Québec. Un dépliant suggérant des espèces à privilégier en remplacement de celles ayant un caractère envahissant a été produit grâce à la contribution financière d'Environnement Canada et à un investissement important de la FIHOQ et de l'ensemble de l'industrie de l'horticulture ornementale.

Source : <http://plantesenvahissantes.org>



Isabelle Simard, MDDELCC

Berce du Caucase.

MESSAGE DE LA FONDATION DE LA FAUNE DU QUÉBEC

UN NOUVEAU FONDS AU BÉNÉFICE DE LA GENT AILÉE DU QUÉBEC



« Il me semble qu'il y avait beaucoup plus d'hirondelles avant... », « Dans mes champs, il y avait des goglus, mais ça fait cinq ans que je n'en ai pas vus ». Ces affirmations sont de plus en plus fréquentes auprès de la population. Mais qu'en est-il réellement ?

PÉRIL EN LA DEMEURE

Selon les scientifiques, le constat est accablant : à l'échelle de l'Amérique du Nord, 42 espèces d'oiseaux considérées communes il y a 40 ans ont subi un déclin de leurs populations d'au moins 50%. Parmi les espèces concernées, notons un déclin marqué du goglu des prés, de la gélinotte huppée et du hibou des marais. De quoi faire frémir les amateurs d'oiseaux. Au Québec, la situation n'est guère plus réjouissante, comme l'ont montré à plusieurs occasions les résultats obtenus à la suite d'analyses des observations enregistrées dans la base de données « Étude des populations d'oiseaux du Québec (ÉPOQ) ».

LES HABITATS AVIAIRES, MENACÉS PLUS QUE JAMAIS

Ici comme ailleurs, le déclin marqué des populations d'oiseaux est principalement engendré par la destruction, la modification, la dégradation et la fragmentation des habitats utilisés par les oiseaux. Les menaces qui pèsent sur ces habitats viennent surtout de l'intensification des pratiques agricoles et forestières, mais aussi d'autres conséquences associées à la croissance de la population humaine comme le développement urbain et industriel.

UN NOUVEAU OUTIL POUR AIDER LES OISEAUX

La Fondation de la faune du Québec et le Regroupement Québec Oiseaux, deux organisations incontournables du domaine de la faune au Québec, ont récemment mis sur pied le Fonds pour l'habitat des oiseaux du Québec. Ce fonds recueillera les contributions financières des ornithologues, des entreprises privées et des organisations gouvernementales afin de soutenir la réalisation de projets de protection et d'aménagement d'habitats pour les oiseaux du Québec.

© JEFFREY MANNING / OCEAN 2011



© JEREMY BENTON / OCEAN 2011

LA FAUNE AILÉE A BESOIN DE VOUS

Plus de 50 espèces d'oiseaux sont en situation précaire au Québec. Nous devons intervenir sans délai pour assurer la conservation de leurs habitats. Pour ce faire, des fonds additionnels seront nécessaires et c'est pour cette raison que votre contribution est essentielle.

Pour effectuer un don au Fonds pour l'habitat des oiseaux du Québec, rendez-vous sur la page du Regroupement Québec Oiseaux - <http://bit.ly/RP6bPH>. Vos dons seront investis dans des projets menés au Québec et visant la sauvegarde des oiseaux.



Fondation de la faune du Québec





LA SOCIÉTÉ
PROVANCHER
D'HISTOIRE
NATURELLE
DU CANADA

**FORMULAIRE D'ADHÉSION À LA SOCIÉTÉ PROVANCHER
MEMBRE INDIVIDUEL, FAMILIAL ou CORPORATIF**

ANNÉE _____

N° de membre si connu : _____

TITULAIRE DE LA CARTE DE MEMBRE

Nom : _____ Prénom : _____

Adresse : _____

Ville : _____ Province : _____

Code postal : _____ Téléphone : _____

Adresse électronique : _____

CONJOINT (Si carte familiale)

Nom : _____ Prénom : _____

FRAIS D'ADHÉSION

Membre familial : 40 \$ [] Membre individuel : 35 \$ [] Membre corporatif : 80 \$ []

Toute adhésion comme membre individuel ou familial donne droit à la revue *Le Naturaliste canadien* en format électronique. Un supplément de 10 \$ est chargé pour recevoir le format papier. Les membres corporatifs reçoivent automatiquement le format papier uniquement, sans frais additionnel. Veuillez préciser votre choix en complétant la partie suivante :

Je désire recevoir *Le Naturaliste canadien* :

En format électronique : ___ En format papier : ___ (supplément de 10 \$). (Vous pouvez cocher les deux formats).

Je ne désire pas recevoir *Le Naturaliste canadien* : ___

DON : Un reçu pour fins d'impôt est émis pour les dons de dix dollars et plus.

Je fais un don à la Société Provancher au montant de : _____ \$, à répartir ainsi :

Île aux Basques _____ Marais Provancher _____ *Naturaliste canadien* _____ Société Provancher _____

SIGNATURE : _____

Veuillez rédiger votre chèque ou mandat-poste à l'ordre de la Société Provancher et le faire parvenir à l'adresse ci-dessous :

Adhésion - Société Provancher, 1400, route de l'Aéroport, Québec (Québec) G2G 1G6

Site internet : www.provancher.qc.ca/

Téléphone : 418-554-8636

Pour vos randonnées :

deux territoires à découvrir...

Le marais Léon-Provancher

Le territoire du marais Léon-Provancher, situé à Neuville, est doté d'un réseau de 5 km de sentiers. C'est un milieu idéal pour la randonnée, la photo de nature et l'initiation des enfants à la découverte des plantes et des animaux.

Grâce au travail de nombreux bénévoles, le territoire est accessible toute l'année, gratuitement.

Pour de plus amples renseignements, consultez le site Internet de la Société Provancher :

www.provancher.qc.ca



L'île aux Basques

L'île aux Basques, située au large de Trois-Pistoles, représente une destination de choix pour des visites guidées ou pour de courts séjours en chalet.

Les visites guidées durent 3 heures et sont offertes de juin à septembre. Les personnes intéressées doivent réserver auprès du gardien de l'île aux Basques, Jean-Pierre Rioux, au numéro de téléphone 418 851-1202 à Trois-Pistoles.



La location de chalets est offerte aux membres de la Société Provancher pour des séjours allant d'une à sept nuitées. Les modalités de réservation, le tableau des disponibilités et la grille tarifaire sont disponibles sur le site Internet de la Société Provancher :

www.provancher.qc.ca



UQROP

Pygargue à tête blanche adulte, p. 82



Raymond Belhumeur

Faucon pèlerin, p. 54



Mikael Jaffre

Faucon pèlerin, p. 54



Gilles Allard

Hibou des marais, p. 12

CONVENTION DE LA POSTE-PUBLICATION NO. 40999003
RETOURNER TOUTE CORRESPONDANCE NE POUVANT ÊTRE
LIVRÉE AU CANADA À :
LA SOCIÉTÉ PROVAANCHER D'HISTOIRE NATURELLE DU CANADA
1400, ROUTE DE L'AÉROPORT
QUÉBEC QC G2G 1G6