

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

UTILISATION DE L'HABITAT PAR LES FEMELLES DU FAUCON PÈLERIN (*Falco peregrinus anatum*) À L'ÉCHELLE DU DOMAINE VITAL, EN PÉRIODE DE NIDIFICATION

MÉMOIRE  
PRÉSENTÉ  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE  
PAR EXTENSION DE  
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

PAR  
JEAN LAPOINTE

AVRIL 2012

## AVANT-PROPOS

En conformité avec les exigences du programme de maîtrise en biologie, ce mémoire comprend une introduction et une conclusion générales, ainsi qu'un article rédigé en français qui sera éventuellement traduit en anglais. Cet article traite de l'effet des cultures de maïs et de soya sur l'utilisation de l'habitat par le Faucon pèlerin en période de nidification. Puisque les principaux résultats obtenus concernent l'agriculture, l'article sera soumis au périodique scientifique *Agriculture, Ecosystems & Environment*. C'est le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, mon employeur actuel, qui a commandé l'étude pour laquelle j'ai investi deux belles années. Dans le cadre de ce projet, j'ai participé à l'installation des dispositifs pour la collecte des données télémétriques et à la collecte des observations sur le terrain. J'ai également réalisé le traitement et l'analyse des données qui font l'objet de l'article apparaissant dans le corps de ce mémoire, dont je suis l'auteur principal. Louis Imbeau, Junior A. Tremblay, Charles Maisonneuve et Marc J. Mazerolle en sont les coauteurs. Je souhaite remercier Louis, mon directeur, qui m'a permis de découvrir le domaine de la recherche en acceptant de me superviser, même si j'arrivais avec mon propre projet. Je suis très reconnaissant envers lui pour son soutien, sa disponibilité et son aide efficace dans la résolution des problèmes rencontrés, tout au long du projet. Je tiens également à remercier Junior, mon codirecteur, qui, malgré la distance, a su apporter une contribution significative dans la supervision du projet. Je remercie également Marc, pour lequel j'ai beaucoup de considération pour m'avoir fait connaître des méthodes et outils statistiques à la fine pointe, avec toute sa passion et son dévouement. Je remercie aussi Charles, qui par ses connaissances, son expérience et son sixième sens, a suggéré des idées qui ont eu un impact important sur nos conclusions. Mes remerciements s'adressent également aux autres personnes ayant contribué à la réalisation de ce projet : Philippe Beaupré, Bruno Baillargeon, Ève Bélisle, Joël Bêty, Nicole Blanchette, Nathalie Bonin, Marianne Cheveau, Louise Champoux, Mélanie Desrochers, Pierre Fournier, Pierre Fradette, Benoît Jobin, Christine Lepage, Pierre Molina, R. J. Hijmans, Roger Rivest et Christian Roy. Ce projet a été entièrement financé par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune.

## TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS .....	ii
TABLE DES MATIÈRES .....	iii
LISTE DES TABLEAUX.....	v
LISTE DES FIGURES.....	vi
RÉSUMÉ.....	vii
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
Problématique .....	1
Écologie générale du Faucon pèlerin.....	2
Théories de l'alimentation .....	5
Régime alimentaire .....	8
Approvisionnement au nid.....	10
Distances parcourues, domaines vitaux et sélection d'habitats en période de nidification.....	11
Objectif général.....	14
ARTICLE 1 : EFFET DES CULTURES DE MAÏS ET DE SOYA SUR L'UTILISATION DE L'HABITAT PAR LE FAUCON PÈLERIN ( <i>FALCO PEREGRINUS ANATUM</i> ) EN PÉRIODE DE NIDIFICATION .....	16
Résumé.....	18
1. Introduction.....	19
2. Matériel et méthodes.....	21
2.1 Aire d'étude .....	21
2.2 Capture, manipulation et télémétrie .....	22
2.3 Périodes échantillonnées pendant la saison de nidification .....	24
2.4 Catégories d'habitat .....	24
2.5 Analyses statistiques .....	26
3. Résultats.....	28
3.1 Domaines vitaux et distances par rapport au nid .....	29
3.2 Utilisation des habitats .....	29
4. Discussion.....	31
4.1 Conclusions.....	36

5. Recommandations.....	37
6. Remerciements.....	37
Références.....	44
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	52
Perspectives de recherche.....	54
BIBLIOGRAPHIE DE L'INTRODUCTION ET DE LA CONCLUSION GÉNÉRALES.....	56

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Description des 7 modèles retenus et hypothèses sous-jacentes aux modèles.....	39
Tableau 2. Sélection selon l'AIC <sub>c</sub> de 7 modèles de régression logistique avec effets aléatoires expliquant la probabilité d'utilisation d'une parcelle d'habitat par 10 femelles adultes de Faucon pèlerin, sud du Québec, Canada, 2008 à 2010. ....	40
Tableau 3. Résultats du meilleur modèle expliquant la probabilité d'utilisation d'une parcelle d'habitat par 10 femelles adultes de Faucon pèlerin, sud du Québec, Canada, 2008 à 2010..	41

## LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Carte de l'aire d'étude subdivisée en provinces naturelles, à l'intérieur du Québec, Canada. .... 38
- Figure 2. Chances d'utiliser un habitat par 10 femelles adultes de Faucon pèlerin comparativement à l'habitat de référence (catégorie « autres habitats ») en fonction de la distance du nid, pendant la période où les fauconneaux étaient au nid : a) cultures de maïs et de soya et autres milieux agricoles, et b) milieux humides et milieux urbains, ainsi que pendant le premier mois après leur envol : c) cultures de maïs et de soya et autres milieux agricoles, et d) milieux humides et milieux urbains. .... 42
- Figure 3. Chances d'utiliser les cultures de maïs et de soya par 10 femelles adultes de Faucon pèlerin comparativement à l'habitat de référence (catégorie « autres milieux agricoles ») en fonction de la distance du nid pendant a) la période où les fauconneaux étaient au nid et b) pendant le premier mois après leur envol. .... 43

## RÉSUMÉ

Le Québec offre un important potentiel éolien, particulièrement intéressant dans plusieurs régions qui bordent le fleuve Saint-Laurent, ainsi qu'au Saguenay-Lac-Saint-Jean et dans le Nord-du-Québec. Le gouvernement du Québec compte exploiter ce potentiel, selon les orientations qui apparaissent dans la Stratégie énergétique du Québec 2006-2015. Le développement de la filière éolienne peut avoir des conséquences néfastes sur certaines espèces fauniques, notamment le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus anatum*) qui est désigné vulnérable au Québec (*L.R.Q., c. E-12.01*). Des cas de mortalité de Faucon pèlerin due à des collisions avec les pales des éoliennes ont été rapportés aux États-Unis et en Europe. Afin d'évaluer les risques reliés à la présence des éoliennes sur le territoire québécois et d'éventuellement recommander des critères de localisation quant à leur emplacement, il est essentiel de connaître les besoins du Faucon pèlerin en matière d'habitats de chasse pendant la nidification. L'objectif de notre étude était de quantifier et de comparer l'utilisation des habitats par les femelles à la recherche de proies. Entre 2008 et 2010, 10 femelles adultes nichant en Abitibi, en Montérégie, en Chaudière-Appalaches et dans le Bas-Saint-Laurent ont été suivies à l'aide de dispositifs de télémétrie satellitaire, depuis l'éclosion des œufs jusqu'à la fin de la période de dépendance des fauconneaux en regard des parents. L'estimation par noyau fixe à 95 % a été utilisée pour délimiter les domaines vitaux des femelles adultes. Nous avons utilisé les régressions logistiques avec effets aléatoires pour estimer la probabilité d'utilisation de chacun des types d'habitat, en tenant compte de la distance de ceux-ci par rapport à la localisation des nids. L'utilisation de ces types d'habitat a été comparée à partir de rapports de cotes. Nos résultats démontrent que la probabilité d'utilisation d'une parcelle d'habitat par une femelle nicheuse augmentait entre la période où les fauconneaux étaient au nid et le premier mois après leur envol. D'une manière générale, nos résultats indiquent aussi que la probabilité d'utilisation diminuait en fonction de la distance du nid, quel que soit la catégorie d'habitat. Toutefois, l'effet de la distance était différent selon la catégorie d'habitat. Les cultures de maïs et de soya avaient moins de chances d'être utilisées que les autres milieux agricoles et que les milieux de la catégorie « autres habitats » par les femelles adultes, pendant la période où les fauconneaux étaient au nid et le premier mois après leur envol. Les milieux humides étaient aussi peu utilisés par les femelles, comparativement à la plupart des autres habitats. Quant aux milieux urbains, après l'envol des fauconneaux, et à la catégorie des autres milieux agricoles, ceux-ci avaient plus de chances d'être utilisés au-delà d'une dizaine de km du nid. Nos résultats suggèrent que la biomasse des proies disponibles était plus faible dans les cultures de maïs et de soya, de même que dans les milieux humides, rendant ces habitats sous-optimaux pour la chasse par rapport aux autres milieux agricoles et aux milieux urbains. L'expansion des cultures de maïs et de soya dans le paysage agricole du Québec se faisant au détriment d'autres cultures, cette conversion pourrait contribuer au déclin de la qualité des habitats de chasse pour cette espèce à statut précaire. Une étude complémentaire en dehors de la saison de nidification est nécessaire, avant d'établir des critères de localisation pour l'installation des futurs parcs éoliens.

Mots-clés : Faucon pèlerin, télémétrie satellitaire, culture intensive, maïs, soya, utilisation d'habitats, succès de reproduction

## INTRODUCTION GÉNÉRALE

### **Problématique**

En raison de l'immensité de son territoire, le Québec offre un potentiel éolien théorique considérable principalement distribué dans les régions Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Côte-Nord, Bas-Saint-Laurent, Saguenay-Lac-Saint-Jean et Nord-du-Québec. Le potentiel techniquement et économiquement intégrable évalué à 3600 MW devrait atteindre 4000 MW en 2015 (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2008). L'exploitation de ce potentiel s'inscrit dans la Stratégie énergétique du Québec 2006-2015 (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2010).

Bien que l'énergie éolienne soit qualifiée d'énergie verte, les parcs éoliens se sont ajoutés récemment à une longue liste de perturbations anthropiques des milieux naturels. Cette forme de développement est souvent à l'origine de la mortalité d'individus de différentes espèces fauniques, notamment des oiseaux de proie dont certains sont en situation précaire. À titre d'exemple, Smallwood et Thelander (2008) estiment que 1127 oiseaux de proie, dont 67 Aigles royaux (*Aquila chrysaetos*), ont été tués annuellement par les turbines des éoliennes dans le parc d'Altamont Pass en Californie, entre 1998 et 2003. Des cas de mortalité de Faucons pèlerins (*Falco peregrinus*) ont également été rapportés au même endroit (Smallwood et Karas, 2009), ainsi qu'au New Jersey (New Jersey Audubon Society, 2008), en Belgique (Everaert et Kuijken, 2007) et en Écosse (Meek *et al.*, 1993). Bien que la situation vécue à Altamont Pass ne soit pas répandue (Powlesland, 2009), l'exemple de ce parc éolien démontre qu'il faut tenir compte de la présence des oiseaux de proie dans le processus d'évaluation des projets.

Parmi les rapaces, le Faucon pèlerin, espèce désignée vulnérable au Québec, est particulièrement sensible à la présence des éoliennes, puisqu'il préfère voler dans une gamme d'altitudes où il est susceptible d'entrer en collision avec leurs pales (Ross-Boulianne, 2009).



Le risque de collision existe en migration, mais probablement davantage en période de nidification, puisque les individus sont susceptibles de fréquenter le parc éolien plus souvent si ce dernier est dans leur domaine vital (Ross-Boulianne, 2009). En plus des risques de collision, il y a aussi le dérangement et la perte d'habitats qui constituent des impacts indirects potentiels (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2008).

En dépit de la richesse de la littérature sur le Faucon pèlerin, peu d'études ont été réalisées pour obtenir une évaluation quantitative de l'utilisation des habitats. Dans le but de limiter les conséquences négatives de l'implantation des futurs parcs éoliens sur cette espèce, il est essentiel de documenter l'utilisation quantitative des habitats à l'échelle de son domaine vital, en période de nidification. Le présent projet s'inscrit dans le mandat du ministère des Ressources naturelles et de la Faune en regard du suivi des impacts potentiels des éoliennes sur les oiseaux de proie.

### **Écologie générale du Faucon pèlerin**

Le Faucon pèlerin est un oiseau de l'ordre des Falconiformes et de la famille des Falconidés (American Ornithologists' Union, 2009). Il existe 19 sous-espèces de Faucon pèlerin à travers le monde (Davis, 2008). En période de nidification, seule la sous-espèce *F. p. anatum* se retrouve dans le Québec méridional.

L'aire de nidification canadienne de la sous-espèce *F. p. anatum* est très étendue, allant d'ouest en est, de la Colombie-Britannique jusqu'en Nouvelle-Écosse et, du nord au sud, du Yukon, des Territoires-du-Nord-Ouest, du Nunavik et du Labrador jusqu'à la frontière canado-américaine (White et Boyce, 1988; Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2007). Généralement, cette sous-espèce niche au sud de la limite des arbres (Rowell *et al.*, 2003). À l'intérieur de ce grand territoire, l'aire de nidification est toutefois très morcelée. Par ailleurs, la présence de sites de nidification jusqu'ici inconnus est fort probable, puisque plusieurs régions n'ont pas été inventoriées (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2007).

Nous avons peu de données historiques sur les populations de Faucon pèlerin qui occupaient l'Amérique du Nord (Kiff, 1988; Castellanos *et al.*, 1997), aucun relevé systématique des populations n'ayant été réalisé avant les années 1960 (Erickson *et al.*, 1988). Bien que non exhaustifs, les résultats compilés par Hickey (1942) font état de 408 territoires de nidification occupés dans l'est des États-Unis et du Canada, au Labrador et au Groenland. Par ailleurs, Kiff (1988) estime à 400 territoires de nidification, la capacité de support historique dans l'est des États-Unis et le sud-est du Canada.

Au cours des années 1970, *F. p. anatum* avait complètement disparu de l'est de l'Amérique du Nord en raison de l'utilisation des pesticides organochlorés, tel que le DDT (Erickson *et al.*, 1988). L'usage du DDT fut interdit au Canada et aux États-Unis au début des années 1970 (Shen *et al.*, 2005) et au Mexique en 2000 (Martínez-Salinas *et al.*, 2011). Cette action combinée aux programmes de rétablissement élaborés par les gouvernements pour restaurer les effectifs de *F. p. anatum* ont donné des résultats concluants (Berthelot *et al.*, 2002; Gahbauer, 2008).

À la suite de l'inventaire de 2005, Banasch et Holroyd (2009) sont venus à la conclusion que *F. p. anatum* au sud du 58° degré de latitude nord approchait non seulement les niveaux historiques, mais que certaines sous-populations les auraient même dépassés. Selon l'inventaire de 2005, *F. p. anatum* occupait 508 territoires de nidification au Canada (Banasch et Holroyd, 2009).

Dans le Québec méridional, les résultats des derniers inventaires ont démontré que la population de *F. p. anatum* était en croissance depuis 1980 (Gauthier *et al.*, 2007; Tremblay *et al.*, sous presse). Des 81 sites de nidification connus ou potentiels visités en 2005, 53 étaient occupés par des couples territoriaux et 36 de ces couples ont été productifs (Gauthier *et al.*, 2007). En 2010, 98 des 195 sites connus ou potentiels visités étaient occupés par des couples territoriaux, dont 68 ont été productifs (Tremblay *et al.*, sous presse).

Dans le sud du Canada, certains *F. p. anatum* vivant dans les milieux urbains à l'est du Manitoba sont résidents. Toutefois, la majorité des *F. p. anatum* vivant au Canada sont migrateurs (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2007). *F. p. anatum* hiverne au sud des États-Unis, sur la côte nord-ouest du golfe du Mexique et souvent jusqu'en Amérique du Sud (Erickson *et al.*, 1988), de même qu'au sud du Canada (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2007).

Les individus deviennent sexuellement matures entre l'âge de deux et quatre ans (Bird *et al.*, 1995). Généralement, les Faucons pèlerins sont fidèles à leur territoire de nidification, ceux-ci y retournant année après année (Ratcliffe, 1993; Tordoff et Redig, 1997). Le Faucon pèlerin peut nicher en milieu naturel ou sur des structures anthropiques. Son nid consiste en une dépression creusée dans le substrat, sans matériau ajouté pour tapisser l'intérieur (Harrison, 1984). Le substrat est constitué de terre, de sable, de fin gravier et quelquefois, d'excréments séchés ou de matériaux de finition décomposés d'un vieux nid de branches (White *et al.*, 2002).

Il n'y a qu'une couvée par année (Bird *et al.*, 1995; White *et al.*, 2002). La femelle pond de deux à cinq œufs, généralement trois ou quatre, au rythme d'un œuf par 48 à 72 heures (Bird *et al.*, 1995). Selon les données de l'Atlas des oiseaux nicheurs du Québec (Bird *et al.*, 1995), la ponte et l'incubation s'étend du début avril jusqu'au début juillet, chez *F. p. anatum* nichant dans le Québec méridional. Sous nos latitudes, l'incubation débute après le dernier ou l'avant-dernier œuf (Bird *et al.*, 1995) et dure de 33 à 35 jours (White *et al.*, 2002). Les deux sexes participent à l'incubation, mais c'est surtout la femelle qui accomplit cette tâche (Harrison, 1984). À cette période, le mâle apporte la nourriture à la femelle (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2007). Pendant les 14 premiers jours suivant l'éclosion, la femelle couve et nourrit soigneusement les fauconneaux, mais les laisse davantage ensuite (Harrison, 1984). Pendant cette période de soins intensifs, le mâle apporte la nourriture pour la femelle et la nichée. Par la suite, le mâle nourrit les fauconneaux si la femelle est absente. Les fauconneaux quittent le nid au bout de 39 à 46 jours chez les mâles et 41 à 49 jours chez les femelles (Bird *et al.*, 1995). Les fauconneaux sont dépendants des parents, en moyenne, 30 jours après le premier envol (Weir, 1978).

### **Théories de l'alimentation**

La théorie de l'approvisionnement optimal est très importante pour améliorer notre compréhension du comportement animal (Nonacs, 2001), notamment en ce qui concerne celui d'un animal dans un paysage où la nourriture est concentrée dans des parcelles d'habitat (Nonaka et Holme, 2007). La théorie de l'approvisionnement optimal soutient qu'un animal en quête alimentaire orientera son comportement de façon à maximiser l'apport énergétique (MacArthur et Pianka, 1966). Selon cette théorie qui utilise la prémisse qu'un prédateur s'attaquera aux espèces-proies les plus profitables en premier, le nombre optimal d'espèces-proies sera atteint lorsque l'augmentation de la variation du temps moyen nécessaire pour poursuivre et capturer une proie deviendra plus importante que la diminution de la variation du temps moyen nécessaire pour trouver celle-ci, après avoir changé d'espèce-proie (MacArthur et Pianka, 1966). Lorsque la chasse n'est plus rentable dans une parcelle d'habitat donnée, le prédateur peut continuer à chasser en parcourant un itinéraire composé de plusieurs autres parcelles d'habitat. Avec la prémisse que les parcelles les plus productives seront utilisées en premier, la théorie prédit que le nombre optimal de types de parcelles visitées sera atteint lorsque l'augmentation de la variation du temps de chasse moyen par proie sera supérieure à la diminution de la variation de la durée moyenne de voyage (entre les parcelles d'habitat, à partir du nid ou jusqu'au nid) par proie capturée, occasionnée par la visite d'un nouveau type de parcelles (MacArthur et Pianka, 1966).

Le théorème de la valeur marginale est un paradigme largement utilisé dans la prédiction de l'utilisation d'une parcelle d'habitat par un prédateur (Nonacs, 2001; Nonaka et Holme, 2007). Ce modèle développé par Charnov (1976) a été présenté comme une solution analytique aux problèmes reliés à l'approvisionnement optimal dans un paysage formé de parcelles d'habitat (Nonaka et Holme, 2007). Selon ce modèle, un prédateur doit prendre la décision à savoir dans quels types de parcelles d'habitat il chassera et à quel moment il quittera une parcelle, avec l'objectif de maximiser l'apport énergétique à long terme (Charnov, 1976; Nonaka et Holme, 2007).

Ce modèle prédit qu'un prédateur quittera une parcelle d'habitat lorsque l'apport énergétique de cette parcelle diminuera sous la moyenne à long terme pour ce type d'habitat (Nonaka et Holme, 2007). Le modèle a été développé en assumant que les parcelles d'habitat sont distribuées d'une manière aléatoire dans le paysage et qu'elles peuvent être rarement ou ne jamais être revisitées (Charnov, 1976).

À l'aide d'une autre approche théorique, Nonaka et Holme (2007) ont démontré que les prédictions du théorème de la valeur marginale sont valables autant dans le cas des parcelles regroupées que dans celui des parcelles réparties aléatoirement dans le paysage, lorsque les ressources alimentaires disponibles se renouvellent rapidement après le passage d'un animal en quête alimentaire. Lorsque les ressources alimentaires se renouvellent relativement rapidement, le modèle prédit qu'un animal en quête alimentaire n'utilisera pas toutes les parcelles d'habitat, surtout si elles sont distantes les unes des autres (Nonaka et Holme, 2007). Lorsque les ressources alimentaires se renouvellent lentement, l'animal qui s'alimente a tendance à les épuiser localement et doit souvent parcourir de longues distances entre les parcelles (Nonaka et Holme, 2007).

Le comportement d'un animal en quête alimentaire est, toutefois, plus complexe que ce qui est sous-entendu par le théorème de la valeur marginale (Nonacs, 2001; Nonaka et Holme, 2007). L'animal peut avoir à faire des compromis, l'obligeant à prendre des décisions qui ne viseront pas à maximiser l'apport énergétique, mais seront plutôt dépendantes de son état (Nonacs, 2001). Pour prédire avec plus de précision le patron d'utilisation des parcelles d'habitat par un animal en quête de nourriture, Nonacs (2001) recommande, entre autres, de considérer le comportement des prédateurs (de l'animal en quête alimentaire) et d'identifier les activités qui peuvent se produire en même temps que le comportement d'alimentation (par ex. recherche d'un partenaire, soins parentaux). L'auteur considère que le théorème de la valeur marginale constitue un point de départ raisonnable pour prédire l'utilisation des parcelles d'habitat, mais qu'on ne peut éviter de prendre en compte la complexité naturelle dans les prédictions.

Bernstein *et al.* (1991) ont modélisé la répartition des prédateurs en relation de l'abondance des proies, en considérant un temps de manipulation des proies non négligeable, l'interférence mutuelle entre les prédateurs, l'apprentissage des prédateurs sur la qualité de l'habitat, de même que la maximisation de l'apport énergétique par les individus. Ils ont comparé les résultats de leur modèle aux prédictions de la théorie de la répartition libre idéale. Selon cette théorie, tous les individus d'une population sont des consommateurs identiques qui se retrouvent dans les secteurs où leur accès aux ressources alimentaires est maximal (Bernstein *et al.*, 1991). Par conséquent, il y a plus de consommateurs où la densité des ressources alimentaires est supérieure et à l'équilibre, les consommateurs de tous les secteurs ont le même taux d'acquisition des ressources alimentaires (Bernstein *et al.*, 1991). Selon le modèle de Bernstein *et al.* (1991), à mesure que l'énergie à investir dans les déplacements augmente, les prédateurs deviennent moins enclins à quitter une parcelle d'habitat, même si l'apport énergétique est inférieur à celui attendu ailleurs. D'autre part, dans un environnement où la variation de la qualité des parcelles d'habitat en matière de proies est de moins en moins graduelle, les prédateurs acquièrent une connaissance moins précise de la disponibilité des proies dans l'environnement; ils deviennent également moins enclins à se déplacer vers une autre parcelle d'habitat (Bernstein *et al.*, 1991). Dans les deux situations, leur répartition s'éloigne progressivement de celle prédite par la théorie de la répartition libre idéale, alors que dans un environnement continu où la densité des proies change graduellement entre les sites adjacents, la convergence des prédictions vers cette théorie dépend de la rapidité avec laquelle la densité des proies change dans l'espace (Bernstein *et al.*, 1991).

Comme beaucoup d'autres espèces en période de nidification, les Faucons pèlerins doivent transporter de la nourriture au nid afin d'y assurer un approvisionnement. Selon la théorie d'approvisionnement à un point central, un même type de proies n'a pas la même valeur pour un prédateur, selon la distance où celle-ci est capturée par rapport au nid (Orians et Pearson, 1979). Si le lieu de chasse est situé à courte distance, la meilleure proie est celle qui offre le plus grand rapport entre la valeur énergétique et le temps de manipulation, le temps de manipulation incluant le temps requis pour la poursuite et la capture (Orians et Pearson, 1979).

Pour un lieu de chasse situé à longue distance, le temps de manipulation est négligeable par rapport au temps de déplacement et a donc peu d'importance; dans ce contexte, la meilleure proie est celle offrant la meilleure valeur énergétique, donc la plus grande biomasse (Orians et Pearson, 1979). Selon ce modèle, seulement les plus grosses proies seront transportées à plus grandes distances (Sodhi, 1992), alors que si le temps de manipulation est négligeable, la taille des proies aura peu d'importance chez les individus qui n'auront pas à approvisionner un point central (Orians et Pearson, 1979). Toutefois, la théorie de l'approvisionnement à un point central ne considère pas le coût énergétique occasionné par le transport de la proie jusqu'au nid (Houston et McNamara, 1985). Les individus qui manifestent un comportement d'approvisionnement à un point central utilisent les parcelles d'habitat en fonction de leur qualité et de leur distance par rapport à ce point (Rosenberg et McKelvey, 1999). Ainsi, l'utilisation des ressources décroît avec la distance par rapport au nid (Rosenberg et McKelvey, 1999).

### **Régime alimentaire**

Le Faucon pèlerin se nourrit principalement d'oiseaux, bien qu'il puisse également consommer des mammifères et rarement des amphibiens, des poissons et des insectes (White *et al.*, 2002). D'après une revue de littérature réalisée par Sherrod (1978), les oiseaux, allant des passereaux jusqu'aux petites oies, constituent entre 77 et 100 % du régime alimentaire du Faucon pèlerin, en termes de nombre de proies. Davis (2008) rapporte que le Faucon pèlerin se spécialise en chassant les espèces qui sont localement communes, certains individus se limitant à une ou deux espèces exclusivement.

Toutefois, Dawson *et al.* (2011) démontrent que les Faucons pèlerins nicheurs du Yukon sélectionnent les proies de taille moyenne et sous-utilisent les petites proies (< 50 g) et celles d'une grande taille (> 1000 g). En plus d'être sélectifs quant à la taille des proies, les Faucons pèlerins sélectionnent également certaines espèces (Dawson *et al.*, 2011).

À l'échelle mondiale, les proies les plus communes des Faucons pèlerins sont les pigeons et les colombes; ils profitaient de la manne que constituait la Tourte voyageuse, avant son extinction au début des années 1900 (Davis, 2008).

*F. p. anatum* habitant l'intérieur des terres en Amérique du Nord se nourrit principalement de tourterelles, de pigeons, de sauvagines, de râles, de goélands et d'oiseaux chanteurs (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2007). Bent (1938) nomme une multitude d'espèces-proies de *F. p. anatum*, mais précise que les espèces d'une taille intermédiaire comme les pigeons, les pics du genre *Colaptes*, les geais et les sturnelles sont probablement les plus fréquentes à l'intérieur des terres.

Bien que leur étude était limitée à trois sites de nidification, Carter et al. (2003) ont démontré l'importance du Pigeon biset (*Columba livia*) et de l'Étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*) comme ressource alimentaire en milieu urbain et dans des habitats dominés par l'agriculture, au Kentucky. Bird et Aubry (1982) ont comptabilisé les captures d'un couple de Faucons pèlerins dans un rayon de 800 mètres d'un nid situé dans le sud du Québec, en 1979 et 1980. Jusqu'au 7 juin, le Geai bleu (*Cyanocitta cristata*) était la principale espèce capturée; après cette date, les hirondelles (incluant l'Hirondelle bicolore (*Tachycineta bicolor*)) constituaient les plus fréquentes proies. Le Carouge à épaulettes (*Agelaius phoeniceus*) et autres oiseaux noirs étaient également importants dans le régime alimentaire du couple nicheur.

Cade et al. (1968) ont étudié le régime alimentaire de *F. p. anatum* dans la taïga de l'Alaska au printemps et à l'été 1951 et 1966. Le patron d'utilisation des proies était semblable au cours des deux années. Selon cette dernière étude, les proies étaient utilisées en fonction de leur disponibilité, bien que certains types d'oiseaux semblaient davantage susceptibles d'être capturés. Les passereaux et les pics (52,60 % en 1951 vs 54,42 % en 1966) constituaient les principales proies, suivis des limicoles (23,51 % en 1951 vs 24,03 % en 1966) et de la sauvagine (11,50 % en 1951 vs 14,60 % en 1966). Les mammifères comptaient pour seulement 5,77 % et 1,80 % des captures en 1951 et 1966. Selon les années, le Mésangeai du Canada (*Perisoreus canadensis*), le Chevalier grivelé (*Actitis macularius*), le Petit Chevalier (*Tringa flavipes*), la Bécassine de Wilson (*Gallinago delicata*), le Pic flamboyant (*Colaptes auratus*), le Bruant fauve (*Passerella iliaca*), le Goéland cendré (*Larus canus*) et la Grive à collier (*Ixoreus naevius*) étaient les proies les plus souvent capturées.



Hunter et al. (1988) ont étudié les espèces et l'abondance relative des proies apportées aux fauconneaux de *F. p. anatum* dans 16 nids situés en bordure de la rivière Yukon, en 1985 et 1986. Les proies les plus fréquemment apportées au nid au cours des deux années d'étude étaient, par ordre décroissant, le Petit Chevalier (22,8 % en 1985 et 15,4 % en 1986), le Mésangeai du Canada (13,6 % en 1985 et 5,1 % en 1986), le Chevalier grivelé (4,8 % en 1985 et 5,0 % en 1986), la Bécassine des marais (*Gallinago gallinago*; 5,3 % en 1985 et 3,8 % en 1986), le Junco ardoisé (*Junco hyemalis*; 3,0 % en 1985 et 5,2 % en 1986), le Chevalier solitaire (*Tringa solitaria*; 3,3 % en 1985 et 4,0 % en 1986), des grives du genre *Catharus* (Grive à dos olive (*C. ustulatus*) et Grive à joues grises (*C. minimus*); 2,9 % en 1985 et 3,8 % en 1986) et le Jaseur boréal (*Bombycilla garrulus*; 3,0 % en 1985 et 3,5 % en 1986). De loin, le Petit Chevalier était l'espèce la plus fréquemment amenée aux oisillons.

Au Wisconsin, le régime alimentaire des *F. p. anatum* étudiés pendant l'été par Errington (1933) était principalement composé de Pigeons bisets. Le Geai bleu (*Cyanocitta cristata*), le Pic flamboyant et les Ictéridés étaient également omniprésents dans leur alimentation. Dans une moindre mesure, les Faucons pèlerins utilisaient comme proies la Tourterelle triste (*Zenaidura macroura*), l'Engoulevent d'Amérique (*Chordeiles minor*), le Pluvier kildir (*Charadrius vociferus*) et les jeunes poulets domestiques.

En termes de fréquence, les trois principaux groupes d'espèces-proies de *F. p. anatum* étaient les martinets (26 % au nord, 19 % au centre et 16 % au sud-est), les Columbides (14 % au nord, 27 % au centre et 37 % au sud-est) et les limicoles (11 % au nord, 3 % au centre et 4 % au sud-est), dans l'étude menée par Ellis et al. (2009) pendant l'été en Arizona.

### **Approvisionnement au nid**

Selon Ratcliffe (1993), le dimorphisme sexuel chez les Faucons pèlerins engendre un comportement de chasse différent chez les deux sexes, les mâles, plus petits et agiles, étant adaptés pour capturer les plus petites proies, alors que les femelles, plus grosses, sont plus efficaces pour capturer les proies de grande taille.

Olsen *et al.* (1998) arrivent à la conclusion que lorsque les femelles chassent régulièrement, soit après que les fauconneaux aient atteint l'âge approximatif de 30 jours, elles rapportent au nid des proies ayant une biomasse moyenne deux fois plus élevée que les proies rapportées par les mâles. Les femelles, plus grosses que les mâles, peuvent transporter les proies de toute taille sur de plus longues distances avec moins de fatigue et, ainsi, peuvent chasser à de plus grandes distances de leur nid (Ratcliffe, 1993).

Weir (1978) remarque que chez les couples qui élèvent trois ou quatre fauconneaux, 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 deux sexes chassent plus près du nid.

#### **Distances parcourues, domaines vitaux et sélection d'habitats en période de nidification**

Ratcliffe (1993) fait état de ce que rapporte la littérature concernant les distances parcourues par les Faucons pèlerins en chasse et selon la plupart des études, les proies ont été capturées à l'intérieur d'un rayon de quelques km du nid; toutefois, certains individus chassent beaucoup plus loin, allant même jusqu'à 19 km de leur nid. Enderson et Craig (1997) rapportent 20 % des localisations des femelles qu'ils ont suivies par télémétrie à plus de 23 km.

La nourriture disponible influence la superficie du domaine vital; en général, les rapaces couvrent de petites superficies près du nid lorsque les proies sont abondantes, et de plus grandes superficies, lorsqu'elles sont plus rares ou éloignées (Newton, 1979). Enderson et Craig (1997) ont étudié le domaine vital de cinq Faucons pèlerins (deux mâles et trois femelles) en période de nidification, dans le centre du Colorado. Basée sur des contours de moyennes harmoniques à 95 %, la superficie des domaines vitaux variait entre 358 et 1508 km<sup>2</sup>. Quoique les résultats obtenus soient très variables entre les individus, la superficie moyenne des domaines vitaux des femelles (1116 km<sup>2</sup>) était plus grande de celle des mâles (526 km<sup>2</sup>). En Alaska, White et Nelson (1991) ont observé un Faucon pèlerin mâle nicheur à partir d'un hélicoptère et établi la superficie de son domaine vital à environ 320 km<sup>2</sup>.

Les régions où les proies de tailles recherchées sont particulièrement abondantes, concentrées et vulnérables à des attaques aériennes peuvent supporter des populations de Faucons pèlerins assez denses et productives, en autant que la disponibilité des sites de nidification ne soit pas limitante et qu'il y ait synchronisme dans la nidification des espèces-proies, ce qui a été démontré à grande échelle par Jenkins et Hockey (2001). Ce synchronisme qui augmente avec la latitude, assure à l'espèce l'abondance de nourriture requise au moment de la nidification (Jenkins et Hockey, 2001).

Bien que le Faucon pèlerin puisse se retrouver dans plusieurs types d'habitat, il a tendance à préférer les milieux ouverts (Cade, 1982). La morphologie spécialisée et le comportement du Faucon pèlerin limitant son mode de chasse, les caractéristiques physiques de l'habitat qui favorisent la chasse aérienne deviennent de plus en plus importantes à mesure que l'abondance des proies décline (Jenkins et Hockey, 2001). 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). Dans les régions tempérées du Nouveau Monde et de l'Ancien Monde, le Faucon pèlerin est une espèce principalement associée aux secteurs agricoles, alors que dans la forêt boréale, il est souvent confiné aux milieux ouverts en bordure des principales rivières (Ratcliffe, 1993).

Une étude du Nature Conservancy Council (Bignal *et al.*, 1988) met en valeur l'importance des pratiques agricoles extensives pour créer la biodiversité spatiale et temporelle permettant de maintenir certaines espèces comme le Faucon pèlerin. En opposition, les cultures intensives visant à maximiser le rendement par l'utilisation importante d'engrais chimiques et de pesticides, sont souvent suggérées comme cause du déclin de l'abondance et de la diversité des espèces des milieux agricoles (Chamberlain *et al.*, 2000; Stoate *et al.*, 2001; Gibbs *et al.*, 2009). À notre connaissance, aucune étude ne s'est penchée sur l'impact de l'intensification des pratiques agricoles sur le Faucon pèlerin, mais plusieurs auteurs rapportent les effets négatifs des cultures intensives sur un ensemble d'espèces d'oiseaux (Best *et al.*, 1995; Chamberlain *et al.*, 2000; Meehan *et al.*, 2010) dont certaines pourraient être utilisées comme proies par ce rapace.

En Iowa, peu d'espèces fréquentent les cultures de maïs et de soya et leur abondance est faible; les champs d'avoine et de blé sont également peu utilisés par les oiseaux (Best *et al.*, 1995). Par ailleurs, le remplacement de cultures extensives par des cultures intensives comme celles de maïs et de soya sur des terres marginales conduirait à une réduction du nombre d'espèces s'établissant entre 7 et 65% dans 20% de la région du Midwest américain étudiée par Meehan *et al.* (2010). Les cultures de maïs et de soya, en forte augmentation depuis le milieu du dernier siècle dans le Québec méridional (Jobin *et al.*, 2004), pourraient donc être défavorables pour le Faucon pèlerin.

Dans le secteur des Alpes, le Faucon pèlerin préfère les sites de nidification situés entre les vallées urbanisées et agricoles, en raison de la plus grande disponibilité d'oiseaux de taille intermédiaire utilisés comme proies (Brambilla *et al.*, 2006). La disponibilité estimée des proies du Faucon pèlerin au Kentucky est beaucoup plus grande en milieu agricole et particulièrement dans l'interface zone agricole-zone urbaine (Dzialak *et al.*, 2005).

L'expansion urbaine mène à une augmentation de la biomasse aviaire et par le fait même, devient profitable pour les oiseaux de proie (Chace et Walsh, 2006). Ces derniers ont de grands domaines vitaux et il n'est pas nécessaire qu'ils rencontrent toutes leurs exigences écologiques à l'intérieur des zones urbaines (Chace et Walsh, 2006). Les milieux urbains offrent aux Faucons pèlerins plusieurs avantages dont des sites de nidification potentiels, peu de prédateurs ainsi que des proies abondantes; en contrepartie, la présence des édifices constitue un danger pour les juvéniles qui apprennent à voler (Gahbauer, 2008).

La répartition spatiale des rapaces en chasse peut être imposée par la localisation du nid, particulièrement en période de nidification, puisque les parents doivent y retourner fréquemment pour apporter la nourriture aux oisillons (Sonerud, 1992). Par ailleurs, la répartition spatiale des rapaces en activité de chasse peut être affectée par la présence de leurs compétiteurs interspécifiques ou le risque de prédation (Thirgood *et al.*, 2003). Les études réalisées démontrent peu d'effet sur l'espacement des territoires de nidification et sur la compétition pour la nourriture (White *et al.*, 2002). Toutefois, le Faucon pèlerin évite le voisinage de l'Aigle royal (Gainzarain *et al.*, 2000) et niche rarement sur la même paroi que ce dernier (White *et al.*, 2002).

Aussi, il y a des agressions intraspécifiques entre les couples nicheurs (White *et al.*, 2002) et l'espacement des territoires de nidification peut être un mécanisme pour réduire les coûts associés à ces comportements agonistiques (Wightman et Fuller, 2005). Plusieurs auteurs rapportent une superposition des domaines vitaux (Enderson et Craig, 1997; Jenkins et Benn, 1998), mais à ce moment, les individus utilisent les perchoirs convoités à des moments différents selon une relation de dominance (Ratcliffe, 1993).

### **Objectif général**

Le Faucon pèlerin a été considérablement étudié, particulièrement en regard du déclin alarmant des populations vers le milieu du vingtième siècle. Toutefois, il y a peu d'études qui évaluent quantitativement les types d'habitat utilisés par l'espèce à l'échelle du domaine vital en période de nidification. Cette lacune dans nos connaissances limite ainsi notre capacité à évaluer le risque potentiel de la création de nouveaux parcs éoliens sur les Faucons pèlerins nichant en territoire québécois.

La revue de littérature permet de dégager quelques pistes importantes. L'apport énergétique des Faucons pèlerins chassant dans les milieux ouverts est supérieur, puisque leur morphologie spécialisée et leur comportement les rendent plus efficaces dans ces habitats. Plusieurs auteurs rapportent cette préférence pour les milieux ouverts, tels que les secteurs agricoles et les milieux humides (marécages, lacs, grandes rivières). Le Faucon pèlerin sait également tirer profit de l'abondance des proies dans les zones urbanisées. Aussi, le régime alimentaire du Faucon pèlerin traduit bien cette préférence. Bien qu'il puisse se nourrir d'espèces des habitats forestiers, on retrouve fréquemment des pigeons, des limicoles et des canards dans son régime alimentaire, oiseaux typiques des milieux urbains, agricoles ou humides.

Par ailleurs, certaines études démontrent une diminution de l'abondance et de la diversité des espèces dans les milieux agricoles où les cultures sont intensives, comme celles du maïs ou du soya. Le Faucon pèlerin pourrait donc être moins enclin à chasser dans ces milieux, en raison de la densité et de la diversité des proies qui y sont plus faibles.

Partant de ces connaissances, notre objectif est d'évaluer et de comparer l'utilisation de cinq types d'habitat, soit les milieux humides, les milieux urbains, les cultures de maïs et de soya, les autres milieux agricoles, ainsi qu'un regroupement de milieux présumément peu intéressants pour le chasse, au cours de la période où les fauconneaux sont au nid et pendant le premier mois après leur envol, alors qu'ils sont toujours dépendants des parents.

ARTICLE 1

EFFET DES CULTURES DE MAÏS ET DE SOYA SUR L'UTILISATION DE L'HABITAT PAR LE  
FAUCON PÈLERIN (*FALCO PEREGRINUS ANATUM*) EN PÉRIODE DE NIDIFICATION

**Effet des cultures de maïs et de soya sur le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus anatum*) pendant la saison de nidification**

Jean Lapointe<sup>1</sup>, Louis Imbeau<sup>1</sup>, Junior A. Tremblay<sup>2</sup>, Charles Maisonneuve<sup>3</sup>,  
Marc J. Mazerolle<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Chaire CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable et Centre d'étude de la forêt, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445, boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec, Canada, J9X 5E4.

<sup>2</sup>Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, 880, chemin Sainte-Foy, Québec, Canada, G1S 4X4.

<sup>3</sup>Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise Faune-Forêts-Territoire du Bas-Saint-Laurent, 92, 2<sup>e</sup> Rue Ouest, Rimouski, Québec, Canada, G5L 8B3.

Adresses de courriel :

[jean.lapointe@mrnf.gouv.qc.ca](mailto:jean.lapointe@mrnf.gouv.qc.ca) (Jean Lapointe)

[louis.imbeau@uqat.ca](mailto:louis.imbeau@uqat.ca) (Louis Imbeau)

[junior.tremblay@mrnf.gouv.qc.ca](mailto:junior.tremblay@mrnf.gouv.qc.ca) (Junior A. Tremblay)

[charles.maisonneuve@mrnf.gouv.qc.ca](mailto:charles.maisonneuve@mrnf.gouv.qc.ca) (Charles Maisonneuve)

[marc.mazerolle@uqat.ca](mailto:marc.mazerolle@uqat.ca) (Marc J. Mazerolle)

Auteur de correspondance :

Jean Lapointe, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire de l'Abitibi-Témiscamingue, 70, avenue Québec, Rouyn-Noranda, Québec, Canada, J9X 6R1

Téléphone : 1.819.763.3388 poste 422

Télécopieur : 1.819.763.3216

Courriel : [jean.lapointe@mrnf.gouv.qc.ca](mailto:jean.lapointe@mrnf.gouv.qc.ca)



## Résumé

Les cultures intensives, visant à maximiser le rendement par l'utilisation importante de pesticides et de fertilisants, sont souvent suggérées comme cause du déclin de l'abondance et de la diversité des oiseaux en milieu agricole, tant en Amérique du Nord qu'en Europe. Au Québec, une transition de l'agriculture traditionnelle vers l'agriculture intensive s'est traduite par une forte augmentation des cultures de maïs et de soya. Par exemple, la superficie des cultures de soya s'est multipliée par un facteur de 6, alors que celle des cultures de maïs-grain a augmenté de 38%, entre 1991 et 2006. De 2008 à 2010, nous avons étudié l'utilisation des cultures de maïs et de soya, des autres milieux agricoles, des milieux humides, des milieux urbains et des milieux non associés à ces catégories (habitat de référence) par 10 femelles adultes de Faucon pèlerin (*Falco peregrinus anatum*). Nous avons suivi ces femelles par télémétrie satellitaire en période de nidification, depuis l'éclosion des œufs jusqu'à la fin de la période de dépendance des fauconneaux en regard des parents. L'estimation par noyau fixe à 95% a été utilisée pour délimiter les domaines vitaux des femelles adultes. Nous avons utilisé les régressions logistiques avec effets aléatoires pour estimer la probabilité d'utilisation de chacun des types d'habitat, en tenant compte de la distance de ceux-ci par rapport à la localisation des nids. L'utilisation de ces types d'habitat a été comparée à partir de rapports de cotes. Les cultures de maïs et de soya avaient moins de chances d'être utilisées par les femelles adultes que l'habitat de référence et que les autres milieux agricoles, pendant la période où les fauconneaux étaient au nid et pendant le premier mois après leur envol. Aussi, les autres milieux agricoles, ainsi que les milieux urbains après le premier envol des fauconneaux, avaient plus de chances d'être utilisés que l'habitat de référence, lorsque les femelles chassaient dans les secteurs les plus éloignés du nid. L'expansion des cultures de maïs et de soya dans le paysage agricole du Québec se faisant au détriment d'autres cultures, cette conversion pourrait contribuer au déclin de la qualité des habitats de chasse pour cette espèce à statut précaire.

Mots-clés : Faucon pèlerin, télémétrie satellitaire, culture intensive, maïs, soya, utilisation d'habitats, succès de reproduction

## 1. Introduction

Les cultures intensives sont principalement à l'origine de l'augmentation massive de la production agricole depuis le milieu du 20<sup>e</sup> siècle (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2007). Ces cultures, visant à maximiser le rendement par l'utilisation importante de pesticides et de fertilisants, ainsi que par la création de labours profonds et répétés, sont souvent suggérées comme cause principale du déclin de l'abondance et de la richesse spécifique de nombreux organismes (Expertise scientifique collective INRA, 2008), dont les plantes (Billeter *et al.*, 2008; Liira *et al.*, 2008), les insectes (Cherrill, 2010), les mammifères (Aschwanden *et al.*, 2007), les amphibiens (Sparling et Fellers, 2009) et les oiseaux (Boatman *et al.*, 2004; Billeter *et al.*, 2008).

Chez les oiseaux, l'utilisation des pesticides peut avoir des conséquences directes sur les espèces, mais aujourd'hui, ces produits les affectent plutôt indirectement en agissant par le biais de la chaîne alimentaire (Boatman *et al.*, 2004). La simplification de la diversité végétale obtenue par l'utilisation des herbicides peut réduire le nombre de plantes hôtes, diminuant par le fait même l'abondance des invertébrés qui dépendent d'elles (Campbell et Cook, 1997). Aussi, l'utilisation d'herbicides et d'insecticides peut diminuer l'abondance des plantes, des graines et des invertébrés utilisés comme ressource alimentaire par les oiseaux en saison de nidification (Campbell et Cook, 1997). Potts et Aebischer (1994) ont mis en évidence la diminution du taux de survie des perdreaux en raison de l'utilisation des herbicides dans les cultures intensives, cause du déclin des populations de Perdrix grise (*Perdix perdix*) en Grande-Bretagne. Par ailleurs, l'application d'insecticides dans les milieux agricoles pendant la saison de nidification affecterait le taux de survie des oisillons chez le Bruant proyer (*Emberiza calandra*) et le Bruant jaune (*E. citrinella*) en réduisant l'abondance des invertébrés utilisés dans leur alimentation (Boatman *et al.*, 2004). Plusieurs autres études suggèrent l'utilisation des pesticides et de fertilisants dans les cultures intensives comme cause du déclin de l'abondance et de la diversité des espèces d'oiseaux des milieux agricoles d'Europe et d'Amérique du Nord (Chamberlain *et al.*, 2000; Stoate *et al.*, 2001; Gibbs *et al.*, 2009).

Au Québec, l'agriculture traditionnelle s'est progressivement transformée en agriculture intensive (Jobin *et al.*, 2004) et la vitesse de la conversion est impressionnante. Par exemple, la superficie des cultures de soya s'est multipliée par un facteur de 6, alors que celle des cultures de maïs-grain a augmenté de 38%, entre 1991 et 2006 (Statistics Canada, 2009). Selon Best *et al.* (1995), peu d'espèces d'oiseaux fréquenteraient les cultures de maïs et de soya. Par ailleurs, le remplacement de cultures extensives par des cultures intensives comme celles du maïs et du soya sur des terres marginales conduirait à une réduction du nombre d'espèces d'oiseaux dans le nord du Midwest américain (Meehan *et al.*, 2010).

Comme d'autres espèces d'oiseaux de proie au sommet de la chaîne alimentaire (Sanchez-Zapata et Calvo, 1999; Cardador et Mañosa, 2011), le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus anatum*) pourrait être affecté par les cultures intensives. Cette espèce désignée préoccupante (complexe *anatum/tundrius*) au Canada (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2007) et vulnérable (*F. p. anatum*) au Québec (Gazette officielle du Québec, 2003), se nourrit surtout d'oiseaux (White *et al.*, 2002), l'un des groupes dont les effets négatifs de l'utilisation des pesticides reliée aux pratiques agricoles intensives sont les plus connus (Ormerod et Watkinson, 2000). Il peut se nourrir d'une large gamme d'espèces et, pour cette raison, est souvent reconnu comme un généraliste (Redpath et Thirgood, 1999), mais peut aussi se spécialiser à chasser une gamme plus restreinte de proies (White *et al.*, 2002; Dawson *et al.*, 2011). Bien que ce prédateur puisse se retrouver dans plusieurs types d'habitat, il préfère chasser dans les milieux ouverts (Cade, 1982). Dans les régions tempérées du Nouveau Monde et de l'Ancien Monde, le Faucon pèlerin est principalement associé aux secteurs agricoles (Ratcliffe, 1993). Une diminution de la disponibilité de proies de qualité dans les cultures intensives, notamment celles de maïs et de soya, pourrait avoir des conséquences sur son succès de chasse et ultimement, sur son succès reproducteur.

L'objectif principal de notre étude est de quantifier et de comparer l'utilisation des cultures intensives de maïs et de soya par les femelles du Faucon pèlerin dans leur domaine vital en période de nidification, avec les autres habitats disponibles. En raison des proies qui seraient moins abondantes dans les cultures intensives, nous prédisons que les cultures de maïs et de soya seront moins utilisées que les autres milieux agricoles, de même que les autres habitats.

De plus, puisque le nid correspond au point central d'approvisionnement, nous prédisons que la probabilité de sélectionner une parcelle d'habitat par une femelle nicheuse diminuera avec la distance par rapport à celui-ci (Rosenberg et McKelvey, 1999). Aussi, puisque les besoins alimentaires de la nichée augmentent avec le développement des fauconneaux, nous prédisons que le domaine vital des femelles augmentera entre la période où les fauconneaux sont au nid et celle où ces derniers, toujours dépendants des parents, auront pris leur premier envol.

## **2. Matériel et méthodes**

### **2.1 Aire d'étude**

Notre aire d'étude se situe dans la partie méridionale du Québec (Figure 1) et se superpose à trois provinces naturelles, soit celles des Basses-terres du Saint-Laurent, des Appalaches, ainsi que des Basses-terres de l'Abitibi et de la baie James (Li et Ducruc, 1999). Les Basses-terres du Saint-Laurent se caractérisent par un climat modéré et humide, propice à l'agriculture. Les terres agricoles occupent > de 50% du territoire (Li et Ducruc, 1999) et les principales cultures sont celles du maïs et du soya (La Financière agricole du Québec, 2010a). Cette partie de l'aire d'étude se superpose à la forêt décidue et aux domaines bioclimatiques de l'érablière à caryer cordiforme et de l'érablière à tilleul (Saucier *et al.*, 2009). La forêt y est très diversifiée, mais fragmentée et dégradée (Li et Ducruc, 1999). On y retrouve plusieurs villes et villages, cette province naturelle étant la plus peuplée du Québec avec environ 4 millions d'habitants. Le relief est généralement plat, mais quelques collines, les Montérégiennes, surgissent du paysage. Le fleuve Saint-Laurent traverse cette province naturelle où les lacs sont rares et généralement de faible superficie. Quelques rivières d'importance caractérisent le réseau hydrographique. Le Fleuve et certains de ces cours d'eau sont surplombés par des ponts utilisés par le Faucon pèlerin, en période de nidification.

Les Appalaches connaissent un climat variant de modéré et humide au sud-ouest, jusqu'à subpolaire et humide sur certains sommets du nord-est. L'agriculture, pratiquée dans les parties moins accidentées et dans la partie sud de cette province naturelle, occupe près de 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 (La Financière agricole du Québec, 2010a).

La province naturelle des Appalaches couvre une gradation de domaines bioclimatiques allant de l'érablière à caryer cordiforme au sud-ouest à la sapinière à bouleau blanc au nord-est (Saucier *et al.*, 2009) et la plus grande partie du couvert forestier est composée de forêts mélangées à dominance feuillue (Li et Ducruc, 1999). Avec > de 700 000 habitants, la province naturelle des Appalaches compte également plusieurs villes et villages. Le relief est constitué de plateaux, de collines, de monts et de grandes vallées. Les lacs sont peu nombreux et de petite superficie, alors que quelques grandes rivières sillonnent le paysage.

La partie méridionale de la province naturelle des Basses-terres de l'Abitibi et de la baie James, également incluse dans l'aire d'étude, se caractérise par un climat subpolaire doux et subhumide où la forêt mélangée domine. Ce secteur se trouve dans le sud de la forêt boréale et dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc (Saucier *et al.*, 2009). L'agriculture, dominée par les champs de foin, n'y est pas omniprésente (La Financière agricole du Québec, 2010a). Bien qu'elle soit peu peuplée, cette partie de l'aire d'étude regroupe tout de même quelques villes et villages. Le relief y est généralement plat, mais quelques collines subsistent dans le secteur de Rouyn-Noranda. Le réseau hydrographique est bien développé, représenté par plusieurs cours d'eau et des lacs de petite, moyenne et grande superficies.

## **2.2 Capture, manipulation et télémétrie**

De 2008 à 2010, neuf sites de nidification ont été choisis afin d'y réaliser un suivi télémétrique des femelles nicheuses. Huit de ces sites étaient situés à  $\leq 20$  km d'un parc éolien projeté et dans un tel cas, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec recommande de réaliser un suivi télémétrique afin de délimiter le domaine vital des individus occupant le nid et, si nécessaire, de mettre en place des mesures de mitigation (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2008).

Au cours de cette période, 11 femelles et trois mâles adultes de Faucon pèlerin ont été capturés et bagués au début de la saison de nidification, soit entre la fin mars et la mi-mai de chaque année.

Huit individus ont été capturés avec la technique dho-gaza, utilisant un Grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*) ou d'Europe (*B. bubo*) vivant comme leurre (Bloom *et al.*, 1992), un autre ayant été capturé avec la même technique, mais en utilisant un Grand-duc d'Amérique naturalisé. Les cinq autres individus ont été capturés avec un piège modèle TR-170 (Northwoods Falconry, Rainier, WA) dont les ressorts ont été modifiés pour obtenir une meilleure réactivité. Ce piège, constitué d'un filet avec des mailles étirées de 2,5 cm, utilisait un Pigeon biset (*Columbia livia*) vivant obtenu d'un élevage comme leurre. Celui-ci était maintenu au centre du piège avec un harnais de fabrication artisanale. Le piège était déclenché à l'aide d'une télécommande électronique, aussitôt que le Faucon pèlerin se posait pour capturer le pigeon.

Chacun des individus était pesé et la longueur de l'aile fermée était mesurée, afin d'en déterminer le sexe (Godfrey, 1986; White *et al.*, 2002). Seules les femelles ont été retenues pour le suivi télémétrique, en raison du poids des dispositifs de télémétrie. Les dispositifs utilisés étaient des émetteurs satellitaires PTT-100 de 30 g (Microwave Telemetry Inc., Columbia, MD). Ces émetteurs étaient fixés au dos de l'oiseau à l'aide d'un harnais tubulaire en Teflon d'une largeur d'environ 1 cm attaché en « X » (Buehler *et al.*, 1995), afin de réduire la friction sur les plumes et la peau. Les recommandations spécifiques aux oiseaux des lignes directrices du Conseil canadien de protection des animaux (2007) stipulent que le poids de l'émetteur ne doit pas dépasser 5% du poids corporel de l'animal. Chacun des émetteurs incluant le harnais ayant un poids approximatif de 42 g, les femelles dont la masse corporelle était inférieure à 840 g ont été exclues de l'étude télémétrique. Les émetteurs des 11 femelles suivies au cours de l'étude étaient programmés pour fournir une localisation toutes les heures, entre 6H00 et 20H00 EDT. Dans l'aire d'étude, cette période correspondait grossièrement à la période d'activité du Faucon pèlerin, espèce diurne (Bird et Aubry, 1982; Brambilla *et al.*, 2010). Toutes les manipulations ont été réalisées selon des protocoles adoptés par le Comité de protection des animaux du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (permis CPA-FAUNE-2011-10, CPA-FAUNE-2010-09, CPA-FAUNE-2009-06, CPA-FAUNE-2009-20, CPA-FAUNE-08-00-26).

### 2.3 Périodes échantillonnées pendant la saison de nidification

Les localisations télémétriques étaient classifiées selon deux périodes, soit celle où les fauconneaux étaient au nid et celle du premier mois après leur l'envol. Le début et la fin des périodes étaient généralement estimés par rétrocalculs ( $n = 7$ ) en établissant l'âge des fauconneaux lors de visites subséquentes au site de nidification (Canadian Peregrine Foundation, 2010). Afin de réaliser les rétrocalculs, la durée de la période où les fauconneaux étaient au nid, établie à 44 jours selon Bird *et al.* (1995), était basée sur la moyenne des valeurs extrêmes. Quant à la durée de 30 jours pour la période après l'envol des fauconneaux, elle a été établie selon la durée moyenne de dépendance des fauconneaux en regard des parents (Weir, 1978).

Dans presque la moitié des cas ( $n = 6$ ), aucune donnée quant à l'âge des fauconneaux n'était disponible. Ainsi, la date de l'éclosion a dû être estimée à partir des données télémétriques : cette date était donc établie en utilisant la date du début d'une séquence d'au moins quelques jours où aucune ou très peu de localisations n'avaient été transmises par l'émetteur. Nous appuyons cette méthode sur le fait que les femelles sont assidûment présentes au nid pendant les 14 premiers jours suivant l'éclosion (Harrison, 1984), rendant ainsi la communication plus difficile entre l'émetteur et les satellites. Dans certains cas, plus d'une plage sans ou avec très peu de données ont été identifiées. Afin de retenir la plage la mieux synchronisée avec l'éclosion des œufs, les plages étaient comparées avec les dates établies par rétrocalculs.

### 2.4 Catégories d'habitat

Les habitats disponibles ont été classifiés en cinq catégories distinctes, soit les milieux humides, les milieux urbains, les cultures de maïs et de soya, les autres milieux agricoles et les milieux n'appartenant pas aux catégories précédentes (catégorie « autres habitats »). La couche des milieux humides a été obtenue à partir des feuillets numériques à l'échelle 1 : 20 000 issus du troisième inventaire écoforestier (Ministère des Ressources naturelles et de Faune, 2009). Le choix des types d'habitat à inclure dans les milieux humides a été inspiré de Lemelin *et al.* (2010), lesquels ont étudié la sélection de ces milieux par les espèces de la sauvagine, proies potentielles du Faucon pèlerin, et le Plongeon huard (*Gavia immer*) dans la forêt boréale.

Ainsi, ont été retenus les lacs, les rivières, les étangs, les îles dont la superficie est inférieure à 20 ha, les milieux humides avec un couvert arborescent inférieur à 25%, les marécages arbustifs, de même que les zones inondées. Les ruisseaux ont été ajoutés à ces types d'habitat. En tenant compte de la précision de nos localisations ( $\pm 18$  m), une zone tampon de 30 m a été appliquée autour de ces polygones et des ruisseaux, considérant que les perchoirs pouvaient être absents à l'intérieur des milieux humides et les faucons ainsi forcés de se percher en bordure de ceux-ci pour surveiller leurs proies.

Les milieux urbains, incluant les agglomérations rurales, ont été obtenus en combinant deux sources cartographiques, dans le but d'en obtenir une représentation la plus réaliste possible. Nous avons combiné la couche des agglomérations provenant des cartes numériques à l'échelle 1 : 50 000 de la Base nationale de données cartographiques (Government of Canada, 2004) aux polygones urbains des feuillets numériques du troisième inventaire écoforestier.

La cartographie des milieux agricoles provenait principalement de la Banque de données des cultures assurées de la Financière agricole du Québec qui utilisait les regroupements suivants : foin, maïs, blé, orge, avoine, soya, canola, autres céréales, maraîcher, petits fruits (La Financière agricole du Québec, 2008, 2009, 2010a). En raison de la rotation des cultures, les couches numériques correspondant à chacune des années couvertes par les analyses ont été utilisées. Puisque chacune de ces couches ne représentait pas la totalité ( $\geq 90\%$ ) de la superficie du territoire cultivé du Québec (La Financière agricole du Québec, 2010b), nous avons combiné celles-ci à la couche des polygones agricoles et agroforestiers provenant des feuillets numériques du troisième inventaire écoforestier. Les localisations télémétriques à  $\leq 30$  m d'un milieu agricole et à l'extérieur d'un milieu humide ou urbain ont été associées à la catégorie de milieux agricoles la plus rapprochée. Cette méthode a été utilisée pour considérer l'absence possible de perchoirs à l'intérieur des milieux agricoles, comme dans le cas des milieux humides.

Un des individus de l'échantillon a fourni une trentaine de localisations à l'intérieur du Vermont et de l'état de New York. Les cartes fournies par l'United States Department of Agriculture (2009a, b) ont été utilisées pour délimiter les habitats étudiés.



La carte d'habitats de cette portion de l'aire d'étude a été fusionnée à la carte d'habitats représentant la partie québécoise de l'aire d'étude. La zone tampon des milieux humides a également été appliquée à la partie de l'aire d'étude située aux États-Unis.

Les manipulations géomatiques ont été réalisées avec le logiciel ArcGis version 10 (ESRI, 2010).

## **2.5 Analyses statistiques**

L'estimation par noyau fixe à 95% a été utilisée pour délimiter les domaines vitaux de chacune des femelles par année et par période. Plusieurs facteurs font en sorte que l'estimation par noyau fixe est l'une des meilleures méthodes d'estimation des domaines vitaux, dont la possibilité de calculer les limites incluant plusieurs centres d'activité, la résistance à l'autocorrélation des données et l'absence de sensibilité aux valeurs extrêmes (Millsaugh et Marzluff, 2001). Le facteur d'adoucissement de la fonction de densité, composante critique de l'estimation par noyau fixe (Worton, 1995), a été estimé par la procédure de validation croisée biaisée (BCV). La procédure de validation croisée des moindres carrés (LSCV) est celle habituellement préconisée en écologie, mais elle n'est pas recommandée lorsque la taille d'échantillon est grande (Hemson *et al.*, 2005) ou lorsque plusieurs localisations se superposent ou sont près les unes des autres (Millsaugh et Marzluff, 2001), comme c'est le cas pour cette étude. La méthode BCV est plus appropriée pour de grandes tailles d'échantillon (Wartmann *et al.*, 2010). Nous avons fait le choix de ne pas éliminer l'autocorrélation spatiale et temporelle en sous-échantillonnant les données, de façon à améliorer la précision des estimations de domaines vitaux et à ne pas perdre de renseignements biologiquement utiles (De Solla *et al.*, 1999). Entre chaque période étudiée, les superficies moyennes des domaines vitaux ont été comparées à l'aide d'un test t apparié.

Nous avons utilisé des régressions logistiques avec effets aléatoires pour estimer les probabilités d'utilisation (Zuur *et al.*, 2009). Nous avons estimé les paramètres des modèles à l'aide de la méthode de Laplace qui approxime la vraisemblance (Raudenbush *et al.*, 2000). Nous avons traité les individus et les années d'échantillonnage comme des effets aléatoires, afin de tenir compte de la corrélation entre les observations d'un même individu pour une année donnée.

Pour obtenir la fonction de probabilité de sélection des ressources, nous avons comparé des échantillons séparés de localisations utilisées et de localisations aléatoires non utilisées.

Contrairement à la méthode suggérée notamment par Desrochers *et al.* (2010), l'analyse a été réalisée selon un plan non apparié, afin d'être en mesure d'estimer directement l'effet de la distance du nid sur la probabilité d'utilisation des habitats. Pour chacun des domaines vitaux, le nombre d'unités utilisées était égal au nombre d'unités aléatoires et ces dernières étaient sélectionnées dans l'ensemble du domaine vital, mais ne pouvaient se superposer aux unités utilisées. Pour éviter la superposition des unités aléatoires avec les unités utilisées, nous avons établi une zone tampon de 18 m autour des localisations réelles, correspondant à la précision des dispositifs de télémétrie. Ce type d'échantillonnage contrôlé fournit une estimation biaisée de la probabilité d'utilisation réelle, l'ordonnée des modèles étant différente de celle d'un modèle conventionnel (Keating et Cherry, 2004). Ainsi, nous avons présenté les probabilités d'utilisation sous forme de rapports de cotes pour être en mesure de faire des analyses quantitatives approximativement non biaisées (Keating et Cherry, 2004). Les intervalles de confiance à 95% des rapports de cotes ont été calculés à l'aide de la méthode Delta (Oehlert, 1992).

Nous avons testé nos hypothèses sur la probabilité d'utilisation des habitats en comparant 7 modèles candidats (Tableau 1 et 2). Ces modèles permettaient d'estimer l'effet de la distance du nid (4 modèles), du type d'habitat (4 modèles), de la période (3 modèles), ainsi que des interactions entre ces facteurs. La variable *distance* a été ajoutée dans plusieurs modèles candidats afin de réduire le biais engendré par la sélection des habitats à proximité du nid (Rosenberg et McKelvey, 1999). La distance euclidienne a été transformée en logarithme népérien et centrée afin de simplifier les calculs et linéariser la relation. Nous avons vérifié la colinéarité des variables à l'aide du coefficient de corrélation de Pearson, afin d'éviter d'inclure des variables avec un  $r > |0,7|$  dans le même modèle. L'inspection des résidus du modèle global incluant les effets aléatoires n'a pas révélé d'effet systématique et les effets aléatoires suivaient une distribution normale, tel que révélé par un graphique quantiles-quantiles.

Puisque peu d'outils sont disponibles pour vérifier l'ajustement des modèles de régression logistique avec effets aléatoires, nous avons utilisé un modèle linéaire généralisé (GLM) contenant les variables du modèle global, afin de diagnostiquer des problèmes potentiels d'ajustement. Nous avons utilisé le critère d'information d'Akaike corrigé pour les petits échantillons ( $AIC_c$ ) afin de comparer les modèles candidats entre eux et d'identifier le plus parcimonieux. Dans les calculs, le  $n$  utilisé correspondait à 10, soit le nombre de faucons suivis par télémétrie. Les modèles avec un  $\Delta AIC_c \leq 2$  ont été considérés comme étant très plausibles (Burnham et Anderson, 2002).

Les domaines vitaux ont été estimés dans l'environnement logiciel R version 2.13.1 (R Development Core Team, 2011), avec les extensions *adehabitat* version 1.8.6 (Calenge, 2006) et *ks* version 1.8.2 (Duong, 2011). Les manipulations en regard de la sélection des points aléatoires et de l'association des attributs d'habitats aux localisations utilisées et aléatoires ont été réalisées dans l'environnement Geospatial Modelling Environment version 0.5.3 Bêta (Beyer, 2011) qui fait appel à l'environnement R et à l'application ArcGis. Les modèles ont été ajustés et comparés dans l'environnement R, avec les extensions *lme4* version 0.999375-41 (Bates *et al.*, 2011) et *AICcmodavg* version 1.17 (Mazerolle, 2011).

### 3. Résultats

Entre 2008 et 2010, 10 femelles ont fourni un total de 8825 localisations au cours de la période de nidification. Ces données excluent des femelles n'ayant pas niché lors d'une des années ( $n = 2$ ), des cas de mortalité ( $n = 3$ ), des individus ayant un émetteur manifestant des problèmes de fonctionnement ( $n = 2$ ), ainsi que des cas d'abandon de la nidification. En moyenne, la date d'éclosion des œufs s'établissait au 18 mai (27 avril – 14 juin) et la fin de la période au nid (ou la date du premier envol des fauconneaux), au 1<sup>er</sup> juillet (19 juin – 16 juillet). La fin du premier mois après l'envol des fauconneaux se situait, en moyenne, au 2 août (19 juillet – 15 août). Après estimation des domaines vitaux, seulement les localisations incluses à l'intérieur de ces derniers ont été retenues pour les analyses subséquentes. Ainsi, un total de 8356 localisations ont été retenues, soit 4588 (54,9%) dans la période où les fauconneaux étaient au nid et 3768 (45,1%) au cours du premier mois après leur envol.

### 3.1 Domaines vitaux et distances par rapport au nid

La superficie des domaines vitaux des femelles adultes ayant fourni des données pendant la période complète de nidification était très variable et la moyenne s'établissait à 83,9 km<sup>2</sup> (étendue : 0,3 – 392,5; SD = 120,7; n = 12) pendant la période où les fauconneaux étaient au nid et à 201,9 km<sup>2</sup> (étendue : 10,0 – 811,1; SD = 261,1; n = 10) au cours du premier mois après leur envol. La superficie moyenne des domaines vitaux des femelles pendant le premier mois après l'envol des fauconneaux était significativement plus grande qu'au cours de la période où ces derniers étaient au nid ( $t = -4,2277$ ,  $df = 9$ ,  $p < 0,0002$ ). Pendant la période des fauconneaux au nid, 95% des localisations étaient situées dans un rayon de 8,7 km (distance maximale : 25,2 km) du nid, alors que pendant le premier mois après leur envol, 95% des localisations étaient situées dans un rayon de 16,1 km (distance maximale : 33,0 km) du nid, à l'intérieur des domaines vitaux.

### 3.2 Utilisation des habitats

Avec un poids d'Akaike ( $\omega$ ) de 1, le modèle global était nettement le plus parcimonieux parmi les modèles comparés (Tableau 2). Ce modèle incluait la *période* (période des fauconneaux au nid vs premier mois après l'envol des fauconneaux), la *distance du nid*, le *type d'habitat* (maïs et soya, autres milieux agricoles, milieux humides, milieux urbains, autres habitats), ainsi que les interactions à deux voies, entre ces variables.

La *distance du nid* avait un effet important (Tableau 3), cette variable apparaissant dans tous les modèles candidats les mieux classés selon le  $\Delta AIC_c$ . L'ordonnée du modèle global correspondait à la probabilité d'utilisation d'une parcelle d'habitat dans les milieux de la catégorie « autres habitats » pendant le premier mois après l'envol des fauconneaux (Tableau 2). Selon le modèle global, la probabilité d'utilisation d'une parcelle d'habitat par une femelle nicheuse diminuait en fonction de la distance du nid, bien que l'effet de la distance dépendait du type d'habitat et de la période (Tableau 3). L'effet de la distance était plus important dans les milieux humides et plus faible dans les cultures de maïs et de soya et les habitats de la catégorie « autres milieux agricoles » (interaction distance x type d'habitat).

De plus, l'effet de la distance sur la sélection d'une parcelle d'habitat était plus important pendant la période où les fauconneaux étaient au nid qu'au cours du premier mois après leur envol (interaction distance x période). À une distance donnée et lorsque les fauconneaux étaient au nid, les habitats de la catégorie « autres milieux agricoles » étaient plus utilisés que les milieux humides (interaction période x type d'habitat).

À l'intérieur de l'étendue des distances représentées sur les figures (incluant > 98% des localisations), les catégories « autres milieux agricoles » (rapports de cotes  $\pm 1,96*SE$  :  $0,41 \pm 0,10 - 1,51 \pm 0,37$ ) et « milieux urbains » ( $0,65 \pm 0,13 - 0,89 \pm 0,07$ ) avaient moins de chances d'être utilisées que l'habitat de référence (catégorie « autres habitats ») dans les premiers huit km à partir du nid, pendant la période où les fauconneaux étaient au nid (Figures 2a et 2b). Au-delà de cette distance, les milieux urbains avaient autant de chances d'être utilisés que l'habitat de référence. Quant à la catégorie « autres milieux agricoles », elle avait plus de chances d'être utilisée que l'habitat de référence à > que 15 km du nid. Pendant le premier mois après l'envol des fauconneaux, l'utilisation de la catégorie « autres milieux agricoles » ( $0,61 \pm 0,12 - 1,62 \pm 0,26$ ) par les femelles adultes était comparable à la période précédente, les chances d'utiliser cet habitat étant plus grandes que l'habitat de référence après une distance de 10 km du nid (Figure 2c). En ce qui concerne les milieux urbains ( $0,97 \pm 0,05 - 1,55 \pm 0,39$ ), ils avaient plus de chances d'être utilisés que l'habitat de référence, sauf dans les premiers km à partir du nid où ils avaient autant de chances d'être utilisés que l'habitat de référence (Figure 2d).

Les cultures de maïs et de soya ( $0,22 \pm 0,10 - 0,78 \pm 0,38$ ), ainsi que les milieux humides ( $0,31 \pm 0,09 - 1,00 \pm 0,01$ ), avaient moins de chances d'être utilisés que l'habitat de référence (catégorie « autres habitats ») presque à toutes les distances du nid, pendant la période où les fauconneaux étaient au nid (Figures 2a et 2b). Au cours du premier mois après l'envol des fauconneaux, les cultures de maïs et de soya ( $0,50 \pm 0,14 - 1,03 \pm 0,21$ ) avaient moins de chances d'être utilisées que l'habitat de référence, jusqu'à 9 km du nid (Figure 2c). Aussi, ces cultures n'étaient pas utilisées à > de 13 km de la position du nid. À cette période, les milieux humides ( $0,70 \pm 0,13 - 1,05 \pm 0,04$ ) avaient moins de chances d'être utilisés que l'habitat de référence, sauf dans les premiers km à partir du nid où ils avaient autant de chances d'être utilisés que l'habitat de référence (Figure 2d).

Les cultures de maïs et de soya (Figures 3a et 3b) avaient moins de chances d'être utilisées que les autres milieux agricoles par les femelles adultes pendant la période où les fauconneaux étaient au nid ( $0,51 \pm 0,21 - 0,62 \pm 0,14$ ) et au cours du premier mois après leur envol ( $0,80 \pm 0,11 - 0,86 \pm 0,12$ ). À chacune des périodes, le rapport de cotes entre les cultures de maïs et de soya et les autres milieux agricoles se maintenait approximativement à la même valeur, sauf à proximité du nid (période des fauconneaux au nid : 0,5; premier mois après l'envol des fauconneaux : 0,8).

#### 4. Discussion

Chez la plupart des oiseaux de proie, il est fréquent de voir la forme et la superficie du domaine vital changer pendant la saison de nidification, celui-ci s'agrandissant vers la fin de cette période (Newton, 1979). En ce qui a trait au Faucon pèlerin, les femelles participent peu à la chasse pendant la couvaison et au début de la période où les fauconneaux sont au nid, et ce, jusqu'à ce que les fauconneaux aient atteint l'âge d'environ trois ou quatre semaines et qu'ils soient en mesure d'assurer leur thermorégulation (Ratcliffe, 1993; Olsen *et al.*, 1998). Les résultats obtenus sont ainsi conformes à nos prédictions en ce qui a trait à l'effet de la période, puisque selon notre modèle, la probabilité d'utilisation d'une parcelle d'habitat par les femelles adultes à une distance donnée était plus faible lorsque les fauconneaux étaient au nid par rapport au premier mois après leur envol. Ces changements peuvent apparaître, en partie, en réponse à une répartition différente des proies recherchées, à un changement dans les besoins alimentaires, parce qu'ils n'ont plus besoin de défendre un territoire ou parce que les parents n'ont plus besoin d'être aussi attentifs aux soins de la nichée (Newton, 1979).

Le théorème de la valeur marginale, paradigme dominant pour la prédiction de l'utilisation d'une parcelle d'habitat, ainsi que la théorie de l'approvisionnement optimal assument que le comportement d'un animal en quête de nourriture vise à maximiser l'apport énergétique (MacArthur et Pianka, 1966; Charnov, 1976; Nonacs, 2001). Selon ces modèles théoriques, la répartition des prédateurs très mobiles comme les oiseaux de proie n'est pas aléatoire, l'activité de chasse se réalisant principalement dans les parcelles d'habitat procurant le plus grand apport énergétique (Stephens et Krebs, 1986).

Cet apport énergétique peut être influencé par l'abondance des proies, par leur vulnérabilité dans certains types d'habitat (Thirgood *et al.*, 2003), les endroits où elles sont plus abondantes et vulnérables procurant le plus grand apport. Sur la base du théorème de la valeur marginale, nos résultats indiquant que la période et la distance avaient un effet plus ou moins important selon le type d'habitat suggèrent des différences potentielles quant à leur qualité respective pour la recherche de proies.

La littérature scientifique est riche en articles ciblant les cultures intensives, notamment celles du maïs et du soya, comme cause potentielle du déclin de l'abondance et de la diversité de plusieurs espèces d'oiseaux des milieux agricoles (Best *et al.*, 1995; Meehan *et al.*, 2010), dont plusieurs sont des proies potentielles du Faucon pèlerin. Conformément à nos prédictions quant aux effets néfastes des cultures intensives sur l'abondance des proies potentielles pour le Faucon pèlerin, nos résultats suggèrent que les cultures de maïs et de soya étaient moins recherchées que les autres milieux agricoles en période de nidification. Au cours de la période où les fauconneaux étaient au nid, les cultures de maïs et de soya avaient approximativement 2 fois moins de chances d'être sélectionnées que les autres milieux agricoles. Après l'envol des fauconneaux, alors que ces derniers étaient encore dépendants des parents, les cultures de maïs et de soya avaient jusqu'à 1,2 fois moins de chances d'être utilisées que les autres milieux agricoles et jusqu'à 2 fois moins de chances d'être utilisées que les milieux de la catégorie « autres habitats ». Ces résultats suggèrent que les cultures de maïs et de soya étaient peu intéressantes en matière d'abondance et de biomasse de proies au cours de la période de reproduction du Faucon pèlerin.

Au Québec, les cultures de maïs et de soya dominent le paysage agricole, après les champs de foin cultivés (Institut de la statistique du Québec, 2011). Une augmentation de ces cultures est anticipée avec la hausse de popularité de la production d'éthanol à partir de maïs et des résidus de récoltes, ainsi que la hausse prévue de la production de soya reliée aux changements climatiques (Jobin *et al.*, 2010). Selon nos résultats, une augmentation des superficies cultivées en maïs et soya pourrait signifier une diminution de la qualité des habitats de chasse pour le Faucon pèlerin. Selon la théorie de la supplémentation, une espèce pourrait répondre à une diminution de la qualité de son habitat en utilisant des parcelles d'habitat du même type ou de qualité inférieure, situées à proximité (Dunning *et al.*, 1992).

Ainsi, en engendrant une diminution de l'abondance des proies, l'expansion anticipée des cultures intensives comme celles du maïs et du soya pourrait causer une augmentation de la superficie du domaine vital du Faucon pèlerin. Toutefois, si l'énergie investie dans les déplacements augmente d'une manière trop importante, le modèle développé par Bernstein *et al.* (1991) prédit que les prédateurs seront moins enclins à quitter une parcelle d'habitat, même si l'apport énergétique est inférieur à celui qu'ils auraient obtenu ailleurs. Par conséquent, une expansion de ces cultures pourrait plutôt se traduire par une diminution du succès de reproduction, puisque la disponibilité des proies, particulièrement celles fournissant une grande biomasse, est nécessaire pour amener les plus grosses nichées jusqu'à l'envol (Dawson *et al.*, 2011). Un suivi de la productivité des couples de Faucons pèlerins nicheurs en fonction du niveau d'intensification agricole permettrait de vérifier cette hypothèse.

Selon Ratcliffe (1993), le Faucon pèlerin habitant les régions tempérées est surtout associé aux milieux agricoles, alors que dans la forêt boréale, il est souvent confiné aux milieux ouverts en bordure des rivières. Cet énoncé est conforme à nos résultats, puisqu'en dépit de la disponibilité des milieux humides dans tous les domaines vitaux, les femelles suivies par télémétrie utilisaient peu ces habitats, comparativement à la catégorie « autres milieux agricoles ». Les canards et les limicoles sont souvent mentionnés comme étant sélectionnés par le Faucon pèlerin (White *et al.*, 2002) et figurent parmi les proies qu'il peut retrouver dans les milieux humides (Cade, 1951; Dawson *et al.*, 2011). Dans l'aire d'étude, peu d'espèces de limicoles sont présentes en période de nidification (Gauthier et Aubry, 1995).

Par ailleurs, les rives du fleuve Saint-Laurent sont reconnues pour leurs rassemblements importants de sauvagine en période de migration, les femelles ayant possiblement accès à cette manne de nourriture au moment où elles rencontrent des besoins énergétiques considérables au début de la période nidification. Toutefois, au moment où les femelles recommencent à chasser, environ trois ou quatre semaines après l'éclosion des œufs (Ratcliffe, 1993; Olsen *et al.*, 1998), jusqu'à la date du premier envol des fauconneaux, cette abondance a disparu pour la plupart des espèces de sauvagine (Birds Studies Canada, 2011). En moyenne, cette période débutait entre le début et la mi-juin et se terminait au début de juillet (19 juin – 16 juillet).



Selon les données provenant du U.S. Fish and Wildlife Service (2008, 2009, 2010a), < 0,02 canard/ha fréquentait notre aire d'étude pour la nidification, entre 2008 et 2010. Cette estimation pour les espèces de canards les plus abondantes et répandues (U.S. Fish and Wildlife Service, 2010b), montre que leur densité globale était relativement faible à la fin du printemps dans notre aire d'étude. Pendant le premier mois après l'envol des fauconneaux, période s'étendant, en moyenne, jusqu'au début d'août (19 juillet – 15 août), le Canard noir (*Anas rubripes*) et le Canard colvert (*Anas platyrhynchos*) deviennent plus abondants, de même que certaines espèces de limicoles (Birds Studies Canada, 2011). Ainsi, l'augmentation de la quantité des proies disponibles pourrait expliquer une plus grande utilisation des milieux humides à cette période. D'autre part, les canards femelles nicheurs sont probablement moins vulnérables à la prédation par le Faucon pèlerin, ceux-ci étant peu visibles, occupés à couvrir les œufs, ou dans l'obligation de rester à l'eau pour protéger la nichée. Aussi, les deux sexes ne peuvent voler en période de mue (Bellrose, 1980), ce qui diminue probablement leur vulnérabilité face au Faucon pèlerin qui capture, la plupart du temps, ses proies lorsqu'elles sont en vol (White *et al.*, 2002).

Selon la théorie d'approvisionnement à un point central, un prédateur chassant à grande distance de son nid ne rapportera qu'une proie ayant une valeur énergétique suffisamment élevée pour qu'elle puisse compenser la dépense d'énergie nécessaire pour la transporter (Orians et Pearson, 1979). Dans ce contexte, la meilleure proie sera celle offrant la plus grande biomasse. Toutefois, la théorie de l'approvisionnement à un point central ne considère pas le coût énergétique occasionné par le transport de la proie jusqu'au nid (Houston et McNamara, 1985). De toute évidence, il y a une distance maximale qu'un prédateur ne pourra franchir lorsqu'il transporte une proie, où l'énergie investie pour transporter cette proie jusqu'au nid sera trop élevée pour qu'il y ait un bilan énergétique positif.

Hunter *et al.* (1988) ont étudié la sélection des proies par les Faucons pèlerins adultes au cours de la période où les fauconneaux étaient au nid, le long de la rivière Yukon en Alaska. Ils ont d'ailleurs remarqué que les proies capturées à une plus grande distance du nid avaient une plus grande masse moyenne. Dans notre étude, la catégorie des autres milieux agricoles avait plus de chances d'être utilisée que les autres catégories d'habitat, sauf les milieux urbains, à plus d'une dizaine de km du nid.

Après l'envol des fauconneaux, les milieux urbains avaient également plus de chances d'être utilisés que les autres catégories d'habitat par les femelles adultes, lorsqu'elles se retrouvaient à ces distances. Ces résultats suggèrent que des proies potentielles ayant une biomasse suffisamment grande pour qu'il y ait un gain énergétique à les transporter au nid, se retrouvaient dans ces milieux. Bien que le Pigeon biset ne figure pas au sommet dans le gradient de biomasse des proies potentielles du Faucon pèlerin (Sherrod, 1978), il constitue l'une des principales proies utilisées par l'espèce dans les milieux agricoles et urbains (Cade et Bird, 1990; Carter *et al.*, 2003; Brambilla *et al.*, 2006).

L'inférence statistique appuyée sur seulement 10 individus constitue la principale limite de l'étude. Le faible effectif de notre échantillon et l'hétérogénéité des paysages entourant les sites de nidification occupés par ces individus justifiaient donc de vérifier la stabilité du modèle retenu. Pour ce faire, nous avons recalculé les estimations des paramètres après avoir retiré, tour à tour, un individu différent de l'échantillon. Les effets de la plupart des variables et interactions sont demeurés inchangés. Ainsi, les conclusions concernant les milieux agricoles sont robustes, peu importe l'individu retiré de l'échantillon. Les conclusions sont moins robustes en ce qui a trait aux milieux humides et urbains, bien que le modèle présenté semble réaliste pour la majorité des individus de notre échantillon.

Par ailleurs, notre modèle contient une interaction entre les variables *distance du nid* et *habitat* (type d'habitat). Pour éviter un biais dans l'estimation du paramètre de cette interaction, un type d'habitat doit être représenté dans des proportions similaires dans toutes les classes de distance par rapport au nid. Pour certains individus, ce critère n'est pas respecté. Pour vérifier la stabilité de notre modèle en regard des conclusions sur les milieux agricoles, nous avons recalculé les estimations des paramètres en ne retenant que les individus dont le domaine vital montrait une représentativité homogène après le premier envol des fauconneaux (les domaines vitaux sont généralement plus étendus à cette période) dans toutes les classes de distances, en regard des deux types de milieux agricoles (maïs et soya, autres milieux agricoles). Les effets des variables et des interactions ayant rapport aux milieux agricoles sont demeurés inchangés, ce qui justifie le maintien de l'interaction entre la distance du nid et le type d'habitat.

Nous reconnaissons que d'autres particularités de la méthodologie utilisée pourraient engendrer des biais dans les estimations de notre modèle prédictif. Toutes les couches cartographiques utilisées sont susceptibles de contenir des lacunes ou erreurs, selon le cas. Par exemple, les parcelles mesurées par la Financière agricole du Québec et apparaissant sur les couches numériques représentent plus de 90% du territoire agricole cultivé et sont donc incomplètes; par ailleurs, certaines de ces parcelles n'ont pas d'information sur le type de cultures (La Financière agricole du Québec, 2010b). Toutefois, près de 97% de la superficie couverte par les cultures de maïs et de soya en Montérégie apparaîtrait sur les couches numériques de la Financière agricole du Québec de 2010 (La Financière agricole du Québec, 2010a; Institut de la statistique du Québec, 2011). De cette façon, la décision d'avoir inclus toutes les parcelles agricoles sans information dans la catégorie « autres milieux agricoles » était justifiée et n'apporte probablement pas un biais supplémentaire aux résultats.

#### **4.1 Conclusions**

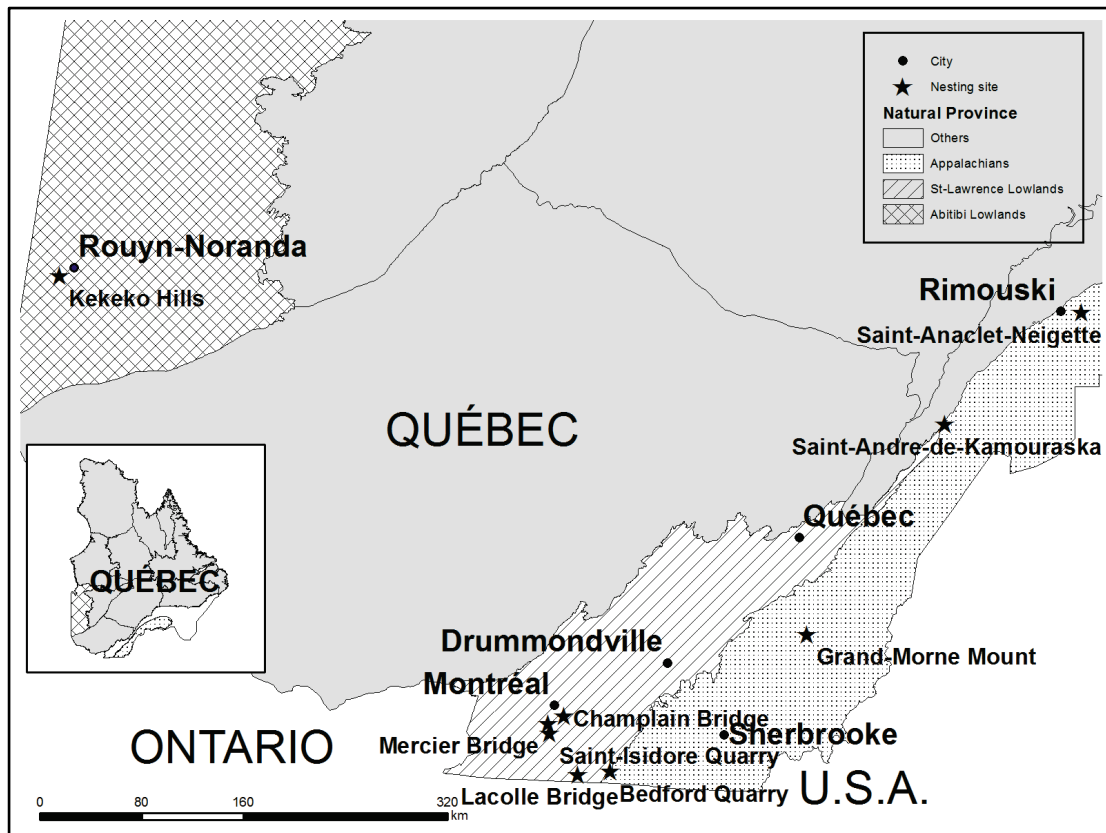
Nos résultats suggèrent que les cultures de maïs et de soya sont sous-utilisées, de même que les milieux humides par les femelles du Faucon pèlerin, depuis le moment où celles-ci recommencent à chasser quelques semaines après l'éclosion des œufs, jusqu'à la fin de la dépendance des fauconneaux face aux parents. À cette période, les cultures de maïs et de soya ne seraient pas optimales pour la chasse, en raison d'une biomasse de proies probablement plus faible. Aussi, dans les milieux humides, les canards et les limicoles seraient moins abondants et vulnérables à cette période, ce qui rendrait ces milieux peu attrayants pour la chasse. Par ailleurs, nos résultats suggèrent la plus grande utilisation des autres milieux agricoles, de même que des milieux urbains à plus d'une dizaine de km du nid. Ces résultats suggèrent également que la disponibilité des proies à forte biomasse est plus grande dans ces milieux, au moment où la demande énergétique de la nichée est plus importante.

## 5. Recommandations

Les cultures de maïs et de soya sont probablement utilisées par le Faucon pèlerin en automne, période non couverte dans le cadre de notre étude, puisque les Ictéridés, les canards et les oies, proies potentielles de l'espèce, s'y rassemblent et se nourrissent des grains qu'ils y trouvent à cette période de l'année (White *et al.*, 1985; Foster *et al.*, 2010; Sherfy *et al.*, 2011). Nous recommandons qu'une étude complémentaire soit réalisée dans le but de documenter l'utilisation de l'habitat par les femelles, avant et après la saison de nidification du Faucon pèlerin. Le portrait global obtenu permettrait de développer des critères de localisation pour l'installation des futurs parcs éoliens qui ont un impact négatif potentiel sur la survie des individus nicheurs. Aussi, nos résultats suggèrent qu'une expansion des cultures de maïs et de soya pourrait engendrer une diminution du succès de reproduction chez le Faucon pèlerin, espèce dont le statut est préoccupant au Canada. Nous recommandons que cette hypothèse soit vérifiée à l'aide d'un suivi de la productivité des couples nicheurs en fonction du niveau d'intensification agricole, dans des parties de son aire de nidification où de telles conversions sont importantes.

## 6. Remerciements

Nous remercions P. Beaupré, B. Baillargeon, N. Blanchette et P. Fournier du ministère des Ressources naturelles et de la Faune pour leur contribution lors des travaux de terrain. Également, nous remercions L. Champoux d'Environnement Canada et P. Molina de Falcon Environmental Services pour la collecte de données sur l'âge des fauconneaux, ainsi que C. Lepage du Service canadien de la faune et C. Roy de Canards Illimités (Canada) pour leur expertise sur les densités de canards de l'aire d'étude. Nous tenons aussi à remercier M. Bélisle de l'Université de Sherbrooke et A. Desrochers de l'Université Laval pour avoir commenté une version antérieure du manuscrit. Nous soulignons également la collaboration de E. Bélisle, J. Bêty, N. Bonin, M. Desrochers, P. Fradette, R.J. Hijmans, B. Jobin et R. Rivest dans différentes étapes du projet. Le ministère des Ressources naturelles et de la Faune a financé la totalité des travaux.



**Figure 1.** Carte de l'aire d'étude subdivisée en provinces naturelles, à l'intérieur du Québec, Canada.

**Tableau 1.** Description des 7 modèles retenus et hypothèses sous-jacentes aux modèles.

<b>Modèle</b>	<b>Description<sup>a</sup> et hypothèse sous-jacente</b>
Modèle 1	<i>Habitat</i> : la probabilité d'utilisation d'une parcelle dépend uniquement du type d'habitat.
Modèle 2	<i>Distance</i> : la probabilité d'utilisation d'une parcelle dépend uniquement de sa distance par rapport au nid.
Modèle 3	<i>Habitat+Distance</i> : la probabilité d'utilisation d'une parcelle dépend du type d'habitat et de la distance par rapport au nid (l'effet du type d'habitat est le même, peu importe la distance par rapport au nid).
Modèle 4	<i>Habitat+Distance+Habitat*Distance</i> : la probabilité d'utilisation d'une parcelle dépend du type d'habitat et de la distance par rapport au nid (l'effet du type d'habitat est différent selon la distance par rapport au nid).
Modèle 5	<i>Période+Distance+Période*Distance</i> : la probabilité d'utilisation d'une parcelle dépend de la période et de la distance par rapport au nid (l'effet de la période est différent selon la distance par rapport au nid).
Modèle 6	<i>Période + Habitat + Période*Habitat</i> : la probabilité d'utilisation d'une parcelle dépend de la période et du type d'habitat (l'effet de la période est différent selon le type d'habitat).
Modèle 7 (global)	<i>Période+Habitat+Distance+Période*Habitat+Habitat*Distance +Période*Distance</i> : la probabilité d'utilisation dépend de la période, du type d'habitat et de la distance (chacune des trois variables à un effet sur l'autre).

<sup>a</sup>*Période* : période où les fauconneaux étaient au nid et premier mois après l'envol des fauconneaux; *Habitat* : maïs et soya, autres milieux agricoles, milieux humides, milieux urbains, autres habitats; *Distance* :  $\log(Distance) - \text{moyenne}(\log(Distance))$

**Tableau 2.** Sélection selon l'AIC<sub>c</sub> de 7 modèles de régression logistique avec effets aléatoires expliquant la probabilité d'utilisation d'une parcelle d'habitat par 10 femelles adultes de Faucon pèlerin, sud du Québec, Canada, 2008 à 2010. Les variables sont décrites au bas du tableau.

Modèle <sup>a</sup>	K <sup>b</sup>	ΔAIC <sub>c</sub>	ω
Modèle 7 : <i>Période + Habitat + Distance + Période*Habitat + Habitat*Distance + Période*Distance**</i>	18	0,00	1
Modèle 5 : <i>Période + Distance + Période*Distance</i>	6	657,31	0
Modèle 4 : <i>Habitat + Distance + Habitat*Distance</i>	12	1049,23	0
Modèle 3 : <i>Habitat + Distance</i>	8	1552,65	0
Modèle 2 : <i>Distance</i>	4	1800,05	0
Modèle 6 : <i>Période + Habitat + Période*Habitat</i>	12	4771,40	0
Modèle 1 : <i>Habitat</i>	7	5072,25	0

\*\*Modèle global

<sup>a</sup>*Période* : période où les fauconneaux étaient au nid et premier mois après l'envol des fauconneaux; *Habitat* : maïs et soya, autres milieux agricoles, milieux humides, milieux urbains, autres habitats; *Distance* :  $\log(\text{Distance}) - \text{moyenne}(\log(\text{Distance}))$

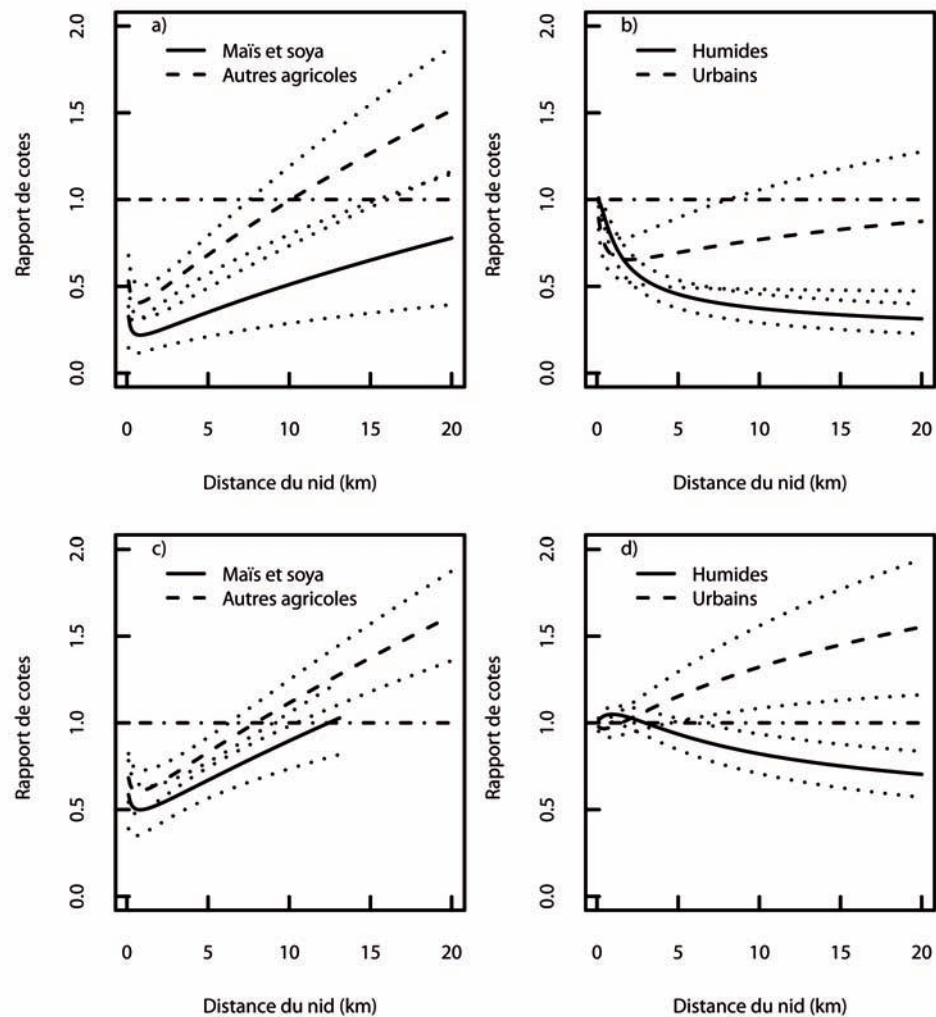
<sup>b</sup>Nombre de paramètres incluant l'ordonnée et la variance

**Tableau 3.** Résultats du meilleur modèle expliquant la probabilité d'utilisation d'une parcelle d'habitat par 10 femelles adultes de Faucon pèlerin, sud du Québec, Canada, 2008 à 2010.

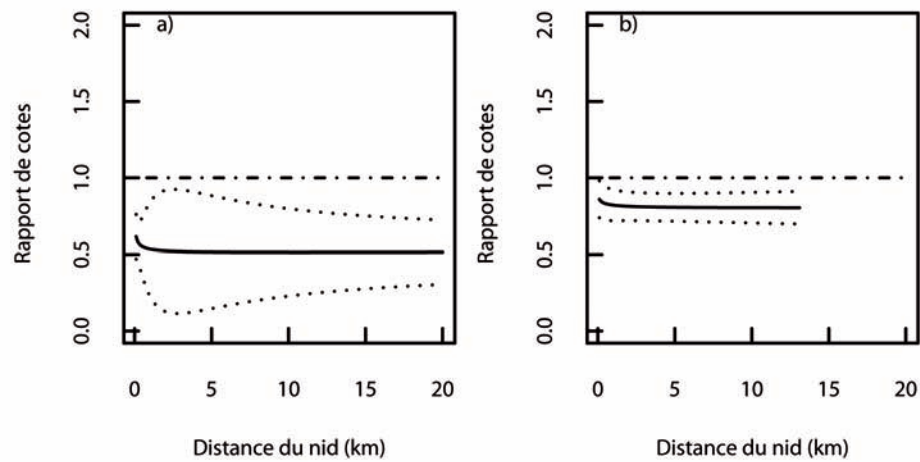
Paramètre ( $\beta$ )	Estimé	SE	IC à 95%	
			Borne inférieure	Borne supérieure
Ordonnée <sup>a</sup>	0,93	0,29	0,36	1,50
<i>Période</i> <sub>Au nid</sub>	-0,92	0,08	-1,07	-0,79
<i>Habitat</i> <sub>Autres milieux agricoles</sub>	-1,15	0,10	-1,34	-0,96
<i>Habitat</i> <sub>Maïs et soya</sub>	-1,49	0,14	-1,76	-1,22
<i>Habitat</i> <sub>Milieux humides</sub>	0,17	0,09	-0,00	0,34
<i>Habitat</i> <sub>Milieux urbains</sub>	-0,03	0,12	-0,26	0,21
<i>Distance</i>	-0,99	0,03	-1,05	-0,92
<i>Habitat</i> <sub>Autres milieux agricoles</sub> * <i>Distance</i>	0,64	0,04	0,56	0,72
<i>Habitat</i> <sub>Maïs et soya</sub> * <i>Distance</i>	0,66	0,08	0,51	0,81
<i>Habitat</i> <sub>Milieux humides</sub> * <i>Distance</i>	-0,21	0,04	-0,29	-0,13
<i>Habitat</i> <sub>Milieux urbains</sub> * <i>Distance</i>	0,21	0,06	0,08	0,34
<i>Période</i> <sub>Au nid</sub> * <i>Distance</i>	-0,16	0,03	-0,23	-0,10
<i>Période</i> <sub>Au nid</sub> * <i>Habitat</i> <sub>Autres milieux agricoles</sub>	-0,16	0,12	-0,39	0,08
<i>Période</i> <sub>Au nid</sub> * <i>Habitat</i> <sub>Maïs et soya</sub>	-0,58	0,15	-0,88	-0,27
<i>Période</i> <sub>Au nid</sub> * <i>Habitat</i> <sub>Milieux humides</sub>	-0,79	0,11	-1,02	-0,57
<i>Période</i> <sub>Au nid</sub> * <i>Habitat</i> <sub>Milieux urbains</sub>	-0,68	0,18	-1,03	-0,33

<sup>a</sup>Correspond à la période du premier mois après l'envol des fauconneaux et à la catégorie d'habitat « autres habitats »





**Figure 2.** Chances d'utiliser un habitat par 10 femelles adultes de Faucon pèlerin comparativement à l'habitat de référence (catégorie « autres habitats ») en fonction de la distance du nid, pendant la période où les fauconneaux étaient au nid : a) cultures de maïs et de soya et autres milieux agricoles, et b) milieux humides et milieux urbains, ainsi que pendant le premier mois après leur envol : c) cultures de maïs et de soya et autres milieux agricoles, et d) milieux humides et milieux urbains. Les lignes pointillées représentent les intervalles de confiance à 95% et le trait pointillé et hachuré, la catégorie « autres habitats ».



**Figure 3.** Chances d'utiliser les cultures de maïs et de soya par 10 femelles adultes de Faucon pèlerin comparativement à l'habitat de référence (catégorie « autres milieux agricoles ») en fonction de la distance du nid pendant a) la période où les fauconneaux étaient au nid et b) pendant le premier mois après leur envol. La ligne continue représente les cultures de maïs et de soya et le trait pointillé et hachuré, la catégorie « autres milieux agricoles ». Les lignes pointillées représentent les intervalles de confiance à 95%.

## Références

Aschwanden, J., Holzgang, O., Jenni, L., 2007. Importance of ecological compensation areas for small mammals in intensively farmed areas. *Wildlife Biology* 13, 150-158.

Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., 2011. lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes.

Bellrose, F.C., 1980. Ducks, Geese and Swans of North America. Stackpole Books, Harrisburg.

Bernstein, C., Kacelnik, A., Krebs, J.R., 1991. Individual decisions and the distribution of predators in a patchy environment. II. The influence of travel costs and structure of the environment. *Journal of Animal Ecology* 60, 205-225.

Best, L.B., Freemark, K.E., Dinsmore, J.J., Camp, M., 1995. A review and synthesis of habitat use by breeding birds in agricultural landscapes of Iowa. *American Midland Naturalist* 134, 1-29.

Beyer, H.L., 2011. Geospatial Modelling Environment. *Spatial Ecology*.

Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamerský, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Maelfait, J.P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M.J.M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., van Wingerden, W.K.R.E., Zobel, M., Edwards, P.J., 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology* 45, 141-150.

Bird, D.M., Aubry, Y., 1982. Reproductive and hunting behaviour in Peregrine Falcons, *Falco peregrinus*, in Southern Quebec. *The Canadian Field-Naturalist* 96, 167-171.

Bird, D.M., Laporte, P., Lepage, M., 1995. Faucon pèlerin. Dans: Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec (Eds.), *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Gauthier, J. et Y. Aubry (sous la direction de), Montréal.

Birds Studies Canada, 2011. Nature Counts. Breeding Bird Surveys, Christmas Bird Counts, Ebird, Great Backyard Bird Count, Marsh Monitoring Program, Project FeederWatch (Canada), Quebec Breeding Bird Atlas (2010-2014), Port Rowan.

- Bloom, P.H., Henckel, J.L., Henckel, E.H., Schmutz, J.K., Woodbridge, B., Bryan, J.R., Anderson, R.L., Detrich, P.J., Maechtle, T.L., McKinley, J.O., McCrary, M.D., Titus, K., Schempf, P.F., 1992. The dho-gaza with Great Horned Owl lure: an analysis of its effectiveness in capturing raptors. *Journal of Raptor Research* 26, 167-178.
- Boatman, N.D., Brickle, N.W., Hart, J.D., Milsom, T.P., Morris, A.J., A., M.A.W., Murray, K.A., Robertson, P.A., 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis* 146, 131-143.
- Brambilla, M., Bassi, E., Ceci, C., Roubolini, D., 2010. Environmental factors affecting patterns of distribution and co-occurrence of two competing raptor species. *Ibis* 152, 310-222.
- Brambilla, M., Rubolini, D., Guidali, F., 2006. Factors affecting breeding habitat selection in a cliff-nesting Peregrine *Falco peregrinus* population. *Journal of Ornithology* 147, 428-435.
- Buehler, D.A., Fraser, J.D., Fuller, M.R., McAllister, L., Seegar, J.K.D., 1995. Captive and field-tested radio transmitter attachments for bald eagles. *Journal of Field Ornithology* 66, 173-180.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: a Practical Information-Theoretic Approach*. Springer-Verlag, New York.
- Cade, T.J., 1951. Food of Peregrine Falcon, *Falco peregrinus*, in Interior Alaska. *Auk* 68, 373-374.
- Cade, T.J., 1982. *The Falcons of the World*. Cornell University Press, Ithaca.
- Cade, T.J., Bird, D.M., 1990. Peregrine Falcons, *Falco peregrinus*, nesting in an urban environment: a review. *Canadian Field-Naturalist* 104, 209-218.
- Calenge, C., 2006. The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling* 197, 516-519.
- Campbell, L.H., Cook, A.S. (Eds.), 1997. *The Indirect Effects of Pesticides on Birds*. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Canadian Peregrine Foundation, 2010. *Peregrine Falcon Development - Age Guide*.
- Cardador, L., Mañosa, S., 2011. Foraging habitat use and selection of Western Marsh-Harrier (*Circus aeruginosus*) in intensive agricultural landscapes. *The Journal of Raptor Research* 45, 168-173.
- Carter, K.M., Lacki, M.J., Dzialak, M.R., Burford, L.S., Bethany, R.O., 2003. Food habits of Peregrine Falcons in Kentucky. *Journal of Raptor Research* 37, 344-349.

Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C., Shrubbs, M., 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37, 771-788.

Charnov, E.L., 1976. Optimal foraging, the Marginal Value Theorem. *Theoretical Population Biology* 9, 129-136.

Cherrill, A., 2010. Species richness of Orthoptera along gradients of agricultural intensification and urbanisation. *Journal of Orthoptera Research* 19, 293-301.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2007. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur la Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) de la sous-espèce *pealei* (*Falco peregrinus pealei*) et *anatum/tundrius* (*Falco peregrinus anatum/tundrius*) au Canada - Mise à jour. Dans: Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (Ed.), Ottawa.

Conseil canadien de protection des animaux, 2007. Recommandations spécifiques aux espèces: oiseaux. Ottawa.

Dawson, R.D., Mossop, D.H., Boukall, B., 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.

De Solla, S.R., Bonduriansky, R., Brooks, R.J., 1999. Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. *The Journal of Animal Ecology* 68, 221-234.

Desrochers, A., McIntire, E.J.B., Cumming, S.G., Nowak, J., Sharma, S., 2010. False negatives - a false problem in studies of habitat selection? *Ideas in Ecology and Evolution* 3, 20-25.

Dunning, J.B., Danielson, B.J., Pulliam, H.R., 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65, 169-175.

Duong, T., 2011. ks: Kernel smoothing. R package version 1.8.2.

ESRI, 2010. ArcGis Software. Environmental Systems Research Institute Inc.

Expertise scientifique collective INRA, 2008. Agriculture et biodiversité: valoriser les synergies. Éditions Quae, Versailles.

Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2007. Environment and Agriculture. Committee on Agriculture.

Foster, M.A., Matthew, J.G., Kaminski, R.M., 2010. Agricultural seed biomass for migrating and wintering waterfowl in the southeastern United States. *Journal of Wildlife Management* 74, 489-495.

Gauthier, J., Aubry, Y., 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.

Gazette officielle du Québec, 2003. Règlement modifiant le Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats. Gouvernement du Québec, Québec.

Gibbs, K.E., Mackey, R.L., Currie, D.J., 2009. Human land use, agriculture, pesticides and losses of imperiled species. *Diversity and Distributions* 15, 242-253.

Godfrey, W.E. (Ed), 1986. Les oiseaux du Canada. Musées nationaux du Canada, Ottawa.

Government of Canada, 2004. National Topographic Data Base (NTDB). Government of Canada, Natural Resources Canada, Centre for Topographic Information, Sherbrooke.

Harrison, C., 1984. A Field Guide to the Nests, Eggs and Nestlings of North American Birds. Collins, Toronto.

Hemson, G., Johnson, P., South, A., Kenward, R., Ripley, R., MacDonald, D., 2005. Are kernels the mustard? Data from global positioning system (GPS) collars suggests problems for kernel home-range analyses with least-squares cross-validation. *Journal of Animal Ecology* 74, 455-463.

Houston, A.I., McNamara, J.M., 1985. A general theory of central place foraging for single-prey loaders. *Theoretical Population Biology* 28, 233-262.

Hunter, R.E., Crawford, J.A., Ambrose, R.E., 1988. Prey selection by Peregrine Falcon during the nestling stage. *Journal of Wildlife Management* 52, 730-736.

Institut de la statistique du Québec, 2011. Superficie des grandes cultures, rendement à l'hectare et production, par région administrative, Québec, 2010. Dans: am110010.xls (Ed.). Institut de la statistique du Québec, Statistique Canada, Québec.

Jobin, B., Beaulieu, J., Grenier, M., Bélanger, L., Maisonneuve, C., Bordage, D., Fillion, B., 2004. Les paysages agricoles du Québec méridional. *Le Naturaliste canadien* 128, 92-98.

Jobin, B., Latendresse, C., Grenier, M., Maisonneuve, C., Sebbane, A., 2010. Recent landscapes change at the ecoregion scale in southern Québec (Canada), 1993-2001. *Environmental Monitoring and Assessment* 164, 631-647.

Keating, K.A., Cherry, S., 2004. Use and interpretation of logistic regression in habitat-selection studies. *The Journal of Wildlife Management* 68, 774-789.

La Financière agricole du Québec, 2008. Base de données des cultures assurées (BDCA). Direction des ressources informationnelles, Saint-Romuald.

- La Financière agricole du Québec, 2009. Base de données des cultures assurées (BDCA). Direction des ressources informationnelles, Saint-Romuald.
- La Financière agricole du Québec, 2010a. Base de données des cultures assurées (BDCA). Direction des ressources informationnelles, Saint-Romuald.
- La Financière agricole du Québec, 2010b. Guide technique, Base de données des cultures assurées (BDCA). Direction des ressources informationnelles, Saint-Romuald.
- Lemelin, L.-V., Darveau, M., Imbeau, L., Bordage, D., 2010. Wetland use and selection by breeding waterbirds in the boreal forest of Quebec, Canada. *Wetlands*, 1-12.
- Li, T., Ducruc, J.P., 1999. Les provinces naturelles. Niveau I du cadre écologique de référence du Québec. Ministère de l'Environnement, Québec.
- Liira, J., Schmidt, T., Aavik, T., Arens, P., Augenstein, I., Bailey, D., Billeter, R., Bukáček, R., Burel, F., De Blust, G., De Cock, R., Dirksen, J., Edwards, P.J., Hamerský, R., Herzog, F., Klotz, S., Kühn, I., Le Coeur, D., Miklová, P., Roubalova, M., Schweiger, O., Smulders, M.J.M., van Wingerden, W.K.R.E., Bugter, R., Zobel, M., 2008. Plant functional group composition and large-scale species richness in European agricultural landscapes. *Journal of Vegetation Science* 19, 3-14.
- MacArthur, R.H., Pianka, E.R., 1966. On optimal foraging use of a patchy environment. *The American Naturalist* 100, 603-609.
- Mazerolle, M.J., 2011. AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c).
- Meehan, T.D., Hurlbert, A.H., Gratton, C., 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.
- Millspaugh, J.J., Marzluff, J.M., 2001. *Radio Tracking and Animal Populations*. Academic Press, San Diego.
- Ministère des Ressources naturelles et de Faune, 2009. Normes de cartographie écoforestière: troisième inventaire écoforestier. Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Québec.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2008. Guide d'analyse du Secteur Faune Québec pour l'implantation d'installations éoliennes. Secteur Faune Québec, Québec.
- Newton, I., 1979. *Population Ecology of Raptors*. Buteo Books, Vermillion.
- Nonacs, P., 2001. State dependent behavior and the Marginal Value Theorem. *Behavioral Ecology* 12, 71-83.
- Oehlert, G.W., 1992. A note on the Delta method. *The American Statistician* 46, 27-29.

- Olsen, P., Doyle, V., Boulet, M., 1998. Variation in male provisioning in relation to brood size of Peregrine Falcons *Falco peregrinus*. *Emu* 98, 297-304.
- Orians, G.H., Pearson, N.E., 1979. On the theory of central place foraging. Dans: Horn, D.J., R. D. Mitchell and G. R. Stairs (Ed.), *Analysis of Ecological Systems*. Ohio State University, Columbus.
- Ormerod, S.J., Watkinson, A.R., 2000. Birds and agriculture. *Journal of Applied Ecology* 37, 699-705.
- Potts, G.R., Aebischer, N.J., 1994. Population dynamics of the Grey Partridge *Perdix perdix* 1793-1993: monitoring, modelling and management. *Ibis* 137, S29-S37.
- R Development Core Team, 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Ratcliffe, D., 1993. *The Peregrine Falcon*. T & A. D. Poyser, London.
- Raudenbush, S.W., Yang, M.-L., Yosef, M., 2000. Maximum likelihood for generalized linear models with nested random effects via high-order, multivariate Laplace approximation. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 9, 141-157.
- Redpath, S.M., Thirgood, S.J., 1999. Numerical and functional responses in generalist predators: hen harriers and peregrines on Scottish grouse moors. *Journal of Animal Ecology* 68, 879-892.
- Rosenberg, D.K., McKelvey, K.S., 1999. Estimation of habitat selection for central-place foraging animals. *The Journal of Wildlife Management* 63, 1028-1038.
- Sanchez-Zapata, J.A., Calvo, J.F., 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology* 36, 254-262.
- Saucier, J.-P., Grondin, P., Robitaille, A., Gosselin, J., Morneau, C., Richard, P.J.H., Brisson, J., Sirois, L., Leduc, A., Morin, H., Thiffault, E., Gauthier, S., Lavoie, C., Payette, S., 2009. Écologie forestière. Dans: *Ordre des ingénieurs forestiers du Québec (Ed.), Manuel de foresterie*. Éditions MultiMondes, Québec, pp. 317-358.
- Sherfy, M.H., Anteau, M.J., Bishop, A.A., 2011. Agricultural practices and residual corn during spring Crane and waterfowl migration in Nebraska. *The Journal of Wildlife Management* 75, 995-1003.
- Sherrod, S.K., 1978. Diets of north american Falconiformes. *Raptor Research* 12, 49-121.
- Sparling, D.W., Fellers, G.M., 2009. Toxicity of two insecticides to California, USA, anurans and its relevance to declining amphibian populations. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28, 1696-1703.



Statistics Canada, 2009. Agricultural perspectives from seven censuses, Canada and provinces: census years 1976 to 2006. Statistics Canada, Census of Agriculture, Ottawa.

Stephens, D.W., Krebs, J.R., 1986. Foraging Theory. Princeton University Press, Princeton.

Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., de Snoo, G.R., Eden, P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63, 337-365.

Thirgood, S.J., Redpath, S.M., Graham, I.M., 2003. What determines the foraging distribution of raptors on heather moorland? *Oikos* 100, 15-24.

U.S. Fish and Wildlife Service, 2008. Waterfowl Breeding Population and Habitat Survey. Division of Migratory Bird Management, Washington.

U.S. Fish and Wildlife Service, 2009. Waterfowl Breeding Population and Habitat Survey. Division of Migratory Bird Management, Washington.

U.S. Fish and Wildlife Service, 2010a. Waterfowl Breeding Population and Habitat Survey. Division of Migratory Bird Management, Washington.

U.S. Fish and Wildlife Service, 2010b. Waterfowl Population Status, 2010. U.S. Department of the Interior, Washington.

United States Department of Agriculture (USDA), 2009a. 2009 New York Cropland Data Layer. National Agricultural Statistics Service (NASS), Washington.

United States Department of Agriculture (USDA), 2009b. 2009 Vermont Cropland Data Layer. National Agricultural Statistics Service (NASS), Washington.

Wartmann, F.M., Purves, R.S., van Schaik, C.P., 2010. Modelling ranging behaviour of female orang-utans: a case study in Tuanan, Central Kalimantan, Indonesia. *Primates* 51, 119-130.

Weir, D.N., 1978. Wild Peregrines and Grouse. *The Falconer* 7, 98-102.

White, C.M., Clum, N.J., Cade, T.J., Hunt, W.G., 2002. Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*). *The Birds of North America Online* (A. Poole, Ed.), Cornell Lab of Ornithology, Ithaca.

White, S.B., Dolbeer, R.A., Bookhout, T.A., 1985. Ecology, bioenergetics, and agricultural impacts of a winter-roosting population of Blackbirds and Starlings. *Wildlife Monographs* 93, 3-42.

Worton, B.J., 1995. Using Monte Carlo simulation to evaluate kernel-based home range estimators. *The Journal of Wildlife Management* 59, 794-800.

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York.

## CONCLUSION GÉNÉRALE

Notre étude avait pour objectif de quantifier et de comparer l'utilisation des habitats par les femelles adultes du Faucon pèlerin à l'échelle de leur domaine vital, pendant la saison de nidification. Les milieux sélectionnés pour fins de comparaison étaient des habitats de chasse connus dans la littérature scientifique. Ainsi, les milieux agricoles scindés en deux sous-catégories, soit les cultures de maïs et de soya, ainsi que les autres milieux agricoles, les milieux humides et les milieux urbains ont été comparés à un habitat de référence composé de milieux présumément peu intéressants pour la chasse. Cet habitat de référence était représenté principalement par des polygones forestiers, des superficies improductives et d'autres milieux où les espèces-proies étaient reconnues comme étant peu vulnérables ou peu abondantes. Notre étude cadrerait ainsi dans un processus d'acquisition de connaissances en regard de l'utilisation des habitats à proximité des parcs éoliens projetés, de façon à proposer des mesures visant à réduire les risques de mortalité en raison de la présence de ces installations dans le domaine vital des Faucons pèlerins.

Les résultats présentés dans l'article scientifique imbriqué dans ce mémoire montrent que la distance d'une parcelle d'habitat par rapport au nid a un effet important sur son utilisation. D'une façon générale, une parcelle d'un type d'habitat donné était moins utilisée en s'éloignant du nid. Chez les animaux qui approvisionnent un point central tel qu'un nid, l'utilisation des ressources décroît en s'en éloignant. Aussi, nos résultats montrent que la superficie des domaines vitaux des femelles adultes augmente lorsque les fauconneaux sont aptes à voler, mais qu'ils sont toujours dépendants des parents, en comparaison avec la période où ceux-ci sont au nid. Ce phénomène, supporté par la littérature en ce qui a trait aux rapaces, peut apparaître, en partie, en réponse à une répartition différente des proies recherchées, à un changement dans les besoins alimentaires, parce qu'ils n'ont plus besoin de défendre un territoire ou parce que les parents n'ont plus besoin d'être aussi attentifs aux besoins de la nichée.

Les cultures de maïs et de soya avaient généralement moins de chances d'être utilisées par les femelles adultes que les autres milieux agricoles et aussi que la plupart des autres habitats. Les pratiques agricoles intensives, comme celles qui caractérisent les cultures de maïs et de soya, sont souvent suggérées à titre de responsables du déclin de l'abondance et de la diversité des oiseaux des milieux agraires. Plusieurs des espèces affectées constituent une ressource alimentaire pour des prédateurs au sommet de la chaîne alimentaire; à travers ce rapport nutritionnel, le Faucon pèlerin qui chasse surtout les oiseaux, serait aussi affecté. Les milieux humides étaient aussi peu utilisés par les femelles du Faucon pèlerin, comparativement à la plupart des autres habitats. Les canards et les limicoles sont souvent mentionnés comme étant sélectionnés par le Faucon pèlerin et figurent parmi les proies qu'il peut retrouver dans les milieux humides. Ces proies seraient peu abondantes et peu vulnérables à la période où les femelles chassent activement, ce qui expliquerait les résultats obtenus en ce qui a trait à ces milieux. Nos résultats montrent également que les autres milieux agricoles et les milieux urbains étaient plus utilisés que les autres catégories d'habitat, particulièrement à plus d'une dizaine de km des nids. Dans ces habitats, les femelles du Faucon pèlerin trouveraient des proies en abondance, particulièrement celles offrant une grande biomasse, ce qui motiverait l'activité de chasse, même à grande distance du nid. Cette hypothèse est appuyée par la théorie de l'approvisionnement à un point central, laquelle stipule qu'un prédateur ne rapportera au nid qu'une proie d'une biomasse suffisamment élevée pour que sa valeur énergétique compense pour la dépense d'énergie nécessaire pour la transporter.

En conclusion, nos résultats suggèrent que la biomasse des proies disponibles était plus faible dans les cultures de maïs et de soya, de même que dans les milieux humides, rendant ces habitats sous-optimaux pour la chasse par rapport aux autres milieux agricoles et aux milieux urbains.

Notre échantillon ne comptant que des femelles en raison du poids des dispositifs de télémétrie, les résultats ne peuvent être inférés à la population des mâles. Toutefois, les femelles auraient des domaines vitaux plus étendus que les mâles, en raison de leur taille plus imposante qui leur permettrait de rapporter au nid des proies capturées à de plus grandes distances.

Ainsi, la représentation unique des femelles dans notre échantillon ne constituerait pas une contrainte, puisque le but ultime de notre étude était de quantifier l'utilisation des habitats en fonction de la distance des nids, dans l'optique de recommander éventuellement des critères de localisations de parcs éoliens limitant les conséquences négatives sur la survie des Faucons pèlerins. De cette manière, les mesures proposées à la fin du processus d'acquisition de connaissances seront probablement plus prudentes et conservatrices à l'égard des mâles.

Nous sommes conscients que notre méthodologie comporte certaines limites, notamment en ce qui a trait à la faible taille de l'échantillon (10 individus) et à la précision des fichiers de forme utilisés pour concevoir les cartes d'habitats. Nous avons utilisé des couches représentant les milieux agricoles, urbains et humides qui peuvent contenir des erreurs, être imprécis en raison des différences d'échelles ou ne pas être à jour en raison de leur année de publication antérieure à la période couverte par notre étude. Toutefois, l'ampleur des écarts entre les courbes qui comparent l'utilisation des habitats étudiés nous permet d'être confiants quant à la validité de nos interprétations.

### **Perspectives de recherche**

Nos résultats soulèvent certains questionnements sur des aspects de la biologie du Faucon pèlerin, lorsqu'il est présent au Québec. Voici donc quelques besoins d'acquisition de connaissances que le présent projet a permis d'identifier :

- Évaluer l'effet réel des cultures de maïs et de soya sur le succès de reproduction;
- Quantifier l'abondance et la diversité des proies dans les cultures de maïs et de soya, de même que dans les autres milieux agricoles;
- Documenter l'abondance et la diversité des proies disponibles et de celles qui sont rapportées au nid, chez les individus nichant sous les ponts à l'interface des milieux humides et des milieux urbains;
- Évaluer l'effet des autres grandes cultures intensives, comme celles des céréales, sur l'utilisation de l'habitat.

Certains travaux d'acquisition de connaissances serviraient, entre autres, à l'élaboration de critères quant à la localisation des futurs parcs éoliens :

- Comparer la superficie du domaine vital des mâles avec celui des femelles pendant la saison de reproduction et à l'extérieur de cette période;
- Étudier l'utilisation de l'habitat par les mâles à l'échelle du domaine vital et du paysage;
- Étudier l'utilisation de l'habitat par les femelles à l'échelle du domaine vital à l'extérieur de la période de nidification, pour compléter la présente étude, et à l'échelle du paysage pendant toute la durée de leur présence au Québec;
- Intégrer l'altitude de vol et modéliser les trajectoires utilisées, afin de préciser les impacts négatifs occasionnés par la présence des parcs éoliens dans les différents milieux étudiés.

## BIBLIOGRAPHIE DE L'INTRODUCTION ET DE LA CONCLUSION GÉNÉRALES

American Ornithologists' Union, 2009. Check-list of north american birds. American Ornithologists' Union.

Banasch, U., Holroyd, G.L., 2009. The 2005 Canadian Peregrine Falcon Survey. Environment Canada, Canadian Wildlife Service, Edmonton.

Bent, A.C., 1938. Life histories of north american birds of prey, part 2. United States National Museum Bulletin 170.

Bernstein, C., Kacelnik, A., Krebs, J.R., 1991. Individual decisions and the distribution of predators in a patchy environment. II. The influence of travel costs and structure of the environment. *Journal of Animal Ecology* 60, 205-225.

Berthelot, H., Lepage, M., Laporte, P., 2002. Le programme de repeuplement du Faucon pèlerin (*Falco peregrinus anatum*) au Québec de 1976 à 1994. Québec, p. 111 p.

Best, L.B., Freemark, K.E., Dinsmore, J.J., Camp, M., 1995. A review and synthesis of habitat use by breeding birds in agricultural landscapes of Iowa. *American Midland Naturalist* 134, 1-29.

Bignal, E.M., Curtis, D.J., Matthews, J.L., 1988. Islay : Land-Use, Bird Habitats and Nature Conservation. Part 1 : Land-Use and Birds on Islay. Nature Conservancy Council, Peterborough.

Bird, D.M., Aubry, Y., 1982. Reproductive and hunting behaviour in Peregrine Falcons, *Falco peregrinus*, in Southern Quebec. *The Canadian Field-Naturalist* 96, 167-171.

Bird, D.M., Laporte, P., Lepage, M., 1995. Faucon pèlerin. Dans: Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec (Eds.), *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Gauthier, J. et Y. Aubry (sous la direction de), Montréal.

Brambilla, M., Rubolini, D., Guidali, F., 2006. Factors affecting breeding habitat selection in a cliff-nesting Peregrine *Falco peregrinus* population. *Journal of Ornithology* 147, 428-435.

Cade, T.J., 1982. *The Falcons of the World*. Cornell University Press, Ithaca.

Cade, T.J., White, C.M., Haugh, J.R., 1968. Peregrines and pesticides in Alaska. *The Condor* 70, 170-178.

Carter, K.M., Lacki, M.J., Dzialak, M.R., Burford, L.S., Bethany, R.O., 2003. Food habits of Peregrine Falcons in Kentucky. *Journal of Raptor Research* 37, 344-349.

Castellanos, A., Jaramillo, F., Salinas, F., Ortega-Rubio, A., Arguelles, C., 1997. Peregrine Falcon recovery along the west central coast of the Baja California peninsula, Mexico. *Journal of Raptor Research* 31, 1-6.

Chace, J.F., Walsh, J.J., 2006. Urban effects on native avifauna : a review. *Landscape and Urban Planning* 74, 46-69.

Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C., Shrubbs, M., 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37, 771-788.

Charnov, E.L., 1976. Optimal foraging, the Marginal Value Theorem. *Theoretical Population Biology* 9, 129-136.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2007. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur la Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) de la sous-espèce *pealei* (*Falco peregrinus pealei*) et *anatum/tundrius* (*Falco peregrinus anatum/tundrius*) au Canada - Mise à jour. Dans: Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (Ed.), Ottawa.

Davis, K. (Ed), 2008. *Falcons of North America*. Mountain Press Publishing Company, Missoula.

Dawson, R.D., Mossop, D.H., Boukall, B., 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.

Dzialak, M.R., Lacki, M.J., Larkin, J.L., Carter, K.M., Vorisek, S., 2005. Corridors affect dispersal initiation in reintroduced Peregrine Falcons. *Animal Conservation* 8, 421-430.

Ellis, D.H., Ellis, C.H., Sabo, B.A., Rea, A.M., Dawson, J., Fackler, J.K., Larue, C.T., Grubb, T.G., Schmitt, J., Smith, D.G., Kery, M., 2009. Summer diet of the Peregrine Falcon in faunistically rich and poor zones of Arizona analysed with capture-recapture modelling. *The Condor* 106, 873-886.

Enderson, J.H., Craig, G.R., 1997. Wide ranging by nesting Peregrine Falcons (*Falco peregrinus*) determined by radiotelemetry. *Journal of Raptor Research* 31, 333-338.



Erickson, G., Fyfe, R., Bromley, R., Holroyd, G.L., Mossop, D., Munro, B., Nero, R., Shank, C., Wiens, T., 1988. Plan de rétablissement du Faucon pèlerin *anatum*. Dans: Le Comité technique chargé de la protection des rapaces de l'Ouest, Ministère de l'Environnement, Service canadien de la faune (Eds.).

Errington, P.L., 1933. Food habits of southern Wisconsin raptors, part II : Hawks. The Condor 35, 19-29.

Everaert, J., Kuijken, E., 2007. Wind turbines and birds in Flanders (Belgium) : Preliminary summary of the mortality research results. Research Institute for Nature and Forest (INBO).

Gahbauer, M.A., 2008. Breeding, dispersal and migration of urban Peregrines Falcons in eastern North America. Department of Natural Resource Sciences. McGill University, Montreal.

Gainzarain, J.A., Arambarri, R., Rodriguez, A.F., 2000. Breeding density, habitat selection and reproductive rates of the Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in Alava (northern Spain). Bird Study 47, 225-231.

Gauthier, I., Shaffer, F., Fradette, P., Poulin, M., 2007. Huitième inventaire quinquennal du Faucon pèlerin, *Falco peregrinus*, au Québec (2005). Le Naturaliste canadien 131, 70-74.

Gibbs, K.E., Mackey, R.L., Currie, D.J., 2009. Human land use, agriculture, pesticides and losses of imperiled species. Diversity and Distributions 15, 242-253.

Harrison, C., 1984. A Field Guide to the Nests, Eggs and Nestlings of North American Birds. Collins, Toronto.

Hickey, J.J., 1942. Eastern population of the Duck Hawk. Auk 59, 176-204.

Houston, A.I., McNamara, J.M., 1985. A general theory of central place foraging for single-prey loaders. Theoretical Population Biology 28, 233-262.

Hunter, R.E., Crawford, J.A., Ambrose, R.E., 1988. Prey selection by Peregrine Falcon during the nestling stage. Journal of Wildlife Management 52, 730-736.

Jenkins, A.R., Benn, G.A., 1998. Home range size and habitat requirements of Peregrine Falcons on the Cape Peninsula, South Africa. Journal of Raptor Research 32, 90-97.

Jenkins, A.R., Hockey, P.A.R., 2001. Prey availability influences habitat tolerance : an explanation for the rarity of Peregrine Falcons in the tropics. Ecography 24, 359-367.

Jobin, B., Beaulieu, J., Grenier, M., Bélanger, L., Maisonneuve, C., Bordage, D., Filion, B., 2004. Les paysages agricoles du Québec méridional. *Le Naturaliste canadien* 128, 92-98.

Kiff, L.F., 1988. Changes in the status of the Peregrine in North America : an overview. Dans: *The Peregrine Fund Inc. (Ed.), Peregrine Falcon Populations: Their Management and Recovery*. Cade, T. J., J. H. Enderson, C. G. Thelander and C. M. White, Boise.

MacArthur, R.H., Pianka, E.R., 1966. On optimal foraging use of a patchy environment. *The American Naturalist* 100, 603-609.

Martínez-Salinas, R.I., Díaz-Barriga, F., Batres-Esquivel, L.E., Pérez-Maldonado, I.N., 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.

Meehan, T.D., Hurlbert, A.H., Gratton, C., 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., Ribbands, J.B., Christer, W.G., Davy, P.R., Higginson, I., 1993. The effects of aero-generators on moorland bird populations in the Orkney Islands, Scotland. *Bird Study* 40, 140-143.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2008. Guide d'analyse du Secteur Faune Québec pour l'implantation d'installations éoliennes. Secteur Faune Québec, Québec.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2010. Stratégie énergétique.

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. Cap May Court House.

Newton, I., 1979. *Population Ecology of Raptors*. Buteo Books, Vermillion.

Nonacs, P., 2001. State dependent behavior and the Marginal Value Theorem. *Behavioral Ecology* 12, 71-83.

Nonaka, E., Holme, P., 2007. Agent-based model approach to optimal foraging in heterogeneous landscapes: effects of patch clumpiness. *Ecography* 30, 777-788.

Olsen, P., Doyle, V., Boulet, M., 1998. Variation in male provisioning in relation to brood size of Peregrine Falcons *Falco peregrinus*. *Emu* 98, 297-304.

- Orians, G.H., Pearson, N.E., 1979. On the theory of central place foraging. Dans: Horn, D.J., R. D. Mitchell and G. R. Stairs (Ed.), *Analysis of Ecological Systems*. Ohio State University, Columbus.
- Powlesland, R.G., 2009. *Impacts of Wind Farms on Birds : A Review*. New Zealand Government, Department of Conservation, Wellington.
- Ratcliffe, D., 1993. *The Peregrine Falcon*. T & A. D. Poyser, London.
- Rosenberg, D.K., McKelvey, K.S., 1999. Estimation of habitat selection for central-place foraging animals. *The Journal of Wildlife Management* 63, 1028-1038.
- Ross-Boulianne, M., 2009. *Assessing the effects of the Baie-des-Sables (Quebec) wind farm on the spring migratory behaviour and abundance of raptors*. Department of Natural Resource Sciences. McGill University, Montreal.
- Rowell, P., Holroyd, G.L., Banasch, U., 2003. The 2000 canadian Peregrine Falcon survey. *Journal of Raptor Research* 37, 98-116.
- Shen, L., Wania, F., Lei, Y.D., Teixeira, C., Muir, D.C.G., Bidleman, T.F., 2005. Atmospheric distribution and long-range transport behavior of organochlorine pesticides in North America. *Environmental Science and Technology* 39, 409-420.
- Sherrod, S.K., 1978. Diets of north american Falconiformes. *Raptor Research* 12, 49-121.
- Smallwood, K.S., Karas, B., 2009. Avian and bat fatality rates at old-generation and repowered wind turbines in California. *Journal of Wildlife Management* 73, 1062-1071.
- Smallwood, K.S., Thelander, C., 2008. Bird mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area, California. *Journal of Wildlife Management* 72, 215-223.
- Sodhi, N.S., 1992. Central place foraging and prey preparation by a specialist predator, the Merlin. *Journal of Field Ornithology* 63, 71-76.
- Sonerud, G.A., 1992. Functional responses of birds of prey: biases due to the load-size effect in central place foragers. *Oikos* 63, 223-232.
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., de Snoo, G.R., Eden, P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63, 337-365.

Thirgood, S.J., Redpath, S.M., Graham, I.M., 2003. What determines the foraging distribution of raptors on heather moorland? *Oikos* 100, 15-24.

Tordoff, H.B., Redig, P.T., 1997. Midwest Peregrine Falcon demography, 1982-1995. *Journal of Raptor Research* 31, 339-346.

Tremblay, J.A., Fradette, P., Shaffer, F., Gauthier, I., sous presse. Neuvième inventaire quinquennal du Faucon pèlerin au Québec, 2010. *Le Naturaliste canadien*.

Weir, D.N., 1978. Wild Peregrines and Grouse. *The Falconer* 7, 98-102.

White, C.M., Boyce, D.A.J., 1988. An overview of Peregrine Falcon subspecies. Dans: *The Peregrine Fund Inc. (Ed.), Peregrine Falcon Populations: Their Management and Recovery*. Cade, T. J., J. H. Enderson, C. G. Thelander and C. M. White, Boise.

White, C.M., Clum, N.J., Cade, T.J., Hunt, W.G., 2002. Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*). *The Birds of North America Online* (A. Poole, Ed.), Cornell Lab of Ornithology, Ithaca.

White, C.M., Nelson, R.W., 1991. Hunting range and strategies in a tundra breeding Peregrine and Gyrfalcon observed from a helicopter. *Journal of Raptor Research* 25, 49-62.

Wightman, C.S., Fuller, M.R., 2005. Spacing and physical habitat selection patterns of Peregrine Falcons in central west Greenland. *Wilson Bulletin* 117, 226-236.