

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

UTILISATION DE SITES DE NIDIFICATION ET SUCCÈS DE REPRODUCTION CHEZ LA CRÉCERELLE
D'AMÉRIQUE (*FALCO SPARVERIUS*) EN PAYSAGE AGRO-FORESTIER BORÉAL AU QUÉBEC,
CANADA

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

PAR
MARION SÉGUY

MARS 2014



BIBLIOTHÈQUE

Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans Depositum, site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous.

L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre. Il est donc interdit de reproduire ou de publier en totalité ou en partie ce document sans l'autorisation de l'auteur.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue obtained the permission of the author to use a copy of this document for non-profit purposes in order to put it in the open archives Depositum, which is free and accessible to all.

The author retains ownership of the copyright on this document. Neither the whole document, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

AVANT-PROPOS

En conformité avec les exigences du programme de maîtrise en biologie, ce mémoire comprend une introduction générale (chapitre 1) et une conclusion générale (chapitre 3), ainsi qu'un article rédigé en français qui sera traduit en anglais (chapitre 2). Cet article traite de l'effet de la composition paysagère autour de nichoirs artificiels sur leur utilisation par des couples de Crécerelles d'Amérique leurs succès de reproduction. L'article sera soumis au périodique scientifique *The Condor*, qui cible des sujets d'ornithologie plus appliqués. Les co-auteurs de cet article seront Louis Imbeau, mon directeur, Marc J. Mazerolle, mon co-directeur, et David M. Bird qui, très intéressé par le sujet, a évalué ma proposition de recherche et effectuera la révision de l'article en anglais.

Je tiens dans un premier temps à remercier sincèrement mon directeur de maîtrise M. Louis Imbeau qui, en 2010, m'a tout d'abord confié une étude tout à fait enrichissante, celle d'analyser la diète alimentaire des Petites Nyctales, d'après les fonds de nichoirs. Cette étude s'insérait dans le projet de maîtrise de M. Jonathan Gagnon qui, avec toute sa sympathie et sa motivation, m'a fait découvrir et aimer sans commune mesure la région. Ces travaux ont notamment contribué à la rédaction d'une clé d'identification des mandibules des petits mammifères de l'Est du Canada, actuellement sous presse au journal *Canadian Field-Naturalist*. Après une année de chômage en France n'aboutissant à rien de concret, Louis m'a finalement fait confiance une deuxième fois pour débiter un projet encore plus enrichissant sur la Crécerelle d'Amérique, petit rapace que j'affectionne particulièrement. Merci Louis de m'avoir encadrée, de m'avoir soutenue dans les moments difficiles et de m'avoir fait comprendre que la persévérance est la clé de la réussite.

Je tiens aussi à remercier grandement mon codirecteur, M. Marc Mazerolle sans qui je n'aurais jamais pu voir le bout de mes analyses statistiques. Je lui suis redevable aussi de savoir appeler un chat un "chat" et non "une bête à poils doux qui est gentille et qu'on aime bien". Merci Marc pour ta patience et tes nombreux conseils de rédaction scientifique et de statistiques.

Il est aussi important de remercier toutes les personnes qui m'ont aidée et les autres qui ont œuvré tout au long de cet immense projet de réseau de nichoirs à rapaces. Jonathan Gagnon pour avoir mené l'avant de la barque depuis le tout début et Charla Patterson pour m'avoir aidée durant ma première saison de terrain. À Anaïs Gasse, Anthony Danesin, Évan Hovington, Renée Roy, Dominique Fauteux et Amélie Drolet, un grand merci pour votre temps et votre motivation sur le terrain. Merci aussi à Jean Lapointe et Nathalie Bonin du Ministère des Ressources Naturelles du Québec pour leur soutien et leur apport indispensable de données géomatiques. Merci aux membres de la Chaire Industrielle CRNSG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable (CAFD) pour leurs nombreux conseils et soutiens pendant les congrès, les cours et les rencontres. Merci aux vétérinaires et employés de la faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal à Saint-Hyacinthe pour leur collaboration et leur soutien, et plus particulièrement à Guylaine Seguin et Ariane Santa-Maria Bouvier pour les formations sur le terrain. Finalement, je ne peux terminer sans remercier ma famille française qui a cru en mon rêve de petite fille, et ma famille d'adoption ici au Québec, qui m'a accueillie, soutenue et qui nous a toujours considérés, mon chien et moi, comme des membres à part entière.

Ce projet a été rendu possible grâce au support financier de Tembec inc., du Fonds de recherche sur la nature et les technologies (FQRNT), du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), du Centre d'Étude de la Forêt (CEF) et de la chaire industrielle CRNSG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable (CAFD)

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	ii
TABLE DES MATIÈRES	iv
LISTE DES FIGURES	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
RÉSUMÉ	viii
CHAPITRE I	
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1. Mise en contexte	1
1.2. Généralités	3
1.3. Territoire de chasse et habitudes alimentaires	4
1.4. Agriculture industrielle et modifications récentes des paysages agricoles	6
1.5. Facteurs liés aux succès de reproduction	8
1.5.1. Succès d'éclosion	8
1.5.2. Succès d'envol.....	8
1.6. Objectifs de recherche.....	9
CHAPITRE II	
EFFET DES MILIEUX AGRICOLES ET DES RÉGÉNÉRATIONS FORESTIÈRES SUR L'UTILISATION DES SITES DE NIDIFICATION ET LES SUCCÈS DE REPRODUCTION DES CRÉCERELLES D'AMÉRIQUE DANS UN CONTEXTE BORÉAL AU QUÉBEC, CANADA.....	11
2.1. Résumé.....	13
2.2. Introduction.....	14
2.3. Matériel et méthodes.....	17
2.3.1. Aire d'étude	17
2.3.2. Variables explicatives analysées.....	18
2.3.3. Analyses statistiques	20
2.4. Résultats.....	21
2.4.1. Utilisation du site de nidification	21
2.4.2. Succès d'éclosion	22

2.4.3. Succès d'envol.....	22
2.5. Discussion.....	23
2.5.1. Utilisation de sites de nidification.....	24
2.5.2. Succès d'éclosion	25
2.5.3. Succès d'envol.....	25
2.6. Perspectives de recherche	28
2.7. Remerciements.....	29
2.8. Références bibliographiques	30
CHAPITRE III	
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	50
BIBLIOGRAPHIE POUR L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALE	55

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.2. Aire de répartition de la Crécerelle d'Amérique dans la partie nord de sa répartition (adapté de Birds of North America, 2002).	3
2.1. Localisation des 155 paires de nichoirs dans l'aire d'étude, Canada, QC.	44
2.2. Relation entre la probabilité d'utilisation d'un site de nidification par un couple de Crécerelle d'Amérique et la surface totale (en ha) de milieux agricoles dans un domaine vital circulaire de 200 ha autour du nichoir. Les lignes pointillées représentent les intervalles de confiance à 95%.	45
2.3. Relation entre la probabilité d'éclosion d'un œuf de Crécerelle d'Amérique et la date d'initiation de l'incubation. La date correspond au nombre de jours séparant la date d'initiation de celle la plus précoce enregistrée lors des suivis (i.e. le 6 mai). Les lignes pointillées représentent les intervalles de confiance à 95%.	46
2.4. Relation entre la probabilité d'envol d'une jeune Crécerelle d'Amérique et la température moyenne calculée entre l'éclosion du premier œuf et la disparition du dernier oisillon. Les données sont issues de la station météorologique de Rouyn-Noranda (QC), Canada. Les lignes pointillées représentent les intervalles de confiance à 95%.	47
2.5. Relation entre la probabilité d'envol d'une jeune Crécerelle d'Amérique et la surface totale (en ha) de forêts en régénération dans un domaine vital circulaire de 200 ha autour du nichoir. Les lignes pointillées représentent les intervalles de confiance à 95%.	48
2.6. Relation entre la probabilité d'envol d'une jeune Crécerelle d'Amérique et la surface totale (en ha) milieux agricoles dans un domaine vital circulaire de 200 ha autour du nichoir. Les lignes pointillées représentent les intervalles de confiance à 95%.	49

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1. Résumé des données d'habitat utilisées dans l'analyse d'utilisation de site de nidification par la Crécerelle d'Amérique en Abitibi, QC, entre 2005 et 2013. Les données sont valables pour tous les sites et années confondues (n=1441) ainsi que pour les sites où au moins un œuf de crécerelle a été pondu (n=152). Les données hors pourcentages sont en ha.....	37
2.2. Modèles candidats dans l'analyse d'utilisation de site de nidification par la Crécerelle d'Amérique en Abitibi, QC entre 2005 et 2013. Les modèles sont des régressions logistiques mixtes avec effets aléatoires du site de nidification et de l'année. Les différences d'AIC _c (ΔAIC_c), poids d'Akaike (ω_i) et nombre de paramètres (K) sont présentés pour chaque modèle.....	38
2.3. Inférence multi-modèles pour les paramètres des modèles dont le ΔAIC_c est inférieur à 2 considérés dans l'analyse d'utilisation du site de nidification par la Crécerelle d'Amérique entre 2005 et 2013. La variable ayant un effet sur l'utilisation du site de nidification est présentée en gras (intervalle de confiance excluant 0).....	39
2.4. Modèles candidats dans l'analyse du succès d'éclosion des œufs de Crécerelle d'Amérique en Abitibi, QC entre 2007 et 2013. Les modèles sont des régressions logistiques mixtes avec effets aléatoires du site de nidification et de l'année. Les différences d'AIC _c (ΔAIC_c), poids d'Akaike (ω_i) et nombre de paramètres (K) sont présentés pour chaque modèle.....	40
2.5. Inférence multi-modèles pour les paramètres des modèles dont le ΔAIC_c est inférieur à 2 considérés dans l'analyse de succès d'éclosion des œufs de Crécerelle d'Amérique entre 2007 et 2013. La variable ayant un effet sur le succès d'éclosion est présentée en gras (intervalle de confiance excluant 0).	41
2.6. Modèles candidats dans l'analyse du succès d'envol des oisillons de Crécerelle d'Amérique en Abitibi, QC entre 2007 et 2013. Les modèles sont des régressions logistiques mixtes avec effets aléatoires du site de nidification et de l'année. Les différences d'AIC _c (ΔAIC_c), poids d'Akaike (ω_i) et nombre de paramètres (K) sont présentés pour chaque modèle.....	42
2.7. Inférence multi-modèles pour les paramètres des modèles dont le ΔAIC_c est inférieur à 2 considérés dans l'analyse de succès d'envol des oisillons de Crécerelle d'Amérique entre 2007 et 2013. La variable ayant un effet sur le succès d'envol est présentée en gras (intervalle de confiance excluant 0).....	43

RÉSUMÉ

En un siècle avec l'intensification de l'agriculture, la qualité écologique des milieux agricoles s'est progressivement amoindrie. En effet, les cultures sont de plus en plus mono-spécifiques et les parcelles homogénéisées. Malgré leur caractère plus extensif, les prairies et les pâturages sont également dégradés par la culture du foin et le surpâturage. En Amérique du Nord, les oiseaux associés aux milieux champêtres seraient les plus menacés par cette intensification. La Crécerelle d'Amérique est un rapace diurne qui niche en cavités et chasse en milieux ouverts. En Amérique du Nord également, l'espèce subit un déclin continu depuis les années 2000. Dans cette partie de son aire de répartition, elle est connue pour utiliser préférentiellement les milieux agricoles. L'Abitibi-Témiscamingue est une région façonnée par l'agriculture extensive (i.e. prairies et pâturages en grande majorité) et l'aménagement forestier. Dans cette région, notre étude utilise des nichoirs artificiels situés entre les latitudes 48 et 49 °N. Ainsi, les crécerelles peuvent utiliser deux types d'habitats favorables : les régénérations forestières (i.e. dont la végétation ne dépasse pas 2 mètres) et les milieux agricoles. Nous avons aussi identifié les forêts matures (i.e. dont la végétation dépasse 12 mètres) comme habitat défavorable. Dans quelle mesure la disponibilité de ces habitats affecte-t-elle le choix d'un site de nidification ? En considérant d'autres variables telles que la date d'initiation ou les conditions météorologiques, ces habitats affectent-ils les succès d'éclosion et d'envol des crécerelles ? Un réseau de 156 stations de nichoirs a été suivi entre 2005 et 2013. Nous avons considéré l'effet de la quantité surfacique de milieux forestiers matures et en régénération ainsi que de milieux agricoles sur la probabilité d'utilisation d'une station, dans des rayons de 250 mètres et 800 mètres (i.e. domaines vitaux circulaires de près de 20 et 200 ha respectivement). Aussi, nous avons considéré l'effet de ces variables d'habitat avec l'avancée de la date d'initiation et la température minimale sur le succès d'éclosion. Enfin, nous avons considéré l'effet des variables d'habitat avec les précipitations totales et la température moyenne sur le succès d'envol. Tous les modèles de disponibilité d'habitats ouverts se sont révélés plus plausibles avec des domaines vitaux de 200 ha, ce qui s'expliquerait par la forte proportion d'habitats forestiers au sein de notre aire d'étude. Nos résultats suggèrent également que la probabilité d'utilisation d'une station augmente avec la surface totale de milieux agricoles. Le succès d'éclosion est positivement associé avec la date d'initiation. Ainsi, des initiations tardives favoriseraient l'éclosion des œufs. Enfin, le succès d'envol augmente avec la température moyenne, les précipitations totales, ainsi que la surface totale de forêts en régénération. Bien que les intervalles de confiance se chevauchent, le succès d'envol pour des superficies maximales de milieux ouverts est plus élevé en régénérations forestières qu'en milieux agricoles (i.e. 98% vs 80%). Nous émettons l'hypothèse que ces milieux ont potentiellement un rôle important à jouer durant la période d'élevage des oisillons, notamment en diminuant les risques de réduction de nichée associés à l'approvisionnement en nourriture. Ainsi, les régions agro-forestières telles que la nôtre offriraient de bons habitats de chasse pour les crécerelles.

Mots clés :

Crécerelle d'Amérique, nidification, agriculture, régénérations forestières, météo.

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1. Mise en contexte

La Crécerelle d'Amérique (*Falco sparverius*) est le plus répandu des rapaces de l'ordre des falconiformes en Amérique du Nord (Smallwood et Bird 2002). De plus, avec une population dépassant le million de couples (Cade 1982, Fergusson-Lee et Christie 2001), l'espèce n'est pas considérée en danger sur les listes de protection mondiales (Bird Life International 2013), fédérales américaines (USFWS 2008) ou fédérales canadiennes (COSEPAC 2011). Ainsi, les nombreux articles concernant la Crécerelle d'Amérique la qualifient de "répandue" voire "commune". Cependant, tel que le soulignent des articles parus dans un numéro spécial du *Journal of Raptor Research* sur la Crécerelle d'Amérique, les populations nord-américaines semblent subir un déclin significatif et continu depuis près de 15 ans (Bird 2009).

La crécerelle est une utilisatrice secondaire de cavités et est donc typiquement limitée par les sites de nidification (Cade 1982, Poole et Gill 2005). Bon nombre de biologistes ont décidé d'implanter des réseaux de nichoirs afin d'augmenter la disponibilité en cavités de nidification en Amérique du Nord : Pennsylvanie (Heintzelman et Nagy 1968) ; Wisconsin (Hamerstrom *et al.* 1973) ; Idaho (Steenhof et Peterson 1997) ; Floride (Miller et Smallwood 1997) ; Iowa (Varland et Loughin 1993) ; Missouri (Toland et Elder 1987) ; New Jersey (Smallwood et Wargo 1997) ; Saskatchewan (Bortolotti 1994). Ces réseaux ont favorisé une augmentation soudaine des effectifs nicheurs, et ont aussi contribué à améliorer les connaissances sur l'espèce (Hamerstrom *et al.* 1973, Stahlecker et Griese 1979, Smallwood et Collopy 2009). C'est ainsi que les nichoirs artificiels représentent à l'heure actuelle un outil incontournable à la conservation des populations de crécerelles (Katzner *et al.* 2005).

Dans les années 70, un déclin des populations de Crécerelles d'Amérique était observé aux États-Unis (Tate 1981) et semblait en lien avec l'utilisation accrue de pesticides organo-

chlorés (e.g. DDT) dans les milieux agricoles (Wiemeyer et Sparling 1991). De tels déclin étaient également signalés chez des espèces apparentées, notamment chez le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) dont la sous-espèce *F. p. anatum* avait disparu de l'est de l'Amérique du Nord (Erickson *et al.* 1988). Suite aux problèmes biologiques que posait le DDT en Amérique du Nord, son utilisation fut interdite au Canada et aux États-Unis en 1972. Bien que cette interdiction favorisa le rétablissement de plusieurs espèces de rapaces (Cade et Bumham 2003, Farmer *et al.* 2008b), divers suivis de populations ont mis en évidence un déclin chez la Crécerelle d'Amérique à partir des années 2000 (Sauer *et al.* 1996, Bildstein 1998, Sauer *et al.* 2007, Bird 2009). Ce déclin s'avère généralisé à l'ensemble des réseaux cités précédemment (Smallwood *et al.* 2009a) et accentué au nord-est de la répartition de l'espèce (Farmer *et al.* 2008a). Parmi les explications de ce déclin, Bird (2009) et Smallwood *et al.* (2009a) soulignent la possibilité d'une augmentation de la prédation par l'Épervier de Cooper (*Accipiter cooperii*), l'expansion du Virus du Nil occidental et la perte et la dégradation de son habitat. Néanmoins, puisqu'aucune ne satisfait une telle généralisation continue, la dégradation ou la perte d'habitats serait plus plausible (Bird 2009, Smallwood *et al.* 2009a).

Divers aspects de la biologie de la crécerelle sont bien connus, étant donnée la facilité d'identification de l'espèce sur le terrain (Bird et Henderson 1995), l'accès aux nichées en sites artificiels (Katzner *et al.* 2005) et enfin la capacité de l'espèce à se reproduire en captivité (Bird et Palmer 1988). Cependant, des auteurs suggèrent d'accentuer les efforts sur les analyses quantitatives d'utilisation d'habitat à l'échelle du territoire de chasse (i.e. de 100 à 200 ha) (Smallwood *et al.* 2009b). D'autres auteurs estiment également que les études portant sur les facteurs de sélection d'habitat à des latitudes nordiques sont encore trop peu nombreuses (Greenwood et Dawson 2011). En Abitibi-Témiscamingue, région agroforestière du Québec, un réseau de nichoirs à Petite Nyctale (*Aegolius acadicus*) a été implanté en 2005 (Gagnon 2013). L'espèce étant associée aux milieux forestiers (Hinam et St Clair 2008, Rasmussen *et al.* 2008), les nichoirs ont été installés prioritairement dans des boisés feuillus, résineux ou mixtes appartenant au domaine bioclimatique de la Sapinière à Bouleau blanc de l'ouest (Thibault *et al.* 1985). Malgré ce paysage forestier, le réseau est utilisé en partie par des Crécerelles d'Amérique.

1.2. Généralités

La Crécerelle d'Amérique (nom anglais *American kestrel*) est le plus petit rapace de la famille des falconidés en Amérique du Nord (Smallwood et Bird 2002). On note des longueurs de 22 à 27 cm pour les mâles et de 25 à 31 cm pour les femelles et des masses de 80 à 143 g et 86 à 165 g, respectivement (Bird et Palmer 1988). Avec ses 17 sous-espèces, la Crécerelle d'Amérique occupe la quasi-totalité deux continents américains. La sous-espèce étudiée ici est *Falco sparverius sparverius*. Elle est qualifiée de migratrice partielle et il existe un gradient latitudinal de distance de migration où les populations les plus nordiques migrent plus loin que les populations centrales qui ne se déplacent que partiellement (Bird et Palmer 1988). Au nord, son aire de répartition s'étend du centre de l'Alaska (Armstrong 1995) à Terre-Neuve avec des occurrences ponctuelles dans la baie d'Ungava (Bird et Henderson 1995) (figure 1). Les sous-espèces sud américaines se reproduisent jusqu'au sud de l'Argentine (Sarasola *et al.* 2003) et du Chili (Simonetti *et al.* 1982).

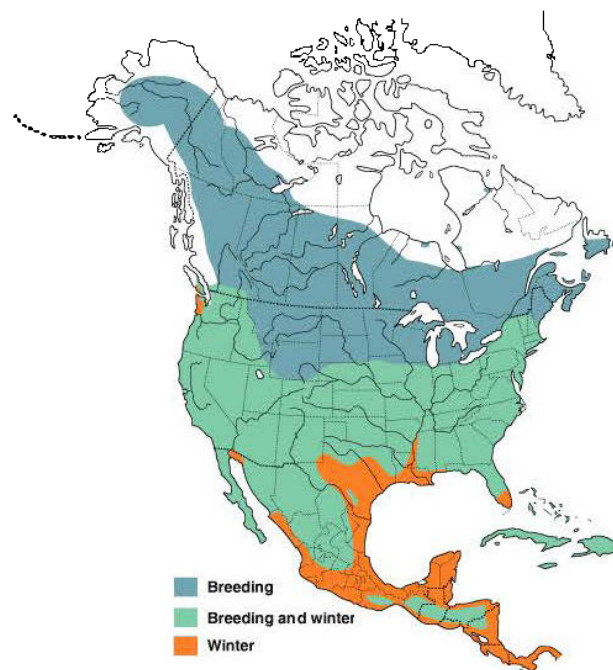


Figure 1.2. Partie nord de l'aire de répartition de la Crécerelle d'Amérique (adapté de Smallwood et Bird 2002).

1.3. Territoire de chasse et habitudes alimentaires

La Crécerelle d'Amérique est écologiquement qualifiée de généraliste puisqu'elle utilise une grande variété de milieux herbacés et arbustifs tels que des prairies, pâturages, fossés de routes, parcs urbains, aéroports, anciennes mines, steppes, milieux agricoles en déprise, écotones de toundra et milieux humides (Smallwood et Bird 2002). La Crécerelle d'Amérique serait le rapace le plus tolérant en Amérique du Nord à la fragmentation par l'urbanisation (Fisher *et al.* 1984) puisqu'elle peut utiliser les parcs, jardins et ceintures vertes des villes et y retrouver des structures pour sa nidification (Bird et Henderson 1995, Tigner *et al.* 1996, Berry *et al.* 1998, Chace et Walsh 2006). Quant à ses habitudes alimentaires, de part et d'autre de son aire de distribution, elle chasse de manière opportuniste des vertébrés de petite taille ou des invertébrés terrestres (Heintzelman 1964, Cruz 1976, Nicoletti 1996, Smallwood et Bird 2002, Sarasola *et al.* 2003). Cet opportunisme est également lié à des facteurs plus énergétiques puisqu'il apparaît évident qu'un prédateur sélectionne une proie selon un rapport de coût énergétique de recherche sur gain apporté par la proie (i.e. *Optimal Diet Theory*) (Pulliam 1974, Pyke *et al.* 1977, Sih et Christensen 2000). Ainsi, dans des conditions similaires de vulnérabilité vis-à-vis de la structure de végétation et de la distance, des adultes captifs de crécerelles choisissent une proie plus grosse (Barrett et Mackey 1975).

La variété des habitats de chasse semble reliée à ce caractère opportuniste bien que la Crécerelle d'Amérique ait certaines préférences quant aux habitats lui permettant d'optimiser ses techniques de chasse. En effet, les crécerelles capturent au sol des proies repérées la plupart du temps à environ 50 m depuis un perchoir (e.g. poteaux, fils électriques, chicots, branches) (Bildstein et Collopy 1987, Toland 1987, Smallwood 1990). Plus rarement et avec des coûts énergétiques pouvant être jusqu'à sept fois plus élevés, l'espèce peut aussi chasser en vol stationnaire lorsque les perchoirs sont absents (Rudolphs 1982). À partir de plus de 6000 observations de crécerelles en recherche de nourriture, Toland (1987) au Missouri nota que ce comportement de chasse influençait fortement la sélection de l'habitat. Dans un paysage agricole, la sélection d'habitat était en faveur des prairies (i.e. pâturages et fauches) où la végétation basse offre une bonne visibilité et une bonne ouverture pour la capture au sol ainsi qu'une activité agricole extensive qui augmente la vulnérabilité des proies (Toland 1987).

Au contraire, les boisés où la végétation est supérieure à 3 m, les parcelles abandonnées (i.e. de 90 à 254 cm) et les cultures intensives (i.e. maïs, blé, soja, de 60 à 183 cm) étaient particulièrement sous-utilisées et présentaient de faibles succès de capture. Dans le but d'écartier tout biais dû à l'abondance de proies, des auteurs ont testé la sélection de milieux de capture en conditions contrôlées (Sheffield *et al.* 2001). Ils observèrent que les enclos à végétation basse équipés de perchoirs étaient préférés à ceux non équipés et à végétation haute. Des approches plus quantitatives vont également en ce sens puisque des nichoirs artificiels en Pennsylvanie qui étaient utilisés fréquemment (i.e. au moins 3 années sur 5), se situaient dans des zones où le couvert prairial dans un rayon de 25 m (i.e. 0.2 ha) était estimé à plus de 65% (Rohrbaugh et Yahner 1997). Au New Jersey, de tels nichoirs étaient occupés lorsque le couvert boisé dans un rayon de 56.4 m (i.e. 1 ha) était de 7.5% en moyenne et inoccupés lorsqu'il était de 16.4% (Smallwood et Wargo 1997). Dans cette même région à une échelle plus globale, des parcelles ouvertes et continues de plus de 1 000 ha avaient un taux d'occupation de 43%, celles entre 250 et 1 000 ha un taux de 30% et les plus petites parcelles (i.e. inférieures à 250 ha) un taux de 17% (Smallwood *et al.* 2009b).

Malgré sa préférence pour les paysages agricoles, la nidification de la Crécerelle d'Amérique a été observée dans des paysages sous aménagement forestier comme en forêt boréale mixte de la Saskatchewan (55°N, 106°W). Le suivi d'un réseau de nichoirs dans cette région a révélé qu'un incendie de 73 200 ha n'aurait eu aucun impact sur l'utilisation des nichoirs par les crécerelles et qu'elles pouvaient également apprécier les forêts matures (Dawson et Bortolotti 2006). Très récemment cependant, ce réseau a fait l'objet d'une étude quantitative sur le choix du site de nidification et les investissements reproducteurs. En regard d'un meilleur site de chasse (i.e. ouvert avec perchoirs abondants), d'une abondance en proies favorables et de risques de prédation par les écureuils roux amoindris, les crécerelles sélectionnaient surtout des sites forestiers récemment récoltés plutôt que des forêts matures (Greenwood et Dawson 2011). C'est avec une meilleure visibilité du nichoir dans ce type de milieux que les adultes pouvaient augmenter significativement leur productivité.

1.4. Agriculture industrielle et modifications récentes des paysages agricoles

En un siècle, l'Amérique du Nord et l'Europe sont passées d'une agriculture de subsistance (i.e. extensive et pluri-productive) à une agriculture plus industrielle dite intensive (Gauthier et Aubry 1995, Jobin *et al.* 1996, Stoate *et al.* 2001, Robinson et Sutherland 2002). Cette agriculture est dominée par des cultures mono-spécifiques à fort rendement (e.g. cultures de maïs, de blé et de soja) où l'utilisation d'intrants chimiques (i.e. fertilisants et pesticides) et de machinerie agricole est accrue (Askins 1993, Stoate *et al.* 2001). Elle amène ainsi de profonds changements dans la structure fonctionnelle des paysages agricoles. En effet, les prairies et habitats résiduels se voient progressivement transformés en parcelles cultivées simplifiées et agrandies (Chamberlain *et al.* 2000, Fuller 2000, Tschamtkke *et al.* 2005, Meehan *et al.* 2011). Ainsi, la perte d'habitat semi-naturel (i.e. prairies et pâturages) a été associée au déclin de la biodiversité (Best *et al.* 1995, McLaughlin et Mineau 1995, Robinson et Sutherland 2002, Kirk *et al.* 2011). De plus, les réseaux trophiques associés à ces milieux semi-naturels se voient appauvris par le contrôle chimique voire la disparition totale des espèces intermédiaires (i.e. végétation et insectes) (Boatman *et al.* 2004, Mineau et Whiteside 2006, Tschamtkke *et al.* 2007, Le Roux *et al.* 2008, Meehan *et al.* 2011). Pour associer strictement la perte de biodiversité avec l'usage d'intrants chimiques, Gibbs et ses collaborateurs (2009) ont observé que le déclin d'espèces classées au COSEPA (i.e. menacées au Canada) était plus prononcé dans des zones à forte utilisation de pesticides.

L'Abitibi-Témiscamingue est une région agro-forestière du Québec où dominent les milieux forestiers à plus de 90 % (Jobin *et al.* 2004). Les paysages agricoles dans cette région sont typiquement extensifs puisqu'il y a une très grande majorité de prairies récoltées et de pâturages (FADQ 2010). Dans la mesure où les oiseaux de milieux herbacés sont associés aux prairies naturelles et aux pâturages, ce type d'agriculture peut être encouragé pour leur conservation (Wolff *et al.* 2001, Coppedge *et al.* 2008, Le Roux *et al.* 2008). D'autant plus que les oiseaux de milieux herbacés (tels que la Crécerelle d'Amérique) semblent être les plus menacés en Amérique du Nord (Askins 1993, Knopf 1994, Murphy 2003, With *et al.* 2008). La principale raison en est que les cultures intensives, habitats très anthropiques à faible valeur écologique (i.e. maïs, blé, soya, etc.), remplacent peu à peu les prairies de fauche et les pâturages (Warner 1994, Benton *et al.* 2003, Gibbs *et al.* 2009).

Cependant, ces mêmes prairies peuvent dans certains cas être considérées comme intensives, et donc néfastes pour la biodiversité, du fait de l'utilisation d'intrants chimiques, du semis d'espèces non natives, du drainage des terres, de récoltes de foin répétées et précoces, de labours répétés et profonds, et du surpâturage (Jacob 2003, Plantureux *et al.* 2005, Le Roux *et al.* 2008). D'autres auteurs sont encore plus alarmistes sur la qualité écologique de ces prairies récoltées (Humbert *et al.* 2009). Les activités de récolte de foin (i.e. fauche, ratissage et emballage) semblent en effet diminuer l'abondance et la diversité des communautés animales en provoquant des stress et des mortalités et en changeant drastiquement les conditions environnementales (e.g. température, humidité, risque de prédation, disponibilité en nourriture) (Thorbeck et Bilde 2004, Gardiner et Hassall 2009, Humbert *et al.* 2010). C'est ainsi que divers auteurs ont conclu que les milieux agricoles (i.e. habitat semi-naturel à très anthropique utilisé par l'homme) pouvaient dans certains cas être des pièges écologiques (Best 1986, Galbraith 1988, Bollinger *et al.* 1990, Stallman et Best 1996). Le concept de piège écologique est né dans les années 70 et on peut l'associer au déclin de certaines espèces fragiles (Delibes *et al.* 2001). En effet, il survient lorsqu'un animal choisit un site de nidification de mauvaise qualité (i.e. qui affecte sa survie ou son succès reproducteur) parmi d'autres sites de meilleure qualité, affectant ainsi la démographie de la population. Ce choix repose sur des signaux environnementaux et résulte de la valeur adaptative du comportement de l'individu (Donovan et Thompson 2001, Battin 2004). Dans le cas des milieux agricoles, si les espèces associées aux milieux ouverts assimilent un signal correspondant à un milieu ouvert, elles pourront sans nul doute choisir un milieu agricole, peu importe son degré d'anthropisation. Les articles cités plus haut ont été controversés et témoignent de la difficulté pour les zoologistes à identifier de tels pièges écologiques dans la nature (Kokko et Sutherland 2001, Schlaepfer *et al.* 2002, Robertson et Hutto 2006, Patten et Kelly 2010). Quantifier l'effet de ces pièges écologiques "agricoles" sur la conservation des espèces associées aux milieux ouverts naturels est donc primordial et par sa prédilection pour les habitats agricoles, la Crécerelle d'Amérique pourrait typiquement subir ces effets.

1.5. Facteurs liés aux succès de reproduction

1.5.1. Succès d'éclosion

L'initiation d'une nichée varie beaucoup dans le temps selon l'origine géographique du couple. Plus les populations sont situées au sud de l'Amérique du Nord, plus elles sont résidentes et plus leurs initiations sont précoces et étalées dans la saison (e.g. du 1er mars au 1er juillet en Floride, du 21 mars au 19 juin en Iowa et du 30 mai au 9 juin en Saskatchewan) (Smallwood et Bird 2002). Des conditions météorologiques élémentes peuvent favoriser une initiation précoce (Craig et Trost 1979). Cette précocité semble avoir à son tour une influence sur la taille de la ponte. En effet, bien qu'en général une ponte soit de 4 à 5 œufs, elle pourrait diminuer au fur et à mesure de l'avancée de la saison (Smallwood et Bird 2002). La ponte se fait généralement de manière asynchrone, avec des décalages allant jusqu'à 3 jours (Bird et Palmer 1988). L'incubation dure en moyenne 30 jours à l'état sauvage, variant de 26 à 32 jours entre la ponte du premier œuf et l'éclosion du dernier œuf (Smith *et al.* 1972, Bird et Palmer 1988). En Amérique du Nord, le succès d'éclosion moyen en cavités naturelles et artificielles est de 72% (i.e. nombre d'œufs éclos/nombre d'œufs pondus) et assez variable selon les sites référencés (i.e. de 62% à 89%) (Smallwood et Bird 2002). Il semblerait que ces différences soient liées à la condition physique de la femelle pendant l'incubation (Wiebe et Bortolotti 1995), ou encore à l'expérience des parents (Bird et Palmer 1988). Bien que la qualité de l'habitat de nidification soit en lien avec l'approvisionnement en nourriture des adultes et donc à leur condition physique, c'est au niveau de la présence en produits toxiques que l'habitat semble en lien avec le succès d'éclosion. En effet, différents insecticides organochlorés retrouvés dans la nature causent des diminutions de fertilité chez certaines espèces de rapaces (e.g. Faucon pèlerin (Peakall 1975), Balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*) (Wiemeyer *et al.* 1988), Crécerelle d'Amérique (Porter et Wiemeyer 1972)).

1.5.2. Succès d'envol

La Crécerelle d'Amérique est une espèce dite semi-nidicole. En effet, les oisillons naissent avec les yeux clos et restent au nid jusqu'à leur envol entre 28 et 31 jours. De plus, c'est parce qu'ils sont nourris par les adultes jusqu'à 3 semaines après leur envol qu'on peut les considérer comme semi-nidicoles (Smallwood et Bird 2002). L'approvisionnement en

nourriture ne semble pas avoir de lien avec cet âge d'envol, mais plutôt avec le nombre d'oisillons atteignant l'envol (Lacombe *et al.* 1994). En effet, l'abondance de nourriture disponible affecte le nombre d'oisillons envolés (Gard et Bird 1990, Gard et Bird 1992) puisque les nichées de Crécerelle d'Amérique peuvent subir des réductions (Lack 1954). Les éclosions pouvant être asynchrones, les gros oisillons se nourrissent des plus petits en cas de disettes alimentaires (Bortolotti *et al.* 1991). Cependant, cette abondance de nourriture disponible sur le territoire de chasse ne correspond pas systématiquement à celle qui est ramenée au nid par les adultes. Par exemple, en manipulant la taille des nichées, Gard et Bird (1990) ont observé que l'effort de chasse des parents ne s'adaptait pas à la taille de la nichée, contrairement aux observations faites sur la Crécerelle d'Europe (Dijkstra *et al.* 1990). Cette habilité à approvisionner (i.e. effort de chasse) peut être associée à la structure des milieux de chasse (e.g. ouverture au sol, présence de perchoirs) (Toland 1987) ou encore à la condition physique des parents (i.e. dépend de la masse perdue pendant la reproduction) (Iko 1991). Pour finir, de mauvaises conditions météorologiques (i.e. épisodes froids et pluvieux) réduisent la visibilité des adultes, augmentent leur perte d'énergie et diminuent l'activité des proies (Dawson et Bortolotti 2000, Dawson et Bortolotti 2003). Par conséquent, le succès de reproduction des couples s'en trouve amoindri (Smallwood et Natale 1998).

1.6. Objectifs de recherche

La Crécerelle d'Amérique a été considérablement étudiée, notamment parce qu'elle se reproduit très bien dans des cavités artificielles ou même en captivité. Toutefois, les difficultés que rencontrent les biologistes nord-américains pour tenter d'expliquer le déclin récemment découvert témoignent de l'existence de lacunes dans la littérature. Ces lacunes concernent en partie des analyses quantitatives d'utilisation de l'habitat en période de reproduction, à des échelles de l'ordre des 100 ou 200 ha (Smallwood *et al.* 2009b). Elles concernent également des analyses dans les zones les plus nordiques de l'aire de répartition où peu de réseaux de nichoirs sont implantés.

La revue de littérature a montré que les crécerelles utilisaient avec préférence des milieux agricoles extensifs (e.g. prairies, pâturages, etc.). Elle a aussi montré qu'en des régions où l'agriculture est moins présente, les crécerelles utilisaient des milieux forestiers en régénération. Ces différents milieux ont un impact sur les succès de reproduction (e.g.

prédation des nichées), et plus particulièrement les succès d'envol, puisqu'ils témoignent de la qualité de l'approvisionnement en nourriture. Les crécerelles pourraient donc utiliser des sites où ils ont les meilleurs succès de reproduction (i.e. habitats à forte abondance de proies et faible abondance de prédateurs). Il serait ainsi très intéressant de savoir si ces milieux utilisés sont bien des milieux agricoles et s'ils optimisent les succès de reproduction des crécerelles.

En regard de ces pistes de recherche, l'objectif de mon projet est d'une part de vérifier si les couples de crécerelles utilisent un type d'habitat particulier, en tenant compte de deux types d'habitats favorables (les milieux agricoles et les milieux forestiers en régénération) et d'un type d'habitat défavorable (les forêts matures). D'autre part, afin de vérifier la qualité des différents types d'habitat, j'ai analysé l'effet de ces types d'habitats sur les succès d'éclosion et d'envol séparément, en tenant compte de l'éventuel effet d'autres facteurs tels que l'avancée de la date d'initiation et les conditions météorologiques.

CHAPITRE II

EFFET DES MILIEUX AGRICOLES ET DES RÉGÉNÉRATIONS FORESTIÈRES SUR
L'UTILISATION DES SITES DE NIDIFICATION ET LES SUCCÈS DE
REPRODUCTION DES CRÉCERELLES D'AMÉRIQUE DANS UN CONTEXTE
BORÉAL AU QUÉBEC, CANADA.

Effet des milieux agricoles et des régénérations forestières sur l'utilisation des sites de nidification et les succès de reproduction des Crécerelles d'Amérique dans un contexte boréal au Québec, Canada.

Marion Séguy^{1,2}, Louis Imbeau^{1,2}, Marc J. Mazerolle², David M. Bird³

¹*Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en Aménagement Forestier Durable, Institut de recherche sur les Forêts, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, QC, Canada, J9X5E4.*

²*Centre d'étude de la forêt, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445, boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec, Canada, J9X 5E4.*

³*Centre de science et de conservation des oiseaux, Université McGill, 2 111, Lakeshore Road, Ste-Anne-de-Bellevue, Québec, Canada.*

Adresses de courriel :

marion.seguy@uqat.ca (Marion Séguy)

louis.imbeau@uqat.ca (Louis Imbeau)

marc.mazerolle@uqat.ca (Marc J. Mazerolle)

david.bird@mcgill.ca (David M. Bird)

Auteur de correspondance :

Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en Aménagement Forestier Durable

Institut de recherche sur les Forêts

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

445, boul. de l'Université

Rouyn-Noranda (Québec) J9X 5E4

Canada

Phone number: (819) 782-5572

E-mail: marion.seguy@uqat.ca

2.1. Résumé

La Crécerelle d'Amérique *Falco sparverius* est un rapace diurne utilisant une variété d'habitats ouverts, notamment les milieux agricoles. Au Québec dans les régions situées au nord du 47ème parallèle, l'agriculture est encore extensive et l'aménagement forestier contribue à créer des milieux ouverts en régénération. Ces régions offrent donc deux types d'habitats ouverts favorables pour cette espèce. Dans quelle mesure la disponibilité de ces deux types de milieux affecte-t-elle le choix d'un site de nidification? Cette sélection a-t-elle un impact sur le succès reproducteur des individus nicheurs? Un réseau de 156 paires de nichoirs a été établi entre les parallèles 48 et 49°N en Abitibi-Témiscamingue et est suivi depuis 2005. Nous avons considéré l'effet de différentes variables d'habitat sur la probabilité d'utilisation du site de nidification, à deux tailles de domaines vitaux (i.e. 20 et 200 ha). En considérant l'avancée de la date d'initiation et différentes variables météorologiques, nous avons analysé l'effet de ces mêmes habitats sur le succès d'éclosion et d'envol des oisillons. Les modèles d'utilisation d'habitats ouverts se sont révélés plus plausibles avec des domaines vitaux de 200 ha, ce qui s'expliquerait par la forte proportion d'habitats forestiers au sein de notre aire d'étude. Nos résultats montrent également que la probabilité d'utilisation des nichoirs par les crécerelles augmente avec la surface totale de milieux agricoles. Le succès d'éclosion est positivement associé avec la date d'initiation. Le succès d'envol des oisillons, quant à lui, augmente avec les températures moyennes, les précipitations totales et les superficies forestières en régénération. Bien que les intervalles de confiance se chevauchent, le succès d'envol pour des superficies maximales de milieux ouverts est plus élevé en régénérations forestières qu'en milieux agricoles (i.e. 98% vs 80%). Nous émettons l'hypothèse que les régénérations forestières ont potentiellement un rôle important à jouer durant la période d'élevage des oisillons, notamment en diminuant les risques de réduction de nichée associés à l'approvisionnement en nourriture.

Mots clés :

Crécerelle d'Amérique, agriculture, régénération forestière, nidification, paysage.

2.2. Introduction

Dans les pays industrialisés, l'agriculture de l'après-guerre a évolué pour répondre aux exigences du marché et aux besoins alimentaires d'une population en expansion (Tilman *et al.* 2002). Des pratiques autrefois de subsistance ont laissé place en quelques décennies à des pratiques plus industrielles qui optimisent les rendements par l'utilisation accrue d'intrants chimiques et de machinerie agricole (McLaughlin et Mineau 1995, Robinson et Sutherland 2002, Boatman *et al.* 2004). Le résultat de cette agriculture repose surtout dans la simplification du paysage et des habitats qui le composent (Meehan *et al.* 2011). En effet, les paysages sont déstructurés en parcelles homogènes (Stauffer et Best 1980, Shalaway 1985, Fuller 2000, Benton *et al.* 2003), les cultures sont mono-spécifiques (Best *et al.* 1995) et les réseaux trophiques sont appauvris (Campbell et Cooke 1997, Boatman *et al.* 2004, Gibbs *et al.* 2009). En Amérique du Nord, la perte d'habitats semi-naturels tels que les prairies et les pâturages est liée à l'intensification de l'agriculture (Walk et Warner 2000, With *et al.* 2008, Gibbs *et al.* 2009) et cause le déclin des espèces qui y sont associées (Askins 1993, Knopf 1994, Murphy 2003, Poyry *et al.* 2004). Dans leurs études agronomiques sur la qualité écologique des prairies, Le Roux *et al.* (2008) et Plantureux *et al.* (2005) ont mentionné que dans certains cas, les prairies utilisées pour la récolte de foin pouvaient montrer des caractères d'une agriculture intensive. En effet, ces prairies sont semées, parfois avec des espèces non indigènes, fertilisées et récoltées, parfois de manière précoce et répétée dans la saison. Les terres sont également drainées et labourées, parfois en profondeur et de manière répétée dans l'année. Certains agriculteurs peuvent même utiliser des pesticides pour augmenter les rendements. Ces mêmes auteurs notent également que les pâturages peuvent être sur-utilisés par des troupeaux de plus en plus nombreux. Le résultat de ces pratiques parfois qualifiées à tort d'extensives, consiste en une diminution de l'abondance et de la diversité des communautés vertébrées et invertébrées (Jacob 2003, Humbert *et al.* 2009). En effet, les activités de récolte et de préparation provoquent des stress et des mortalités puisqu'elles changent sévèrement les conditions locales (e.g. température, humidité, risque de prédation, approvisionnement en nourriture) (Thorbeck et Bilde 2004, Gardiner et Hassall 2009, Humbert *et al.* 2010).

Une mosaïque paysagère est composée de différentes parcelles d'habitats dont la qualité et la disponibilité varient (Arthur *et al.* 1996, Battin 2004). Dans leur processus de sélection d'un habitat, les organismes doivent s'appuyer sur des signaux environnementaux qu'ils ont évolutivement associé à une bonne survie ou à une bonne productivité (Homyack 2010, Loehle 2012). Dans un paysage agricole, les espèces associées aux milieux herbacés pourront donc occuper des prairies ou d'autres cultures si l'ouverture au sol permet aux individus d'optimiser leurs succès reproducteurs ou leur survie. Toutefois, puisque ces habitats peuvent être très altérés par des pratiques agricoles intensives, il peuvent induire en erreur des individus à la recherche d'un site de nidification propice et provoquer des bouleversements démographiques dans les populations, parfois même le déclin d'espèces (Delibes *et al.* 2001, Schlaepfer *et al.* 2002, Kristan 2003). Divers auteurs ont suggéré que les milieux agricoles pouvaient correspondre à des pièges écologiques et conduire les espèces de milieux ouverts naturels à un déclin (Best 1986, Galbraith 1988, Bollinger *et al.* 1990, Stallman et Best 1996). Bien qu'il soit très difficile de vérifier de façon rigoureuse l'existence des pièges écologiques (Robertson et Hutto 2006), ces études soulèvent tout de même l'idée que l'effet du changement des pratiques agricoles sur les aspects démographiques des populations mérite d'être approfondi.

La Crécerelle d'Amérique est une espèce qui pourrait subir de tels effets puisqu'elle utilise pour sa nidification des habitats ouverts et semi-ouverts, principalement d'origine agricole (Smallwood et Bird 2002). Dans une matrice paysagère à dominance agricole, il semblerait que les crécerelles utilisent beaucoup les prairies de fauche. Au Missouri, les individus reproducteurs ont de meilleurs succès de chasse dans ces prairies que dans des cultures de soya ou maïs (Toland 1987). D'autres auteurs montrent l'importance de l'ouverture du milieu dans la sélection de l'habitat des crécerelles en période de reproduction (Smallwood et Wargo 1997, Smallwood *et al.* 2009b). De plus, malgré une diète alimentaire très opportuniste, les crécerelles en saison de reproduction semblent chasser en préférence des micromammifères ainsi que de gros invertébrés terrestres (Smallwood et Bird 2002). Dans la mesure où des pratiques agricoles intensives diminuent l'abondance et la diversité de ce type de proies, la Crécerelle d'Amérique pourrait ne plus avoir les meilleures performances démographiques dans ce type de milieu.

En Amérique du Nord depuis les années 2000, on a observé un déclin régulier des populations de crécerelles. Ce déclin a été mis en évidence par des suivis d'oiseaux nicheurs (Sauer *et al.* 2007), des suivis de migration (Farmer *et al.* 2008) et des suivis d'occupation de nichoirs (Smallwood *et al.* 2009a). Bon nombre de causes ont été proposées pour expliquer ce phénomène mais aucune ne satisfait un déclin de cette nature. L'augmentation de la prédation par l'Épervier de Cooper *Accipiter cooperii* (Bird 2009, Smallwood *et al.* 2009a) les collisions routières ou aériennes (Dolbeer et Wright 2008, Steenhof et Peterson 2009) et les risques d'empoisonnement indirects (Ferne *et al.* 2001, Ferne *et al.* 2008, Martenson *et al.* 2012a, Martenson *et al.* 2012b) sont autant de causes possibles à ce déclin. Cependant, la plus probable pourrait être la perte, voire la dégradation de son habitat de prédilection : les milieux agricoles extensifs (Smallwood *et al.* 2009a).

Dans la partie la plus au nord de la distribution de l'espèce, où les matrices paysagères sont plus forestières et moins agricoles (Jobin *et al.* 2003), les crécerelles utilisent aussi des forêts en régénération, notamment lorsqu'elles ont été récoltées ou brûlées (Dawson et Bortolotti 2006, Greenwood et Dawson 2011). Aucune étude n'a à ce jour comparé les succès de nidification dans les milieux agricoles extensifs et dans les régénérations. La présence de perchoirs, d'une bonne ouverture au sol et de proies variées dans les régénérations pourrait cependant leur apporter de bons succès de reproduction. De plus, contrairement aux milieux agricoles qui sont perturbés de façon répétitive, les régénérations forestières ne seront perturbées qu'une fois au moment de la coupe ou du brulis ou dans les années suivantes (e.g. plantation, éclaircie). Au Québec, des données inédites du suivi EPOQ (Étude des Populations d'Oiseaux du Québec) montrent que depuis 1980, les indices d'abondance (i.e. nombre total d'individus de l'espèce / effort d'observation) de crécerelles nichant au sud du 47^{ème} parallèle ont diminué alors que celles en contexte boréal augmentent (Larivée 2012). Malgré le caractère inédit de ces données, les populations de crécerelles du nord du Québec pourraient demeurer stables en nichant majoritairement dans des milieux ouverts peu perturbés (i.e. forestiers ou extensifs), puisque l'agriculture y est moins intensive et moins omniprésente que dans le sud du Québec (Jobin *et al.* 2003).

La région de l'étude se situe au nord du 47^{ème} parallèle au Québec et offre aux crécerelles deux types d'habitats adéquats : les régénérations forestières et les milieux agricoles extensifs. Nous pouvons donc combler certaines lacunes tant dans la quantification de l'habitat de nidification à l'échelle du domaine vital que dans la comparaison entre deux types d'habitats potentiellement utilisés. L'objectif de cette étude est de caractériser dans quelle mesure l'établissement des couples reproducteurs de crécerelles en milieu boréal est affecté par la disponibilité de milieux ouverts forestiers et agricoles. Nous cherchons également à savoir quel est l'effet de la disponibilité de ces types de milieux sur leur succès reproducteur. Puisque le succès reproducteur est aussi influencé par la précocité de la date d'initiation (Craig et Trost 1979) ou par les conditions météorologiques (Dawson et Bortolotti 2000), ces variables seront intégrées à nos analyses. En émettant l'hypothèse que les milieux ouverts forestiers sont moins perturbés que les milieux agricoles, et donc de meilleure qualité pour les succès de reproduction des crécerelles, nous prédisons que 1) la surface totale de milieux en régénération aura un effet positif et expliquera le mieux l'occupation des sites de nidification; et que 2) parmi d'autres types de variables explicatives telles que la météo ou l'avancée de la date d'initiation, c'est bien cette surface en régénération qui aura un effet positif et expliquera le mieux les succès de reproduction (i.e. succès d'éclosion et succès d'envol).

2.3. Matériel et méthodes

2.3.1. Aire d'étude

Nous avons étudié la nidification des Crécerelles d'Amérique dans des nichoirs artificiels installés en forêt boréale mixte d'Abitibi-Témiscamingue, région administrative de la province du Québec, Canada (48°N, 79°W, figure 2.1). Dans une étude sur les paysages du Québec méridional, (Jobin *et al.* 2004) ont estimé que les milieux forestiers dans cette région dominaient à plus de 90%. Les nichoirs sont répartis sur près de 10000 km² dans des peuplements mixtes, résineux ou feuillus. L'aire d'étude fait partie du domaine bioclimatique de la Sapinière à Bouleau blanc de l'Ouest (Thibault *et al.* 1985) et est dominée par des peuplements purs ou mélangés de Peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*), de Bouleau blanc (*Betula papyrifera*), d'Épinette noire (*Picea mariana*), de Pin gris (*Pinus banksiana*), de Sapin baumier (*Abies balsamea*), d'Épinette blanche (*Picea glauca*) et de Mélèze laricin

(*Larix laricina*). Il est important de noter que le réseau de nichoirs était initialement prévu pour étudier la nidification de la Petite Nyctale (*Aegolius acadicus*), un petit strigidé qui affecte principalement les milieux forestiers, (voir Gagnon (2013)). Ainsi, les nichoirs ont tous été installés dans des milieux à dominance forestière (voir tableau 2.1. qui résume les surfaces disponibles sur les sites de nidification). Des crécerelles utilisent cependant certains nichoirs et le réseau nous permet de quantifier la composition paysagère autour des cavités artificielles. Parmi la diversité d'habitats potentiellement utilisés par l'espèce, deux types sont récurrents dans la région. Les milieux agricoles d'une part, et les forêts en régénération d'autre part (i.e. dont la végétation est inférieure à 2 m de hauteur). L'agriculture dans la région est encore extensive puisque le territoire cultivé est occupé à 86% par des prairies de fauche et des pâturages (FADQ 2010).

Nous appelons "station" le centre géographique de deux nichoirs. Chaque nichoir est séparé d'au maximum 71 mètres, une paire de nichoirs étant nécessaire pour garantir la disponibilité d'au moins un nichoir (e.g. bris pendant l'hiver, occupation par un rongeur, etc.). Aucune station n'a été utilisée par deux couples de crécerelles et nous considérons une station comme étant un seul territoire de crécerelles. Chaque station est séparée de la plus proche d'au minimum 1 km et au maximum 9 km. Toutes les stations ont été installées à une cinquantaine de mètres d'une route. Les nichoirs sont à une hauteur de 4 m, la face au sud et ont une base carrée de 19,8 cm de côté, une hauteur maximale de 44 cm et une entrée circulaire de 8,2 cm de diamètre. À la saison de nidification 2005, 50 stations ont été suivies. À celle de 2006, 99 stations de plus l'ont été (n=149), puis 6 autres stations ont été ajoutées entre les étés 2007 et 2009 (n=155). Une station de nichoirs a été perdue en raison d'activités de récolte en 2011. De 2011 à 2013, il y avait donc 154 stations disponibles.

2.3.2. Variables explicatives analysées

Utilisation du site de nidification

L'occupation des nichoirs a été vérifiée chaque année de 2005 à 2013 entre la mi-avril et la fin du mois de juillet, à raison de deux visites par semaine. Nous avons considéré que la station était utilisée lorsqu'au moins un œuf de Crécerelle d'Amérique était pondu dans un des deux nichoirs. Puisque l'étendue d'un domaine vital de Crécerelle d'Amérique varie beaucoup

l'éclosion du dernier. Les données proviennent de la station météo de Rouyn Noranda (Environnement Canada 2013) qui se situe entre 4 et 87 km des nichoirs. Un autre facteur pouvant influencer ce succès d'éclosion est la date de l'initiation (i.e. ponte du premier œuf). Une initiation tardive peut diminuer les succès d'éclosion (Newton 1979, Smallwood et Bird 2002) et des conditions météorologiques clémentes peuvent favoriser la précocité de l'initiation (Craig et Trost 1979). Ainsi, une initiation précoce pourrait augmenter les succès d'éclosion, malgré les gels plus fréquents en début de saison dans la région. Ici, cette précocité correspond au nombre de jours séparant la date d'initiation de celle la plus précoce enregistrée lors des suivis (i.e. le 6 mai). Un effet négatif signifierait donc que des nichées précoces ont un meilleur succès d'éclosion.

Succès d'envol

Comme pour le succès d'éclosion, le suivi de l'élevage des oisillons a débuté en 2007 et pris fin en 2013. Les dates ont également été enregistrées à plus ou moins deux jours. Pour le succès d'envol, les nombres d'oisillons morts ou disparus avant 25 jours, âge possible de leur premier vol (Sherman 1913), ont été enregistrés comme des échecs. L'effet de l'habitat a été quantifié de la même manière que pour le succès d'éclosion. Pendant l'élevage, les précipitations et températures moyennes peuvent diminuer la capacité des adultes à approvisionner leurs oisillons (Dawson et Bortolotti 2000). Les nichées peuvent subir des réductions et le succès d'envol des oisillons peut être diminué (Lack 1954, Bortolotti *et al.* 1991, Gard et Bird 1992, Lacombe *et al.* 1994, Dawson et Bortolotti 2003). Nous avons déterminé les précipitations totales (en mm) et la température moyenne (en °C) obtenues entre l'éclosion du premier œuf et la disparition du dernier oisillon. Les données proviennent également de la station météo de Rouyn Noranda (Environnement Canada 2013).

2.3.3. Analyses statistiques

Chaque hypothèse concerne une variable réponse binaire (i.e. utilisation ou non, éclosion d'un œuf ou non, envol d'un oisillon ou non). Ainsi, chaque modèle est une régression logistique mixte, réalisée à l'aide de la fonction `glmer` du package `LME4` version 1.06 (Bates *et al.* 2014), dans l'environnement logiciel R version 3.0.2 (R Development Core Team 2013). Chaque station a une série d'observation sur un nombre variable d'années. Afin de tenir

compte de ces mesures répétées, nous avons considéré la station ainsi que l'année comme effets aléatoires dans ces analyses. Chaque hypothèse a été testée en comparant des modèles candidats à l'aide du critère d'information d'Akaike corrigé pour les petits échantillons (AIC_c) (Burnham et Anderson 2002). La sélection de modèle a été effectuée avec le package *AICcmodavg* version 1.35 (Mazerolle 2013). Chaque analyse contient un modèle global (un par étendue de territoire), des modèles simples (i.e. à une seule ou deux variables, voir les tableaux 2.2, 2.3, et 2.4) et un modèle nul (i.e. ne contenant qu'une ordonnée à l'origine). Dans le but de vérifier si un habitat favorable pouvait être utilisé comme habitat alternatif à l'autre, nous avons considéré dans les modèles une interaction entre la surface totale de milieux agricoles et celle de milieux en régénération. Enfin, dans le but de définir l'effet de chaque variable séparément, une inférence multi-modèle a été effectuée avec le package *AICcmodavg* version 1.35 (Mazerolle 2013). Cette inférence calcule l'estimé β pondéré, l'erreur type inconditionnelle et l'intervalle de confiance à 95% des pentes associées aux variables d'intérêt sur la base de tous les modèles candidats comportant cette variable. Les variables d'intérêt ont été choisies si elles étaient comprises dans les modèles dont le ΔAIC_c était inférieur à 2. Si l'intervalle de confiance calculé par l'inférence multi-modèle exclut 0, la variable a un effet, positif ou négatif selon l'emplacement au-dessus ou en dessous de 0 de l'intervalle de confiance.

2.4. Résultats

2.4.1. Utilisation du site de nidification

En moyenne, 12% des stations offrant une paire de nichoirs étaient occupées par des couples de crécerelles (7% en 2006 contre 13% en 2013). Au total, 152 initiations ont été enregistrées sur 45 stations différentes. Dix de ces stations n'ont été utilisées qu'une seule fois et en moyenne, elles ont été occupées sur 42% des années où elles étaient disponibles (minimum de 11%, maximum de 100%). Le modèle d'utilisation de l'habitat le plus plausible était celui combinant les milieux agricoles et les régénérations pour un domaine vital de 200 ha (voir tableau 2.2). Un autre modèle était équivalent (i.e. ΔAIC_c de 1,39) et combinait la surface agricole, la surface en régénération et leur interaction dans un domaine vital de 200 ha. Trois autres modèles avaient des ΔAIC_c compris entre 2 et 4, et étaient donc toujours à considérer

malgré leur poids relatif inférieur à 15%. Ce sont les modèles de surface agricole dans un domaine vital de 200 ha seule, celui combinant cette dernière avec la distance à un milieu ouvert et celui combinant cette dernière encore avec la surface totale de forêts matures dans un domaine vital de 200 ha. La probabilité d'occupation des nichoirs a augmenté avec la surface agricole dans un domaine vital de 200 ha (tableau 2.3). Cette probabilité a augmenté de près de 0 à 50% lorsque la surface totale de ce type d'habitat passait de 0 à 100 ha (figure 2.2). Notons que près de 31% des sites utilisés n'avaient aucun habitat agricole dans un domaine vital de 200 ha (voir tableau 2.1). Dans une moindre mesure, la probabilité d'occupation d'un nichoir a augmenté marginalement avec la surface totale de milieux en régénération dans un domaine vital de 200 ha (i.e. l'intervalle de confiance à 95% incluait 0 : -0,0045 ; 0,0918).

2.4.2. Succès d'éclosion

Le succès d'éclosion a été en moyenne de 83% (44% en 2011 contre 96% en 2009). Parmi les modèles candidats (i.e. surfaces totales d'habitats aux deux échelles, température minimale et date d'initiation) c'est le modèle de date d'initiation qui était le plus plausible (tableau 2.4). Deux autres modèles étaient équivalents et concernaient la température minimale d'une part ($\Delta AIC_c = 0,48$), et la surface de forêt mature dans un domaine vital de 20 ha d'autre part ($\Delta AIC_c = 1,23$). Le modèle nul venait en suivant ($\Delta AIC_c = 2,51$), si bien que nous pouvons considérer que le poids des autres modèles était insignifiant, d'autant plus que leur poids relatif était inférieur à 9%. La probabilité d'éclosion a augmenté avec l'avancée de la date d'initiation (tableau 2.5). La figure 2.3 montre que la probabilité d'éclosion passait de 86% à 92% avec une avancée de la date d'initiation (relative au 6 mai) de 0 à 35 jours. La probabilité d'éclosion a aussi augmenté marginalement avec la température minimale moyenne pendant la période d'incubation ainsi que les surfaces de forêt mature dans un rayon de 20 ha (i.e. intervalle de confiance bordant 0, voir tableau 2.5).

2.4.3. Succès d'envol

Le succès d'envol a été en moyenne de 75% (58% en 2008 contre 100% en 2011). Parmi les modèles candidats (i.e. surfaces totales d'habitats aux deux échelles, température moyenne et précipitations), c'est le modèle global à l'échelle d'un domaine vital de 200 ha qui était le plus

plausible (tableau 2.6). Aucun autre modèle n'était équivalent. La probabilité d'envol a augmenté avec la quantité de précipitations et la température moyenne (tableau 2.7). Des températures de 14 à 19 °C augmentent la probabilité d'envol d'un oisillon de 20 à 98% (figure 2.4) et les précipitations auraient également un effet positif. De plus, la probabilité d'envol a augmenté avec la surface en régénération dans un domaine vital de 200 ha (tableau 2.7). Un passage de 5 à 40 ha de forêts en régénérations dans un domaine vital de 200 ha, a entraîné une augmentation de la probabilité d'envol de 77% à 92% (figure 2.5). En contrepartie, la probabilité d'envol a très peu varié avec la surface de milieux agricoles à 200 ha (figure 2.6).

2.5. Discussion

L'objectif principal de cette étude était de vérifier quel type d'habitat ouvert était utilisé par les crécerelles en période de reproduction dans une matrice paysagère agro-forestière (i.e. dominée par des peuplements forestiers et des milieux agricoles). Nous voulions également déterminer dans quelle mesure ces habitats pouvaient influencer leur succès reproducteur. En émettant l'hypothèse que les milieux ouverts forestiers étaient de meilleure qualité que les milieux agricoles pour les crécerelles dans notre aire d'étude, nous nous attendions à ce que l'utilisation de sites de nidification et les succès d'envol des oisillons soient affectés positivement et majoritairement par les milieux ouverts forestiers. En premier lieu, nos résultats révèlent que l'utilisation des nichoirs par les crécerelles s'explique par les caractéristiques des sites en utilisant une superficie de l'ordre des 200 ha plutôt que de 20 ha. Les sites ayant fait l'objet d'une initiation de nichée offrent généralement une plus forte disponibilité de milieux ouverts agricoles, et dans une moindre mesure de milieux ouverts forestiers en régénération. Les milieux forestiers matures occupent une proportion importante des sites d'étude et ne semblent pas affecter la probabilité d'utilisation des nichoirs. En second lieu, le succès d'éclosion ne semble pas être affecté par la disponibilité des habitats ouverts. L'avancée de la date d'initiation et dans une moindre mesure la température minimale auraient un effet positif, bien que ces effets soient biologiquement faibles. Finalement, comme Dawson et Bortolotti (2000) l'ont suggéré, le succès d'envol était affecté par les conditions météorologiques dans notre aire d'étude. En accord avec nos prévisions, il est également affecté positivement par la disponibilité des milieux forestiers en régénération

dans un domaine vital de 200 ha, atteignant près de 98% pour les sites ayant la plus forte disponibilité de ces habitats. Bien que les milieux agricoles n'affectent pas ce succès d'envol, il est important de souligner que celui-ci demeure élevé (près de 80%, figure 2.6) peu importe la disponibilité de ce type de milieu ouvert.

2.5.1. Utilisation de sites de nidification

Une des particularités de notre étude repose sur le fait que notre paysage, même s'il est considéré comme agro-forestier, est dominé à plus de 90% par les peuplements forestiers (Jobin *et al.* 2004). Ainsi, ce n'est pas à proprement parler un paysage typiquement utilisé par la Crécerelle d'Amérique puisqu'elle affectionne principalement les milieux agricoles extensifs. Dans une région majoritairement forestière, Greenwood et Dawson (2011) avaient obtenu un effet négatif des milieux forestiers matures sur la probabilité d'utilisation d'un nichoir. L'effet négatif de ces milieux sur l'utilisation des sites de reproduction n'a pas été montré dans notre étude mais il est important de noter que nos sites de nidification sont très fortement dominés par ces derniers (voir tableau 2.1, moyenne de près de 50% de la surface totale du site). Par ailleurs, notre sélection de modèles a montré que les modèles qui impliquaient des surfaces d'habitat dans un domaine vital de 20 ha n'avaient que très peu de poids dans nos analyses. Diverses études quantitatives ont montré que les tailles de territoires étaient variables, et que cette variabilité était due à la disponibilité en cavités de nidification et en nourriture (Smith *et al.* 1972, Gard et Bird 1990, Smallwood et Bird 2002). Au Michigan, des territoires de 129 ha ont été observés, contre 194 ha au Wyoming (Craighead et Craighead 1956). Au Québec, des territoires variaient entre 13 et 23 ha (Gard et Bird 1990). Ainsi, devant une forte proportion de milieux potentiellement non utilisés (i.e. milieux matures) au sein de notre aire d'étude, les crécerelles peuvent se trouver forcées d'occuper une plus grande taille de territoire, ce qui expliquerait que nos meilleurs modèles d'habitat aient été à une échelle de 200 plutôt que de 20 ha.

La plupart des études antérieures utilisent des sites où la disponibilité de milieux ouverts est dominée soit par des milieux ouverts agricoles (e.g. Smallwood et Bird 2002), soit par des milieux ouverts forestiers (e.g. Greenwood et Dawson 2011). Ainsi, une autre particularité de notre réseau de nichoirs est que ces deux types de milieux ouverts sont disponibles dans une même aire d'étude. Contrairement à notre hypothèse de départ, notre sélection de modèles

pour l'analyse de l'utilisation des nichoirs montre que tous les meilleurs modèles ont en commun la variable milieux ouverts agricoles dans un rayon de 200 ha, celle-ci étant la seule variable ayant une influence positive sur leur probabilité d'utilisation. Les milieux agricoles, bien qu'ils soient plutôt extensifs dans notre aire d'étude (i.e. prairies de fauche et pâturages), sont tout de même perturbés par les activités de récolte et de labour. Les perturbations dues à la récolte ou au labour se déroulent majoritairement plus tard dans la saison et n'auraient donc que peu ou pas d'effet sur l'utilisation des habitats agricoles par les Crécerelles au moment de leur choix de site de nidification.

2.5.2. Succès d'éclosion

D'après Smallwood et Bird (2002), les crécerelles utilisant des nichoirs dans divers endroits des États-Unis dans les années 70 et 80 avaient un succès d'éclosion moyen de 72%. Les auteurs observaient également que les succès d'éclosion en nichoirs artificiels étaient meilleurs qu'en sites naturels. Effectivement, nos succès d'éclosion sont bons (i.e. 83% toutes années confondues) mais assez variables d'une année à l'autre. Cette variabilité pourrait être due à une initiation tardive ou à des conditions météorologiques peu favorables (Smallwood et Bird 2002). Contrairement à ce qui a pu être observé ailleurs en Amérique du Nord, la date d'initiation a un effet positif sur le succès d'éclosion. Cet effet positif correspond à de meilleurs succès d'éclosion lorsque les dates d'initiation sont plus tardives. Nous avons également observé que le succès d'éclosion augmente avec la température minimale. Ce résultat est cohérent avec la date d'initiation, car les températures minimales sont plus clémentes aux dates d'initiation les plus tardives. En effet, notre aire d'étude connaît fréquemment des épisodes de gels tardifs (i.e. parfois jusqu'en juillet) par rapport à des latitudes plus méridionales. Ainsi, ces faibles températures favoriseraient le décès de certains embryons voire l'abandon de toute la ponte. Cependant, il est important de mentionner que cette variation de la température minimale a une importance biologique limitée, causant des différences de succès d'éclosion de l'ordre de 6% selon nos modèles.

2.5.3. Succès d'envol

D'après Smallwood et Bird (2002), les crécerelles en nichoirs dans divers endroits des États-Unis dans les années 70 et 80, avaient un succès d'envol moyen de 90%. Cette étude a montré

qu'il était plutôt de l'ordre de 75% dans notre aire d'étude. Le succès d'envol des oisillons est affecté par l'approvisionnement en nourriture (Lack 1954, Gard et Bird 1992, Lacombe *et al.* 1994, Dawson et Bortolotti 2003). L'approvisionnement en nourriture quant à lui dépend non seulement de l'abondance et de la diversité de proies retrouvée sur site (Kostrzewa et Kostrzewa 1990) mais aussi de la capacité des adultes à prospecter pour de la nourriture (Gard et Bird 1990, Dawson et Bortolotti 2000). Dans leur étude de l'effet des conditions météorologiques sur les succès de reproduction des crécerelles, Dawson et Bortolotti (2000) montraient que des épisodes froids et pluvieux diminuaient cette capacité de prospection. D'autres auteurs ont signifié l'importance de ces conditions climatiques sur les succès de reproduction de certaines espèces de rapaces (Krüger 2004, Wilson *et al.* 2004, Bionda et Brambilla 2012, Gagnon 2013). Dans notre aire d'étude, nous avons observé une augmentation du succès d'envol avec la température moyenne mais également avec la quantité de précipitations. Des journées chaudes durant la période d'élevage des oisillons semblent ainsi augmenter les chances de survie de ces oisillons, soit directement par une moins grande perte d'énergie soit indirectement par une augmentation de leur approvisionnement. En effet, lors d'épisodes chauds, les adultes couvent moins les oisillons et les insectes sont plus actifs. Par contre, il semblerait qu'au contraire des études citées précédemment, les précipitations totales aient un effet positif sur le succès d'envol dans notre aire d'étude. Ceci pourrait être expliqué par le fait que généralement en région, des épisodes pluvieux sont accompagnés par les masses d'air chaudes venant du sud, et les épisodes ensoleillés sont au contraire accompagnés par celles d'air froid qui viennent du nord (observations personnelles). Cependant, il est important de noter qu'il existe des biais dans l'échantillonnage des données météorologiques. En premier lieu, les sites de nidification sont éloignés de 4 à 87 km de la station météorologique de référence. En second lieu, notre méthode d'échantillonnage diffère parfois des méthodes citées précédemment. Dans cette étude, nous avons considéré les précipitations totales de toute la journée à partir de la première éclosion jusqu'au dernier envol. Dawson et Bortolotti (2000) ont totalisé les précipitations pour la même période mais durant les heures de jour (i.e. de 6:00 à 22:00), Bionda et Brambilla (2012) et Krüger (2004) ont aussi totalisé les précipitations totales mais sur un mois donné, et Gagnon (2013) a utilisé les précipitations journalières moyennes.

Pour finir, nos résultats ont également montré que le succès d'envol augmente avec la surface totale de milieux en régénération à l'échelle d'un domaine vital de 200 ha. Ainsi, ces milieux pourraient avoir un rôle à jouer durant la période d'élevage des oisillons de crécerelles. Ils peuvent en effet réduire les risques de prédation au nid en diminuant l'abondance de prédateurs (i.e. mustélinés, sciuridés), mais aussi diminuer les risques de réduction de nichée (i.e. associée à l'approvisionnement en nourriture). En termes de risque de prédation, l'Écureuil roux, *Tamiasciurus hudsonicus*, est un prédateur des nichées de crécerelles en forêt boréale et son abondance diminue après la perturbation forestière (Haughland et Larsen 2004, Holloway et Malcolm 2006, Greenwood et Dawson 2011). Bien qu'elle n'ait pas été identifiée comme telle, la Martre d'Amérique, *Martes americana*, pourrait potentiellement être un prédateur de nichées de crécerelles en forêt boréale. Ses patrons de distribution sont très complexes mais elle semble elle aussi affectée négativement par ces perturbations (Hargis *et al.* 1999, Fisher et Wilkinson 2005, Cheveau 2010). En termes d'approvisionnement en nourriture, les forêts en régénération pourraient être de bons habitats de chasse pour les crécerelles compte tenu de leur ouverture au sol, de leur disponibilité en perchoirs, mais également en proies potentielles. Après la récolte de bois ou une perturbation naturelle, les chicots et autres résidus ligneux offrent aux crécerelles de nombreux postes d'observation. Les coûts énergétiques peuvent être jusqu'à sept fois plus élevés lorsque l'individu chasse en vol stationnaire plutôt que depuis un poste fixe (Rudolphs 1982). Ainsi, ces nombreux perchoirs peuvent faciliter la capacité de prospection alimentaire des adultes. Bien que les crécerelles aient une diète très opportuniste, elles pourraient, selon la stratégie de recherche optimale, choisir en priorité des micromammifères (Pulliam 1974, Barrett et Mackey 1975, Pyke *et al.* 1977, Sih et Christensen 2000, Smallwood et Bird 2002). En Norvège dans une région agro-forestière, les communautés de micromammifères sont plus diversifiées dans les coupes que dans les milieux agricoles (Panzacchi *et al.* 2010). En forêt boréale, dans la mesure où les débris ligneux grossiers sont maintenus dans le parterre de récolte forestière, ces derniers peuvent favoriser la diversité spécifique et l'abondance de certaines espèces de micromammifères (Fisher et Wilkinson 2005, Fauteux *et al.* 2012). Ainsi, la disponibilité en nourriture dans les régénérations forestières pourrait être adéquate à leurs besoins qui sont importants pendant la période d'élevage des oisillons.

En comparant les graphiques de prédiction des succès d'envol versus les deux types de milieux ouverts, nous constatons que bien que les intervalles de confiance des estimés se chevauchent, le succès d'envol pour des tailles maximales de milieux en régénérations forestières est meilleur que pour celles en milieux agricoles (i.e. 98% contre 80%). Dans notre aire d'étude, les crécerelles approvisionnent leurs oisillons pendant les périodes de premières récoltes de foin en juin et juillet et pourraient donc trouver une abondance plus faible de proies dans les milieux agricoles lors de cette période critique de leur cycle reproducteur. En effet, la récolte augmente les risques de mortalité directe de la faune de prairies (Gardiner et Hassall 2009, Humbert *et al.* 2009, Humbert *et al.* 2010). Les machines sont présentes sur les parcelles agricoles parfois jusqu'à 4 jours durant (observations personnelles : fauchage, ratissage, emballage, ramassage). Les crécerelles peuvent donc être effarouchées (Strasser et Heath 2013) et ne plus trouver autant de nourriture (Jacob 2003; Humbert, Ghazoul *et al.* 2010) durant ces périodes. Les régénérations forestières ont une bonne ouverture au sol pour chasser les proies et ils offrent de nombreux perchoirs qui facilitent la recherche de nourriture (Rudolphs 1982, Sheffield *et al.* 2001). De plus, en l'absence de perchoirs dans les milieux agricoles (e.g. disparition des haies et des clôtures), les crécerelles pourraient être contraintes aux abords routiers (i.e. poteaux et fils téléphoniques), lesquels augmentent les risques de collisions routières, déjà fréquentes chez l'espèce (Varland *et al.* 1993, Steenhof et Peterson 2009). Ainsi, dans un contexte paysager offrant deux types d'habitats adéquats, les crécerelles pourraient bénéficier de ressources supplémentaires dans les régénérations forestières (Dunning *et al.* 1992).

2.6. Perspectives de recherche

Le déclin des populations nord-américaines de Crécerelle d'Amérique est préoccupant. Même si les taux de diminution sont variables d'une région à l'autre (Farmer *et al.* 2008, Smallwood *et al.* 2009a), il est encore difficile pour les biologistes d'expliquer un tel phénomène (Bird 2009, Smallwood *et al.* 2009a, Steenhof et Peterson 2009). La dégradation des habitats agricoles a pu être suggérée mais aucune étude n'a à ce jour établi de lien direct entre ce déclin et cette dégradation. Notre étude présente des lacunes pour vérifier de telles suppositions puisque nous n'avons pas accès à des sites où l'agriculture est qualifiée d'intensive (i.e. cultures de maïs, de soya et de blé). Nous n'avons aucune analyse spécifiant

la disponibilité en proies et les succès de chasse réels que les crécerelles ont dans chaque type d'habitat identifié. Cependant, compte tenu de la qualité écologique que pourraient présenter les régénérations forestières par rapport aux milieux agricoles (i.e. perturbation temporaire vs perturbation permanente), il serait très intéressant de poursuivre de nouvelles recherches en lien avec cette thématique, notamment en redistribuant les stations de nichoirs et en effectuant des suivis individualisés d'occupation des sites et leur disponibilité en proies.

Cette étude a pu combler certaines lacunes mais d'autres persistent encore. Par exemple, pour connaître quels types d'habitats agricoles sont réellement utilisés, selon le type de culture ou d'utilisation, leur structure spatiale, le type et la rotation des activités qui y sont effectuées ou encore l'intensité de l'ajout d'intrants chimiques. Ces informations nous éclaireraient également sur les atouts ou contraintes qu'ils présentent, tant sur les succès reproducteurs que sur la condition physique des adultes et de leurs oisillons. Les résultats obtenus permettraient finalement de contribuer à la mise en place de mesures agro-environnementales scientifiquement solides et adaptées au contexte nord-américain, en s'inspirant de celles actuellement développées en Europe (Commission Européenne 2014).

2.7. Remerciements

Ce projet a été financé par le Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies (FQRNT), le Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie (CRSNG), Tembec, les MRC de l'Abitibi-Ouest, de Rouyn-Noranda et de l'Abitibi, la fondation de l'UQAT ainsi que la fondation de la faune du Québec. Le Ministère des Ressources Naturelles du Québec (MRNQ), le Centre Québécois sur la Santé des Animaux Sauvages (CQSAS), le Centre d'étude de la forêt (CEF) et la Chaire industrielle CRSNG UQAT-UQAM en aménagement forestier durable ont assuré un soutien technique inestimable. Nous tenons aussi à remercier tous les propriétaires privés nous ayant permis d'utiliser leurs terres boisées. Finalement, nous tenons à remercier Jonathan Gagnon, Charla Patterson, Dominique Fauteux, Anaïs Gasse, Anthony Danesin, Evan Hovington, Renée Roy et Amélie Drolet qui ont participé aux travaux de terrain et ont permis d'emmagasiner une telle quantité de données. Marc M. Bélisle et Junior A. Tremblay ont finalement été d'un grand soutien dans la révision de cet article.

2.8. Références bibliographiques

- Arthur, S.M., B.F.J. Manly, L.L. McDonald et G.W. Garner (1996). "Assessing habitat selection when availability changes." *Ecology* 77(1): 215-227.
- Askins, A.R. (1993). "Population trends in grassland, shrubland, and forest birds in Eastern North America." *Current Ornithology* 11: 1-34.
- Barrett, G.W. et C.V. Mackey (1975). "Prey selection and caloric ingestion rate of captive American Kestrels." *The Wilson Bulletin* 87(4): 514-519.
- Battin, J. (2004). "When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations." *Conservation Biology* 18(6): 1482-1491.
- Benton, T.G., J.A. Vickery et J.D. Wilson (2003). "Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?" *Trends in Ecology and Evolution* 18(4): 182-188.
- Best, L.B. (1986). "Conservation tillage: ecological traps for nesting birds?" *Wildlife Society Bulletin* 14(3): 308-317.
- Best, L.B., K.E. Freemark, J.J. Dinsmore et M. Camp (1995). "A review and synthesis of habitat use by breeding birds in agricultural landscapes of Iowa." *The American Midland Naturalist* 134: 1-29.
- Bionda, R. et M. Brambilla (2012). "Rainfall and landscape features affect productivity in an alpine population of Eagle Owl *Bubo bubo*." *Journal of Ornithology* 153(1): 167-171.
- Bird, D.M. (2009). "The American kestrel: From common to scarce?" *Journal of Raptor Research* 43(4): 261-262.
- Boatman, N.D., N.W. Brickle, J. Hart, T.P. Milson, A.J. Morris, A.W.A. Murray, K.A. Murray et P.A. Robertson (2004). "Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds." *Ibis* 146(2): 131-143.
- Bollinger, E.K., P.B. Bollinger et T.A. Gavin (1990). "Effects of hay-cropping on eastern populations of the Bobolink." *Wildlife Society Bulletin* 18(2): 142-150.
- Bortolotti, G.R., K.L. Wiebe et W.M. Iko (1991). "Cannibalism of nestling of American kestrels by their parents and siblings." *Canadian Journal of Zoology* 69: 1447-1453.
- Burnham, K.P. et D.R. Anderson (2002). *Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York, NY.
- Campbell, L. et A. Cooke (1997). "The indirect effects of pesticides on birds." *RSPB Conservation Review*.
- Cheveau, M. (2010). *Effets multiscalaires de la fragmentation de la forêt par l'aménagement forestier sur la martre d'Amérique en forêt boréale de l'Est du Canada*. Doctorat, Université du Québec en Abitibi Témiscamingue.
- Commission Européenne. (2014, 2014-03-03). "Mesures agro-environnementales." from http://ec.europa.eu/agriculture/envir/measures/index_fr.htm.

- Craig, T.H. et C.H. Trost (1979). "The biology and nesting density of breeding American Kestrels and Long-eared Owls on the Big Lost River, southeastern Idaho." *The Wilson Bulletin*: 50-61.
- Craighead, J.J. et F.C. Craighead (1956). *Hawks, owls, and wildlife*. Harrisburg, PA, USA, StackPole.
- Dawson, R.D. et G.R. Bortolotti (2000). "Reproductive success of American kestrels: the role of prey abundance and weather." *The Condor* **102**: 814-822.
- Dawson, R.D. et G.R. Bortolotti (2003). "Parental effort of American kestrels: the role of variation in brood size." *Canadian Journal of Zoology* **81**: 852-860.
- Dawson, R.D. et G.R. Bortolotti (2006). "Fire in the boreal forest: Proximate effects on reproduction and long-term consequences for territory occupancy of American kestrels." *Ecoscience* **13**(1): 75-81.
- Delibes, M., P. Gaona et P. Ferreras (2001). "Effects of an attractive sink leading into maladaptive habitat selection." *The American Naturalist* **158**(3): 277-285.
- Dolbeer, R.A. et S.E. Wright (2008). "Wildlife strikes to civil aircraft in the United States 1990–2007."
- Dunning, J.B., B.J. Danielson et H.R. Pulliam (1992). "Ecological processes that affect populations in complex landscapes." *Oikos*: 169-175.
- Environnement Canada. (2013, 13-07-29). "Archives sur le climat canadien." from <http://climat.meteo.gc.ca/>.
- ESRI (2010). ArcGis software.
- FADQ (2010). Base de données des cultures assurées. Saint-Romuald, QC, CA., La Financière agricole du Québec, Direction des ressources informationnelles.
- Farmer, C.J., R.J. Bell, B. Drolet, L.J. Goodrich, E. Greenstone, D. Grove, D.J.T. Hessel, D. Mizrahi, F. Nicoletti et J. Sodergren (2008). Trends in autumn counts of migratory raptors in northeastern North America, 1974–2004. *State of America's birds of prey*. K. L. Bildstein, J. P. Smith, E. R. Inzunza and R. R. veit. Washington, DC, USA, The American Ornithologist's Union: 179-215.
- Fauteux, D., L. Imbeau, P. Drapeau et M.J. Mazerolle (2012). "Small mammal responses to coarse woody debris distribution at different spatial scales in managed and unmanaged boreal forests." *Forest Ecology and Management* **266**: 194-205.
- Fernie, K.J., J.L. Shutt, R.J. Letcher, I.J. Ritchie, K. Sullivan et D.M. Bird (2008). "Changes in reproductive courtship behaviors of adult American kestrels, *Falco sparverius* exposed to environmentally relevant levels of the polybrominated diphenyl ether mixture, DE-71." *Toxicological Sciences* **102**(1): 171-178.
- Fernie, K.J., J.E. Smits, G.R. Bortolotti et D.M. Bird (2001). "Reproduction success of American Kestrels exposed to dietary polychlorinated biphenyls." *Environmental Toxicology and Chemistry* **20**: 776-781.

- Fisher, J.T. et L. Wilkinson (2005). "The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest." *Mammal Review* **35**(1): 51-81.
- Fuller, R.J. (2000). Relationships between recent changes lowland British agriculture and farmland bird populations: an overview. *The conservation and ecology of lowland farmland birds*. N. J. Aebischer, A. D. Evans, G. P.V. and V. J.A. Tring, UK. , British Ornithologists' Union: 5-16.
- Gagnon, J. (2013). *Alimentation, sélection de l'habitat et succès reproducteur chez la Petite Nyctale (Aegolius acadicus) en forêt boréale mixte du Québec*. maîtrise, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Galbraith, H. (1988). "Effects of agriculture on the breeding ecology of lapwings *Vanellus vanellus*." *Journal of Applied Ecology*: 487-503.
- Gard, N.W. et D.M. Bird (1990). "Breeding behavior of American kestrels raising manipulated brood sizes in years of varying prey abundance." *The Wilson Bulletin* **102**(4): 605-614.
- Gard, N.W. et D.M. Bird (1992). "Nestling growth and fledging success in manipulated American kestrel broods." *Canadian Journal of Zoology* **70**: 2421-2425.
- Gardiner, T. et M. Hassall (2009). "Does microclimate affect grasshopper populations after cutting of hay in improved grassland?" *Journal of Insect Conservation* **13**(1): 97-102.
- Gibbs, K.E., R.L. Mackey et D.J. Currie (2009). "Human land use, agriculture, pesticides and losses of imperiled species." *Diversity and distribution* **15**: 242-253.
- Greenwood, J.L. et R.D. Dawson (2011). "Nest- and territory-scale predictors of nest-site selection, reproductive investment and success in a northern population of American kestrels (*Falco sparverius*)." *Ecoscience* **18**(2): 145-146.
- Hargis, C.D., J.A. Bissonette et D.L. Turner (1999). "The influence of forest fragmentation and landscape pattern on American martens." *Journal of Applied Ecology* **36**(1): 157-172.
- Haughland, D.L. et K.W. Larsen (2004). "Ecology of north American Red squirrels across contrasting habitats: relating natal dispersal to habitat. ." *Journal of Mammalogy* **85**(2): 225-236.
- Holloway, G.L. et J.R. Malcolm (2006). "Sciurid habitat relationships in forests managed under selection and shelterwood silviculture in Ontario." *Journal of Wildlife Management* **70**(6): 1735-1745.
- Homyack, J.A. (2010). "Evaluating habitat quality of vertebrates using conservation physiology tools." *Wildlife Research* **37**(4): 332-342.
- Humbert, J.-Y., J. Ghazoul, N. Richner et T. Walter (2010). "Hay harvesting causes high orthopteran mortality." *Agriculture, Ecosystems & Environment* **139**(4): 522-527.
- Humbert, J.-Y., J. Ghazoul et T. Walter (2009). "Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna." *Agriculture, Ecosystems & Environment* **130**(1-2): 1-8.

- Jacob, J. (2003). "Short-term effects of farming practices on populations of common voles." *Agriculture, Ecosystems and Environment* **95**(1): 321-325.
- Jobin, B., J. Beaulieu, M. Grenier, L. Bélanger, C. Maisonneuve, D. Bordage et B. Filion (2004). "Les paysages agricoles du Québec méridional." *Le Naturaliste Canadien* **128**: 92-98.
- Jobin, B., J. Beaulieu, M. Grenier, L. Bélanger, C. Maisonneuve et B. Filion (2003). "Landscape changes and ecological studies in agricultural regions, Québec, Canada." *Landscape Ecology* **18**: 575-590.
- Knopf, F.L. (1994). "Avian assemblages on altered grasslands." *Studies in avian biology* **15**: 247-257.
- Kostrzewa, A. et R. Kostrzewa (1990). "The relationship of spring and summer weather with density and breeding performance of the Buzzard, *Buteo buteo*, Goshawk, *Accipiter gentilis*, and Kestrel, *Falco tinnunculus*." *Ibis* **132**: 550-559.
- Kristan, W.B.I. (2003). "The role of habitat selection behavior in population dynamics: source-sink systems and ecological traps." *Oikos* **103**(3): 457-468.
- Krüger, O. (2004). "The importance of competition, food, habitat, weather and phenotype for the reproduction of Buzzard *Buteo buteo*: Capsule Variation in reproduction between territories was strongly influenced by intra- and interspecific competition, phenotype, levels of rainfall and human disturbance." *Bird Study* **51**(2): 125-132.
- Lack, D. (1954). *The natural regulation of animal numbers.*, Oxford University Press.
- Lacombe, D., D.M. Bird et K.A. Hibbard (1994). "Influence of reduced food availability on growth of captive American kestrels." *Canadian Journal of Zoology* **72**: 2084-2089.
- Larivée, J. (2012). Étude des populations d'oiseaux du Québec. R. Q. Oiseaux. Rimouski, QC, CA.
- Le Roux, X., R. Barbault, J. Baudry, F. Burel, I. Doussan, E. Garnier, F. Herzog, S. Lavorel, R. Lifran et J. Roger-Estrade (2008). Agriculture et biodiversité: valoriser les synergies. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport. Versailles (F), Institut National de la Recherche Agronomique.
- Loehle, C. (2012). "A conditional choice model of habitat selection explains the source-sink paradox." *Ecological Modelling* **235-236**(0): 59-66.
- Marteinson, S.C., D.M. Bird, R.J. Letcher, K.M. Sullivan, I.J. Ritchie et K.J. Fernie (2012a). "Dietary exposure to technical hexabromocyclododecane (HBCD) alters courtship, incubation and parental behaviors in American kestrels (*Falco sparverius*)." *Chemosphere*.
- Marteinson, S.C., R.J. Letcher, L. Graham, S. Kimmins, G. Tomy, V.P. Palace, I.J. Ritchie, L.T. Gauthier, D.M. Bird et K.J. Fernie (2012b). "The flame retardant β -1, 2-Dibromo-4-(1, 2-dibromoethyl) cyclohexane: fate, fertility, and reproductive success in American Kestrels (*Falco sparverius*)." *Environmental science & technology* **46**(15): 8440-8447.
- Mazerolle, M.J. (2013). AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c).

- McLaughlin, A. et P. Mineau (1995). "The impact of agricultural practices on biodiversity." *Agriculture, Ecosystems and Environment* **55**(3): 201-212.
- Meehan, T.D., B.P. Werling, D.A. Landis et C. Gratton (2011). "Agricultural simplification and insecticide use in the Midwestern United States." *Proceedings of the National Academy of Science*.
- MRNF (2011). Normes de cartographie écoforestière: quatrième inventaire écoforestier. M. d. R. n. e. d. l. Faune, F. Québec and D. d. i. forestiers. Québec, QC, CA.
- Murphy, M.T. (2003). "Avian population trends within the evolving agricultural landscape of eastern and central United States." *The Auk* **120**(1): 20-34.
- Newton, I. (1979). *Population ecology of raptors*. Vermilion, SD, USA.
- Panzacchi, M., J.D.C. Linnell, C. Melis, M. Odden, J. Odden, L. Gorini et R. Andersen (2010). "Effect of land-use on small mammal abundance and diversity in a forest-farmland mosaic landscape in south-eastern Norway." *Forest Ecology and Management* **259**(8): 1536-1545.
- Plantureux, S., A. Peeters et D. McCracken (2005). "Biodiversity in intensive grasslands: effect of management, improvement and challenges." *Agronomy Research* **3**(2): 153-164.
- Poyry, J., S. Lindgren, J. Salminen et M. Kuussaari (2004). "Restoration of butterfly and moth communities in semi-natural grasslands by cattle grazing." *Ecology Applied* **14**: 1656-1670.
- Pulliam, H.R. (1974). "On the theory of optimal diets." *The American Naturalist*: 59-74.
- Pyke, G.H., H.R. Pulliam et E.L. Charnov (1977). "Optimal foraging: a selective review of theory and tests." *Quarterly Review of Biology* **52**(2): 137-154.
- R Development Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing.
- Robertson, B.A. et R.L. Hutto (2006). "A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence." *Ecology* **87**(5): 1075-1085.
- Robinson, R.A. et W.J. Sutherland (2002). "Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain." *Journal of Applied Ecology* **39**: 157-176.
- Rudolphs, G. (1982). "Foraging strategies of American kestrels during breeding." *Ecology* **63**: 1268-1276.
- Sauer, J.R., J.E. Hines et J. Fallon. (2007, 13-06-25). "The North American Breeding Bird Survey, results and analysis 1966-2006.", from <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/>.
- Schlaepfer, M.A., M.C. Runge et P.W. Sherman (2002). "Ecological and evolutionary traps." *Trends in Ecology and Evolution* **17**(10): 474-480.
- Shalaway, S.D. (1985). "Fencerows management for nesting birds in Michigan." *Wildlife Society Bulletin* **13**(3): 302-306.

- Sheffield, L.M., J.R. Crait, W.D. Edge et G. Wang (2001). "Response of American kestrels and gray-tailed voles to vegetation height and supplemental perches." *Canadian Journal of Zoology* 79: 380-385.
- Sherman, A.R. (1913). "The nest life of the Sparrow Hawk." *The Auk* 30(3): 406-418.
- Sih, A. et B. Christensen (2000). "Optimal diet theory: when does it work, and when and why does it fail?" *Animal Behavior* 61: 379-390.
- Smallwood, J.A. et D.M. Bird. (2002, 13/08/02). "American kestrel (*Falco sparverius*)." 2013, from <http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/602>.
- Smallwood, J.A., M.F. Causey, D.H. Mossop, J.R. Klucsarits, B. Robertson, S. Robertson, J. Mason, M.J. Maurer, R.J. Melvin et R.D. Dawson (2009a). "Why are American Kestrel (*Falco sparverius*) populations declining in North America? Evidence from nest-box programs." *Journal of Raptor Research* 43(4): 274-282.
- Smallwood, J.A. et P.J. Wargo (1997). "Nest site habitat structure of American Kestrels in northwestern New Jersey." *Bulletin of New Jersey Academy of Science* 42: 7-10.
- Smallwood, J.A., P. Winkler, G.I. Fowles et M.A. Craddock (2009b). "American kestrel breeding habitat : the importance of patch size." *Journal of Raptor Research* 43(4): 308-314.
- Smith, D.G., C.R. Wilson et H.H. Frost (1972). "The biology of the American Kestrel in central Utah." *The Southwestern Naturalist*: 73-83.
- Stallman, H.R. et L.B. Best (1996). "Bird use of an experimental strip intercropping system in northeast Iowa." *The Journal of wildlife management*: 354-362.
- Stauffer, F. et L.B. Best (1980). "Habitat selection by birds of riparian communities: evaluating effects of habitat alterations." *The Journal of Wildlife Management* 44(1): 1-15.
- Steenhof, K. et B.E. Peterson (2009). "American kestrel reproduction in southwestern Idaho: annual variation and long-term trends." *Journal of Raptor Research* 43(4): 283-290.
- Thibault, M., M. Gagnon et D. Hotte (1985). Description du milieu forestier du Québec méridional par domaine ou sous-domaine climacique. Rapport interne. Québec (CA). Ministère de l'énergie et des ressources, de la recherche et du développement, Service de la recherche appliquée. 309.
- Thorbek, P. et T. Bilde (2004). "Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management." *Journal of Applied Ecology* 41(3): 526-538.
- Tilman, D., K.G. Cassman, P.A. Matson, R. Naylor et S. Polasky (2002). "Agricultural sustainability and intensive production practices." *Nature* 418: 671-677.
- Toland, B.R. (1987). "The effect of vegetative structure cover on foraging strategies, hunting success and nesting distribution of American kestrels in Central Missouri." *Journal of Raptor Research* 21(1): 14-20.

- Varland, D.E., E.E. Klaas et T.M. Loughin (1993). "Use of habitat and perches, causes of mortality and time until dispersal in post-fledging American kestrels." *Journal of Field Ornithology* **64**(2): 169-178.
- Walk, J.W. et R.E. Warner (2000). "Grassland management for the conservation of songbirds in the Midwestern USA." *Biological Conservation* **94**(2): 165-172.
- Wilson, G.R., S.J. Cooper et J.A. Gessaman (2004). "The effect of temperature and artificial rain on the metabolism of American kestrels, *Falco sparverius*." *Comparative Biochemistry and Physiology* **139A**: 389-394.
- With, K.A., A.W. King et W.E. Jensen (2008). "Remaining large grasslands may not be sufficient to prevent grassland bird declines." *Biological Conservation* **141**(12): 3152-3167.

Tableau 2.1. Résumé des données d'habitat utilisées dans l'analyse d'utilisation de site de nidification par la Crécerelle d'Amérique en Abitibi, QC, entre 2005 et 2013. Les données sont valables pour tous les sites et années confondues (n=1441) ainsi que pour les sites où au moins un œuf de crécerelle a été pondu (n=152). Les données hors pourcentages sont en ha.

		pour un domaine vital de 20 ha			pour un domaine vital de 200 ha		
		Agricole ^a	Forestier en régénération ^b	Mature ^c	Agricole ^a	Forestier en régénération ^b	Mature ^c
Tous sites	Moyenne	0,5	1,1	9,4	13,2	13,9	90,3
	Écart-type	2,0	1,8	6,0	24,6	14,4	34,7
	Étendue	0 - 17	0 - 10,5	0 - 19,6	0 - 149,2	0 - 61,9	10,5 - 174,9
	Sites dont la surface est > 0 ha	17%	41%	89%	42%	81%	100%
Sites initiés	Moyenne	2,3	1,7	7,7	35,3	19,5	75,5
	Écart-type	4,2	2,3	6,2	36,9	13,1	31,3
	Étendue	0 - 17	0 - 10,3	0 - 19,6	0 - 149,2	0 - 54,7	0 - 147,4
	Sites dont la surface est > 0 ha	41%	50%	82%	69%	96%	99%

^a milieu occupé par l'agriculture (i.e. cultures, prairies de fauche et pâturages)

^b peuplement forestier dont la hauteur de végétation ne dépasse pas 2 m (i.e. issus de coupes, plantations et friches, et de brulis, chablis et épidémies)

^c peuplement forestier dont la hauteur de végétation dépasse 12 m (e.g. pessières, sapinières, peupleraies, bétulaies, etc.)

Tableau 2.2. Modèles candidats dans l'analyse d'utilisation de site de nidification par la Crécerelle d'Amérique en Abitibi, QC entre 2005 et 2013. Les modèles sont des régressions logistiques mixtes avec effets aléatoires du site de nidification et de l'année. Les différences d'AIC_c (ΔAIC_c), poids d'Akaike (ω_i) et nombre de paramètres (K) sont présentés pour chaque modèle.

Modèles	ΔAIC_c^a	ω_i	K
agricole 200ha + régénérations 200ha	0,00	0.44	5
agricole 200ha + régénérations 200ha + agricole 200ha*régénérations 200ha	1,39	0.22	6
agricole 200ha	2,18	0.15	4
agricole 200ha + distance milieux ouverts	3,70	0.07	5
agricole 200ha + mature 200 ha	3,96	0.06	5
agricole 200ha + régénérations 200ha + agricole 200ha*régénérations 200ha + mature 200 ha + distance milieux ouverts (global 200 ha)	5,43	0.03	8
agricole 20ha + régénérations 20ha	7,27	0.01	5
agricole 20ha + régénérations 20ha + agricole 20ha*régénérations 20ha	9,29	0.00	6
agricole 20ha	9,32	0.00	4
agricole 20ha + distance milieux ouverts	10,18	0.00	5
agricole 20ha + mature 20 ha	10,86	0.00	5
agricole 20ha + régénérations 20ha + agricole 20ha*régénérations 20ha + mature 20 ha + distance milieux ouverts(global 20 ha)	13,18	0.00	8
1 (nul)	20,55	0.00	3

^a Les valeurs d'AIC_c pour les 2 meilleurs modèles dans l'ordre croissant de ΔAIC_c sont 608,60 et 609,99

Tableau 2.3. Inférence multi-modèles pour les paramètres des modèles dont le ΔAIC_c est inférieur à 2 considérés dans l'analyse d'utilisation du site de nidification par la Crécerelle d'Amérique entre 2005 et 2013. La variable ayant un effet sur l'utilisation du site de nidification est présentée en gras (intervalle de confiance excluant 0).

Paramètre	β pondéré	SE inconditionnelle	95% IC	
agricole 200ha	0,06	0,01	0,03	0,09
régénérations 200 ha	0,04	0,02	0,00	0,09
agricole 200ha*régénérations 200ha	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau 2.4. Modèles candidats dans l'analyse du succès d'éclosion des œufs de Crécerelle d'Amérique en Abitibi, QC entre 2007 et 2013. Les modèles sont des régressions logistiques mixtes avec effets aléatoires du site de nidification et de l'année. Les différences d'AIC_c (ΔAIC_c), poids d'Akaike (ω_i) et nombre de paramètres (K) sont présentés pour chaque modèle.

Modèles	ΔAIC_c^a	ω_i	K
différence date d'initiation	0,00	0.30	4
température minimale	0,48	0.24	4
mature 20 ha	1,23	0.16	4
1 (nul)	2,51	0.09	3
agricole 200ha	3,75	0.05	4
mature 200 ha	4,07	0.04	4
régénérations 200 ha	4,45	0.03	4
agricole 20ha	4,55	0.03	4
régénérations 20 ha	4,55	0.03	4
agricole 200ha + régénérations 200ha + agricole 200ha*régénérations 200ha + mature 200 ha + température minimale + différence date d'initiation (global 200 ha)	5,87	0.02	9
agricole 20ha + régénérations 20ha + agricole 20ha*régénérations 20ha + mature 20 ha + température minimale + différence date d'initiation (global 20 ha)	7,10	0.01	9
agricole 200ha + régénérations 200ha + agricole 200ha*régénérations 200ha	7,78	0.01	6
agricole 20ha + régénérations 20ha + agricole 20ha*régénérations 20ha	8,53	0.00	6

^a Les valeurs d'AIC_c pour les 3 meilleurs modèles dans l'ordre croissant de ΔAIC_c sont 305,38, 305,85 et 306,61.

Tableau 2.5. Inférence multi-modèles pour les paramètres des modèles dont le ΔAIC_c est inférieur à 2 considérés dans l'analyse de succès d'éclosion des œufs de Crécerelle d'Amérique entre 2007 et 2013. La variable ayant un effet sur le succès d'éclosion est présentée en gras (intervalle de confiance excluant 0).

Paramètre	β pondéré	SE inconditionnelle	95% IC	
température minimale	0,27	0,16	-0,05	0,59
différence date d'initiation	0,08	0,04	0,01	0,15
mature 20ha	0,09	0,05	-0,01	0,19

Tableau 2.6. Modèles candidats dans l'analyse du succès d'envol des oisillons de Crécerelle d'Amérique en Abitibi, QC entre 2007 et 2013. Les modèles sont des régressions logistiques mixtes avec effets aléatoires du site de nidification et de l'année. Les différences d'AIC_c (Δ AIC_c), poids d'Akaike (ω_i) et nombre de paramètres (K) sont présentés pour chaque modèle.

Modèles	Δ AIC _c ^a	ω_i	K
agricole 200ha + régénérations 200ha + agricole 200ha*régénérations 200ha + mature 200 ha + température minimale + différence date d'initiation (global 200 ha)	0,00	0,86	9
agricole 20ha + régénérations 20ha + agricole 20ha*régénérations 20ha + mature 20 ha + température minimale + différence date d'initiation (global 20 ha)	4,10	0,11	9
précipitations totales	6,74	0,03	4
régénérations 200 ha	20,92	0,00	4
agricole 200ha + régénérations 200ha + agricole 200ha*régénérations 200ha	23,84	0,00	6
température moyenne	25,68	0,00	4
régénérations 20 ha	26,51	0,00	4
mature 200 ha	27,28	0,00	4
1 (nul)	27,98	0,00	3
agricole 200ha	28,53	0,00	4
agricole 20ha + régénérations 20ha + agricole 20ha*régénérations 20ha	29,71	0,01	6
agricole 20ha	29,80	0,00	4
mature 20ha	30,00	0,00	4

^a La valeur d'AIC_c pour le meilleur modèle est de 284.59.

Tableau 2.7. Inférence multi-modèles pour les paramètres des modèles dont le ΔAIC_c est inférieur à 2 considérés dans l'analyse de succès d'envol des oisillons de Crécerelle d'Amérique entre 2007 et 2013. La variable ayant un effet sur le succès d'envol est présentée en gras (intervalle de confiance excluant 0).

Paramètre	β pondéré	SE inconditionnelle	95% IC	
température moyenne	0,97	0,29	0,39	1,54
précipitations totales	0,04	0,01	0,03	0,06
régénérations 200 ha	0,09	0,03	0,03	0,16
agricole 200 ha	0,01	0,01	-0,01	0,04
mature 200 ha	-0,02	0,01	-0,05	0



Figure 2.1. Localisation des 155 paires de niohirs dans l'aire d'étude, Canada, QC.

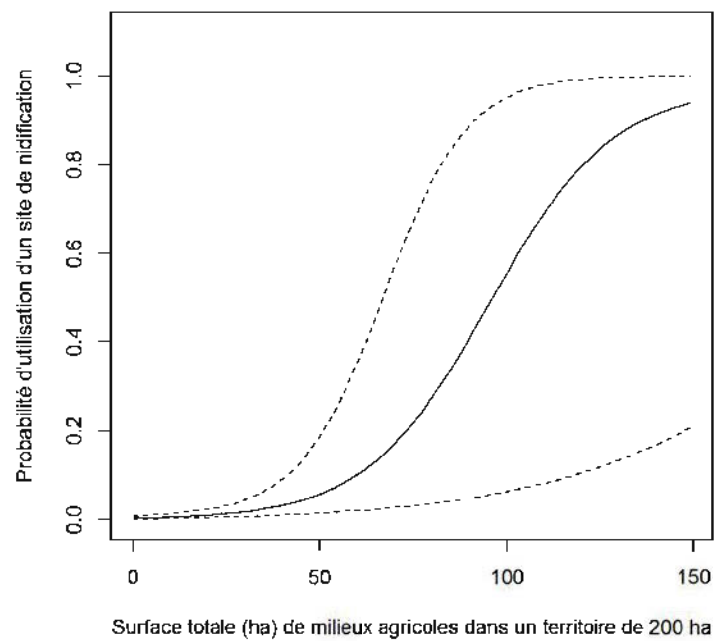


Figure 2.2. Relation entre la probabilité d'utilisation d'un site de nidification par un couple de Crécerelle d'Amérique et la surface totale (en ha) de milieux agricoles dans un domaine vital circulaire de 200 ha autour du nichoir. Les lignes pointillées représentent les intervalles de confiance à 95%.

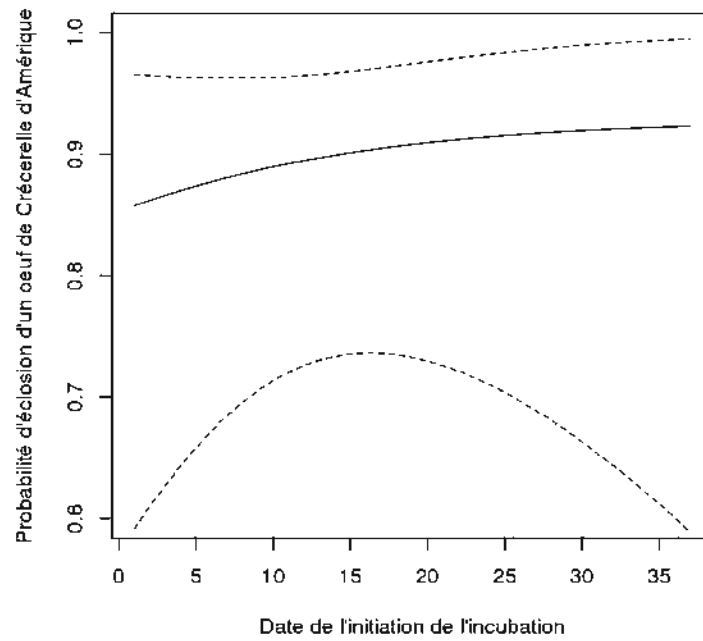


Figure 2.3. Relation entre la probabilité d'éclosion d'un œuf de Crécerelle d'Amérique et la date d'initiation de l'incubation. La date correspond au nombre de jours séparant la date d'initiation de celle la plus précoce enregistrée lors des suivis (i.e. le 6 mai). Les lignes pointillées représentent les intervalles de confiance à 95%.

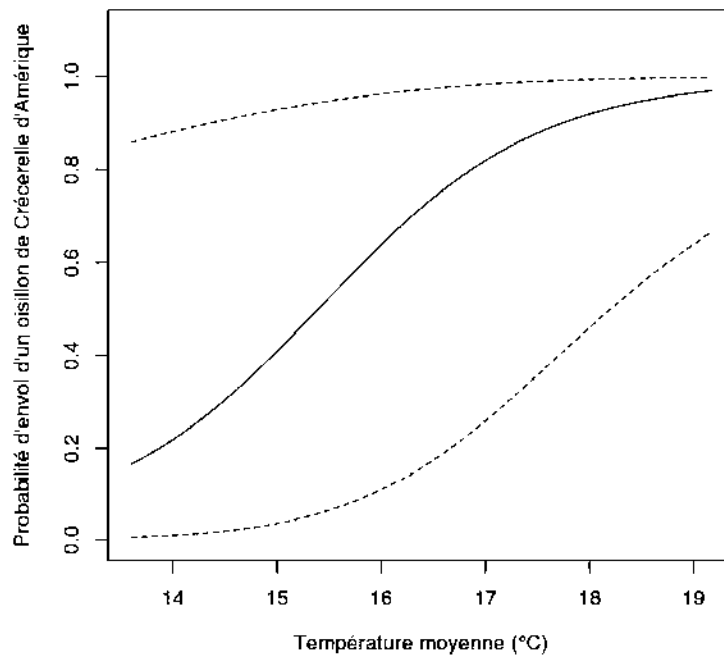


Figure 2.4. Relation entre la probabilité d'envol d'une jeune Crécerelle d'Amérique et la température moyenne calculée entre l'éclosion du premier œuf et la disparition du dernier oisillon. Les données sont issues de la station météorologique de Rouyn-Noranda (QC), Canada. Les lignes pointillées représentent les intervalles de confiance à 95%.

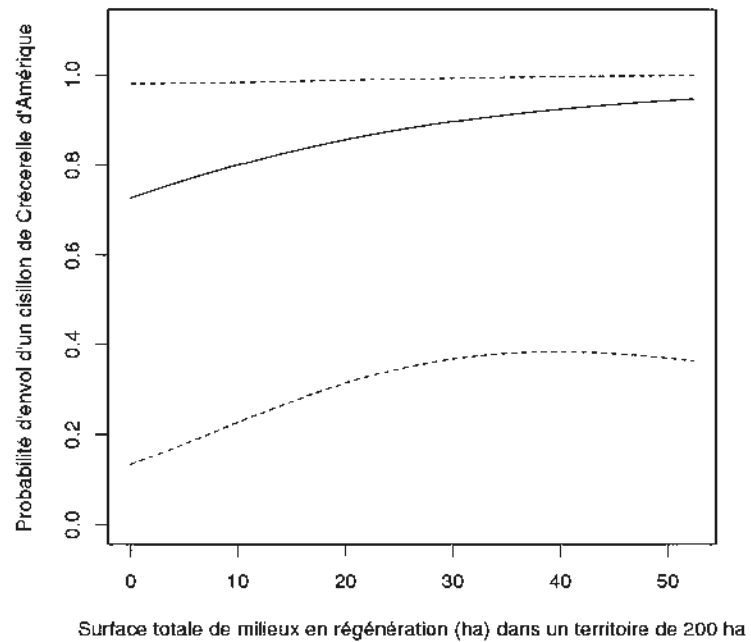


Figure 2.5. Relation entre la probabilité d'envol d'une jeune Crécerelle d'Amérique et la surface totale (en ha) de forêts en régénération dans un domaine vital circulaire de 200 ha autour du nid. Les lignes pointillées représentent les intervalles de confiance à 95%.

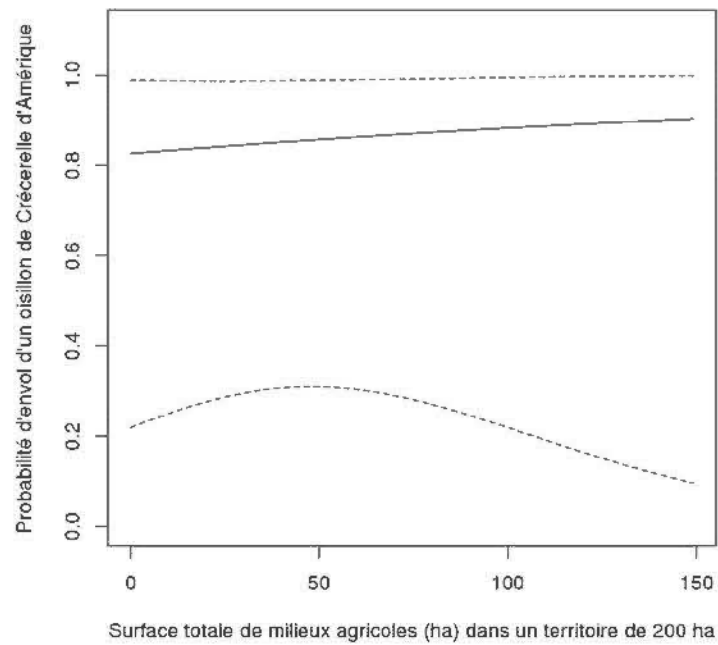


Figure 2.6. Relation entre la probabilité d'envol d'une jeune Crécerelle d'Amérique et la surface totale (en ha) milieux agricoles dans un domaine vital circulaire de 200 ha autour du nichoir. Les lignes pointillées représentent les intervalles de confiance à 95%.

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

La présente étude avait pour objectif de vérifier si, dans un contexte de cavités artificielles, les couples de Crécerelles d'Amérique utilisaient des sites de nidification selon trois types d'habitat (i.e. deux favorables, agricole et forestier en régénération, et un défavorable, forestier mature). L'étude devait également nous permettre de voir si cette utilisation avait des répercussions sur le succès d'envol ainsi que sur le succès d'éclosion en regard des types d'habitat, mais également de facteurs tels que l'avancée de la date d'initiation ou les conditions météorologiques. La revue de littérature nous avait permis de choisir deux superficies possibles de territoire de nidification, à savoir 20 et 200 ha. Des résultats clés, présentés dans l'article, sont ressortis de l'étude :

1. La probabilité d'initiation de nichée à un site augmente avec la quantité surfacique de milieux agricoles identifiés comme tels par le MRNF dans son 4^{ème} inventaire éco-forestier à l'échelle d'un domaine vital de 200 ha. Les forêts en régénération ont un effet marginal dans cette probabilité. De plus, ce sont les modèles incluant les surfaces dans un domaine vital de 200 ha qui ont le plus de poids dans la sélection de modèles.
2. Dans notre étude, le succès d'éclosion moyen est de 83%, ce qui est comparable à d'autres études faites en nichoirs artificiels. Les quantités surfaciques d'habitat ne semblent pas avoir de lien pour expliquer la variabilité de ces succès d'éclosion. Par contre, la température minimale ainsi que l'avancée de la date d'initiation qui est en lien avec la température minimale, semblent avoir des effets positifs significatifs.
3. Dans notre étude, le succès d'envol moyen est de 75%, ce qui est moins que pour d'autres études faites en nichoirs artificiels (i.e. près de 90%). Le succès d'envol augmente avec les précipitations totales et la température moyenne. De plus, il augmente avec la quantité surfacique de milieux en régénération.

De tels résultats indiquent dans un premier temps, que les régions les plus nordiques de l'aire de répartition de la Crécerelle d'Amérique (i.e. matrices paysagères agro-forestières) semblent offrir de bons habitats pour les crécerelles, surtout si l'activité sylvicole est importante. Les milieux forestiers matures n'ont eu aucun effet négatif sur l'utilisation des sites, mais leur disponibilité était généralement élevée pour tous les sites. Toutefois, puisque la taille du domaine vital peut refléter sa qualité écologique pour l'espèce qui l'utilise (Gard et Bird 1990), nos sites pourraient comporter beaucoup d'habitats inutilisés par les crécerelles. De plus, les régions nordiques connaissent des épisodes de gels tardifs dans la saison de nidification (i.e. jusqu'en juillet parfois). Ainsi, les adultes pourraient être poussés à abandonner leur nichée dans des conditions de gel pendant la période d'incubation des œufs.

Dans un second temps, nous avons prédit que les milieux en régénération seraient des habitats de meilleure qualité pour les crécerelles que les milieux agricoles dans notre aire d'étude. L'Abitibi est encore une région où l'agriculture est peu intensive. Les agriculteurs de la région sont axés sur l'élevage et utilisent la terre surtout pour produire du foin. Ainsi, les principaux habitats utilisés par la crécerelle pourraient être des prairies perturbées durant la saison estivale pour la récolte (fauchage). Notre analyse par comparaison de modèles a montré que la disponibilité des milieux agricoles favorisait la probabilité d'initiation des nichées. Une autre analyse par comparaison de modèles a montré que les forêts en régénération augmentaient le succès d'envol des oisillons de crécerelles. À la lumière de ces deux résultats, il semblerait que bien que les crécerelles utilisent prioritairement des sites où les milieux agricoles sont abondants, les régénérations forestières pourraient leur apporter des ressources supplémentaires pour optimiser leurs succès de reproduction (Dunning *et al.* 1992). En effet, même s'ils sont extensifs, les milieux agricoles subissent des activités humaines répétées durant la saison de nidification des crécerelles (i.e. activités de fauchage). Ces activités diminuent l'abondance et la diversité de la faune de prairie, notamment les micromammifères et les orthoptères dont se nourrissent les crécerelles (Jacob 2003, Humbert *et al.* 2010). Ainsi, lorsque les milieux agricoles sont perturbés, les crécerelles pourraient utiliser les régénérations où l'abondance de nourriture est stable et les perchoirs nombreux.

De tels résultats ne nous permettent toutefois pas de conclure que les milieux agricoles sont de mauvaise qualité dans notre aire d'étude. En effet, peu importe leur disponibilité, le succès d'envol des oisillons se situait à près de 80%. Par ailleurs, pour évaluer l'existence d'un piège écologique, il aurait fallu, d'après Robertson et Hutto (2006), obtenir les résultats suivants :

1. Les individus les premiers arrivés, les plus vieux ou encore les plus fidèles auraient dû utiliser les milieux agricoles ;
2. Les succès de reproduction ou la condition physique des individus auraient dû être évalués pour les deux types d'habitats ouverts séparément ;
3. Les succès de reproduction ou la condition physique des individus auraient dû être inférieurs dans le milieu choisi, à savoir les milieux agricoles.

De plus, avoir des degrés de perturbation dans les milieux agricoles amènerait de nouvelles conclusions quant à l'effet du changement des pratiques agricoles. La région présente des cultures intensives, des milieux agricoles extensifs ainsi que des forêts en régénération. Elle est donc idéale pour analyser les effets du changement des pratiques agricoles. Mais pour le moment, le design de nichoirs n'est pas adapté à de telles analyses. Pour répondre à ces nouvelles attentes, ce réseau devrait faire l'objet d'améliorations :

1. Améliorer la distribution des différentes variables d'habitat en sélectionnant des nichoirs ayant des territoires de 200 ha composés essentiellement de i) milieux en régénération seulement, ii) cultures de maïs, de soya et/ou de blé seulement, iii) prairies fauchées seulement et iv) pâturages seulement.
2. Pour l'occupation de nichoir, utiliser des variables réponses telles que la date d'arrivée au nichoir ou encore l'utilisation répétée dans le temps du nichoir. L'évaluation de l'âge des crécerelles étant difficile sur le terrain, utiliser la condition physique (i.e. indice de masse corporelle) (voir Heath *et al.* 2011) pourrait être un atout dans ces analyses.
3. Dans le cas où l'amélioration 1 ne peut être parfaite (i.e. des sites sont composés de régénérations et de milieux agricoles), il faudrait équiper les adultes d'émetteurs radio ou de marques visibles, pour relier de manière fiable les mesures de succès reproducteurs avec les différentes qualités d'habitat (très intensif à naturel).

Il serait également important de prévoir l'installation de micro-stations météorologiques sur les sites de nidification (e.g. thermomètres et pluviomètres) afin d'écarter tout biais dû à la distance avec la station météorologique dans les analyses de succès de reproduction.

Enfin, les autres réseaux nord-américains devraient porter une attention toute particulière à l'effet des pratiques agricoles sur la santé des populations de Crécerelles d'Amérique. En effet, c'est en améliorant les connaissances tant sur l'espèce que sur les habitats que nous pourrions interagir avec les agriculteurs pour la conservation de l'espèce.

Je propose ci-après trois axes d'acquisition de connaissances qui pourraient servir de référence pour l'étude de nombreux réseaux de nichoirs nord-américains :

1. Connaissances de l'espèce : suivi temporel des habitudes alimentaires (i.e. par l'analyse de boulettes, des apports de proies au nid et des restants de nichoir) et de l'utilisation des habitats (i.e. par télémétrie ou observation directe) pour chaque couple reproducteur identifié.
2. Connaissances des habitats : identification systématique et cartographie fine des habitats entourant les nichoirs, y compris par les différentes pratiques agricoles (i.e. type de culture), et analyses de paysages (e.g. effets de lisières, physionomie des parcelles, dynamiques sources-puits).
3. Connaissances de la disponibilité alimentaire : dans chaque type d'habitat référencé, analyse de la disponibilité en micromammifères par piégeage et analyse de la densité d'orthoptères par transects, par exemple (i.e. application de protocoles interannuels). Des groupes de proies pourraient être rajoutés selon les résultats de l'axe 1.
4. Connaissances de l'effet des habitats sur le fitness : dans chaque type d'habitat référencé et pour chaque disponibilité alimentaire évaluée, analyse de la capacité de chasse des adultes, des succès de reproduction et de la condition physique (e.g. perte de poids) et physiologique (e.g. stress) des adultes et leurs oisillons.

Ces quatre axes devraient au final pouvoir cibler l'effet des différentes pratiques agricoles sur la productivité des couples et leur investissement dans la reproduction.

Avec ce type d'études, les politiques agricoles européennes sont capables de proposer diverses mesures contractuelles engageant les agriculteurs à effectuer diverses actions pour la biodiversité contre rémunération (Donald et Evans 2006, Commission Européenne 2014). Par exemple pour le Faucon crécerellette (*Falco naumanni*) en France, les agriculteurs sont encouragés à laisser des bandes enherbées non cultivées au travers de leurs cultures de blé de maïs ou de soya (i.e. appelées grandes cultures). Ils peuvent aussi être encouragés à diminuer la quantité de certains produits phytosanitaires. Sur les cultures plus pauvres (i.e. foin et pâturages), ils peuvent être encouragés à laisser des bandes non récoltées avec des rotations tous les 5 ans ou encore à semer des espèces indigènes de légumineuses (i.e. appelées cultures faunistiques) (voir LPO Mission Rapace (2010)).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES POUR L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALES

- Armstrong, R.H. (1995). *Guide to the birds of Alaska*. Seattle, WA, USA, Alaska Northwest Books.
- Askins, A.R. (1993). "Population trends in grassland, shrubland, and forest birds in Eastern North America." *Current Ornithology* 11: 1-34.
- Barrett, G.W. et C.V. Mackey (1975). "Prey selection and caloric ingestion rate of captive American Kestrels." *The Wilson Bulletin* 87(4): 514-519.
- Battin, J. (2004). "When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations." *Conservation Biology* 18(6): 1482-1491.
- Benton, T.G., J.A. Vickery et J.D. Wilson (2003). "Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?" *Trends in Ecology and Evolution* 18(4): 182-188.
- Berry, M.E., C.E. Bock et S.L. Haire (1998). "Abundance of diurnal raptors on open space grasslands in an urbanized landscape." *Condor*: 601-608.
- Best, L.B. (1986). "Conservation tillage: ecological traps for nesting birds?" *Wildlife Society Bulletin* 14(3): 308-317.
- Best, L.B., K.E. Freemark, J.J. Dinsmore et M. Camp (1995). "A review and synthesis of habitat use by breeding birds in agricultural landscapes of Iowa." *The American Midland Naturalist* 134: 1-29.
- Bildstein, K.L. (1998). "Long-term counts of migrating raptors: A role for volunteers in wildlife research." *The Journal of Wildlife Management* 62: 435-445.
- Bildstein, K.L. et M.W. Collopy (1987). Hunting behavior of Eurasian (*Falco tinnunculus*) and American Kestrels (*F. sparverius*): a review. *The ancestral kestrel*. D. M. Bird and R. Bowman, Raptor Research. 6: 66-82.
- Bird, D.M. (2009). "The American kestrel: From common to scarce?" *Journal of Raptor Research* 43(4): 261-262.
- Bird, D.M. et D. Henderson (1995). American kestrel. *The breeding birds of Quebec: atlas of the breeding birds of southern Quebec*. J. Gauthier and Y. Aubry. Montréal, QC, CA, Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada: 400-403.
- Bird, D.M. et R.S. Palmer (1988). American kestrel. *Handbook of North American birds*. R. S. Palmer. New Haven, CTU, USA, Yale University Press. 5, diurnal raptors: 253-290.
- Bird Life International. (2013, 13-10-29). "Species factsheet: Falco sparverius.", from <http://www.birdlife.org/datazone/speciesfactsheet.php?id=3596>.

- Boatman, N.D., N.W. Brickle, J. Hart, T.P. Milson, A.J. Morris, A.W.A. Murray, K.A. Murray et P.A. Robertson (2004). "Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds." *Ibis* **146**(2): 131-143.
- Bollinger, E.K., P.B. Bollinger et T.A. Gavin (1990). "Effects of hay-cropping on eastern populations of the Bobolink." *Wildlife Society Bulletin* **18**(2): 142-150.
- Bortolotti, G.R. (1994). "Effect of nest-box size on nest-site preference and reproduction in American kestrels." *Journal of Raptor Research* **28**(3): 127-133.
- Bortolotti, G.R., K.L. Wiebe et W.M. Iko (1991). "Cannibalism of nestling of American kestrels by their parents and siblings." *Canadian Journal of Zoology* **69**: 1447-1453.
- Cade, T.J. (1982). *The falcons of the world*. Ithaca, NY, USA, Cornell University Press.
- Cade, T.J. et W. Bumham (2003). *Return of the peregrine: a North American saga of tenacity and teamwork*. Boise, ID, USA, The Peregrine Fund, Inc.
- Chace, J.F. et J.J. Walsh (2006). "Urban effects on native avifauna: a review." *Landscape and Urban Planning* **74**: 46-69.
- Chamberlain, D.E., R.J. Fuller, R.G.H. Bunce, J.C. Duckworth et M. Shrubbs (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**(5): 771-788.
- Commission Européenne. (2014, 2014-03-03). "Mesures agro-environnementales." from http://ec.europa.eu/agriculture/envir/measures/index_fr.htm.
- Coppedge, B.R., S.D. Fuhlendorf, W.C. Harrell et D.M. Engle (2008). "Avian community response to vegetation and structural features in grasslands managed with fire and grazing." *Biological Conservation* **141**(5): 1196-1203.
- COSEPAC. (2011, 11-10-17). "Espèces sauvages canadiennes en péril.", from http://www.cosepac.gc.ca/fra/sct0/rpt/rpt_ecep_f.cfm
- Craig, T.H. et C.H. Trost (1979). "The biology and nesting density of breeding American Kestrels and Long-eared Owls on the Big Lost River, southeastern Idaho." *The Wilson Bulletin*: 50-61.
- Cruz, A. (1976). "Food and foraging ecology of the American kestrel in Jamaica." *The Condor* **78**(3): 409-412.
- Dawson, R.D. et G.R. Bortolotti (2000). "Reproductive success of American kestrels: the role of prey abundance and weather." *The Condor* **102**: 814-822.
- Dawson, R.D. et G.R. Bortolotti (2003). "Parental effort of American kestrels: the role of variation in brood size." *Canadian Journal of Zoology* **81**: 852-860.
- Dawson, R.D. et G.R. Bortolotti (2006). "Fire in the boreal forest: Proximate effects on reproduction and long-term consequences for territory occupancy of American kestrels." *Ecoscience* **13**(1): 75-81.
- Delibes, M., P. Gaona et P. Ferreras (2001). "Effects of an attractive sink leading into maladaptive habitat selection." *The American Naturalist* **158**(3): 277-285.

- Dijkstra, C., A. Bult, S. Bijlsma, S. Daan, T. Meijer et M. Zijlstra (1990). "Brood size manipulation in the Kestrel, *Falco tinnunculus*: Effects of offspring and parent survival." *Journal of Animal Ecology* 59(1): 269-285.
- Donald, P.F. et A.D. Evans (2006). "Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes." *Journal of Applied Ecology* 43(2): 209-218.
- Donovan, T.M. et F.R.I. Thompson (2001). "Modeling the ecological trap hypothesis: a habitat and demographic analysis for migrant songbirds." *Ecological Applications* 11(3): 871-882.
- Dunning, J.B., B.J. Danielson et H.R. Pulliam (1992). "Ecological processes that affect populations in complex landscapes." *Oikos*: 169-175.
- Erickson, G., R. Fyfe, R. Bromley, G.L. Holroyd, D. Mossop, B. Munro, R. Nero, C. Shank et T. Wiens (1988). Plan de rétablissement du Faucon pèlerin *anatum*., Comité technique chargé de la protection des rapaces de l'Ouest, Ministère de l'Environnement, Service canadien de la faune.
- FADQ (2010). Base de données des cultures assurées. Saint-Romuald, QC, CA., La Financière agricole du Québec, Direction des ressources informationnelles.
- Farmer, C.J., R.J. Bell, B. Drolet, L.J. Goodrich, E. Greenstone, D. Grove, D.J.T. Hussel, D. Mizrahi, F. Nicoletti et J. Sodergren (2008a). Trends in autumn counts of migratory raptors in northeastern North America, 1974–2004. *State of America's birds of prey*. K. L. Bildstein, J. P. Smith, E. R. Inzunza and R. R. Veit. Washington, DC, USA, The American Ornithologist's Union: 179-215.
- Farmer, C.J., L.J. Goodrich, E.R. Inzunza et J.P. Smith (2008b). Conservation status of North America's birds of prey. *State of America's birds of prey*. K. L. Bildstein, J. P. Smith, E. R. Inzunza and R. R. Veit. Washington, DC, USA, The American Ornithologist's Union: 303-419.
- Fergusson-Lee, J. et D.A. Christie (2001). *Raptors of the world*. Boston, MA, USA, Houghton-Miffl.
- Fisher, D.L., K.L. Ellis et R.J. Meese (1984). "Winter habitat selection of diurnal raptors in central Utah." *Journal of Raptor Research* 18: 98-102.
- Fuller, R.J. (2000). Relationships between recent changes lowland British agriculture and farmland bird populations: an overview. *The conservation and ecology of lowland farmland birds*. N. J. Aebischer, A. D. Evans, G. P.V. and V. J.A. Tring, UK., British Ornithologists' Union: 5-16.
- Gagnon, J. (2013). *Alimentation, sélection de l'habitat et succès reproducteur chez la Petite Nyctale (Aegolius acadicus) en forêt boréale mixte du Québec*. maîtrise, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Galbraith, H. (1988). "Effects of agriculture on the breeding ecology of lapwings *Vanellus vanellus*." *Journal of Applied Ecology*: 487-503.

- Gard, N.W. et D.M. Bird (1990). "Breeding behavior of American kestrels raising manipulated brood sizes in years of varying prey abundance." *The Wilson Bulletin* **102**(4): 605-614.
- Gard, N.W. et D.M. Bird (1992). "Nestling growth and fledging success in manipulated American kestrel broods." *Canadian Journal of Zoology* **70**: 2421-2425.
- Gardiner, T. et M. Hassall (2009). "Does microclimate affect grasshopper populations after cutting of hay in improved grassland?" *Journal of Insect Conservation* **13**(1): 97-102.
- Gauthier, J. et Y. Aubry (1995). *Les Oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Montréal, QC, CA, Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada.
- Gibbs, K.E., R.L. Mackey et D.J. Currie (2009). "Human land use, agriculture, pesticides and losses of imperiled species." *Diversity and distribution* **15**: 242-253.
- Greenwood, J.L. et R.D. Dawson (2011). "Nest- and territory-scale predictors of nest-site selection, reproductive investment and success in a northern population of American kestrels (*Falco sparverius*)." *Ecoscience* **18**(2): 145-146.
- Hamerstrom, F., F.N. Hamerstrom et J. Hart (1973). "Nest boxes: an effective management tool for kestrels." *The Journal of Wildlife Management*: 400-403.
- Heintzelman, D.S. (1964). "Spring and summer Sparrow Hawk food habits." *The Wilson Bulletin* **76**(4).
- Heintzelman, D.S. et A.C. Nagy (1968). "Clutch sizes, hatchability rates, and sex ratios of sparrow hawks in eastern Pennsylvania." *The Wilson Bulletin*: 306-311.
- Hinam, H.L. et C.C. St Clair (2008). "High levels of habitat loss and fragmentation limit reproductive success by reducing home range size and provisioning rates of Northern saw-whet owls." *Biological Conservation* **141**(2): 524-535.
- Humbert, J.-Y., J. Ghazoul, N. Richner et T. Walter (2010). "Hay harvesting causes high orthopteran mortality." *Agriculture, Ecosystems & Environment* **139**(4): 522-527.
- Humbert, J.-Y., J. Ghazoul et T. Walter (2009). "Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna." *Agriculture, Ecosystems & Environment* **130**(1-2): 1-8.
- Iko, W.M. (1991). *Changes in body mass of American kestrels (*Falco sparverius*) during the breeding season*. maîtrise, Université de Saskatchewan.
- Jacob, J. (2003). "Short-term effects of farming practices on populations of common voles." *Agriculture, Ecosystems and Environment* **95**(1): 321-325.
- Jobin, B., J. Beaulieu, M. Grenier, L. Bélanger, C. Maisonneuve, D. Bordage et B. Filion (2004). "Les paysages agricoles du Québec méridional." *Le Naturaliste Canadien* **128**: 92-98.
- Jobin, B., J.-L. DesGranges et C. Boutin (1996). "Population trends in selected species of farmland birds in relation to recent developments in agriculture in the St Lawrence's Valley." *Agriculture, Ecosystems and Environments* **57**: 103-116.

- Katzner, T., S. Robertson, B. Robertson, J.R. Klucsarits, K. McCarty et K.L. Bildstein (2005). "Results from a long-term nest-box program for American kestrel: implications for improved population monitoring and conservation." *Journal of Field Ornithology* 76(3): 217-226.
- Kirk, D.A., K.E. Lindsay et R.W. Brook (2011). "Risk of agricultural practices and habitat change to farmland birds." *Avian Conservation and Ecology* 6(1).
- Knopf, F.L. (1994). "Avian assemblages on altered grasslands." *Studies in avian biology* 15: 247-257.
- Kokko, H. et W.J. Sutherland (2001). "Ecological traps in changing environments: ecological and evolutionary consequences of a behaviourally mediated Allee effect." *Evolutionary Ecology Research* 3(5): 537-551.
- Lack, D. (1954). *The natural regulation of animal numbers.*, Oxford University Press.
- Lacombe, D., D.M. Bird et K.A. Hibbard (1994). "Influence of reduced food availability on growth of captive American kestrels." *Canadian Journal of Zoology* 72: 2084-2089.
- Le Roux, X., R. Barbault, J. Baudry, F. Burel, I. Doussan, E. Garnier, F. Herzog, S. Lavorel, R. Lifran et J. Roger-Estrade (2008). Agriculture et biodiversité: valoriser les synergies. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport. Versailles (F), Institut National de la Recherche Agronomique.
- LPO Mission Rapace. (2010, 2014-02-19). "Plan Nation d'Action pour la conservation du Faucon crécerellette *Falco naumani*.", 2014, from <http://rapaces.lpo.fr/faucon-crecerellette/conservation-le-plan-national-dactions>.
- McLaughlin, A. et P. Mineau (1995). "The impact of agricultural practices on biodiversity." *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55(3): 201-212.
- Meehan, T.D., B.P. Werling, D.A. Landis et C. Gratton (2011). "Agricultural simplification and insecticide use in the Midwestern United States." *Proceedings of the National Academy of Science*.
- Miller, K.E. et J.A. Smallwood (1997). "Natal dispersal and philopatry of southeastern American kestrels in Florida." *The Wilson Bulletin* 109(2): 226-232.
- Mineau, P. et M. Whiteside (2006). "Lethal risk to birds from insecticide use in the United States: A spatial and temporal analysis." *Environmental Toxicology and Chemistry* 25(5): 1214-1222.
- Murphy, M.T. (2003). "Avian population trends within the evolving agricultural landscape of eastern and central United States." *The Auk* 120(1): 20-34.
- Nicoletti, F. (1996). "American kestrel and Merlin migration correlated with green darver movements at Hawk Ridge." *The Loon* 68(216-220).
- Patten, M.A. et J.F. Kelly (2010). "Habitat selection and the perceptual trap." *Ecological Applications* 20(8): 2148-2156.

- Peakall, D.B. (1975). Physiological effects of chlorinated hydrocarbons on avian species. *Environmental dynamics of pesticides*. R. Hague and V. Freed. New York, NY, USA, Plenum Press: 343-360.
- Plantureux, S., A. Peeters et D. McCracken (2005). "Biodiversity in intensive grasslands: effect of management, improvement and challenges." *Agronomy Research* 3(2): 153-164.
- Poole, R.D. et F. Gill (2005). *The Birds of North America*. Philadelphia, PE, USA.
- Porter, R.D. et S.N. Wiemeyer (1972). "DDE at low dietary levels kills captive American kestrels." *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 8(4): 193-199.
- Pulliam, H.R. (1974). "On the theory of optimal diets." *The American Naturalist*: 59-74.
- Pyke, G.H., H.R. Pulliam et E.L. Charnov (1977). "Optimal foraging: a selective review of theory and tests." *Quarterly Review of Biology* 52(2): 137-154.
- Rasmussen, J.L., S.G. Sealy et R.J. Cannings. (2008, 13-06-29). "Northern saw-whet owl (*Aegolius acadicus*)." Retrieved 42, from <http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/042>.
- Robertson, B.A. et R.L. Hutto (2006). "A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence." *Ecology* 87(5): 1075-1085.
- Robinson, R.A. et W.J. Sutherland (2002). "Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain." *Journal of Applied Ecology* 39: 157-176.
- Rohrbaugh, R.W.J. et R.H. Yahner (1997). "Effects of macrohabitat and microhabitat on nest-box use and nesting success of American kestrels." *The Wilson Bulletin* 109(3): 410-423.
- Rudolphs, G. (1982). "Foraging strategies of American kestrels during breeding." *Ecology* 63: 1268-1276.
- Sarasola, J.H., M.A. Santillan et M.A. Galmes (2003). "Food habits and foraging ecology of American kestrels in the semiarid forests of central Argentina." *Journal of Raptor Research* 37(3): 236-243.
- Sauer, J.R., J.E. Hines et J. Fallon. (2007, 13-06-25). "The North American Breeding Bird Survey, results and analysis 1966-2006.", from <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/>.
- Sauer, J.R., S. Schwartz et B. Hoover (1996). The Christmas bird count home page, Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD. Version 95.1.
- Schlaepfer, M.A., M.C. Runge et P.W. Sherman (2002). "Ecological and evolutionary traps." *Trends in Ecology and Evolution* 17(10): 474-480.
- Sheffield, L.M., J.R. Crait, W.D. Edge et G. Wang (2001). "Response of American kestrels and gray-tailed voles to vegetation height and supplemental perches." *Canadian Journal of Zoology* 79: 380-385.
- Sih, A. et B. Christensen (2000). "Optimal diet theory: when does it work, and when and why does it fail?" *Animal Behavior* 61: 379-390.

- Simonetti, J., H. Nuñez et J. Yañez (1982). "Falco sparverius L.: rapaz generalista en Chile central (Aves: Falconidae)." *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural* **39**: 119-124.
- Smallwood, J.A. (1990). Kestrel and Merlin. *Proceedings of the Southeast Raptor Management Symposium*. G. P. B.A. Washington, DC, USA, Naturalists Wildlife Federation: 29-37.
- Smallwood, J.A. et D.M. Bird. (2002, 13/08/02). "American kestrel (Falco sparverius)." 2013, from <http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/602>.
- Smallwood, J.A., M.F. Causey, D.H. Mossop, J.R. Klucsarits, B. Robertson, S. Robertson, J. Mason, M.J. Maurer, R.J. Melvin et R.D. Dawson (2009a). "Why are American Kestrel (Falco sparverius) populations declining in North America? Evidence from nest-box programs." *Journal of Raptor Research* **43**(4): 274-282.
- Smallwood, J.A. et M.W. Collopy (2009). "Southeastern American kestrels respond to an increase in the availability of nest cavities in north-central Florida." *Journal of Raptor Research* **43**(4): 291-300.
- Smallwood, J.A. et C. Natale (1998). "The effect of patagial tags on breeding success in American Kestrels." *North American Bird Bander* **23**: 73-78.
- Smallwood, J.A. et P.J. Wargo (1997). "Nest site habitat structure of American Kestrels in northwestern New Jersey." *Bulletin of New Jersey Academy of Science* **42**: 7-10.
- Smallwood, J.A., P. Winkler, G.I. Fowles et M.A. Craddock (2009b). "American kestrel breeding habitat : the importance of patch size." *Journal of Raptor Research* **43**(4): 308-314.
- Smith, D.G., C.R. Wilson et H.H. Frost (1972). "The biology of the American Kestrel in central Utah." *The Southwestern Naturalist*: 73-83.
- Stahlecker, D.W. et H.J. Griese (1979). "Raptor use of nest boxes and platforms on transmission towers." *Wildlife Society Bulletin* **7**: 59-62.
- Stallman, H.R. et L.B. Best (1996). "Bird use of an experimental strip intercropping system in northeast Iowa." *The Journal of wildlife management*: 354-362.
- Steenhof, K. et B. Peterson (1997). "Double brooding by American kestrels in Idaho." *Journal of Raptor Research* **31**(3): 274-276.
- Stoate, C., N.D. Boatman, R.J. Borralho, C. Rio Carvalho, G.R. de Snoo et P. Eden (2001). "Ecological impacts of arable intensification in Europe." *Journal of Environmental Management* **63**(337-365).
- Tate, J.J. (1981). "The Blue List for 1981: the first decade." *American Birds* **35**(1): 3-10.
- Thibault, M., M. Gagnon et D. Hotte (1985). Description du milieu forestier du Québec méridional par domaine ou sous-domaine climacique. Rapport interne. Québec (CA). Ministère de l'énergie et des ressources, de la recherche et du développement, Service de la recherche appliquée. **309**.

- Thorbeck, P. et T. Bilde (2004). "Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management." *Journal of Applied Ecology* **41**(3): 526-538.
- Tigner, J.R., M.W. Call et M.N. Kochert (1996). Effectiveness of artificial nesting structures for Ferruginous Hawks. *Raptors in human landscapes: adaptation to built and cultivated environments*. D. M. Bird, D. E. Varland and J. J. Negro. Academic Press, New York: 137-144.
- Toland, B.R. (1987). "The effect of vegetative structure cover on foraging strategies, hunting success and nesting distribution of American kestrels in Central Missouri." *Journal of Raptor Research* **21**(1): 14-20.
- Toland, B.R. et W.H. Elder (1987). "Influence of nest-box placement and density on abundance and productivity of American kestrels in Central Missouri." *The Wilson Bulletin* **99**(4): 712-717.
- Tscharntke, T., R. Bommarco, Y. Clough, T.O. Crist, D.R. Kleijn, T.A., J.M. Tylianakis, S. Van Nouhuys et S. Vidal (2007). "Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale." *Biological Conservation* **43**: 294-309.
- Tscharntke, T., A. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter et C. Thies (2005). "Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management." *Ecology Letters* **8**: 857-874.
- USFWS (2008). Bird of Conservation Concern. Arlington, Virginia., United States Department of Interior, Fish and Wildlife Service, Division of Migratory Bird Management: 85.
- Varland, D.E. et T.M. Loughin (1993). "Reproductive success of American kestrels nesting along an interstate highway in Central Iowa." *The Wilson Bulletin* **105**(3): 465-474.
- Warner, R.E. (1994). "Agricultural land use and grassland habitat in Illinois: future shock for midwestern birds?" *Conservation Biology* **8**(1): 147-156.
- Wiebe, K.L. et G.R. Bortolotti (1995). "Food-dependent benefits of hatching asynchrony in American kestrels, *Falco sparverius*." *Behavioral Ecology and Sociobiology* **36**(1): 49-57.
- Wiemeyer, S.N., C.M. Bunck et A.J. Krinitzky (1988). "Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and mercury in Osprey eggs 1970-1979 and their relationship to shell thinning and productivity." *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **17**: 767-787.
- Wiemeyer, S.N. et D.W. Sparling (1991). "Acute toxicity of four anticholinesterase insecticides to American Kestrels, Eastern Screech-Owls and Northern Bobwhites." *Environmental Toxicology and Chemistry* **10**(9): 1139-1148.
- With, K.A., A.W. King et W.E. Jensen (2008). "Remaining large grasslands may not be sufficient to prevent grassland bird declines." *Biological Conservation* **141**(12): 3152-3167.

Wolff, A., J.-P. Paul, J.-L. Martin et V. Bretagnolle (2001). "The benefits of extensive agriculture to birds: the case of the Little Bustard." *Journal of Applied Ecology* **38**(5): 963-975.