

Analyse des données de récolte de petit gibier dans les réserves fauniques et les zones d'exploitation contrôlée

Juin 2021

MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS



ÉQUIPE DE RÉALISATION

Auteurs : Pierre Blanchette
Maxime Lavoie
Aurélie Renard
Kathleen Bédard
Direction de l'expertise sur la faune terrestre,
l'herpétofaune et l'avifaune

Révision : Édith Cadieux
Direction de l'expertise sur la faune terrestre,
l'herpétofaune et l'avifaune

BLANCHETTE, P., M. LAVOIE, A. RENARD et K. BÉDARD (2021). *Analyse des données de récolte de petit gibier dans les réserves fauniques et les zones d'exploitation contrôlée*, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats et Direction de l'expertise sur la faune terrestre, l'herpétofaune et l'avifaune, 65 p.

© Gouvernement du Québec
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Dépôt légal - Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2021

ISBN (version imprimée) : 978-2-550-89689-0
ISBN (PDF) : 978-2-550-89690-6

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier M^{me} Marie Genest pour la compilation de la base de données. Nos remerciements s'adressent également aux directions régionales de la faune et à la Direction de la conservation des habitats, des affaires législatives et des territoires fauniques pour leur collaboration tout au long de ce travail. Finalement, nos remerciements s'adressent également à M^{me} Adeline Bazoge pour ses commentaires constructifs sur le texte

RÉSUMÉ

Au Québec, la chasse au petit gibier est une activité cynégétique populaire. Le premier plan de gestion du petit gibier qui est entré en vigueur en 2011 constatait que le suivi de base de cette ressource est rudimentaire. Pour pallier cette carence, l'utilisation des données de récolte de petit gibier dans les territoires fauniques structurés (TFS) a été envisagée afin de mettre en place des indicateurs de suivi de la tendance des populations des principales espèces de petit gibier, soit la gélinotte huppée, le tétras du Canada et le lièvre d'Amérique. Le but de ce rapport est de développer un indicateur de suivi de la tendance de l'abondance des populations de petit gibier à partir des données liées à la récolte dans les zones d'exploitation contrôlée (ZEC) et les réserves fauniques (RF). Plus précisément, les objectifs de ce travail sont de dresser un profil pour l'ensemble du Québec méridional de l'évolution des différents paramètres liés à la récolte de petit gibier, de déterminer quels facteurs environnementaux pouvaient expliquer les fluctuations observées et d'évaluer si les données de récolte en territoire libre gaspésien sont corrélées avec celles provenant des territoires fauniques structurés afin d'évaluer la possibilité d'étendre ce réseau dans les régions peu couvertes par ces derniers. Enfin, un dernier objectif est de proposer un canevas d'analyse et de production de bilans régionaux de l'état des populations de petit gibier à partir des données d'exploitation dans les territoires fauniques structurés.

Les données d'effort (jour-chasseur) et de récolte (récolte annuelle) proviennent des ZEC et des RF de quatre domaines bioclimatiques de 1971 à 2016, et d'un réseau de chasseurs volontaires sur le territoire libre gaspésien mis en place par la Direction régionale de la faune de la Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine de 2000 à 2016. Les données de récolte ont été compilées pour les galliformes forestiers (gélinotte huppée et tétras du Canada), car les données de récolte ne distinguent ces deux espèces que depuis quelques années, et pour le lièvre d'Amérique. Des analyses de coefficients de corrélation croisée moyens ont été effectuées afin de déterminer si les succès de chasse étaient synchronisés entre les domaines bioclimatiques et les territoires fauniques structurés. Les effets de plusieurs variables environnementales (de météorologie, d'habitats et d'abondance relative des prédateurs) ont été évalués sur les tendances et les variations interannuelles du succès de chasse à l'aide de modèles généraux linéaires mixtes selon une approche de sélection de modèles.

Les résultats montrent qu'à l'échelle de la province le **succès de chasse** standardisé aux galliformes forestiers semble avoir diminué de 1971 à 1980, puis s'être stabilisé jusqu'en 2010 où une seconde diminution semble avoir débuté. Pour le lièvre d'Amérique, la **cyclicité** de 10 ans est apparente à la grandeur de la province une fois les données standardisées, mais l'amplitude des cycles semble diminuer. La cyclicité des populations de galliformes forestiers devient plus évidente lorsque les analyses sont effectuées selon les domaines bioclimatiques. En effet, la tendance à long terme semble suivre un cycle d'environ 40 ans dans l'érablière à bouleau jaune et de 30 à 35 ans dans la sapinière à bouleau blanc. Les cycles sont cependant décalés d'environ huit ans entre ces deux régions. Un cycle semble également récurrent dans la pessière à mousses, mais d'environ 20 ans. La cyclicité de 10 ans des populations de lièvres est également observable par domaine bioclimatique et elle semble bien synchronisée entre ceux-ci. Cependant, l'amplitude des cycles s'atténue, sauf dans la pessière à mousses.

La corrélation du **succès de chasse** interannuel aux galliformes forestiers et au lièvre est fonction de la distance entre les domaines bioclimatiques : plus les domaines sont éloignés, moins forte est la corrélation. La corrélation des succès de chasse interannuels entre les ZEC et les RF varie selon le domaine bioclimatique. La distance pour laquelle le succès de chasse est synchronisé entre les territoires étudiés est de 140 km pour les galliformes forestiers et de 120 km pour le lièvre. Le succès de chasse aux galliformes forestiers mesuré dans les territoires fauniques structurés est faiblement corrélé avec celui du territoire libre en Gaspésie.

La tendance globale du succès de chasse aux galliformes forestiers est négativement liée à la proportion de forêts résineuses matures, alors qu'aucune variable n'est importante pour expliquer la tendance globale du succès de chasse au lièvre. Aucune variable environnementale n'est importante pour expliquer les variations interannuelles du succès de chasse aux galliformes forestiers, alors que celles du succès de chasse au lièvre sont associées aux domaines bioclimatiques, le succès de chasse annuel augmente en fonction de la latitude des domaines bioclimatiques.

Les résultats de la **tendance du succès de chasse** aux galliformes forestiers et au lièvre concordent avec ceux d'autres études effectuées en Amérique du Nord. La tendance à la baisse, notamment des populations de gélinottes huppées, et l'affaissement de l'amplitude des cycles du lièvre semblent généralisés et les causes les plus probables sont d'origines extrinsèques aux espèces (changements climatiques, entre autres).

Des indicateurs de suivi de la tendance globale et du succès de chasse annuel aux galliformes forestiers et au lièvre sont proposés. L'effort consacré à la clientèle pour qu'elle distingue les deux espèces de galliformes devra se poursuivre, car les tendances de ces deux espèces pourraient être différentes. De plus, la mesure du nombre moyen d'heures de chasse par jour-chasse par territoire permettrait une meilleure comparaison du succès de chasse annuel entre les ZEC, les RF et les réseaux de chasseurs sur territoire libre. L'échelle d'analyse pour le suivi de ces indicateurs est le domaine bioclimatique. La distance de synchronisation des tendances entre les territoires est relativement faible, ce qui nécessite de suivre l'ensemble des territoires fauniques structurés. De plus, la taille de l'échantillon, soit le nombre de territoires fauniques structurés par domaine, permet une meilleure précision de ces indicateurs. Pour les domaines qui n'ont aucun ou très peu de territoires fauniques structurés, il faudra mettre en place une façon d'obtenir les données, soit par la création d'un réseau de chasseurs volontaires comme en Gaspésie ou d'une autre façon (p. ex., enregistrement de la récolte). Un exemple de présentation des indicateurs de suivi par domaine bioclimatique est présenté en annexe.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	I
RÉSUMÉ	II
LISTE DES TABLEAUX	VII
LISTE DES FIGURES	VIII
INTRODUCTION	1
BUT ET OBJECTIFS DU RAPPORT	3
AIRE D'ÉTUDE	4
ÉRABLIÈRE À BOULEAU JAUNE.....	4
SAPINIÈRE À BOULEAU JAUNE.....	5
SAPINIÈRE À BOULEAU BLANC	5
PESSIÈRE À MOUSSES	5
MÉTHODES	6
SUCCÈS DE CHASSE	6
<i>Territoires fauniques structurés</i>	6
<i>Territoire libre en Gaspésie</i>	6
VARIABLES ENVIRONNEMENTALES	7
ANALYSES STATISTIQUES.....	9
RÉSULTATS	10
RÉSULTATS BRUTS	10
RÉSULTATS DES ANALYSES STATISTIQUES	18
<i>Synchronisation à l'échelle de la province</i>	18
<i>Synchronisation à l'échelle des régions bioclimatiques</i>	19
<i>Synchronisation entre les types de territoires fauniques structurés</i>	23
<i>Synchronisation à l'échelle des territoires</i>	26
<i>Synchronisation entre les territoires fauniques structurés et le territoire libre en Gaspésie</i>	26
<i>Effets des variables environnementales</i>	28
DISCUSSION	34
TENDANCE GLOBALE	34
VARIATIONS INTERANNUELLES	37
RELATIONS ENTRE LES TERRITOIRES FAUNIQUES STRUCTURÉS ET LE TERRITOIRE LIBRE.....	38
CANEVAS D'ANALYSE POUR LE SUIVI DES POPULATIONS DE PETIT GIBIER EN FONCTION DES DONNÉES DE RÉCOLTE	39

<i>Échelle d'analyse</i>	39
<i>Uniformisation et validation des données</i>	40
<i>Analyse des données</i>	40
CONCLUSION	41
LISTE DES RÉFÉRENCES	42
ANNEXE 1	47
DÉFINITION DES VARIABLES ENVIRONNEMENTALES	48
ANNEXE 2	50
MODÈLES ÉLABORÉS POUR EXPLIQUER LA TENDANCE GÉNÉRALE DU SUCCÈS DE CHASSE	51
MODÈLES ÉLABORÉS POUR EXPLIQUER LA VARIATION INTERANNUELLE DU SUCCÈS DE CHASSE ...	53
ANNEXE 3	56
INDICATEUR DE SUIVI DE LA CHASSE AUX GALLIFORMES FORESTIERS	57
INDICATEUR DE SUIVI DE LA CHASSE AU LIÈVRE D'AMÉRIQUE	59
ANNEXE 4	61
PROPORTION DE LA SUPERFICIE DES DOMAINES BIOCLIMATIQUES PAR RÉGION ADMINISTRATIVE ...	62
TERRITOIRES FAUNIQUES STRUCTURÉS ÉTUDIÉS SELON LE DOMAINE BIOCLIMATIQUE	64

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Nombre de RF et de ZEC dont les données de succès de chasse étaient disponibles de 1971 à 2016.....	8
Tableau 2. Coefficients de corrélation des variations annuelles du succès de chasse standardisé, entre les domaines bioclimatiques pour les galliformes (bleu) et le lièvre d'Amérique (vert) dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016 (* : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$).....	23
Tableau 3. Coefficients de corrélation des variations annuelles du succès de chasse standardisé entre les RF et les ZEC, par domaine bioclimatique pour les galliformes forestiers et le lièvre d'Amérique au Québec, de 1971 à 2016 (* : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$).	25
Tableau 4. Distance entre les territoires pour laquelle les succès de chasse aux galliformes forestiers et au lièvre d'Amérique ne sont plus significativement corrélés de 1971 à 2016. Les analyses pour la pessière à mousses n'ont pu être effectuées par manque de données.....	26
Tableau 5. Meilleurs modèles expliquant la tendance globale du succès de chasse aux galliformes forestiers dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016. Les modèles ayant un delta AICc inférieur à 2 sont en gras.....	28
Tableau 6. Résultats de l'analyse d'inférence multimodèle de la variable du meilleur modèle expliquant la tendance globale du succès de chasse aux galliformes forestiers dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016	28
Tableau 7. Meilleurs modèles expliquant les variations interannuelles du succès de chasse aux galliformes forestiers dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016. Les modèles ayant un delta AICc inférieur à 2 sont en gras.	30
Tableau 8. Résultats de l'analyse d'inférence multimodèle des variables du meilleur modèle expliquant les variations interannuelles du succès de chasse aux galliformes forestiers dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016.	30
Tableau 9. Meilleurs modèles expliquant la tendance globale du succès de chasse au lièvre d'Amérique dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016. Les modèles ayant un delta AICc inférieur à 2 sont en gras.....	31
Tableau 10. Résultats de l'analyse d'inférence multimodèle des variables du meilleur modèle expliquant la tendance globale du succès de chasse au lièvre d'Amérique dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016.	32

Tableau 11. Meilleurs modèles expliquant les variations interannuelles du succès de chasse au lièvre d'Amérique dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016. Les modèles ayant un delta AICc inférieur à 2 sont en gras.32

Tableau 12. Résultats de l'analyse d'inférence multimodèle des variables du meilleur modèle expliquant les variations interannuelles du succès de chasse au lièvre d'Amérique dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016.33

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Localisation des réserves fauniques (bleu hachuré) et des zones d'exploitation contrôlée (orangé hachuré) dans quatre domaines bioclimatiques (vert) dans le sud du Québec.....4

Figure 2. Évolution de l'effort de chasser (n^{bre} de jours-chasseurs) dans les RF et les ZEC de 1971 à 2016..... 11

Figure 3. Évolution de la pression de chasse moyenne dans les RF et les ZEC de 1971 à 2016. Les barres verticales indiquent l'erreur type. 12

Figure 4. Évolution de la récolte totale de galliformes forestiers et de lièvres d'Amérique dans les RF et les ZEC de 1971 à 2016. 13

Figure 5. Proportion de tétras du Canada dans la récolte des galliformes forestiers des territoires fauniques structurés étudiés par domaine bioclimatique, de 2005 à 2016. 14

Figure 6. Évolution du succès de chasse aux galliformes forestiers pour l'ensemble des territoires fauniques étudiés (A) et dans les RF et les ZEC séparément (B) de 1971 à 2016. Les barres verticales indiquent l'erreur type et les flèches indiquent les années des pics de succès de chasse. 15

Figure 7. Évolution du succès de chasse au lièvre d'Amérique pour l'ensemble des territoires fauniques étudiés (A) et dans les RF et les ZEC séparément (B) de 1971 à 2016. Les barres verticales indiquent l'erreur type et les flèches indiquent les pics de succès de chasse. 16

Figure 8. Évolution du rendement de la récolte de galliformes forestiers et de lièvres d'Amérique des RF et des ZEC de 1971 à 2016. Les barres verticales indiquent l'erreur type. 17

Figure 9. Succès de chasse standardisé aux galliformes forestiers (trait noir) et tendance globale (trait bleu) dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016..... 18

Figure 10	Succès de chasse standardisé au lièvre d'Amérique (trait noir) et tendance globale (trait bleu) dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016.	19
Figure 11	Succès de chasse standardisé aux galliformes forestiers (points) et tendance globale (traits) selon quatre domaines bioclimatiques au Québec de 1971 à 2016.	21
Figure 12	Succès de chasse standardisé au lièvre d'Amérique (points) et tendance globale (traits continus) selon quatre domaines bioclimatiques au Québec de 1971 à 2016.....	22
Figure 13	Succès de chasse standardisé aux galliformes forestiers (traits noirs) et tendance globale (traits bleus) dans les RF (traits pleins) et les ZEC (traits pointillés) de 1971 à 2016.....	24
Figure 14	Succès de chasse standardisé au lièvre d'Amérique (traits noirs) et tendance globale (traits bleus) dans les RF (traits pleins) et les ZEC (traits pointillés) de 1971 à 2016.....	25
Figure 15	Succès de chasse standardisé aux galliformes forestiers dans les territoires fauniques structurés étudiés (trait plein) et le territoire public libre en Gaspésie (trait pointillé) pour deux domaines écologiques au Québec de 2009 à 2016.....	27
Figure 16.	Relation entre la proportion de forêts résineuses matures et la tendance globale du succès de chasse aux galliformes forestiers standardisé dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016. Les lignes pointillées indiquent l'intervalle de confiance à 95 %.....	29
Figure 17.	Relation entre la zone bioclimatique et les variations interannuelles du succès de chasse au lièvre d'Amérique standardisé dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016. Les barres indiquent l'intervalle de confiance à 95 %.....	33

INTRODUCTION

Le suivi de la tendance des populations est l'une des méthodes privilégiées pour évaluer le statut des espèces considérées comme préoccupantes d'un point de vue de leur conservation (Stuart et coll., 2005), mais aussi pour gérer celles qui sont exploitées (Lavoie et coll., 2009). Pour ce dernier groupe, cet objectif est souvent atteint grâce aux données provenant des individus récoltés (Davis et coll., 2018). En revanche, la qualité ainsi que la portée de ces données varient selon l'espèce et l'administration. En effet, pour les espèces de grand gibier comme le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), le dindon sauvage (*Meleagris gallopavo*), l'ours noir (*Ursus americanus*) et l'orignal (*Alces alces*), l'enregistrement d'un individu récolté est généralement obligatoire (Timmermann et Rodgers, 2015), tandis que le nombre de peaux vendues sert pour les animaux à fourrure (Koen et coll., 2014). Cependant, pour la majorité des espèces de petit gibier, peu de données sont disponibles. La majorité des administrations nord-américaines suivent les tendances des populations de gélinottes huppées grâce à un sondage mené auprès des chasseurs (NYSDEC, 2019) ou encore par l'entremise d'un réseau de routes d'écoute de mâles tambourineurs fréquenté par des bénévoles chaque printemps (NYSDEC, 2018). Actuellement, au Québec, il n'y a pas de suivi des tendances des populations de petit gibier qui est en vigueur à l'échelle de la province.

Cette carence en données de suivi n'a historiquement pas soulevé d'inquiétudes, car les principales espèces de petit gibier, soit la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*), le tétras du Canada (*Falci pennis canadensis*) et le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), sont des espèces résilientes et qui affichent une bonne productivité (Sullivan et Sullivan, 1986; Krebs et coll., 2014). De plus, les populations de ces espèces sont généralement abondantes et suivent habituellement des cycles naturels d'abondance (Rusch et Keith, 1971; Boutin et coll., 1995; Myers, 2018; Krebs et coll., 2018a). Ces caractéristiques expliquent en partie le peu d'attention que ces espèces ont soulevé quant à leur gestion.

Par contre, au courant des dernières années, plusieurs responsables de la gestion et des chercheurs ont remarqué que l'amplitude des cycles avait tendance à diminuer (Pomara et Zuckerberg, 2017; Krebs et coll., 2018b; Schmidt et coll., 2018), que les pics de densité des populations n'étaient plus aussi élevés (Dessecker et McAuley, 2001; Hansen et coll., 2015; Blomberg et coll., 2012) ou que la tendance des populations de plusieurs espèces de petit gibier était à la baisse (Gée et coll., 2018). De plus, de nouvelles menaces telles que les changements

climatiques (Pomara et Zuckerberg, 2017) ou l'arrivée de nouveaux agents pathogènes comme le virus du Nil occidental (Stauffer et coll., 2017) risquent de nuire au pouvoir de résilience de certaines espèces de petit gibier. Ainsi, la persistance des populations n'est plus aussi certaine que l'on croyait et certains États et provinces ont même interdit la récolte ou élaboré des plans de rétablissement pour rétablir certaines populations de petit gibier (Gregg et Niemuth, 2000; Gregg et coll., 2004; Williamson et coll., 2008; Moss et Johnson, 2012).

La gestion adéquate de ces espèces est d'autant plus importante qu'elles détiennent une place cruciale dans l'écosystème. En effet, étant à la base de la chaîne alimentaire, elles soutiennent les populations de plusieurs prédateurs et permettent le maintien d'écosystèmes possédant une grande diversité (Boutin et coll., 1995; Krebs et coll., 2014).

Au Québec, la chasse au petit gibier est une activité cynégétique populaire. La vente des permis de chasse au petit gibier représente 32 % de l'ensemble des permis de chasse vendus et elle se classe deuxième en matière de retombées économiques qu'elle génère (ÉcoRessources, 2014). Le premier plan de gestion du petit gibier est entré en vigueur en 2011 et constate que le suivi de base de cette ressource est rudimentaire (Lamontagne et coll., 2011). Un des buts de ce plan de gestion est d'assurer une connaissance juste des populations de petit gibier et des prélèvements auxquels elles sont soumises. Plus précisément, un des objectifs du Plan prévoit d'améliorer la connaissance de l'exploitation des différentes espèces de petit gibier (objectif 5). Plusieurs actions sont prévues en vue d'atteindre cet objectif, dont la production d'un bilan régional annuel sur la situation du petit gibier (5.2.1) et l'élaboration d'un système fiable et efficace pour analyser les données de récolte de petit gibier (5.2.2).

Avec la création des zones d'exploitation contrôlée et des réserves fauniques, le suivi de l'exploitation du petit gibier a été confié aux mandataires responsables de la gestion de ces territoires. Ces données d'exploitation sont produites dans des rapports d'activité annuels et contiennent, entre autres, de l'information sur l'effort de chasse et la récolte par espèce ou groupe d'espèces de petit gibier. Ces données sont colligées dans le Système d'information sur les territoires sous délégations (SITD). Les ZEC et les RF sont réparties dans plusieurs régions du Québec méridional et pourraient constituer une source d'information intéressante pour l'élaboration des bilans régionaux annuels. Cependant, le SITD n'a pas été conçu pour la production de tels bilans. D'autre part, un réseau de chasseurs de petit gibier exerçant leur activité sur le territoire libre en Gaspésie a été développé en 2000 par la Direction de la gestion de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine afin de remédier au manque de données de récolte dans cette région. Les données provenant de ce type de réseau pourraient compléter l'information

colligée dans les RF et les ZEC afin d'obtenir un profil plus juste des tendances des populations de petit gibier dans les régions du sud du Québec.

La gestion du petit gibier nécessite des indicateurs de suivi des tendances des populations. Les indicateurs de type « capture par unité d'effort » (CPUE) sont reconnus pour être les plus fiables et robustes à partir des données d'exploitation (Kurzejeski et Vangilder, 1992; Lint et coll., 1995; Cattadori et coll., 2003; Lande et coll., 2010), particulièrement pour suivre les tendances à long terme sur de grands territoires (Fedy et Doherty, 2011). Ils peuvent être de bons indicateurs de la tendance des populations de gibier. Cependant, certaines prémisses doivent être vérifiées avant d'utiliser un indicateur de type CPUE (Kahler et coll., 2015). On doit mesurer l'effet de différentes variables qui peuvent influencer l'indicateur et qui sont indépendantes de l'effort de récolte. Ces variables peuvent être liées aux conditions météorologiques qui peuvent influencer la démographie d'une espèce, ou encore aux conditions d'habitats plus ou moins favorables qui prévalent sur un territoire à une période donnée, ou à l'abondance des prédateurs naturels de l'espèce qui peuvent fluctuer annuellement, ou enfin aux caractéristiques propres du territoire comme sa superficie, son domaine bioclimatique ou encore le type de gestion en cours qui peuvent également influencer l'indicateur de suivi, indépendamment de l'abondance de la population de l'espèce suivie. L'influence de ces variables doit être connue et idéalement contrôlée afin d'interpréter correctement l'indicateur de suivi.

But et objectifs du rapport

Le but de ce rapport est de développer un indicateur de suivi de la tendance de l'abondance des populations de petit gibier à partir des données liées à la récolte dans les ZEC et les RF. Cet indicateur devrait être régionalisé afin de permettre aux différentes régions ou groupes de régions de statuer sur l'état des populations de petit gibier. Les données provenant des pourvoies n'ont pas été utilisées, car ces dernières sont des territoires de faible superficie et la fiabilité des données d'exploitation du petit gibier varie et est souvent incomplète pour la période considérée. Plus précisément, un premier objectif est de colliger les données et de dresser un profil de l'évolution des différents paramètres liés à la récolte de petit gibier pour l'ensemble du Québec méridional. Un second objectif consiste à déterminer quels facteurs environnementaux pouvaient expliquer les fluctuations observées dans ces données de récolte. Un troisième objectif est d'évaluer si les données de récolte en territoire libre gaspésien sont corrélées avec celles provenant des TFS afin d'étendre ce réseau dans les régions peu couvertes par les TFS. Enfin, un quatrième objectif est de proposer un canevas d'analyse et de production de bilans régionaux

de l'état des populations de petit gibier à partir des données d'exploitation dans les territoires structurés.

AIRE D'ÉTUDE

Les données de succès de chasse proviennent des RF, des ZEC et du territoire libre gaspésien situés dans quatre domaines bioclimatiques (figure 1).

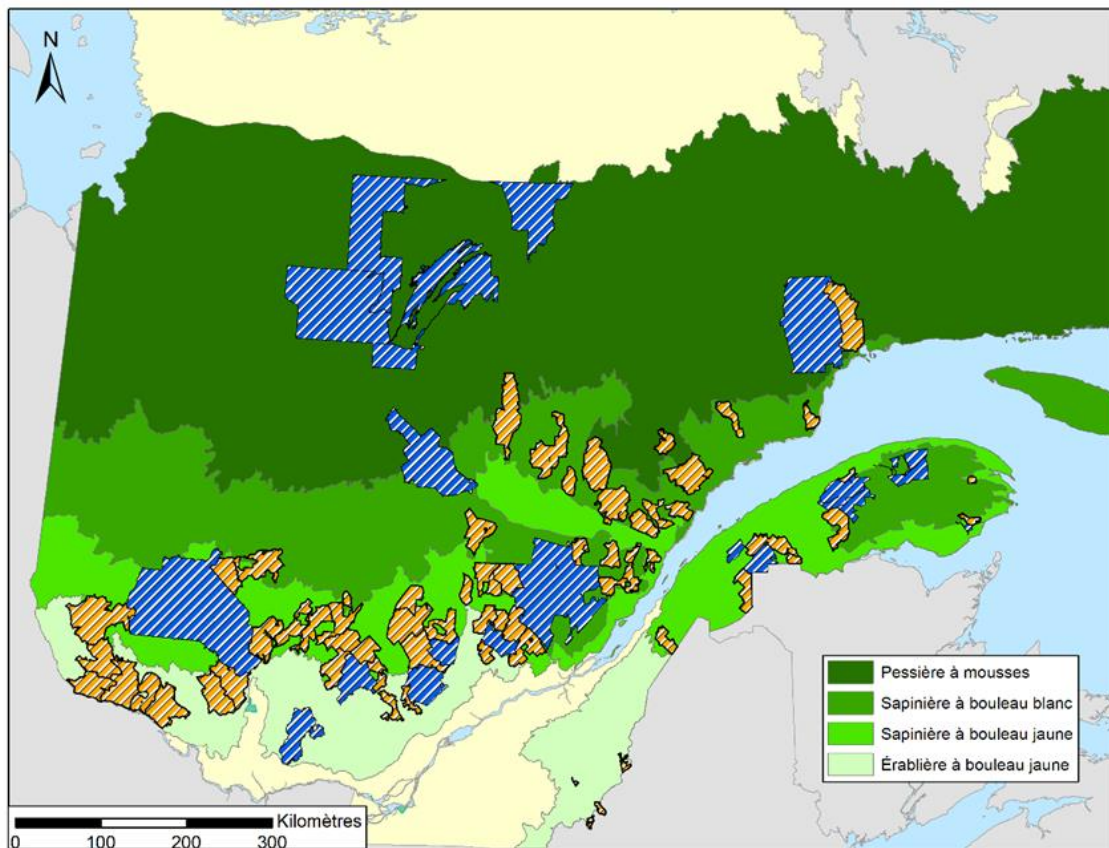


Figure 1. Localisation des réserves fauniques (bleu hachuré) et des zones d'exploitation contrôlée (orangé hachuré) dans quatre domaines bioclimatiques (vert) dans le sud du Québec.

Érablière à bouleau jaune

Comme son nom l'indique, le bouleau jaune est la principale essence compagne de l'érable à sucre. Les principales autres essences qui caractérisent ce domaine sont le hêtre à grandes feuilles, le chêne rouge et la pruche du Canada. La dynamique forestière naturelle y est

principalement influencée par les chablis. Les RF occupent 4 821 km² et les ZEC, 11 381 km², ce qui représente 25 % de la superficie de ce domaine.

Sapinière à bouleau jaune

Ce domaine est une zone de transition entre la zone tempérée nordique et la zone boréale. Il est caractérisé par les peuplements mélangés de bouleaux jaunes et de résineux comme le sapin baumier, l'épinette blanche et le thuya. Les incendies et les épidémies de tordeuses de bourgeons de l'épinette sont les principaux facteurs naturels qui influencent la dynamique forestière. Les RF occupent 14 554 km² et les ZEC, 18 367 km², ce qui représente 33 % de la superficie de ce domaine.

Sapinière à bouleau blanc

Ce domaine est caractérisé par les peuplements de sapins et d'épinettes blanches, mélangés à des bouleaux blancs. L'épinette noire, le pin gris et le mélèze peuvent également accompagner les bouleaux blancs et les peupliers faux-trembles. La dynamique forestière est principalement influencée par les épidémies de tordeuses de bourgeons de l'épinette et, dans une moindre mesure, par les incendies. Les RF occupent 12 943 km² et les ZEC, 14 046 km², ce qui représente 19 % de la superficie de ce domaine.

Pessière à mousses

Les paysages forestiers y sont assez uniformes et sont dominés par l'épinette noire qui peut parfois être accompagnée du sapin baumier ainsi que de certains feuillus comme le bouleau blanc, le peuplier faux-tremble et le peuplier baumier. Le sous-bois est couvert de mousses hypnacées et de plantes arbustives éricacées. La dynamique forestière y est principalement influencée par les incendies. Les RF occupent 8 516 km² et les ZEC, 3 720 km², ce qui représente 3 % de la superficie de ce domaine.

METHODES

Succès de chasse

Territoires fauniques structurés

Les gestionnaires des RF et des ZEC colligent annuellement le nombre de jours de chasse et le nombre de gélinottes huppées, de téttras du Canada et de lièvres d'Amérique récoltés depuis 1971. La chasse au lièvre à l'aide de collets n'est pas considérée dans ce rapport, ainsi les données de récolte de lièvres mesurées sont inférieures au prélèvement réel. Il est ainsi possible de calculer le succès de chasse annuel en divisant la récolte par le nombre de jours de chasse. La récolte de gélinottes huppées et de téttras du Canada (galliformes forestiers) a été combinée, car, durant plusieurs années, l'information demandée aux chasseurs était le nombre de « perdrix » récoltées, terme générique pour désigner les deux espèces. C'est d'ailleurs toujours le cas dans certains territoires. De plus, plusieurs chasseurs confondent les deux espèces. La pression de chasse par année par territoire a également été calculée et elle comporte les nombres de jours-chasseurs divisés par la superficie du territoire. Le rendement du territoire en matière de récolte de galliformes forestiers et de lièvres d'Amérique a également été calculé et se résume à la récolte des espèces visées, divisée par la superficie du territoire. Les données proviennent de 14 RF (superficie moyenne = 2 917 km²) et de 63 ZEC (superficie moyenne = 767 km²) totalisant 80 363 km², mais le nombre de territoires pour lesquels l'information est complète varie selon les années (tableau 1).

Territoire libre en Gaspésie

La Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine a mis sur pied un réseau de chasseurs distribués uniformément sur l'ensemble du territoire libre afin de recueillir l'information relative au succès de chasse aux galliformes depuis 2000. Le nombre de chasseurs y participant varie annuellement de 28 à 53. Les données ont été classées selon les deux domaines bioclimatiques couvrant la Gaspésie : la sapinière à bouleau jaune et la sapinière à bouleau blanc, sur la base de la MRC du domicile du chasseur. Les données sur l'effort et la récolte sont obtenues à l'aide d'un carnet du chasseur remis à chaque participant.

Variables environnementales

Les effets de plusieurs variables environnementales ont été évalués quant aux tendances à long terme et aux variations interannuelles du succès de chasse. Les données météorologiques (pluie en octobre et en juin, température en mai et en juin, quantité de neige de décembre à mars; annexe 1) proviennent des stations météorologiques d'Environnement et Changement climatique Canada situées le plus près du territoire considéré dont les paramètres utilisés étaient disponibles pour la totalité de la période considérée (http://climat.meteo.gc.ca/historical_data/search_historic_data_f.html).

Tableau 1. Nombre de RF et de ZEC dont les données de succès de chasse étaient disponibles de 1971 à 2016.

Année	Réserves fauniques	Zecs	Année	Réserves fauniques	Zecs	Année	Réserves fauniques	Zecs
1971	2	0	1986	6	21	2001	11	60
1972	2	0	1987	5	31	2002	11	57
1973	2	0	1988	8	32	2003	10	57
1974	2	0	1989	9	36	2004	10	55
1975	2	0	1990	10	51	2005	10	53
1976	2	0	1991	10	52	2006	10	53
1977	2	0	1992	10	51	2007	11	53
1978	2	0	1993	9	54	2008	12	60
1979	2	0	1994	9	52	2009	12	56
1980	2	0	1995	9	57	2010	12	57
1981	2	0	1996	9	53	2011	13	61
1982	2	0	1997	10	54	2012	14	57
1983	2	0	1998	11	56	2013	14	59
1984	7	22	1999	11	56	2014	12	52
1985	7	23	2000	11	57	2015	9	55
						2016	8	50

Le système d'information forestière par tesselle (SIFORT) du deuxième, du troisième et du quatrième inventaire forestier décennal du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) a été utilisé afin de tenir compte de l'évolution de la composition et de la structure forestière. Le SIFORT consiste en une généralisation des cartes écoforestières à l'échelle de 1/20 000 en divisant le territoire en cellules (tesselles) d'environ 14 ha et en leur attribuant les données de la strate forestière qui se trouve en son centre (Pelletier et coll., 2007). Les variables considérées sont la proportion des territoires en coupe totale récente et en forêt de transition et mature de couvert feuillu, mixte et résineux. L'annexe 1 présente les caractéristiques des types d'habitats forestiers utilisés. Pour les années entre les inventaires décennaux, la valeur de la variable d'habitat forestier de l'année d'inventaire la plus récente a été attribuée. Enfin, la densité des

chemins forestiers, soit le nombre de kilomètres de chemin par kilomètre carré de territoire, a également été calculée à partir de la géobase Routard du MFFP à jour en 2016.

L'importance relative des principaux prédateurs des galliformes et du lièvre d'Amérique, soit les mésocarnivores (martre, pékan, renard roux, lynx du Canada), a également été considérée dans les analyses. Le nombre de peaux vendues de mésocarnivores et de lynx du Canada, seulement pour les unités de gestion des animaux à fourrure (UGAF) du territoire, a été utilisé comme indicateur de l'abondance relative des prédateurs. Cette variable ($N^{\text{bre}}/\text{km}^2$ de territoire) pour l'année courante et l'année précédente est tirée du système informatique des animaux à fourrure (SIAF) du MFFP des UGAF se trouvant sur le territoire considéré, ou les plus près, s'il n'y a pas d'UGAF sur le territoire (annexe 1).

Analyses statistiques

Les données de succès de chasse, qui sont liées à l'abondance des populations, sont généralement corrélées entre les années (Robertson et coll., 2015). Par conséquent, les tendances à long terme peuvent être masquées par les changements à court terme. L'autocorrélation entre les données de succès de chasse pour toutes les analyses a été testée en utilisant la fonction « *acf* » de l'extension « *stats* » dans R (version 3.5.1). Une autocorrélation significative a été trouvée pour toutes les analyses.

La tendance générale des séries temporelles autocorrélées a donc été retirée avant d'effectuer les analyses. Cela a été fait en créant des *splines* de lissage cubique à l'aide de la fonction « *smooth.spline* » de l'extension « *stats* » dans R. Une *spline* est une fonction d'ajustement de données composée de plusieurs polynômes en utilisant le nombre de nœuds égal au nombre de décennies dans la série temporelle, arrondie, + 1 (Kerlin et coll., 2007). Les données annuelles de succès de chasse ont ensuite été soustraites des valeurs de la *spline* (Kerlin et coll., 2007). Ces valeurs résultantes ont été standardisées en les soustrayant de la moyenne de la série temporelle sans tendance globale, puis en les divisant par l'écart type. La normalité des données a été vérifiée en utilisant le test de Shapiro-Wilks. La même approche a été utilisée pour les variables environnementales.

Afin d'évaluer si les données de succès de chasse aux galliformes forestiers et au lièvre d'Amérique étaient synchronisées dans le temps entre les domaines bioclimatiques ainsi qu'entre les deux types de territoires fauniques structurés, les coefficients de corrélation croisée moyens (Robertson et coll., 2015) ont été calculés avec la fonction « *mSynch* », de l'extension « *ncf* »

dans R, qui permet de mesurer la corrélation entre des séries temporelles. De plus, afin d'évaluer la synchronicité spatiale entre les territoires, des coefficients de corrélation croisée moyens non paramétriques (Wang, 2018) ont été calculés à l'aide de la fonction « *Sncf* » de l'extension « *ncf* » dans R. Cette analyse permet de détecter la corrélation spatiale du succès de chasse, après avoir retiré la tendance générale, en considérant la distance entre les territoires (Bjørnstad et coll., 1999). La distance à laquelle les territoires ne sont plus corrélés représente l'échelle à laquelle les populations sont localement synchronisées. La technique du bootstrap avec 2 000 itérations a été utilisée pour calculer les intervalles de confiance à 95 %.

Les relations entre des variables environnementales et les variations interannuelles et les tendances globales standardisées du succès de chasse aux galliformes forestiers et au lièvre d'Amérique ont été modélisées à l'aide de modèles généraux linéaires mixtes. Les analyses ont été effectuées à l'échelle des domaines bioclimatiques. Les années ont été utilisées comme facteur aléatoire. Une approche par sélection de modèles utilisant le critère d'Akai, ajusté pour les petits échantillons (AICc), a été utilisée pour choisir les modèles les plus plausibles pour expliquer les succès de chasse ou les tendances à long terme. Les variables des modèles ayant un delta AICc < 2,0 ont été retenues pour une analyse d'inférence multimodèle afin de déterminer celles qui sont importantes pour expliquer le succès de chasse, c'est-à-dire celles dont l'intervalle de confiance à 95 % ne contenait pas 0. Au préalable, les variables météorologiques et de rendement de piégeage des mésoprédateurs et de lynx du Canada ont été standardisées ($(x - \text{moyenne}) / \text{écart type}$) afin de faciliter la convergence des modèles. Les variables fortement corrélées ($r > 0,7$) n'ont pas été incluses dans les mêmes modèles. Comme les proportions des habitats forestiers ne sont pas disponibles annuellement, mais tous les 10 ans selon la fréquence des inventaires décennaux du MFFP, elles n'ont pas été utilisées pour expliquer les variations interannuelles du succès de chasse. Les modèles testés sont présentés à l'annexe 2.

RÉSULTATS

Résultats bruts

La figure 2 présente l'évolution de l'effort de chasse au petit gibier selon le type de territoire. Les données de récolte ou d'effort manquent certaines années dans certains territoires, la proportion de valeurs manquantes est de 11,4 % pour les RF et de 16,6 % pour les ZEC, soit de 15,8 % globalement. L'effort de chasse au petit gibier est de trois à six fois plus important dans les ZEC

que dans les RF, selon les années (figure 2). Comme la superficie moyenne des ZEC est inférieure à celle des RF, cela se traduit par une pression de chasse plus élevée dans les ZEC (figure 3). La récolte de galliformes forestiers et de lièvres d'Amérique est plus importante dans les ZEC que dans les RF (figure 4). Principalement pour les galliformes, la proportion de tétras du Canada dans la récolte varie d'un domaine bioclimatique à l'autre (figure 5), étant plus importante dans les domaines les plus nordiques. Le succès de chasse aux galliformes forestiers de l'ensemble des territoires étudiés présente une variation cyclique de durée moyenne de quatre ans (deux à six ans; figure 6A). Le succès de chasse est plus élevé dans les RF que dans les ZEC (figure 6B). Le succès de chasse au lièvre d'Amérique pour l'ensemble des territoires étudiés présente une variation cyclique de 10 ans, mais semble s'estomper depuis le début des années 2000 (figure 7A). Le succès de chasse au lièvre d'Amérique est plus élevé dans les ZEC que dans les RF (figure 7B). Le rendement des ZEC et des RF est similaire, tant pour la production de galliformes forestiers que celle du lièvre d'Amérique (figure 8).

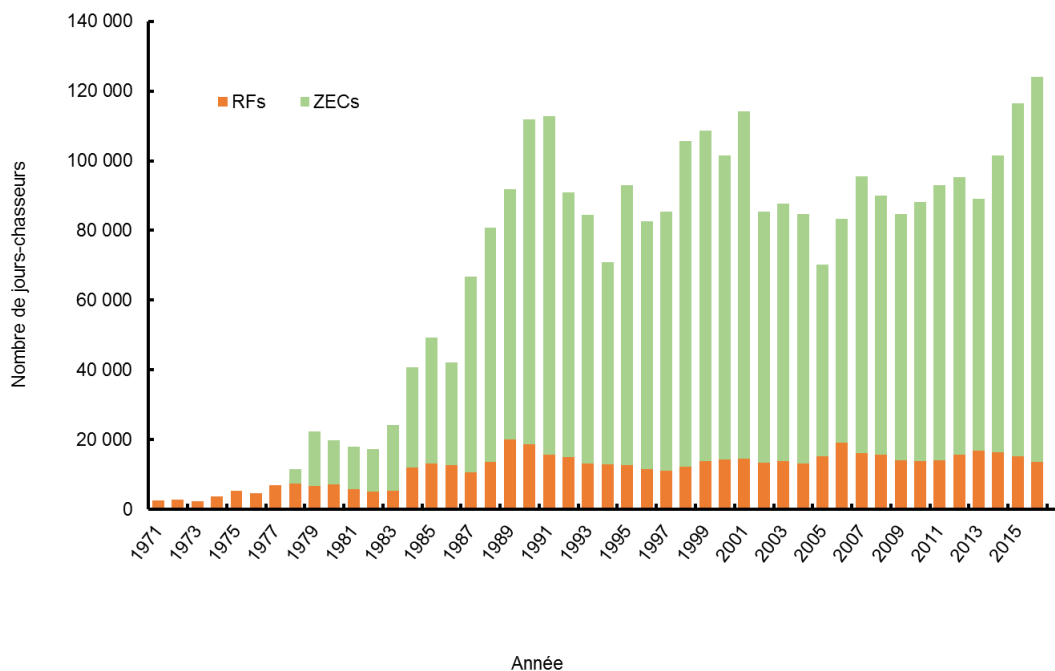


Figure 2. Évolution de l'effort de chasser (n^{bre} de jours-chasseurs) dans les RF et les ZEC de 1971 à 2016.

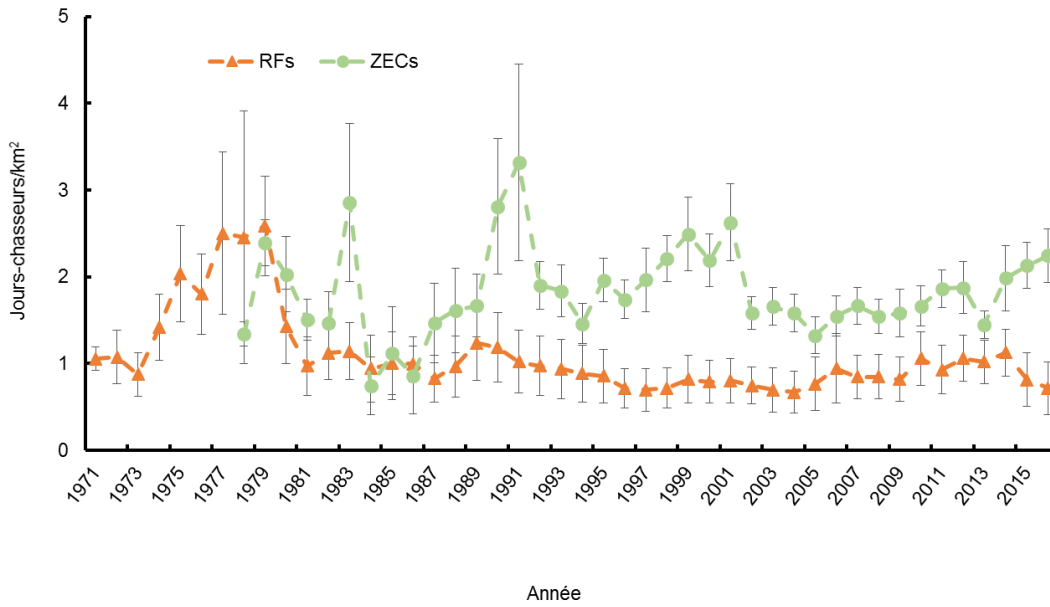
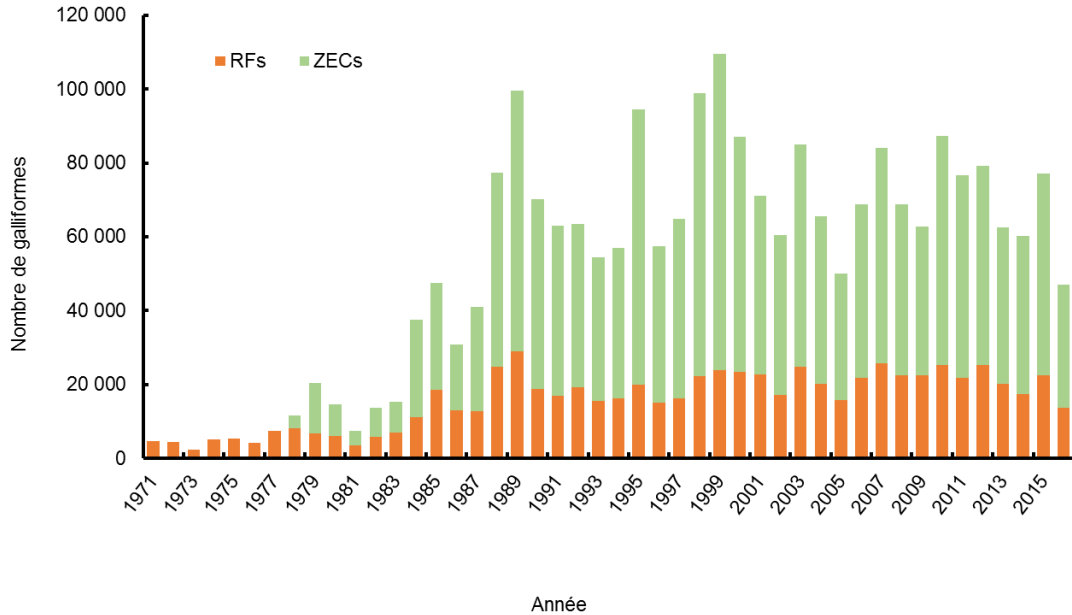


Figure 3. Évolution de la pression de chasse moyenne dans les RF et les ZEC de 1971 à 2016. Les barres verticales indiquent l'erreur type.

Galliformes forestiers



Lièvre d'Amérique

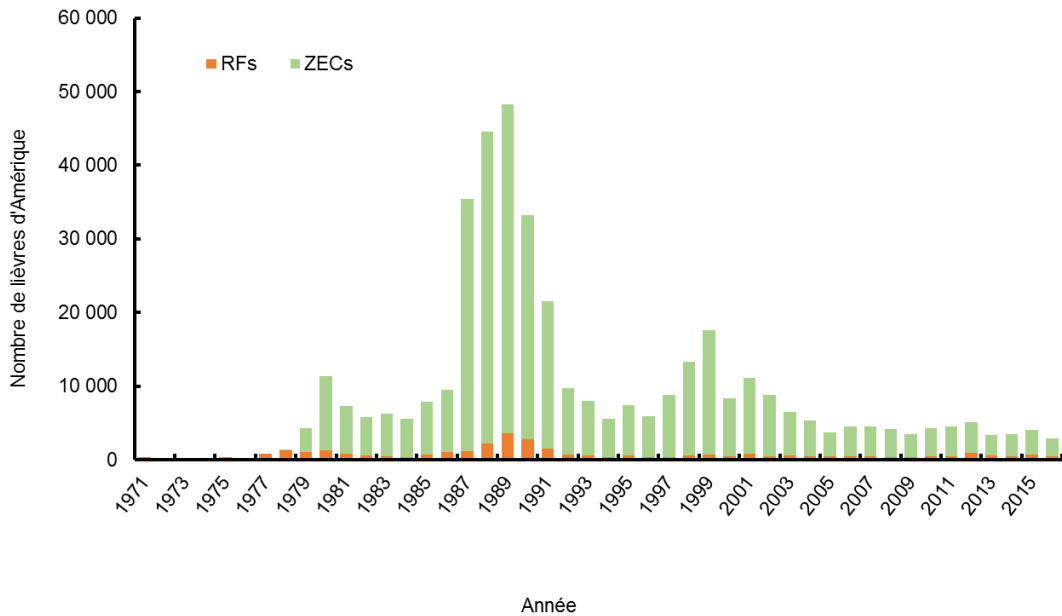


Figure 4. Évolution de la récolte totale de galliformes forestiers et de lièvres d'Amérique dans les RF et les ZEC de 1971 à 2016.

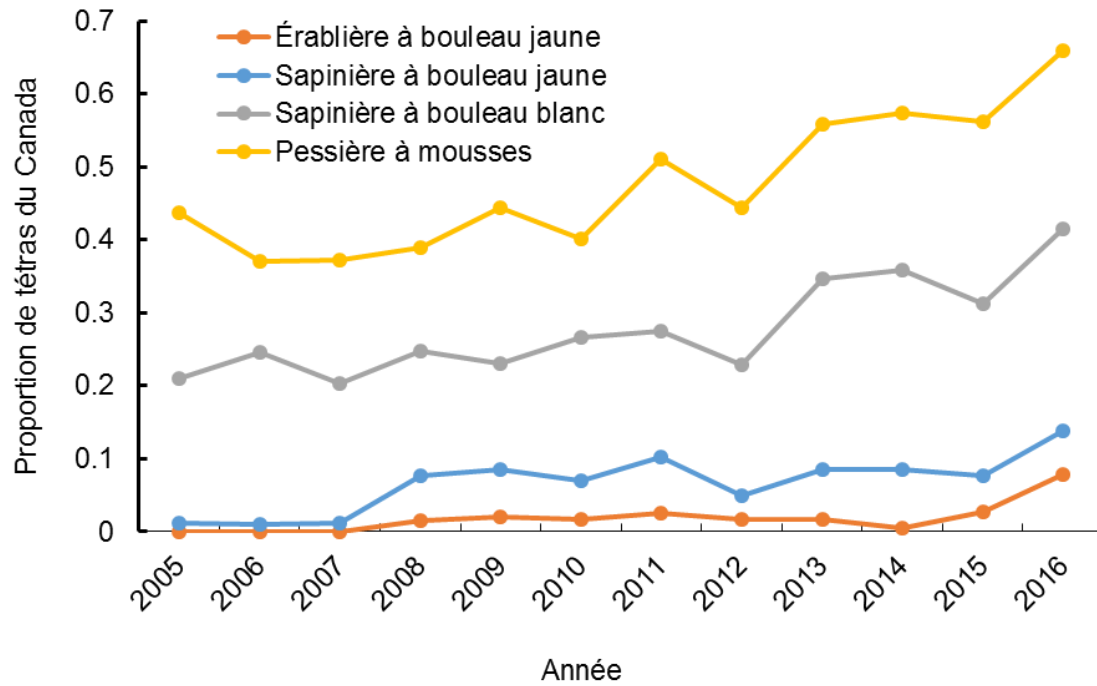
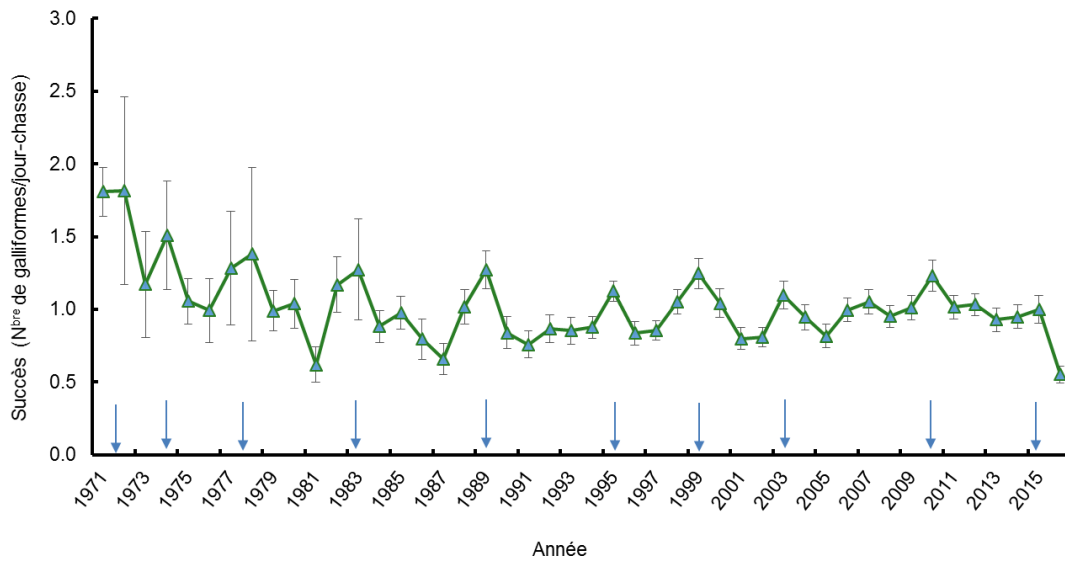


Figure 5. Proportion de tétras du Canada dans la récolte des galliformes forestiers des territoires fauniques structurés étudiés par domaine bioclimatique, de 2005 à 2016.

A



B

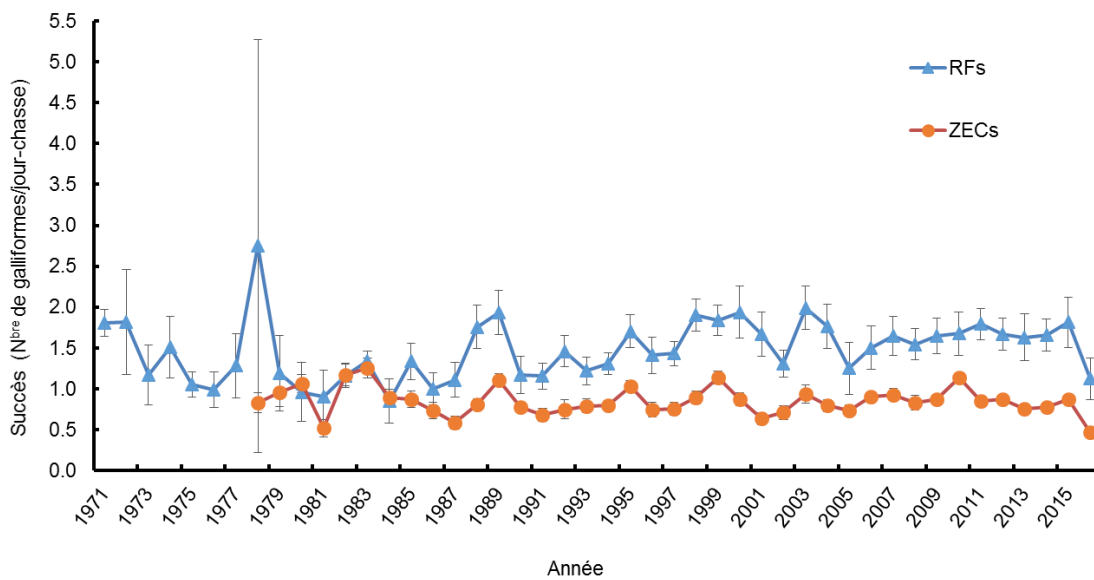
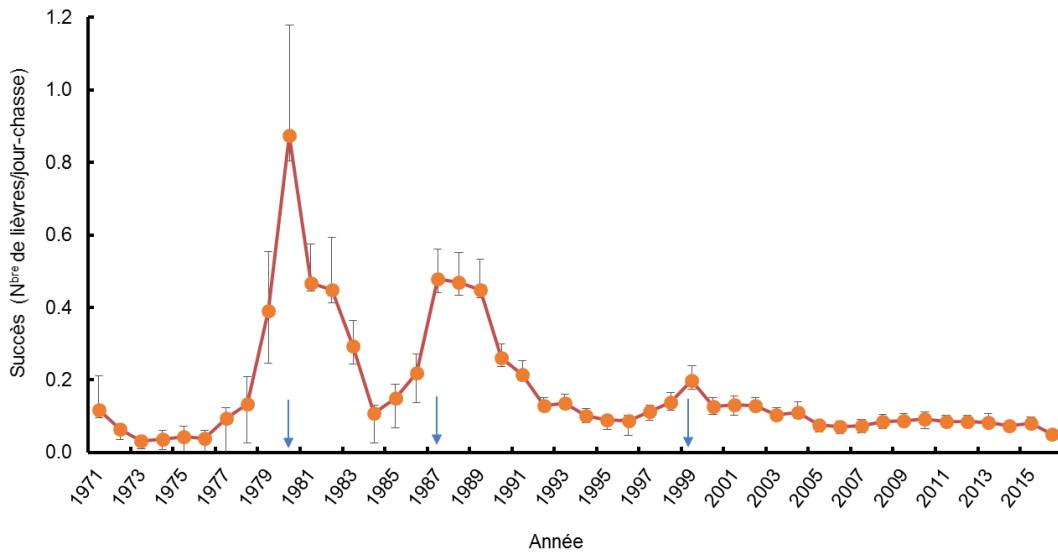


Figure 6. Évolution du succès de chasse aux galliformes forestiers pour l'ensemble des territoires fauniques étudiés (A) et dans les RF et les ZEC séparément (B) de 1971 à 2016. Les barres verticales indiquent l'erreur type et les flèches indiquent les années des pics de succès de chasse.

A



B

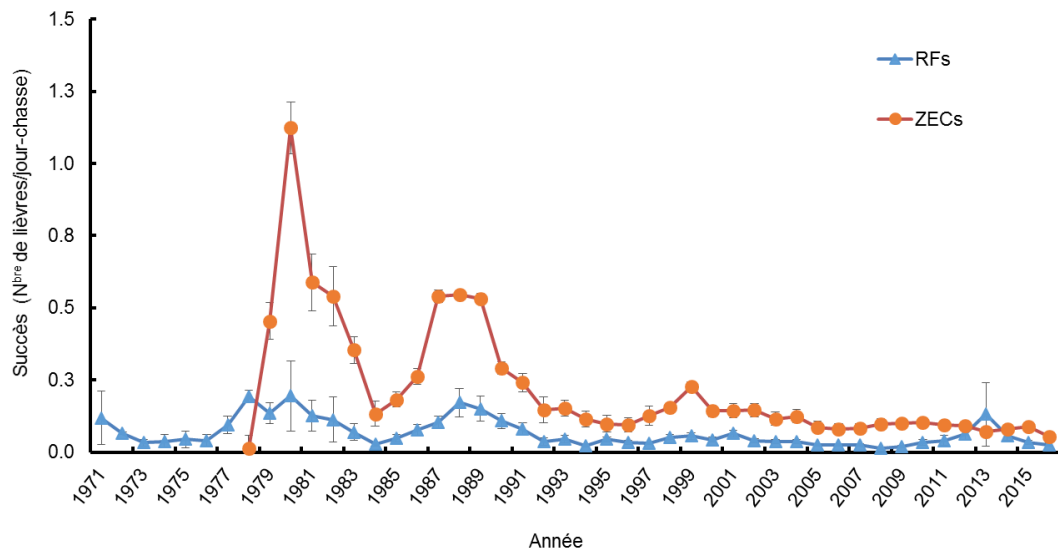
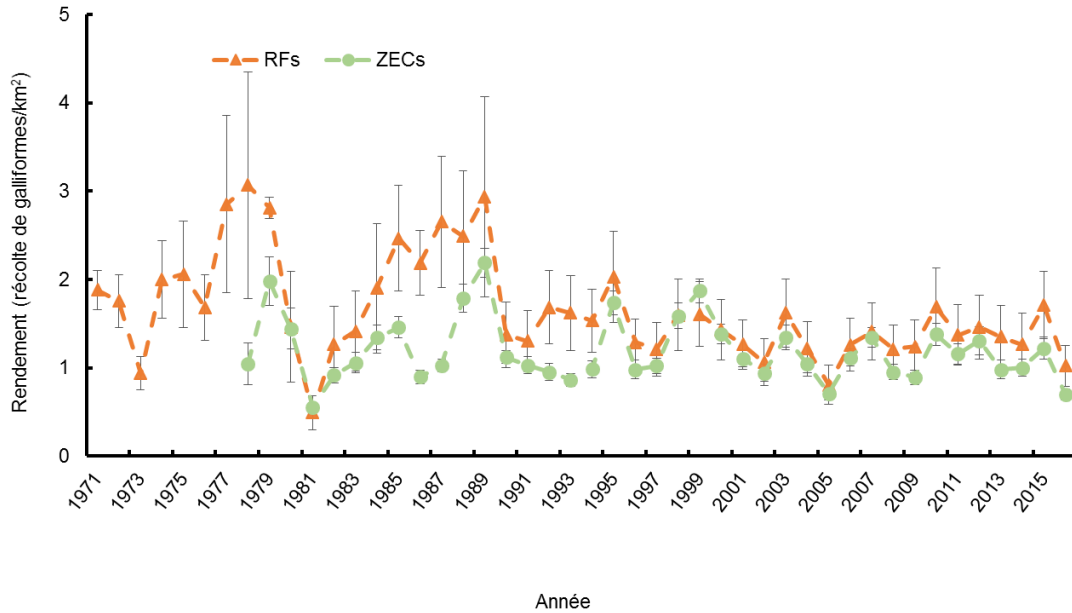


Figure 7 Évolution du succès de chasse au lièvre d'Amérique pour l'ensemble des territoires fauniques étudiés (A) et dans les RF et les ZEC séparément (B) de 1971 à 2016. Les barres verticales indiquent l'erreur type et les flèches indiquent les pics de succès de chasse.

Galliformes forestiers



Lièvre d'Amérique

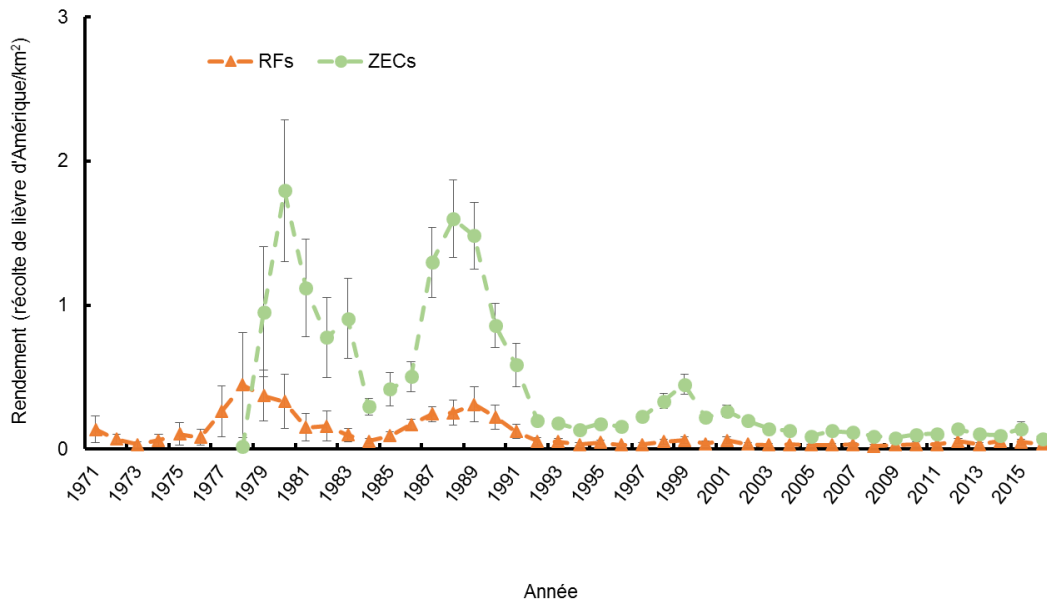


Figure 8 Évolution du rendement de la récolte de galliformes forestiers et de lièvres d'Amérique des RF et des ZEC de 1971 à 2016. Les barres verticales indiquent l'erreur type.

Résultats des analyses statistiques

La section suivante présente les résultats des analyses effectuées à partir des variables transformées afin de tenir compte de l'autocorrélation entre les années.

Synchronisation à l'échelle de la province

Galliformes forestiers

À l'échelle de la province, le succès de chasse standardisé aux galliformes forestiers semble avoir diminué de 1971 à 1980, puis s'être stabilisé jusqu'en 2010 où une seconde diminution semble avoir débuté (figure 9).

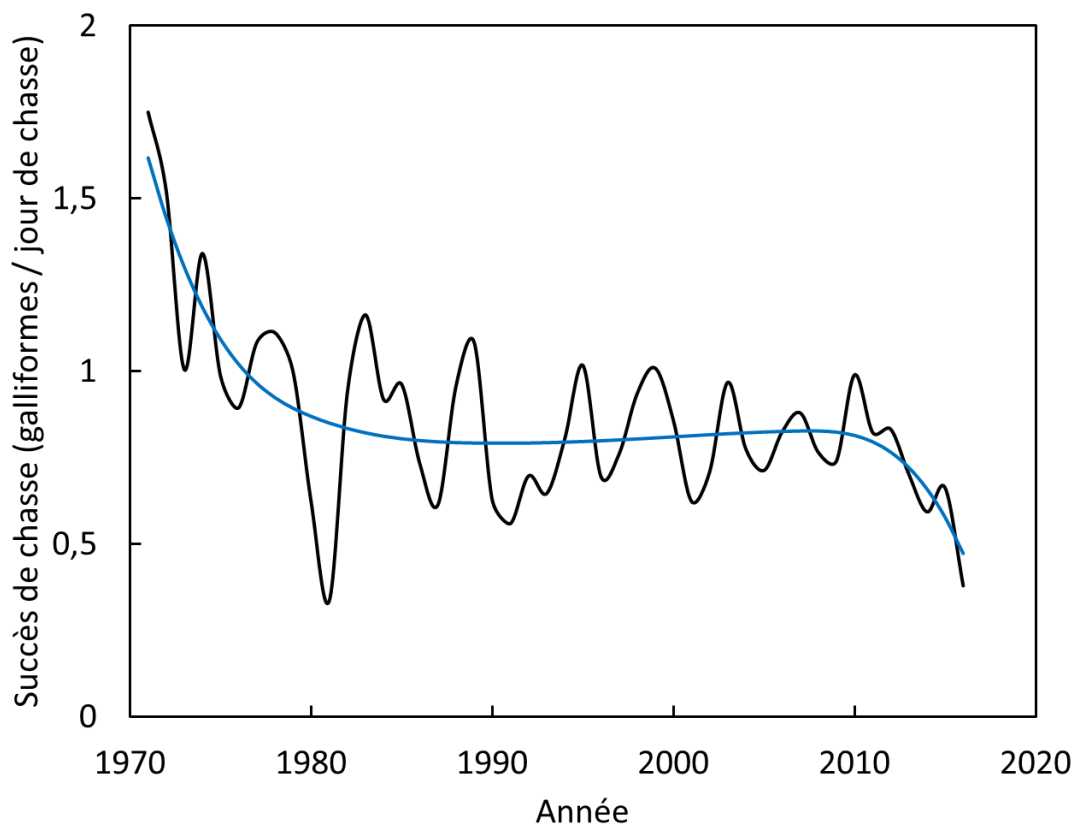


Figure 9 Succès de chasse standardisé aux galliformes forestiers (trait noir) et tendance globale (trait bleu) dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016.

Lièvre d'Amérique

Pour le lièvre d'Amérique, la cyclicité de 10 ans est apparente à l'échelle de la province une fois les données standardisées, mais l'amplitude des cycles semble diminuer (figure 10).

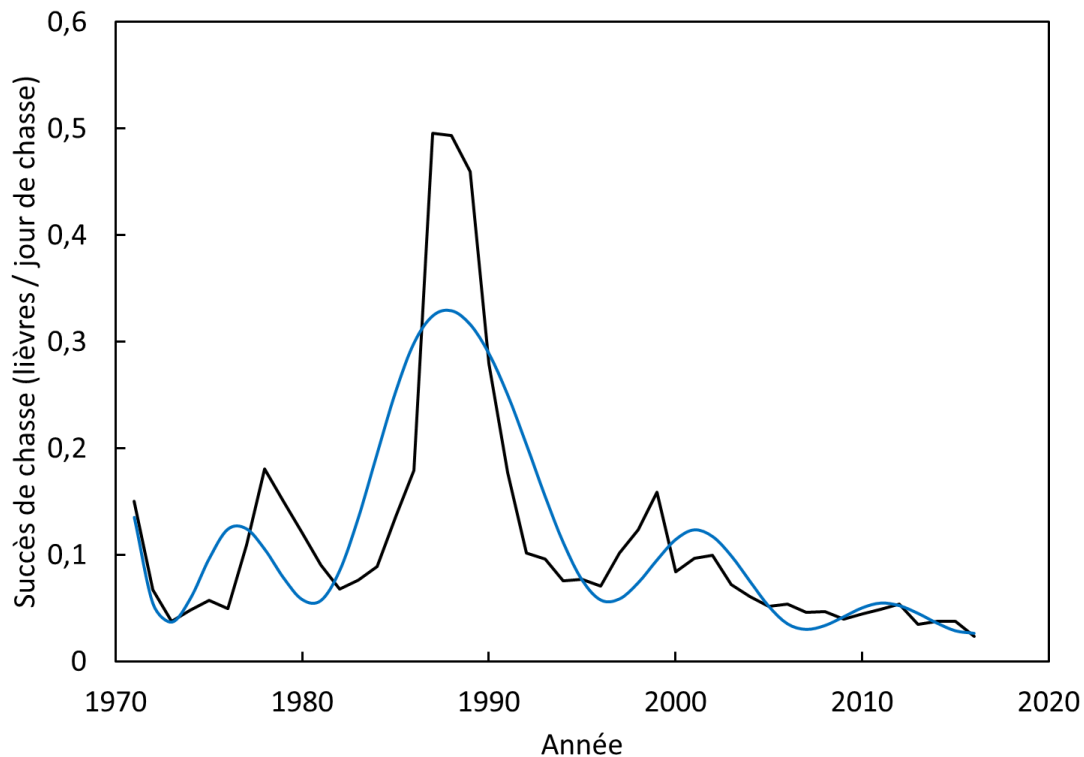


Figure 10 Succès de chasse standardisé au lièvre d'Amérique (trait noir) et tendance globale (trait bleu) dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016.

Synchronisation à l'échelle des régions bioclimatiques

Tendance générale

Galliformes forestiers

La cyclicité des populations de galliformes forestiers par domaine bioclimatique est présentée dans la figure 11. La tendance à long terme semble suivre un cycle d'environ 40 ans dans les domaines de l'érablière à bouleau jaune et de 30 à 35 ans dans la sapinière à bouleau blanc et la pessière à mousses. Une plus longue série de données serait nécessaire pour confirmer la périodicité des cycles. Étrangement, les populations ne semblent pas suivre de cycle dans la sapinière à bouleau jaune, mais être en diminution depuis 1970 (figure 11).

Lièvre d'Amérique

La cyclicité de 10 ans de la tendance à long terme des populations de lièvres est également observable selon les domaines bioclimatiques et elle semble bien synchronisée (figure 12). En revanche, l'amplitude des cycles s'atténue, sauf dans la pessière à mousses.

Variations interannuelles

Galliformes forestiers

Après avoir retiré la tendance à long terme, les variations interannuelles dans le succès de chasse aux galliformes forestiers sont plus fortement corrélées entre la sapinière à bouleau jaune et la sapinière à bouleau blanc (tableau 2). La corrélation est également fonction de la distance entre les domaines : plus les domaines sont éloignés, moins forte est la corrélation. De plus, le domaine de l'érablière à bouleau jaune est le moins synchronisé avec les autres domaines.

Lièvre d'Amérique

Les variations interannuelles dans le succès de chasse au lièvre d'Amérique sont plus fortement corrélées entre l'érablière à bouleau jaune et la sapinière à bouleau blanc (tableau 2). Comme pour les galliformes, la corrélation est également fonction de la distance entre les domaines.

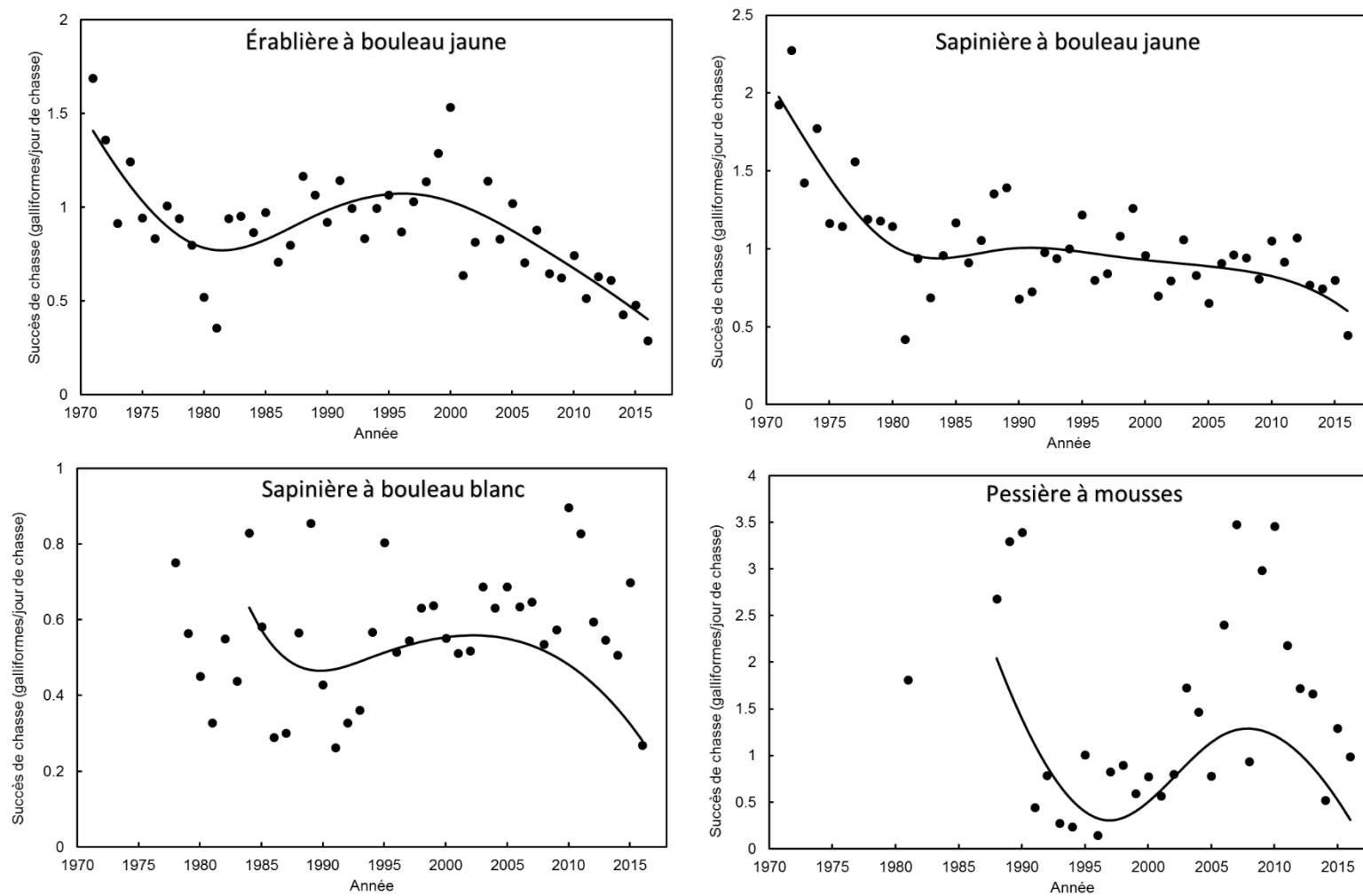


Figure 11 Succès de chasse standardisé aux galliformes forestiers (points) et tendance globale (traits) selon quatre domaines bioclimatiques au Québec de 1971 à 2016.

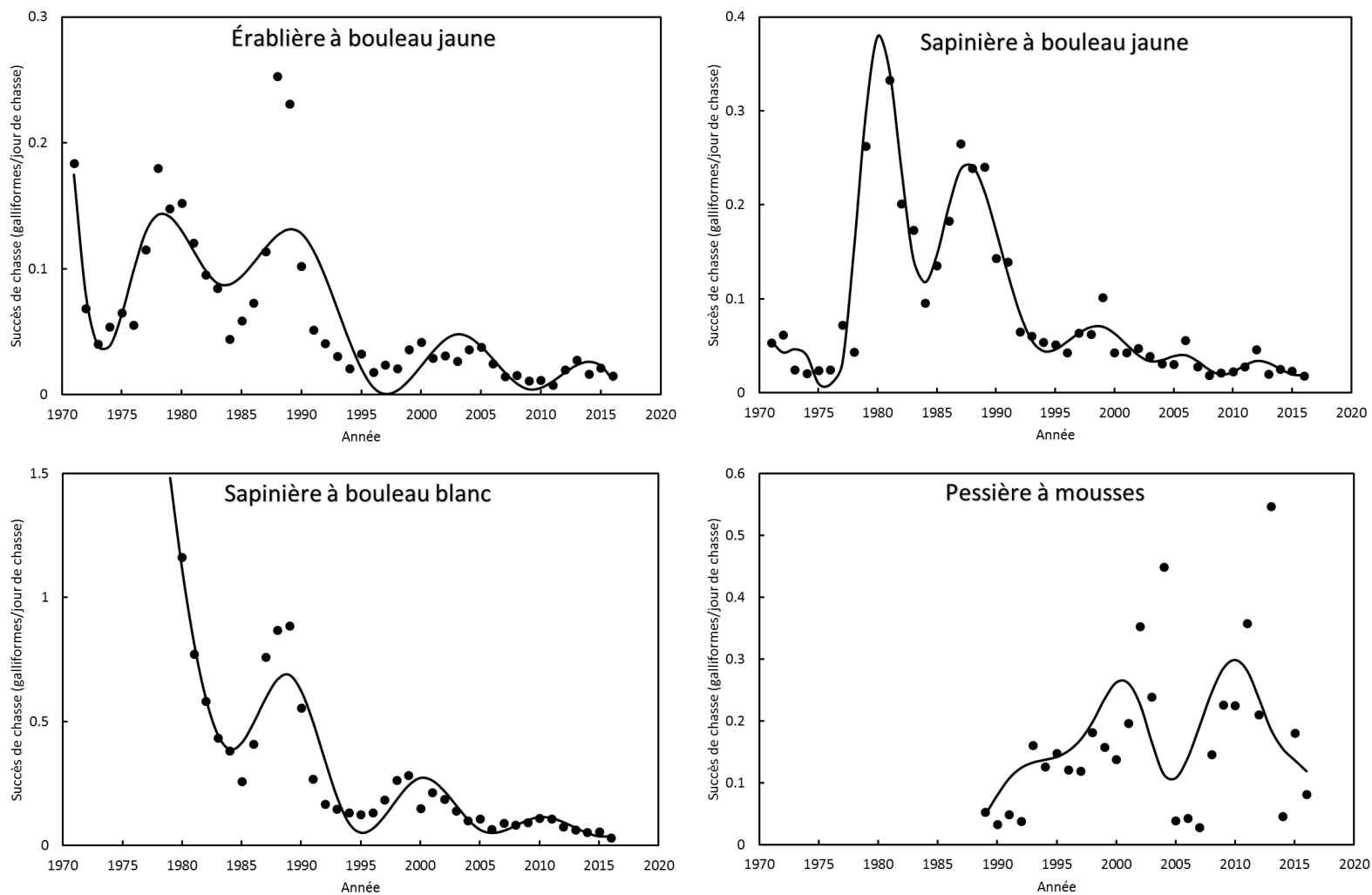


Figure 12 Succès de chasse standardisé au lièvre d'Amérique (points) et tendance globale (traits continus) selon quatre domaines bioclimatiques au Québec de 1971 à 2016.

Tableau 2. Coefficients de corrélation des variations annuelles du succès de chasse standardisé, entre les domaines bioclimatiques pour les galliformes (bleu) et le lièvre d'Amérique (vert) dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016 (* : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$).

	Érablière à bouleau jaune	Sapinière à bouleau jaune	Sapinière à bouleau blanc	Pessière à mousses
Érablière à bouleau jaune	1	0,33 [*]	0,29	0,17
Sapinière à bouleau jaune	0,49 ^{**}	1	0,48 ^{**}	0,21
Sapinière à bouleau blanc	0,72 ^{**}	0,61 ^{**}	1	0,42 [*]
Pessière à mousses	0,01	0,03	0,62 ^{**}	1

Synchronisation entre les types de territoires fauniques structurés

Galliformes forestiers

Il semble y avoir une variation cyclique d'environ 40 ans dans le succès de chasse aux galliformes pour l'ensemble des RF à l'échelle de la province (figure 13). Cette tendance n'est pas aussi évidente quant aux ZEC, mais seulement 30 années de données sont disponibles (figure 13). Le succès de chasse aux galliformes est plus élevé dans les RF que dans les ZEC. Les données de succès de chasse aux galliformes sont corrélées à environ 56 % ($P < 0,001$) entre les ZEC et les RF. Cette corrélation varie de 11 à 47 % lorsque l'on considère les domaines bioclimatiques (tableau 3).

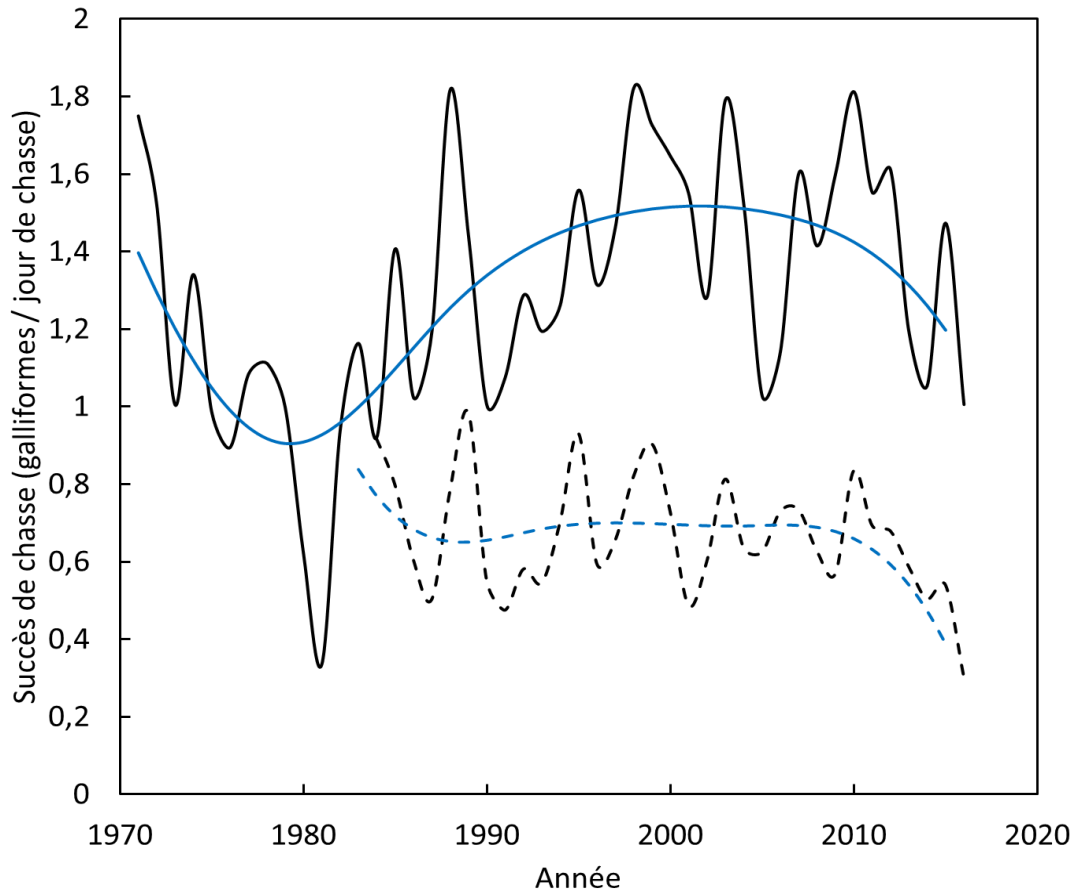


Figure 13 Succès de chasse standardisé aux galliformes forestiers (traits noirs) et tendance globale (traits bleus) dans les RF (traits pleins) et les ZEC (traits pointillés) de 1971 à 2016.

Lièvre d'Amérique

Les cycles de 10 ans dans le succès de chasse aux lièvres d'Amérique sont également observables dans les données provenant des RF et des ZEC (figure 14). Le succès de chasse au lièvre d'Amérique est plus élevé dans les ZEC que dans les RF. Les données sont corrélées à environ 49 % ($p = 0,004$) entre les ZEC et les RF à l'échelle de la province (figure 14). Cette corrélation varie de 18 à 31 % lorsque l'on compare les deux types de territoire par domaine bioclimatique (tableau 3).

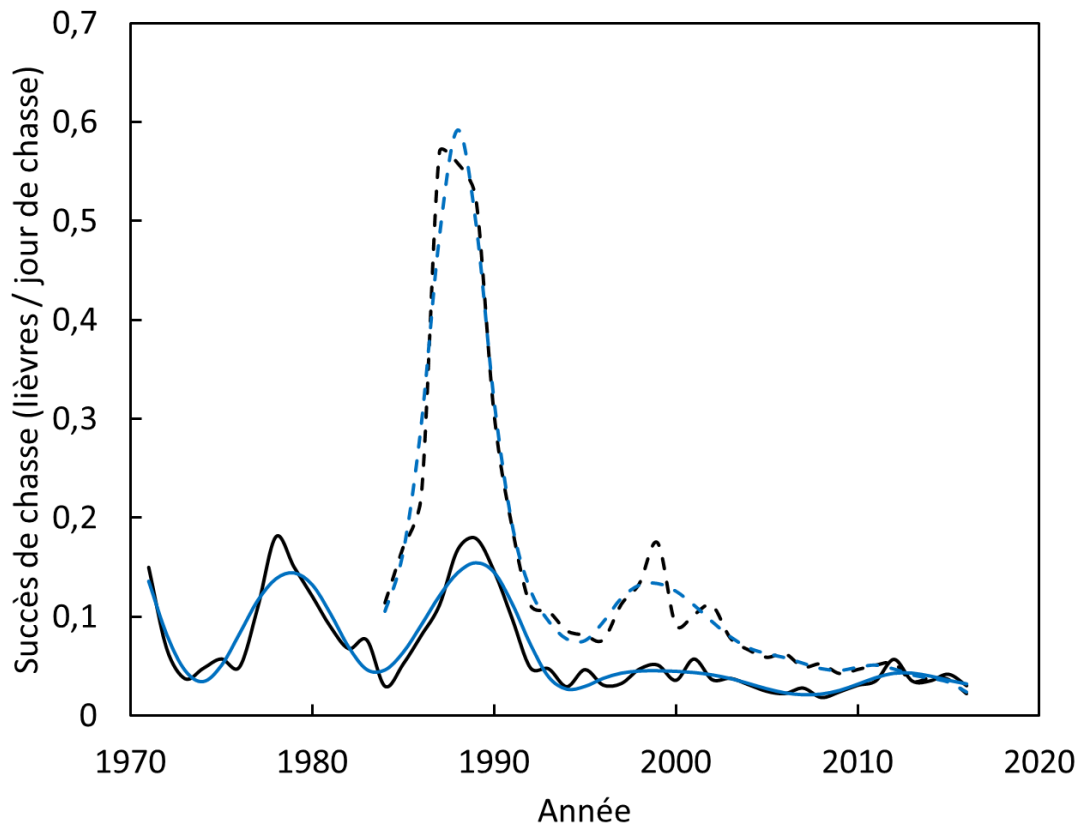


Figure 14 Succès de chasse standardisé au lièvre d'Amérique (traits noirs) et tendance globale (traits bleus) dans les RF (traits pleins) et les ZEC (traits pointillés) de 1971 à 2016.

Tableau 3. Coefficients de corrélation des variations annuelles du succès de chasse standardisé entre les RF et les ZEC, par domaine bioclimatique pour les galliformes forestiers et le lièvre d'Amérique au Québec, de 1971 à 2016 (* : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$).

	Érablière à bouleau jaune	Sapinière à bouleau jaune	Sapinière à bouleau blanc	Pessière à mousses
Galliformes forestiers	0,26	0,47**	0,11	0,44*
Lièvre	0,18	0,18	0,31	0,30

Synchronisation à l'échelle des territoires

Galliformes forestiers

Le succès de chasse standardisé est corrélé entre les territoires jusqu'à une distance d'environ 140 km pour les galliformes forestiers (tableau 4). Cette distance varie en fonction du domaine bioclimatique.

Lièvre d'Amérique

Le succès de chasse standardisé est corrélé entre les territoires jusqu'à une distance d'environ 120 km pour le lièvre (tableau 4). Cette distance varie en fonction du domaine bioclimatique.

Tableau 4. Distance entre les territoires pour laquelle les succès de chasse aux galliformes forestiers et au lièvre d'Amérique ne sont plus significativement corrélés de 1971 à 2016. Les analyses pour la pessière à mousses n'ont pu être effectuées par manque de données.

	Tous	Érablière à bouleau jaune	Sapinière à bouleau jaune	Sapinière à bouleau blanc	Pessière à mousses
Galliformes forestiers	140 km	91 km	102 km	140 km	ND
Lièvre d'Amérique	120 km	13 km	96 km	130 km	ND

Synchronisation entre les territoires fauniques structurés et le territoire libre en Gaspésie

Le succès de chasse standardisé aux galliformes forestiers dans ensemble des territoires fauniques structurés est faiblement corrélé avec celui dans le territoire libre à 35 % ($p = 0,40$) dans le domaine de la sapinière à bouleau jaune et à 40 % ($p = 0,33$) dans le domaine de la sapinière à bouleau jaune (figure 15).

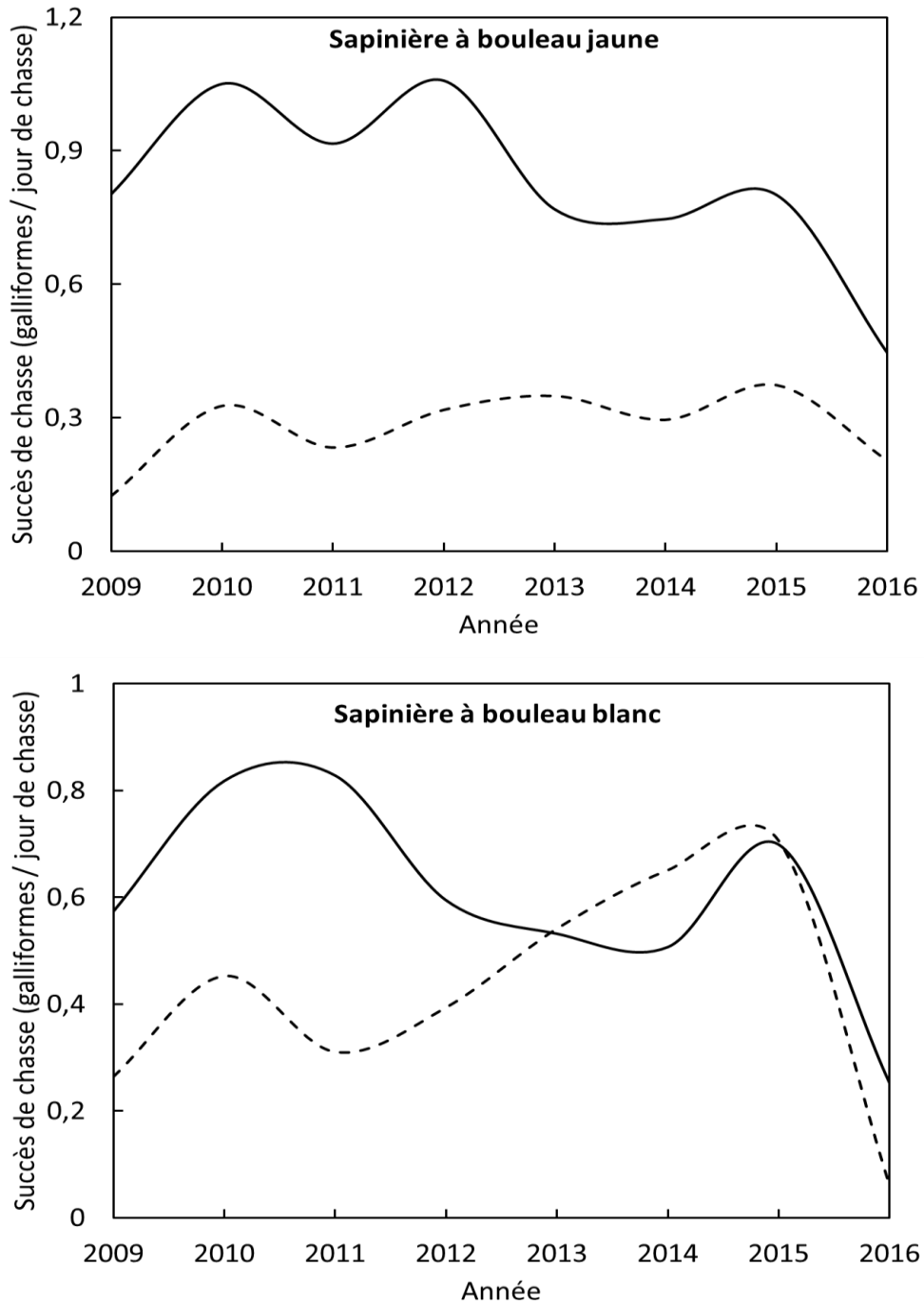


Figure 15 Succès de chasse standardisé aux galliformes forestiers dans les territoires fauniques structurés étudiés (trait plein) et le territoire public libre en Gaspésie (trait pointillé) pour deux domaines écologiques au Québec de 2009 à 2016.

Effets des variables environnementales

Galliformes forestiers

Un seul modèle (delta AICc < 2,0) explique la tendance globale du succès de chasse aux galliformes forestiers avec un poids (wt) de 0,78 (tableau 5). La variable de ce modèle (FM_R) est importante (intervalle de confiance excluant 0) pour expliquer la tendance globale du succès de chasse aux galliformes forestiers (tableau 6). Ainsi, la tendance globale du succès de chasse aux galliformes forestiers est négativement liée à l'augmentation de la proportion des forêts matures résineuses dans les territoires fauniques structurés du domaine bioclimatique (figure 16).

Deux modèles sont plausibles (delta AICc < 2,0) afin d'expliquer les variations interannuelles du succès de chasse aux galliformes forestiers (tableau 7). Cependant, aucune des variables composant ces modèles n'est importante pour expliquer les variations interannuelles du succès de chasse aux galliformes forestiers (intervalle de confiance à 95 % incluant 0).

Tableau 5. Meilleurs modèles expliquant la tendance globale du succès de chasse aux galliformes forestiers dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016. Les modèles ayant un delta AICc inférieur à 2 sont en gras.

Modèles	K	AICc	Delta_AICc	Wt	Cum.Wt	Res.LL
Tendance = FM_R	6	15,75	0,00	0,78	0,73	-1,59
Tendance = LYNX	6	21,23	5,47	0,05	0,78	-4,27

Tableau 6. Résultats de l'analyse d'inférence multimodèle de la variable du meilleur modèle expliquant la tendance globale du succès de chasse aux galliformes forestiers dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016.

Variable	Estimé	Écart-type	Intervalle de confiance à 95 %
FM_R	-4,6872	1,2544	-7,1458 – -2,2287

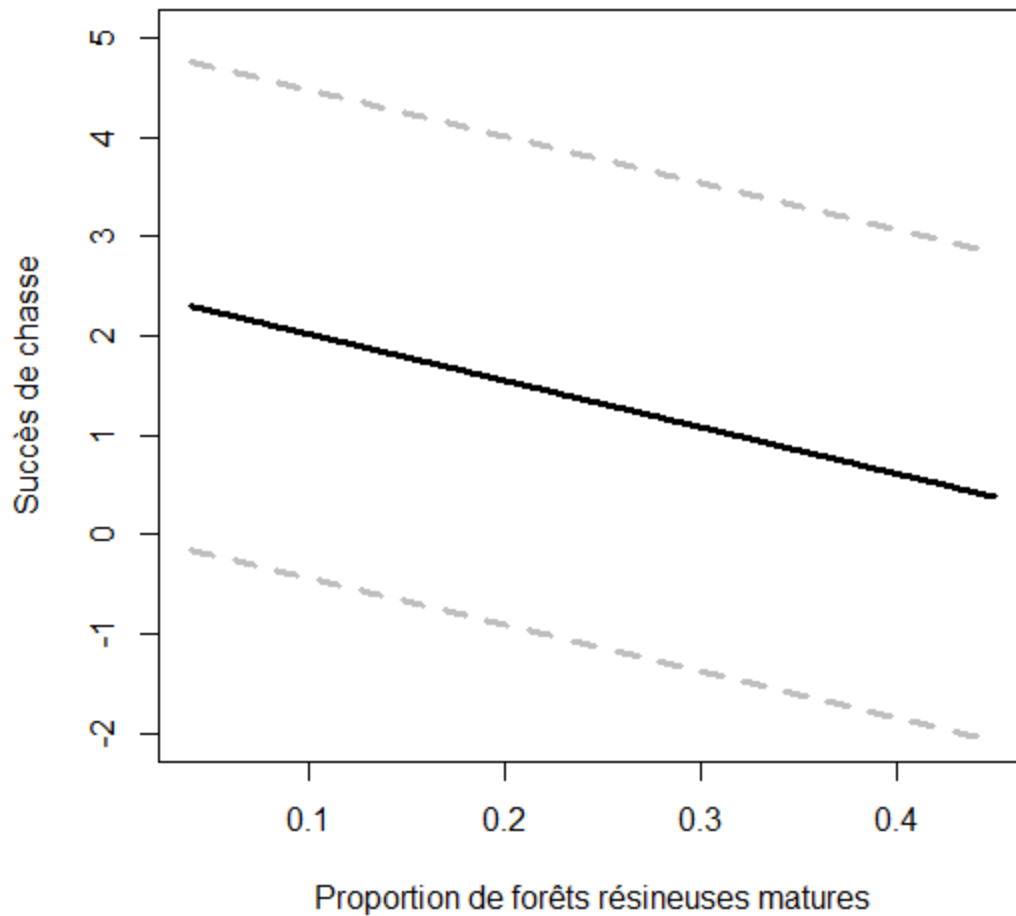


Figure 16. Relation entre la proportion de forêts résineuses matures et la tendance globale du succès de chasse aux galliformes forestiers standardisé dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016. Les lignes pointillées indiquent l'intervalle de confiance à 95 %.

Tableau 7. Meilleurs modèles expliquant les variations interannuelles du succès de chasse aux galliformes forestiers dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016. Les modèles ayant un delta AICc inférieur à 2 sont en gras.

Modèles	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt	Res.LL
Succès de chasse = MESO-1	6	359,23	0,00	0,39	0,39	-173,26
Succès de chasse = MESO	6	360,01	0,78	0,27	0,66	-173,66
Succès de chasse = LYNX-1	6	360,45	1,22	0,21	0,87	-173,87
Succès de chasse = LYNX	6	361,49	2,26	0,13	0,99	-174,40

Tableau 8. Résultats de l'analyse d'inférence multimodèle des variables du meilleur modèle expliquant les variations interannuelles du succès de chasse aux galliformes forestiers dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016.

Variable	Estimé	Écart type	Intervalle de confiance à 95 %
MESO	-0,1547	0,1005	-0,3516 – 0,0422
LYNX-1	-0,0892	0,1197	-0,3238 – 0,1453
MESO-1	-0,1533	0,1023	-0,3537 – 0,0472

Lièvre d'Amérique

Deux modèles sont en compétition (delta AICc < 2.0) pour expliquer la tendance globale du succès de chasse au lièvre d'Amérique (tableau 9). Cependant, aucune des deux variables composant ces modèles n'est importante pour expliquer la tendance globale du succès de chasse au lièvre d'Amérique entre les années (tableau 10).

Quatre modèles sont en compétition (delta AICc < 2.0) pour expliquer les variations du succès de chasse annuel au lièvre d'Amérique (tableau 11). Seule la zone bioclimatique est importante pour expliquer le succès de chasse annuel (tableau 12). Le succès de chasse annuel au lièvre d'Amérique augmente dans les zones plus nordiques (figure 17).

Tableau 9. Meilleurs modèles expliquant la tendance globale du succès de chasse au lièvre d'Amérique dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016. Les modèles ayant un delta AICc inférieur à 2 sont en gras.

Modèles	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt	Res.LL
Tendance = LYNX-1	6	-176,96	0,00	0,28	0,28	94,84
Tendance = MESO-1	6	-176,73	0,23	0,25	0,54	94,73
Tendance = LYNX	6	-176,30	0,66	0,20	0,74	94,50
Tendance = MESO	6	-175,50	1,46	0,14	0,88	94,10
Tendance = ZONE + MESO-1	7	-173,78	3,18	0,06	0,94	94,37

Tableau 10. Résultats de l'analyse d'inférence multimodèle des variables du meilleur modèle expliquant la tendance globale du succès de chasse au lièvre d'Amérique dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016.

Variable	Estimé	Écart type	Intervalle de confiance à 95 %
LYNX-1	0,0001	0,0146	-0,0285 – 0,0288
MESO-1	0,0067	0,0114	-0,0157 – 0,0291
LYNX	0,0109	0,0147	-0,0178 – 0,0397
MESO	0,0047	0,0119	-0,0186 – 0,028

Tableau 11. Meilleurs modèles expliquant les variations interannuelles du succès de chasse au lièvre d'Amérique dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016. Les modèles ayant un delta AICc inférieur à 2 sont en gras.

Modèles	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum,Wt	Res,LL
Succès de chasse = LYNX	6	189,67	0,00	0,34	0,34	-88,49
Succès de chasse = MESO	6	190,48	0,81	0,23	0,57	-88,89
Succès de chasse = ZONE + MESO	7	190,62	0,95	0,21	0,78	-87,84
Succès de chasse = ZONE + LYNX	7	190,68	1,01	0,21	0,99	-87,87
Succès de chasse = ZONE + MESO + LYNX	8	196,69	7,02	0,01	> 0,99	-89,74

Tableau 12. Résultats de l'analyse d'inférence multimodèle des variables du meilleur modèle expliquant les variations interannuelles du succès de chasse au lièvre d'Amérique dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016.

Variable	Estimé	Écart type	Intervalle de confiance à 95 %
ZONE	0,2305	0,0729	0,0875 – 0,3734
LYNX	0,0436	0,0614	-0,0768 – 0,164
MESO	0,0253	0,0515	-0,0757 – 0,1263

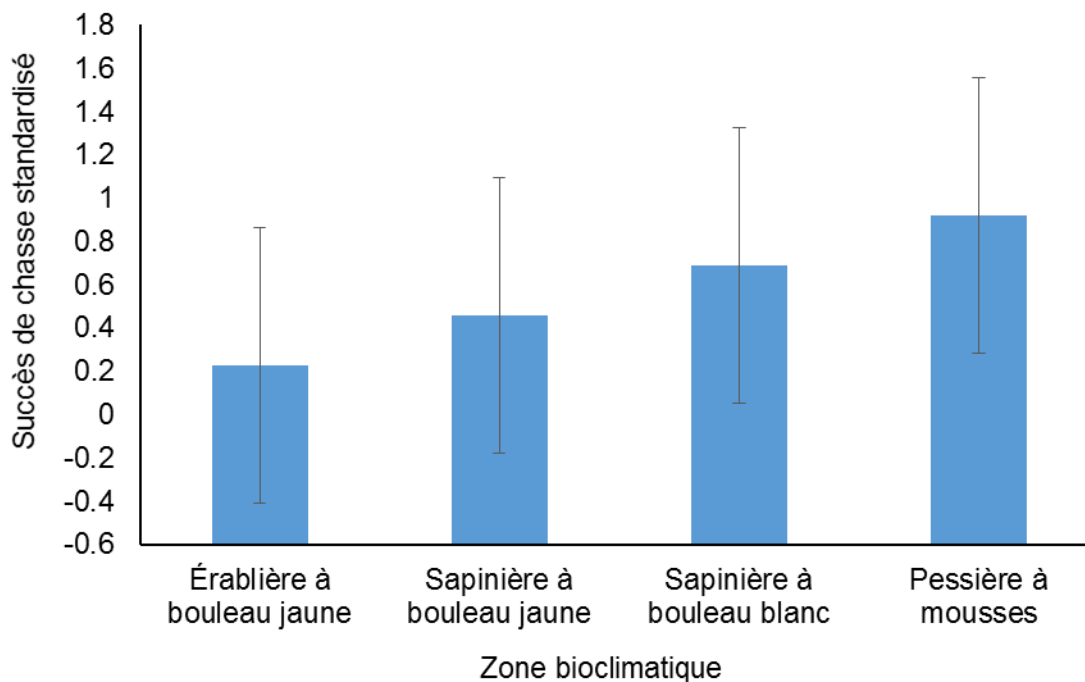


Figure 17. Relation entre la zone bioclimatique et les variations interannuelles du succès de chasse au lièvre d'Amérique standardisé dans les territoires fauniques structurés étudiés de 1971 à 2016. Les barres indiquent l'intervalle de confiance à 95 %.

DISCUSSION

Tendance globale

En supprimant l'autocorrélation entre les années, la tendance globale permet de constater l'évolution du succès de chasse sans le bruit causé par les variations interannuelles. Ces analyses permettent de prendre du recul par rapport aux variations à plus court terme et de guider les décisions de gestion ou encore les conclusions des études sur les effets d'éléments perturbateurs généraux (p. ex., changements climatiques ou activité anthropique) sur les populations animales (Fedy et Doherty, 2011). La fiabilité d'indices de tendance, comme le succès de chasse, est influencée par l'échelle d'analyse et les propriétés statistiques des données. Plus l'échelle d'analyse utilisée est étendue, plus la taille de l'échantillon est grande et plus les erreurs sont petites, sauf en présence de biais systématiques d'échantillonnage (Fedy et Doherty, 2011). Ainsi, le regroupement des territoires fauniques structurés par zone bioclimatique permet d'augmenter la taille d'échantillonnage (c.-à-d. le nombre de TFS) par unité d'analyse, ce qui contribue à réduire les erreurs sur la tendance. Il existe probablement des erreurs d'échantillonnage durant la prise des mesures, comme le calcul de l'effort de chasse, mais comme ces données proviennent de plusieurs territoires, il serait surprenant que les mêmes erreurs se répètent systématiquement toutes les années.

Galliformes forestiers

La tendance globale du succès de chasse aux galliformes forestiers est à la baisse à l'échelle de la province (figure 7) et aussi à l'échelle des domaines bioclimatiques (figure 9). Cette tendance du succès de chasse aux galliformes forestiers au Québec est analogue à celles observées dans d'autres régions d'Amérique du Nord, du moins pour la gélinotte huppée. Différentes hypothèses ont été émises, mais aucune n'explique entièrement cette situation. La disponibilité d'habitats de qualité pour la reproduction, soit les forêts de début de succession (Blomberg et coll., 2012; Porter et Jarzina, 2013), les changements climatiques (Pomara et Zuckerberg, 2017) ou encore l'apparition du virus du Nil occidental (Stauffer et coll., 2017) contribuent partiellement à expliquer la diminution des populations de gélinottes huppées, du moins dans certaines régions de son aire de répartition. Les résultats obtenus dans cette étude montrent que la disponibilité de certains types d'habitats forestiers (forêts résineuses matures) permet d'expliquer partiellement la tendance globale du succès de chasse, mais pas les variables météorologiques. Comme le virus du Nil occidental est apparu au Québec que très récemment (2002;

<https://www.quebec.ca/sante/problemes-de-sante/a-z/virus-du-nil-occidental-vno/>) et qu'il n'est actif que dans la partie la plus méridionale de la province, il ne peut être impliqué comme un facteur déterminant de la baisse à long terme du succès de chasse aux galliformes forestiers observée au Québec.

Ainsi, les changements dans la composition des forêts du Québec à l'échelle des domaines bioclimatiques seraient, en partie, responsables de la tendance observée quant au succès de chasse. La relation négative entre la proportion de forêts résineuses matures et le succès de chasse est logique dans le cas de la gélinotte huppée, car cette espèce utilise les forêts dominées par les essences feuillues (Blanchette et coll., 2010). Cependant, le succès de chasse pour le tétras du Canada, espèce typique des forêts résineuses (Renard et Blanchette, 2020), devrait augmenter en fonction de la proportion des forêts résineuses. La distinction entre ces deux espèces dans la récolte devrait, à long terme, permettre de mieux cerner les relations entre la tendance du succès de chasse et les habitats forestiers disponibles, particulièrement pour les domaines bioclimatiques les plus nordiques.

La chasse pourrait avoir un effet sur la tendance si le taux d'exploitation était suffisamment élevé pour nuire au renouvellement de la population, mais il n'y a pas d'information sur le taux d'exploitation des galliformes forestiers au Québec. Cependant, différents éléments laissent croire que le taux d'exploitation serait relativement bas, du moins dans la majorité des territoires fauniques structurés. En effet, la pression de chasse annuelle (nombre de jours chasse par kilomètre carré) est faible comparativement à d'autres études (cette étude = 2,3 jours-chasse/km²; Stoll et Culbertson [1995] en Ohio = 9 à 37 jours-chasse/km²). Selon le modèle de Stoll et Culbertson (1995), il faut une pression de chasse d'environ 21 jours-chasse/km² pour atteindre un taux d'exploitations de 20 %, qui est jugé comme la limite supérieure sécuritaire pour une exploitation durable des populations de gélinottes huppées (Devers et coll., 2011). Des mesures du taux de récolte dans l'État de New York dans deux territoires fortement chassés ont donné un taux d'exploitation de 16 % (Davis et coll., 2018) en moyenne. Les auteurs concluent que ce taux permet une exploitation durable des populations de gélinottes huppées, car la survie annuelle n'était pas influencée par les pertes causées par la chasse. Finalement, Devers et coll. (2008) ont mesuré un taux de récolte de 12 % dans le cadre d'une étude à grande échelle dans les Appalaches américaines, et les auteurs concluaient que c'était une mort de type compensatoire.

Lièvre d'Amérique

Les résultats montrent que les cycles des populations de lièvres du Québec sont d'environ 10 ans, mais leur amplitude s'estompe depuis plus de 20 ans. Ce phénomène d'effondrement des cycles est par ailleurs observé chez d'autres espèces (lemming, insectes, etc.), sur une vaste échelle géographique et dans divers écosystèmes, ce qui suppose que la cause émane d'un phénomène extrinsèque à l'espèce (Ims et coll., 2007). Les changements climatiques qui nuisent à l'ensemble des espèces et des écosystèmes sont désignés comme la cause la plus probable pour expliquer l'effondrement des cycles, mais ce phénomène agit différemment selon l'espèce. Spécialement pour le lièvre, la fonte de la neige plus hâtive entraînerait un déséquilibre (*mismatch*) entre l'environnement, habituellement couvert de neige et le pelage blanc du lièvre (Zimova et coll., 2016). En outre, un manque d'accès à la nourriture de bonne qualité en hiver, par manque de neige au sol, pourrait nuire à la survie des lièvres (Kawaguchi et Desrochers, 2017). Une autre hypothèse pour expliquer la perturbation des cycles des lièvres est que les principaux prédateurs du lièvre (lynx, grand-duc) peuvent se déplacer à l'intérieur des régions et survivre assez longtemps pour faire persister les faibles densités de populations de lièvres déjà en baisse (Krebs et coll., 2013). De plus, l'abondance de coyotes, prédateurs importants du lièvre d'Amérique, a augmenté depuis le début des années 1980, comme le démontrent les indicateurs liés à l'exploitation de cette espèce (<https://mffp.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/Coyotes.pdf>). En outre, la répartition de cette espèce s'étend de plus en plus vers le nord où les rendements de la récolte pour sa fourrure sont en augmentation.

Les cycles d'abondance des populations de lièvres sont plus accentués dans la partie nord de l'aire de répartition de l'espèce (Keith, 1990). Nos résultats soulignent un cycle dans les quatre domaines bioclimatiques étudiés, mais l'amplitude de celui-ci est plus marquée dans le domaine de la pessière à mousses et semble moins atténuée que dans les autres domaines (figure 12). La diversité des prédateurs et la fragmentation des habitats seraient les facteurs expliquant l'absence de cycle dans le sud de l'aire de répartition du lièvre (Wolf, 1981). Cependant, bien que l'abondance des prédateurs (LYNX et MESO) soit incluse dans les deux modèles les plus plausibles pour expliquer la tendance à long terme du succès de chasse au lièvre d'Amérique (tableau 9), aucune de ces variables n'est suffisamment importante pour expliquer cette tendance (intervalle de confiance à 95 % incluant 0). De plus, aucune variable décrivant l'habitat du lièvre n'est incluse dans les modèles les plus plausibles pour expliquer la tendance à long terme du succès de chasse au lièvre. L'absence de lien entre les variables forestières et la tendance est probablement causée par l'échelle d'analyse très vaste qui a pour effet d'homogénéiser la

variabilité entre les territoires situés dans un domaine bioclimatique, masquant peut-être les relations qui se produisent à une échelle plus fine.

Variations interannuelles

Plusieurs études ont précisé les effets de différentes variables qui peuvent influencer le succès de chasse annuel. Les conditions météorologiques locales peuvent agir sur la survie de certaines espèces de petit gibier et influencent le succès de chasse (Ritcey et Edwards, 1963; Tanner et coll., 2017). En revanche, d'autres ont démontré que le succès de chasse semble principalement conditionné par l'effort de chasse (nombre de chasseurs par groupe) plutôt que par des variables météorologiques, du moins à une échelle d'analyse étendue (Rhoden et coll., 2018). Finalement, la qualité des habitats et la production annuelle de nourriture préférentielle ont également été désignées comme des variables importantes pour expliquer la production des juvéniles chez la gélinotte huppée et donc la densité de la population automnale (Devers et coll., 2007).

Galliformes forestiers

Les variations interannuelles de l'abondance des populations de galliformes forestiers résultent principalement du succès de reproduction, la survie des adultes étant relativement stable (Bergerud, 1988; Devers et coll., 2007). Comme la récolte à la chasse est composée majoritairement de juvéniles de l'année, les variations interannuelles du succès de chasse pourraient être expliquées par les mêmes facteurs qui déterminent le succès de reproduction.

Les trois modèles qui sont en compétition pour expliquer les variations interannuelles du succès de chasse aux galliformes forestiers incluent les indices d'abondance des mésoprédateurs et du lynx (tableau 7). Cependant, aucune variable n'est importante pour expliquer les variations interannuelles du succès de chasse (tableau 8). Ritcey et Edwards (1963) ont obtenu une corrélation positive entre le succès de chasse à la gélinotte huppée et la température moyenne du mois de juin précédent la saison de chasse. Ces auteurs expliquent leurs résultats par un succès de reproduction plus élevé lorsque la température en juin est plus élevée. De même, Blanchette et Beaupré (2017) ont obtenu une relation positive entre le nombre de juvéniles par femelle adulte et la température moyenne au mois de juin dans la réserve faunique de Portneuf. Précisons également que la température et les précipitations en hiver influencent, bien que faiblement, la densité des gélinottes huppées mâles tambourineurs au printemps (Zimmerman et coll., 2008). Par contre, aucune variable météorologique ne semble expliquer les variations interannuelles du succès de chasse dans cette étude. Ces résultats s'expliquent peut-être par

l'échelle spatiale des analyses qui amalgame une variabilité de conditions (à l'échelle des territoires fauniques) cachant ainsi des relations qui se déroulent à une échelle plus locale. Spécialement pour le tétras du Canada, les cycles d'abondance suivent ceux du lièvre d'Amérique, du moins dans l'Ouest canadien (Martin et coll., 2001). Les données de récolte actuelles ne permettent pas de valider cette relation; la distinction des deux espèces de galliformes forestiers dans la récolte le permettra dans quelques années.

Lièvre d'Amérique

Quatre modèles peuvent expliquer les variations interannuelles du succès de chasse au lièvre d'Amérique (tableau 11). Seule la zone bioclimatique importe pour expliquer le succès de chasse annuel, les zones les plus nordiques présentant un succès de chasse plus élevé (figure 17). Les variations interannuelles de l'abondance des populations de lièvres d'Amérique sont régies par l'abondance des prédateurs et la qualité de l'habitat (Krebs et coll., 2001; Krebs et coll., 2018b). La diversité des prédateurs pourrait également influencer la dynamique des populations de lièvres (Etcheverry et coll., 2005) et, par conséquent, leur abondance.

La chasse pourrait également expliquer les variations interannuelles du succès de chasse. Peu d'études ont évalué les effets de la chasse sur les populations de lièvres d'Amérique. Joyce (2001) a mesuré une réduction de 23 à 54 % de la population automnale causée par la chasse dans la province de Terre-Neuve-et-Labrador. Cependant, l'augmentation plus rapide de la taille de la population par un taux de reproduction et une immigration plus élevée dans les secteurs chassés par rapport à des secteurs non chassés suggère que les populations de lièvres peuvent se rétablir du prélèvement, du moins lorsqu'elles sont dans une phase de croissance. Les rendements et les succès de chasse au lièvre mesurés dans les territoires fauniques structurés sont faibles et suggèrent que le taux de prélèvement y est également faible, ce qui n'influencerait pas ou peu les variations interannuelles du succès de chasse.

Relations entre les territoires fauniques structurés et le territoire libre

Bien que les résultats du succès de chasse entre le territoire libre et les territoires fauniques structurés soient faiblement corrélés, les tendances observées sont similaires. Le peu d'années de suivi sur le territoire libre (huit ans) peut expliquer en partie ces résultats. Une série de données historiques plus longue permettrait de mieux cerner les différences ou les similitudes entre ces deux types d'affectation du territoire sur les tendances et les variations interannuelles du succès

de chasse. Un élément à considérer est l'effort de chasse (heures) par jour-chasse qui peut être près du double pour les chasseurs en territoire faunique structuré par rapport à ceux qui pratiquent en territoire libre (Blanchette et coll., 2009), ce qui peut biaiser les résultats du succès de chasse annuel, mais pas de la tendance globale. Le nombre moyen d'heures de chasse par jour-chasse serait une variable à colliger afin de pondérer le calcul du succès de chasse dans les deux affectations de territoire.

Les territoires fauniques structurés couvrent assez bien les domaines de la sapinière et de l'érablière à bouleau jaune au nord du fleuve. Cependant, les domaines de la pessière à mousse, de l'érablière à bouleau jaune au sud du fleuve et ceux de l'érablière à tilleul et de l'érablière à caryer sont sous-représentés ou pas du tout représentés. La participation citoyenne sur une base volontaire (p. ex., carnets du chasseur, sondage, etc.) ou obligatoire (enregistrement de la récolte et de l'effort pour obtenir un permis l'année suivante) permettrait de bien sonder tous les domaines bioclimatiques. Peu importe la méthodologie employée, l'essentiel est de mettre en place un système de collecte de ces données qui persistera afin de suivre la tendance à long terme des populations des espèces étudiées.

Canevas d'analyse pour le suivi des populations de petit gibier en fonction des données de récolte

Échelle d'analyse

Comme les populations (surtout les galliformes) ne varient pas de la même façon, l'échelle d'analyse devrait être par domaines bioclimatiques si l'on considère les données actuellement collectées. En effet, les perturbations naturelles (incendies, épidémies d'insectes, etc.) ou anthropiques (foresterie, utilisation du territoire) varient entre les domaines, et leurs effets sur la tendance des populations de petit gibier pourraient également être différents. Une échelle plus vaste, comme celle de la province, pourrait masquer d'éventuels problèmes se déroulant dans un domaine en particulier. Une échelle plus restreinte, comme une zone de chasse, diminuerait la taille de l'échantillon (nombre de territoires structurés), ce qui augmenterait la variabilité de la mesure du succès de chasse moyen. De plus, certaines zones de chasse n'ont pas de ZEC ou de RF sur leur territoire. Enfin, la distance entre les territoires pour laquelle les données sont corrélées, et donc pour laquelle les tendances sont similaires, varie de 13 à 140 km. C'est relativement proche et il est donc important de recueillir les données de tous les TFS d'un domaine afin de capter cette variabilité quant aux tendances et obtenir un profil réaliste. Il pourrait

être possible de suivre la tendance des populations à une échelle plus fine en augmentant la taille de l'échantillon. Comme le nombre de territoires fauniques structurés est limité, la collecte de données sur le territoire libre serait essentielle à l'atteinte de la précision requise. Le choix de l'échelle devra considérer la qualité des données, mais également être représentatif de la biologie de l'espèce suivie.

Uniformisation et validation des données

La mesure de l'effort (jours-chasse) doit être normalisée entre les TFS. Un droit d'accès quotidien octroyé pour la chasse au petit gibier équivaut à un jour-chasse pour l'ensemble des espèces de petit gibier. Également, le nombre d'heures de chasse par jour-chasse serait une donnée importante à colliger, car il peut varier de façon importante entre les ZEC, les RF et le territoire libre.

Il est important que les chasseurs déclarent la récolte par espèce et non pas sous le terme générique de « perdrix ». Un effort pour éduquer les chasseurs devra être déployé afin qu'ils puissent distinguer les différentes espèces de petit gibier.

Analyse des données

Les analyses pour la mise à jour des tendances du succès de chasse, selon une fréquence à déterminer, et leur diffusion pourraient être réalisées par le secteur de la faune (SFP).

La tendance globale, le succès de chasse annuel et d'autres données utiles comme la pression de chasse ou encore les moyennes à long terme du succès de chasse et de la pression de chasse permettraient de dresser un profil de l'activité de chasse et de la récolte de petit gibier. Un exemple est présenté à l'annexe 3. Comme les indicateurs sont présentés par domaine bioclimatique, la proportion en superficie des régions administratives, de même que les territoires fauniques structurés étudiés par domaine bioclimatique sont présentés à l'annexe 3.

CONCLUSION

Une gestion moderne de la chasse nécessite un système de suivi des tendances des populations des espèces exploitées afin de s'assurer de la pérennité de ces ressources. Les indicateurs liés à la récolte, comme le succès de chasse, sont reconnus pour être fiables et les moins dispendieux pour suivre la tendance des populations concernées. Au Québec, les données liées à la récolte de petit gibier colligées par les gestionnaires des TFS constituent une base d'information disponible à peu de frais, et ce, pour une grande partie de la province. Des suivis plus précis sur des territoires restreints, mais représentatifs (p. ex., inventaire de tambourinage dans une partie d'un TFS), permettraient de valider les tendances des populations observées à l'échelle des domaines bioclimatiques à partir des données de récolte dans les TFS ou, éventuellement, sur le territoire libre.

Les résultats de cette étude montrent que la tendance globale des deux principales espèces de galliformes forestiers, soit la gélinotte huppée et le tétras du Canada, est en baisse et que les cycles du lièvre d'Amérique se sont affaiblis. Ces espèces sont réputées pour être résilientes à l'exploitation par la chasse jusqu'à des taux probablement rarement atteints au Québec, du moins à l'échelle des domaines bioclimatiques. Les causes de cette tendance à la baisse proviendraient donc de facteurs extrinsèques à l'espèce et à son exploitation. Les perturbations globales comme les changements climatiques ou les activités industrielles ont été désignées comme les causes probables de ces tendances, qui sont également observées chez d'autres espèces et dans d'autres écosystèmes. Il devient nécessaire de se doter d'un système de suivi robuste et étendu afin de suivre et de documenter les tendances des populations de petit gibier dans le but d'adapter leur gestion, le cas échéant.

Pour les parties du territoire qui ne sont pas ou peu couvertes par les TFS, la collaboration des chasseurs de petit gibier devrait être envisagée en mettant en place un système de suivi qui permettra la compatibilité des données issues des TFS et du territoire libre.

LISTE DES RÉFÉRENCES

- BERGERUD, A. T. (1988). *Population Ecology of Northern Grouse*, dans A. T. Bergerud et M. W. Gratson (Eds.), *Adaptive strategies and population ecology of northern grouse*, University of Minnesota, p. 578-648.
- BJØRNSTAD, O. N., R. A. IMS et X. LAMBIN (1999). *Spatial population dynamics: analyzing patterns and processes of population synchrony*, *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 427-432.
- BLANCHETTE, PIERRE et PHILIPPE BEAUPRÉ (2017). *Suivi des aménagements de l'habitat de la gélinotte huppée (Bonasa umbellus) dans la réserve faunique de Portneuf : indicateurs relatifs à la récolte sportive, saisons 2015 et 2016 et bilan de 15 années de suivi*, Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de l'expertise sur la faune terrestre, l'herpétofaune et l'avifaune, 43 p.
- BLANCHETTE, P., J.-C. BOURGEOIS, M. GAGNIER, M. LÉVEILLÉ, A. LUSSIER et S. ST-ONGE (2009). *Suivi de la récolte de petits gibiers dans les zones du sud du Québec. Bilan des saisons 2005 à 2008*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, 15 p.
- BLANCHETTE, P., P.-É. LAFLEUR, É. DESLAURIERS, W. GIROUX et J.-C. BOURGEOIS (2010). *Guide d'aménagement de l'habitat de la gélinotte huppée pour les forêts mixtes du Québec*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Société de la gélinotte huppée inc. et Fondation de la faune du Québec, Québec, 55 p.
- BLOMBERG, E. J., B. C. TEFFT, J. M. REED et S. R. MCWILLIAMS (2012) *Evaluating spatially explicit viability of a declining ruffed grouse population*, *Journal of Wildlife Management*, 76: 503-513.
- BOUTIN, S., C. J. KREBS, R. BOONSTRA, M. R. T. DALE, S. J. HANNON, K. MARTIN, A. R. E. SINCLAIR, J. N. M. SMITH, R. TURKINGTON, M. BLOWER, A. BYROM, F. I. DOYLE, C. DOYLE, D. HIK, L. HOFER, A. HUBBS, T. KARELS, D. L. MURRAY, V. NAMS, M. O'DONOGHUE, C. ROHNER et S. SCHWEIGER (1995). *Population changes of the vertebrate community during a snowshoe hare cycle in Canada's boreal forest*, *Oikos*, 74: 69-80.
- CATTADORI, I. M., D. T. HAYDON, S. J. THIRGOOD et P. J. HUDSON (2003). *Are indirect measures of abundance a useful index of population density? The case of red grouse harvesting*, *Oikos*, 100: 439-446.
- DAVIS, S. R., J. MANGELINCKX, R. B. ALLEN, K. SULLIVAN et E. J. BLOMBERG (2018). *Survival and harvest of ruffed grouse in central Maine, USA*, *Journal of Wildlife Management*, 82: 1263-1272.
- DESSECKER, D. R. et D. G. MCAULEY (2001). *Importance of early successional habitat to ruffed grouse and American woodcock*, *Wildlife Society Bulletin*, 29: 456-465.

- DEVERS, P. K., D. F. STAUFFER, G. W. NORMAND, G.W. STEPHEN, D.E. WHITAKER, D.M. SOLE, J.D. ALLEN, T.J. BITTNER, S.L. BUEHLER, D.A. EDWARDS, J.W. FIGERT, D.E. FRIEDHOFF, S.T. GIULIANO, W.M. HARPER, C.A. IGO, W.K. KIRKPATRICK, R.L. SEAMSTER, M. SPIKER, H.A. SWANSON, et B.C. TEFFT (2007). *Ruffed grouse population ecology in the Appalachian region*, Wildlife Monographs, 168: 1-36.
- DEVERS, P. K., G. W. NORMAN, D. A. SWANSON et D. F. STAUFFER (2011). *Harvest management*, p. 125-129, dans D. F. Stauffer (ed.), *Ecology and management of Appalachian ruffed grouse*, Hancock House Publishers Ltd, Blaine, WA, USA, 176 p.
- ÉCORESSOURCES (2014). *L'industrie faunique comme moteur économique régional : Une étude ventilant par espèce et par région les retombées économiques engendrées par les chasseurs, les pêcheurs et les piégeurs québécois en 2012*, préparé pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 71 p.
- ETCHEVERRY, P., M. CRÊTE, J.-P. OUELLET, L.-P. RIVEST, M.-C. RICHER et C. BEAUDOIN (2005). *Population dynamics of snowshoe hares in relation to furbearer harvest*, J. Wildl. Manage., 69: 771-781.
- FEDY, B. C. et K. E. DOHERTY (2011). *Population cycles are highly correlated over long time series and large scales in two unrelated species: greater sage-grouse and cottontail rabbits*, Oecologia, 165: 915-924.
- GÉE, A., M. SARASA et O. PAYS (2018) *Long-term variation of demographic parameters in four small game species in Europe : opportunities and limits to test for a global pattern*. *Animal biodiversity and conservation*, 41,1: 33-60.
- GREGG, L., B. HEERINGA et D. EKLUND (2004). *Conservation assessment for spruce grouse (Falci pennis Canadensis)*, USDA Forest Service, Eastern Region, 33 p.
- GREGG, L. et N. D. NIEMUTH (2000). *The history, status, and future of sharp-tailed grouse in Wisconsin*. *Passenger Pigeon*, 62: 158-174.
- HANSEN, M. C., C. A. HAGEN, D. A. BUDEAU, V. L. COGGINS et B. S. REISHUS (2015). *Comparison of 3 surveys for estimating forest grouse population trends*, *Wildlife Society Bulletin*, 39: 197-202.
- KAHLER, J., A. D. FOX, H. HELDJERBG, T. ASFERG et P. SUNDE (2015). *Functional responses of human hunters to their prey – why harvest statistics may not always reflect changes in prey population abundance*, *Wildl. Biol.*, 21: 294-302.
- JOYCE, T. L. (2001). *Impact of hunting on snowshoe hare populations in Newfoundland*, M. Sc. thesis, Department of zoology, University of British Columbia.
- KAWAGUCHI, T. et A. DESROCHERS (2017) *Short-term changes in spatial distribution pattern of an herbivore in response to accumulating snow*, *Canadian Journal of Zoology*, 95: 949-954.
- KERLIN, D. H., D. T. HAYDON, D. MILLER, N. J. ARBISCHER, A. A. SMITH et S. J. THIRGOOD (2007). *Spatial synchrony in red grouse population dynamics*, *Oikos*. 116:2007-2016.

- KOEN, E. L., J. BOWMAN, D. L. MURRAY et P. J. WILSON (2014). *Climate change reduces genetic diversity of Canada lynx at the trailing range edge*. *Ecography*, 37: 754-762.
- KREBS, C. J., R. BOONSTRA, S. BOUTIN, A. R. SINCLAIR, J. N. SMITH, B. S. GILBERT, K. MARTIN, M. O'DONOGHUE et R. TURKINGTON (2014). *Trophic dynamics of the boreal forests of the Kluane Region, Arctic*, 67: 71-81.
- KREBS, C. J., R. BOONSTRA et S. BOUTIN (2018a). *Using experimentation to understand the 10-year snowshoe hare cycle in the boreal forest of North America*, *Journal of Animal Ecology*, 87: 87-100.
- KREBS, C. J., R. BOONSTRA, S. BOUTIN et A. R. E. SINCLAIR (2001). *What drives the 10-year cycle of snowshoe hares?*, *BioScience*, 51: 25-35.
- KREBS, C. J., R. BOONSTRA, A. J. KENNEY et B. S. GILBERT (2018b). *Hares and small rodent cycles: a 45-year perspective on predator-prey dynamics in the yukon boreal forest*, *Australian Zoologist*, 39: 724-732, doi: 10.7882/AZ.2018,012.
- KREBS, C. J., K. KIELLAND, J. BRYANT, M. O'DONOGHUE, F. DOYLE, C. MCINTYRE, D. DIFOLCO, N. BERG, S. CARRIÈRE, R. BOONSTRA, S. BOUTIN, A. J. KENNEY, D. G. REID, K. BODONY, J. PUTERA, H. K. TIMM et T. BURKE (2013). *Synchrony in the snowshoe hare (*Lepus ameciracus*) cycle in northwestern North America, 1970 – 2012*, *Can. J. zool.*, 91: 562-572.
- KUBISIAK, J. (1989). *The best year-round cover*, p. 320-321 dans Atwater, S. et J. Schnell (eds.), *The wildlife series: Ruffed grouse* Stackpole Books, Harrisburg, USA, 370 p.
- LAMONTAGNE, G., M. GAGNÉ, M. HUOT et H. BASTIEN (2011). *Plan de gestion du petit gibier 2011-2018*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, 74 p.
- LANDE, U. S., I. HERFINDAL, M. H. FINNE, et L. KASTDALEN (2010). *Use of hunters in wildlife surveys: does hunter and forest grouse habitat selection coincide?* *Eur. J. Wildl. Res.*, 56: 107-115.
- LARSEN, J. A., et J. F. LAHEY (1958). *Influence of weather upon a ruffed grouse population* *Journal of Wildlife Management*, 22: 63-70.
- LAVOIE, M., P.-Y. COLLIN, F. LEMIEUX, H. JOLICOEUR, P. CANAC-MARQUIS et S. LARIVIÈRE (2009). *Understanding fluctuations in bobcat harvest at the northern limit of their range*, *Journal of Wildlife Management*, 73: 870-875.
- MYERS, J. H. (2018). *Population cycles: generalities, exceptions, and remaining mysteries*, *Proceedings of the Royal Society*, B. 285:20172841.
- NEW YORK STATE DEPARTEMENT OF ENVIRONMENTAL CONSERVATION (2019). *Cooperator ruffed grouse and American woodcock hunting log* [https://www.dec.ny.gov/docs/wildlife_pdf/grouselogrpt18.pdf].
- NEW YORK STATE DEPARTEMENT OF ENVIRONMENTAL CONSERVATION (2018). [*Ruffed grouse drumming survey, Results from spring 2018* https://www.dec.ny.gov/docs/wildlife_pdf/grouse_rpt18.pdf].

- POMARA, L. Y. et B. ZUCKERBERG (2017). *Climate variability drives population cycling and synchrony* Diversity and Distributions, 23: 421-434.
- RENARD, A. et P. BLANCHETTE (2020). *Guide d'aménagement de l'habitat du tétras du Canada* (*Falciennis canadensis*), ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de l'expertise sur la faune terrestre, l'herpétofaune et l'avifaune et Fondation de la faune du Québec, Québec, 32 p.
- ROSS, A. M. et G. JOHNSON (2012). *Recovery plan for the New York state populations of the spruce grouse*, New York State Department of Environmental conservation, 94 p.
- ROBERTSON, G. S., M. BOLTON, P. MORRISON et P. MONAGHAN (2015). *Variation in population synchrony in a multi-species seabird community: response to changes in predator abundance* PLoS ONE 10:e0131543.
- RHODEN, C. M., J. P. ORANGE, E. P. TANNER, D. L. BAXLEY, J. J. MORGAN et B. A. ROBINSON (2018). *Factors influencing hunter flush success on three small game species* Wildl. Soc. Bull., 42: 414-419.
- RUSCH, D. H. et L. B. KEITH (1971). *Seasonal and annual trends in numbers of Alberta ruffed grouse* Journal of Wildlife Management, 35: 803-822.
- SCHMIDT, J. H., E. A. REXSTAD, C. A. ROLAND, C. L. MCINTYRE, M. C. MACCLUSKIE et M. J. FLAMME (2018). *Weather-driven change in primary productivity explains variation in the amplitude of two herbivore population cycles in a boreal system* Oecologia, 186: 435-446.
- STUART, S. N., J. S. CHANSON, N. A. COX, B. E. YOUNG, A. S. RODRIGUES, D. L. FISCHMAN et R. W. WALLER (2004). *Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide* Science, 306: 1783-1786.
- STAUFFER, G. E., D. A. W. MILLER, L. M. WILLIAMS et J. BROWN (2017). *Ruffed grouse population declines after introduction of west Nile virus* Journal of wildlife management, DOI: 10.1002/jwmg.21347, p. 1-8.
- SULLIVAN, T. P. et D. S. SULLIVAN (1986). *Resiliency of snowshoe hares to population reduction*, Journal of applied ecology, 23: 795-806.
- TIMMERMANN, H. R. et A. R. RODGERS (2017). *The status and management of moose in North America – circa 2015*, Alces, 53: 1-22.
- WANG, G. (2018). *Bayesian spatiotemporal dynamic models for regional dynamics of avian populations*, Ecological Informatics, 45: 31-37.
- WILLIAMSON, S. J., D. KEPPIE, R. DAVISON, D. BUDEAU, S. CARRIÈRE, D. RABE et M. SCHROEDER (2008). *Spruce grouse continental conservation plan*, Association of Fish and Wildlife Agencies, 60 p.
- ZIMMERMAN, G. S., R. R. HORTON, D. R. DESSECKER, et R. J. GUTIÉRREZ (2008). *New insight to old hypotheses: ruffed grouse population cycles* The Wilson Journal of Ornithology, 120: 239-247.

ZIMOVA, M., L. S. MILLS et J. J. NOWAK (2016). *High fitness costs of climate change-induced camouflage mismatch*, Ecology Letters, 19: 299-307.

ANNEXE 1

Définition des variables environnementales

Variables	Définition
Conditions météorologiques	
Température moyenne de mai (TEMP_MAI)	Température journalière moyenne du mois de mai (°C)
Température moyenne de juin (TEMP_JUIN)	Température journalière moyenne du mois de juin (°C)
Précipitations en octobre (PLUIE_OCT)	Quantité des précipitations enregistrées au mois d'octobre (mm)
Quantité de neige (NEIGE)	Quantité mensuelle moyenne de neige au sol de décembre à mars (cm)
Habitats forestiers	
Coupe totale (PROP_CT)	Proportion des peuplements forestiers issus d'une coupe totale, d'une coupe avec protection de la régénération ou d'une coupe avec réserve de semenciers, d'une classe d'âge de 10 ans ou sans classe d'âge,
Feuilleu ou mélangé de transition (TRANSIT_FM)	Proportion des peuplements de type de couvert feuillu ou mélangé et de classe d'âge de 30, 50 ou JIN,
Feuilleu ou mélangé mature (FM_FM)	Proportion des peuplements de type de couvert feuillu ou mélangé et de classe d'âge de 70, 90, 120 et VIN,
Résineux de transition (TRANSIT_R)	Proportion des peuplements de type de couvert résineux et de classe d'âge de 30, 50 ou JIN,
Résineux mature (FM_R)	Proportion des peuplements de type de couvert résineux et de classe d'âge de 70, 90, 120 et VIN,
Zone bioclimatique ZONE_BIO	Zones bioclimatiques étudiées
Densité des chemins forestiers (DENS_CHEM)	Densité des chemins forestiers présents sur le territoire (km/km ²)
Prédateurs	
Indice de la densité de lynx du Canada (LYNX)	Nombre de peaux de lynx du Canada vendues par les piégeurs dans les UGAF du territoire (n ^{bre} /km ²)

Variables	Définition
Indice de la densité de lynx du Canada, l'année précédente (LYNX-1)	Nombre de peaux de lynx du Canada vendues par les piégeurs dans les UGAF du territoire, l'année précédente (n^{bre}/km^2)
Indice de la densité des mésocarnivores (MESO)	Nombre de peaux de marte d'Amérique, pékan, renard roux et lynx du Canada vendues par les piégeurs dans les UGAF du territoire (n^{bre}/km^2)
Indice de la densité des mésocarnivores l'année précédente (MESO-1)	Nombre de peaux de marte d'Amérique, pékan, renard roux et lynx du Canada vendues par les piégeurs dans les UGAF du territoire, l'année précédente (n^{bre}/km^2)

ANNEXE 2

Modèles élaborés pour expliquer la tendance générale du succès de chasse

Corrélations entre les variables :

Un * dans le tableau suivant indique une forte corrélation ($r > 0,7$) entre les variables et elles ne doivent donc pas être incluses dans un même modèle.

	TRANSIT_FM	FM_R	FM_FM	LYNX-1
TRANSIT_R		*	*	
TRANSIT_FM	-	*	*	
FM_R		-	*	
FM_FM			-	
LYNX				*

Modèles décrivant les effets des variables de l'habitat :

Tendance = NUM_ZONE

Tendance = PROP_CT

Tendance = TRANSIT_FM

Tendance = TRANSIT_R

Tendance = FM_FM

Tendance = FM_R

Tendance = FM_FM + PROP_CT

Tendance = FM_R + PROP_CT

Tendance = TRANSIT_FM + PROP_CT

Tendance = TRANSIT_R + PROP_CT

Tendance = ZONE_BIO

Modèles décrivant les effets des variables météorologiques :

Tendance = TEMP_MAI

Tendance = TEMP_JUIN

Tendance = PLUIE_JUIN

Tendance = PLUIE_OCT

Tendance = NEIGE

Tendance = TEMP_MAI + TEMP_JUIN

Tendance = TEMP_JUIN + PLUIE_JUIN

Tendance = NEIGE + TEMP_MAI

Tendance = ZONE_BIO + TEMP_MAI

Tendance = ZONE_BIO + TEMP_JUIN

Tendance = ZONE_BIO + PLUIE_JUIN

Tendance = ZONE_BIO + PLUIE_OCT

Tendance = ZONE_BIO + NEIGE

Tendance = ZONE_BIO + NEIGE + TEMP_MAI + TEMP_JUIN + PLUIE_JUIN + PLUIE_OCT

Modèles décrivant les effets de l'abondance des mésoprédateurs :

Tendance = LYNX

Tendance = LYNX-1

Tendance = MESO

Tendance = MESO-1

Tendance = MESO + MESO-1

Tendance = MESO + LYNX

Tendance = ZONE_BIO + MESO + LYNX

Modèles décrivant les effets des variables météorologiques et de l'abondance des mésoprédateurs :

Tendance = NEIGE + TEMP_MAI + TEMP_JUIN + PLUIE_JUIN + PLUIE_OCT + MESO + LYNX

Tendance = NEIGE + TEMP_MAI + TEMP_JUIN + PLUIE_JUIN + PLUIE_OCT + MESO-1 + LYNX-1

Modèles décrivant les effets des variables d'habitat et de l'abondance des mésoprédateurs :

Tendance = ZONE_BIO + PROP_CT + MESO + LYNX

Tendance = ZONE_BIO + FM_R + MESO + LYNX

Tendance = ZONE_BIO + PROP_CT + MESO-1 + LYNX-1

Tendance = ZONE_BIO + FM_R + MESO-1 + LYNX-1

Modèles complets :

Tendance = PROP_CT + PLUIE_OCT + NEIGE + TEMP_MAI + TEMP_JUIN + PLUIE_JUIN + TRANSIT_R + TRANST_FM + MESO + LYNX + MESO-1

Tendance = PROP_CT + PLUIE_OCT + NEIGE + TEMP_MAI + TEMP_JUIN + PLUIE_JUIN + TRANSIT_R + TRANST_FM + MESO + LYNX-1 + MESO-1

Modèles élaborés pour expliquer la variation interannuelle du succès de chasse

Modèles décrivant les effets des variables météorologiques :

Tendance = TEMP_MAI

Tendance = TEMP_JUIN

Tendance = PLUIE_JUIN

Tendance = PLUIE_OCT

Tendance = NEIGE

Tendance – TEMP_MAI + TEMP_JUIN

Tendance = TEMP_JUIN + PLUIE_JUIN

Tendance = NEIGE + TEMP_MAI

Tendance = ZONE_BIO + TEMP_MAI

Tendance = ZONE_BIO + TEMP_JUIN

Tendance = ZONE_BIO + PLUIE_JUIN

Tendance = ZONE_BIO + PLUIE_OCT

Tendance = ZONE_BIO + NEIGE

Tendance= ZONE_BIO + NEIGE + TEMP_MAI + TEMP_JUIN + PLUIE_JUIN +
PLUIE_OCT

Modèles décrivant les effets de l'abondance des mésoprédateurs :

Tendance = LYNX

Tendance = LYNX-1

Tendance = MESO

Tendance = MESO-1

Tendance = MESO + MESO-1

Tendance = MESO + LYNX

Tendance = MESO-1 + LYNX-1

Tendance = ZONE_BIO + LYNX

Tendance = ZONE_BIO + LYNX-1

Tendance = ZONE_BIO + MESO

Tendance = ZONE_BIO + MESO-1

Tendance = ZONE_BIO + MESO + LYNX

Tendance = ZONE_BIO + MESO-1 + LYNX-1

Modèles décrivant les effets des variables météorologiques et de l'abondance des mésoprédateurs :

Tendance = NEIGE + TEMP_MAI + TEMP_JUIN + PLUIE_JUIN + PLUIE_OCT + MESO + LYNX

Tendance = NEIGE + TEMP_MAI + TEMP_JUIN + PLUIE_JUIN + PLUIE_OCT + MESO-1 + LYNX-1

Modèles complets :

Tendance = PLUIE_OCT + NEIGE + TEM_MAI + TEM + JUIN + PLUIE_JUIN + TRANSIT_R + TRANST_FM + MESO + LYNX + MESO-1

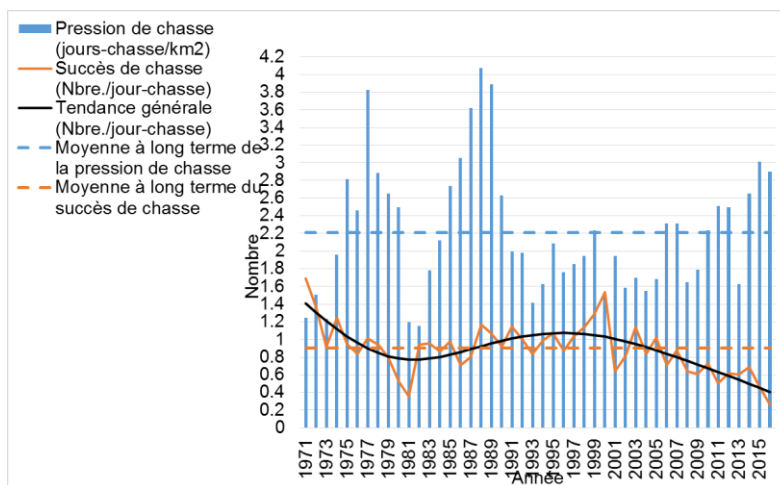
Tendance = PLUIE_OCT + NEIGE + TEM_MAI + TEM + JUIN + PLUIE_JUIN + MESO + LYNX-1 + MESO-1

ANNEXE 3

Indicateur de suivi de la chasse aux galliformes forestiers

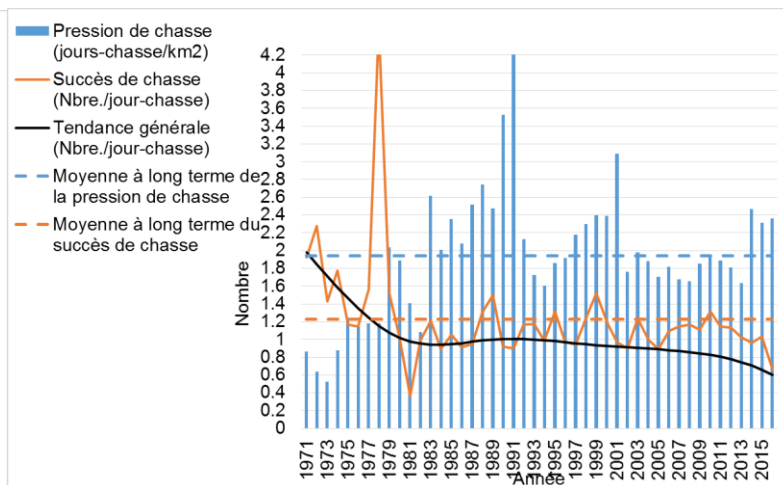
Érablière à bouleau jaune

Long terme :

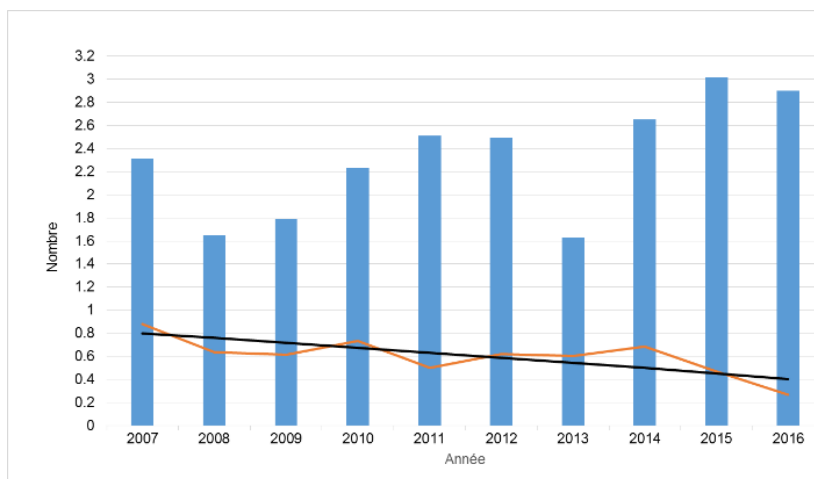


Sapinière à bouleau jaune

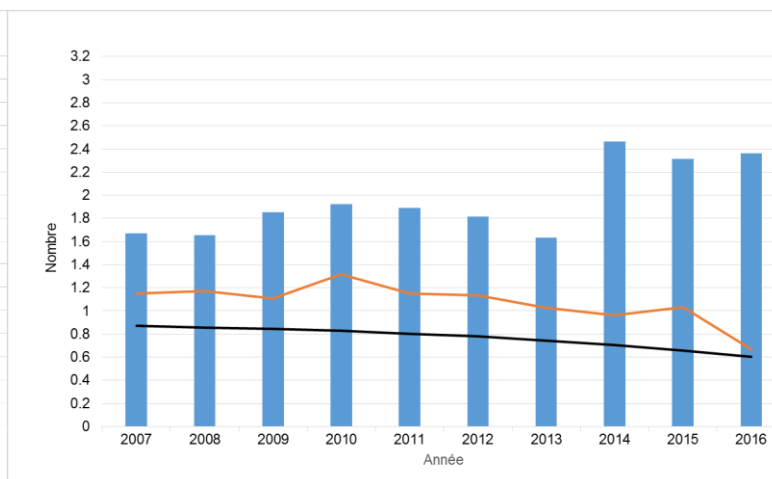
Long terme :



10 dernières années :

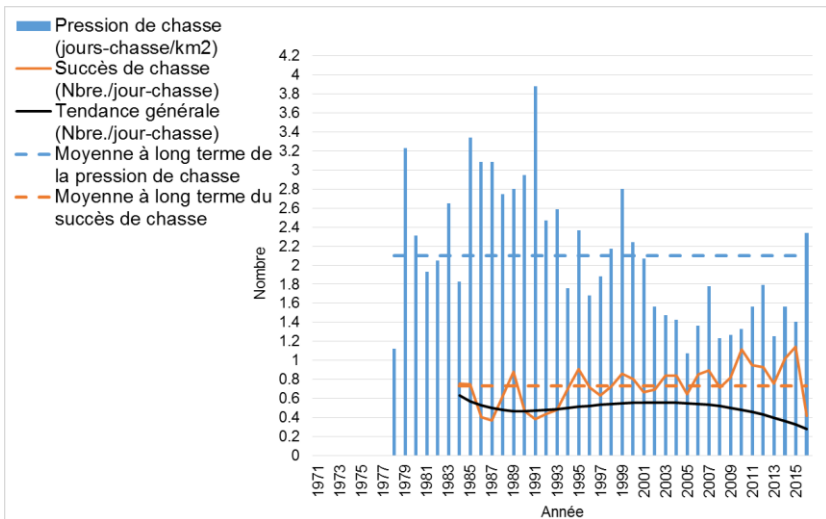


10 dernières années :

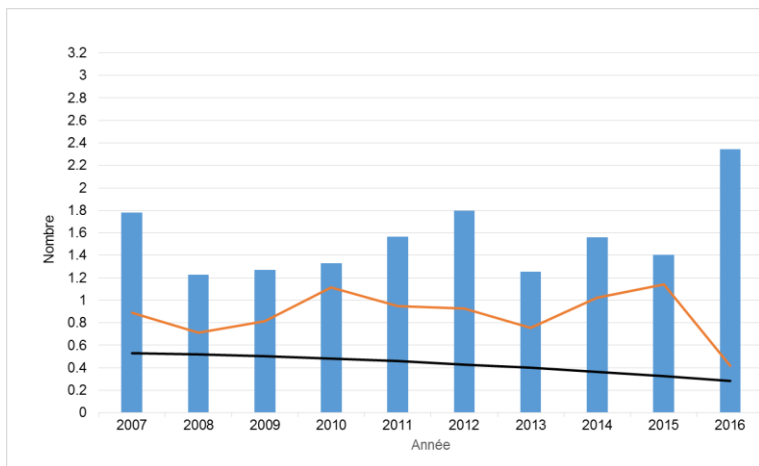


Sapinière à bouleau blanc

Long terme

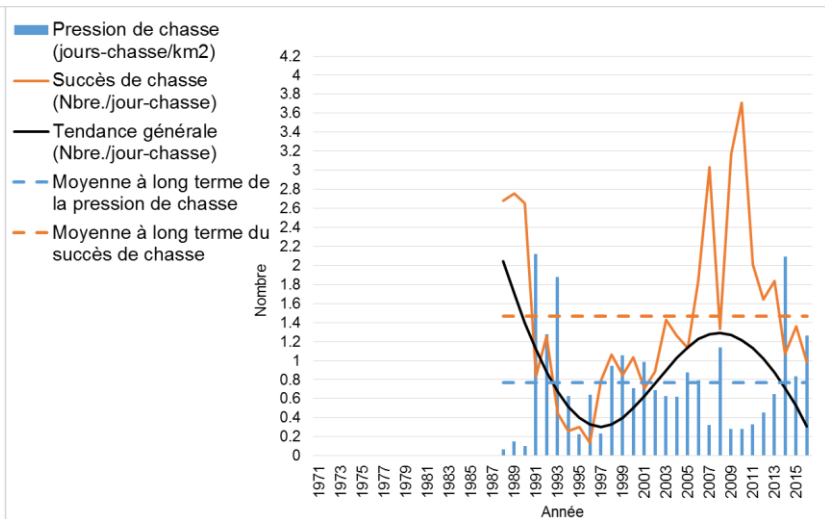


10 dernières années

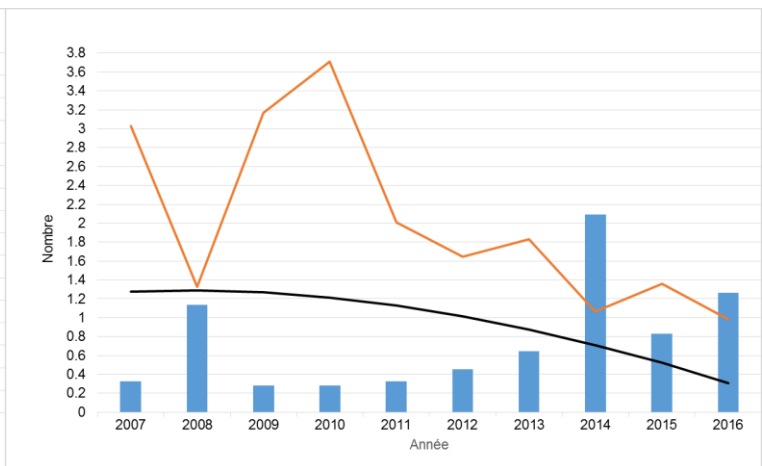


Pessière à mousses

Long terme



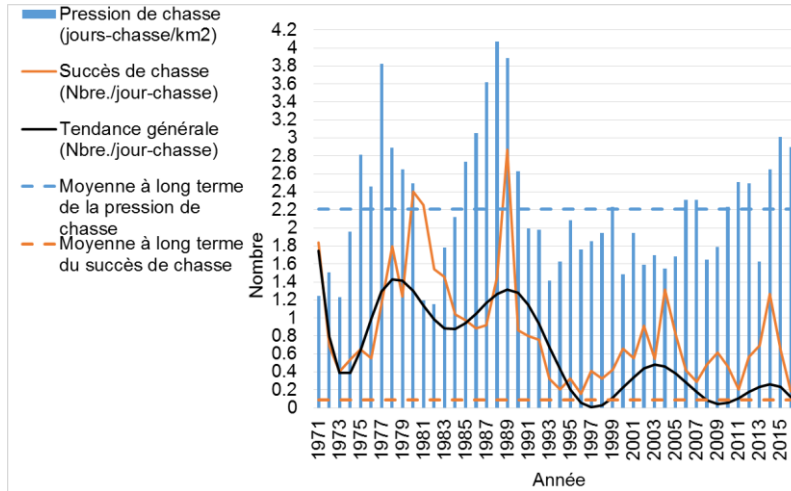
10 dernières années



Indicateur de suivi de la chasse au lièvre d'Amérique

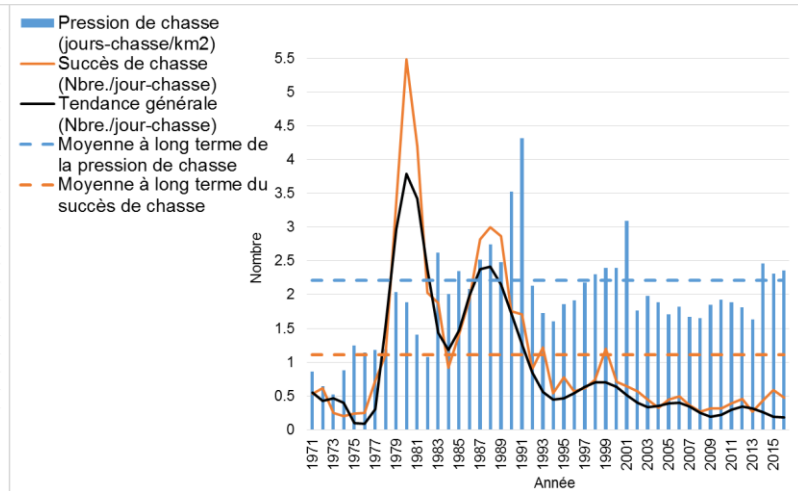
Érablière à bouleau jaune

Long terme :

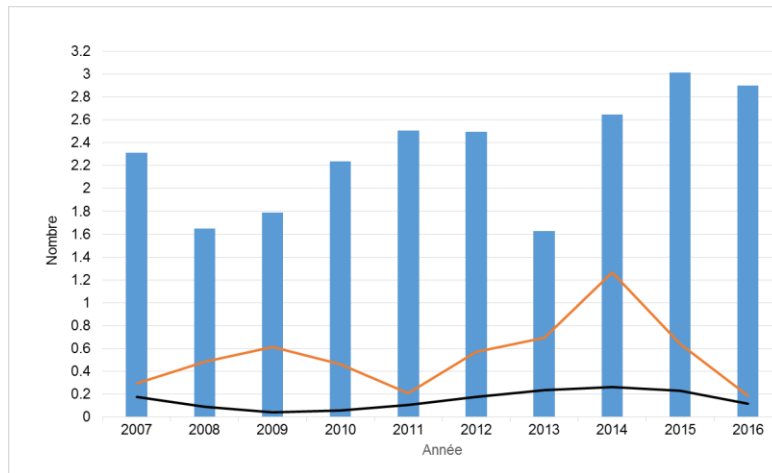


Sapinière à bouleau jaune

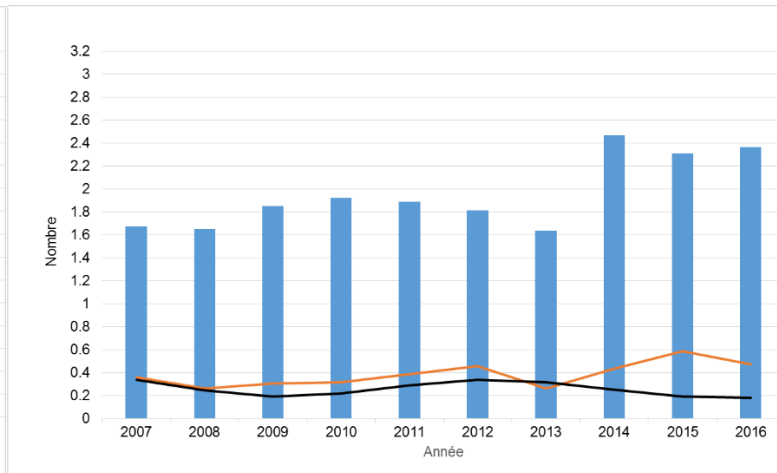
Long terme :



10 dernières années

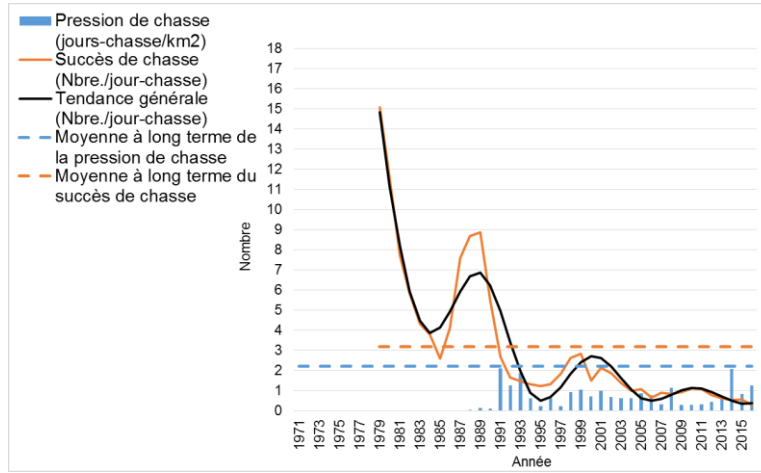


10 dernières années



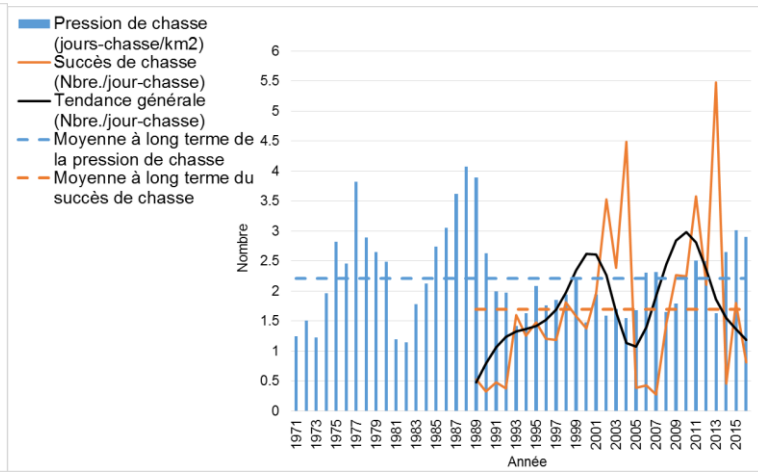
Sapinière à bouleau blanc

Long terme

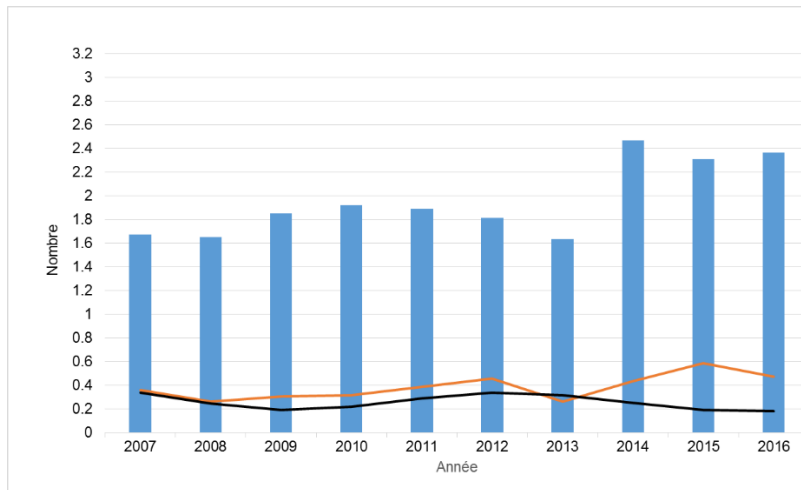


Pessière à mousses

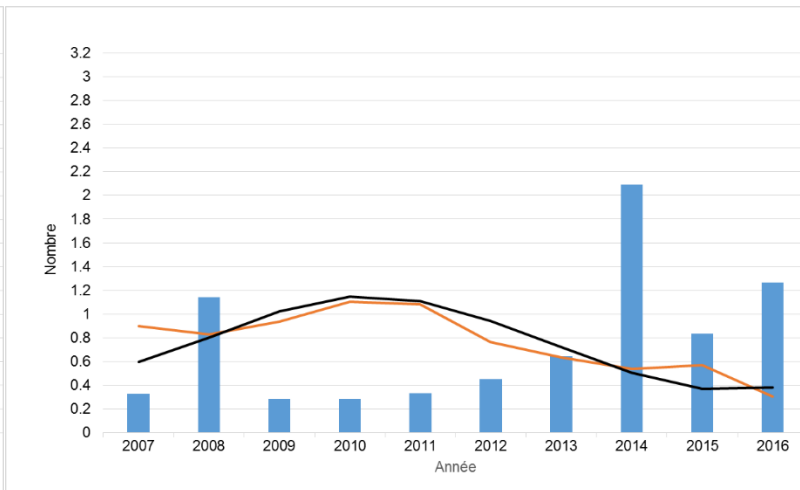
Long terme



10 dernières années



10 dernières années



ANNEXE 4

Proportion de la superficie des domaines bioclimatiques par région administrative

Région administrative	Domaine bioclimatique	Proportion de la superficie
1 Bas-Saint-Laurent	Érablière à tilleul	1 %
	Sapinière à bouleau jaune	82 %
	Sapinière à bouleau blanc	17 %
2, Saguenay–Lac-Saint-Jean	Sapinière à bouleau jaune	9 %
	Sapinière à bouleau blanc	33 %
	Pessière à mousses	56 %
	Pessière à lichens	2 %
3 Capitale nationale	Érablière à tilleul	12 %
	Érablière à bouleau jaune	5 %
	Sapinière à bouleau jaune	27 %
	Sapinière à bouleau blanc	56 %
4, Mauricie	Érablière à tilleul	6 %
	Érablière à bouleau jaune	15 %
	Sapinière à bouleau jaune	30 %
	Sapinière à bouleau blanc	42 %
	Pessière à mousses	6 %
5, Estrie	Érablière à tilleul	54 %
	Érablière à bouleau jaune	46 %
6, Montréal	Érablière à caryer cordiforme	100 %
7, Outaouais	Érablière à tilleul	6 %
	Érablière à bouleau jaune	16 %
	Érablière à caryer cordiforme	42 %
	Sapinière à bouleau jaune	34 %
	Sapinière à bouleau blanc	2 %
8, Abitibi-Témiscamingue	Érablière à bouleau jaune	14 %
	Sapinière à bouleau jaune	30 %
	Sapinière à bouleau blanc	51 %
	Pessière à mousses	6 %
9, Côte-Nord	Sapinière à bouleau blanc	8 %
	Pessière à mousses	72 %
	Pessière à lichens	17 %
	Toundra forestière	3 %
10, Nord-du-Québec	Pessière à mousses	19 %
	Pessière à lichens	29 %
	Toundra forestière	24 %
	Toundra arctique arbustive	23 %
	Toundra arctique herbacée	4 %
11, Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine	Sapinière à bouleau jaune	42 %
	Sapinière à bouleau blanc	58 %
12, Chaudière-Appalaches	Érablière à tilleul	22 %
	Érablière à bouleau jaune	76 %
	Sapinière à bouleau jaune	2 %
13, Laval	Érablière à caryer cordiforme	100 %

Région administrative	Domaine bioclimatique	Proportion de la superficie
14, Lanaudière	Érablière à caryer cordiforme	5 %
	Érablière à tilleul	11 %
	Érablière à bouleau jaune	47 %
	Sapinière à bouleau jaune	33 %
	Sapinière à bouleau blanc	5 %
15, Laurentides	Érablière à caryer cordiforme	6 %
	Érablière à tilleul	1 %
	Érablière à bouleau jaune	52 %
	Sapinière à bouleau jaune	35 %
	Sapinière à bouleau blanc	5 %
16, Montérégie	Érablière à caryer cordiforme	75 %
	Érablière à tilleul	25 %
17, Centre-du-Québec	Érablière à caryer cordiforme	3 %
	Érablière à tilleul	84 %
	Érablière à bouleau jaune	13 %

Territoires fauniques structurés étudiés selon le domaine bioclimatique

Domaine bioclimatique	Non du territoire faunique
Érablière à bouleau jaune	Réserve faunique de Mastigouche
	ZEC Bras-Coupé-Désert
	ZEC de la Bessonne
	ZEC de Rapides-des-Joachims
	ZEC des Nymphes
	ZEC Dumoine
	ZEC Jaro
	ZEC Lavigne
	ZEC Louise-Gosford
	ZEC Maganasipi
	ZEC Pontiac
	ZEC Restigo
	ZEC Saint-Patrice
ZEC Tawachiche	
Sapinière à bouleau jaune	Réserve faunique La Vérendrye
	Réserve faunique de Papineau-Labelle
	Réserve faunique de Port-Daniel
	Réserve faunique de Portneuf
	Réserve faunique de Rimouski
	Réserve faunique du Saint-Maurice
	Réserve faunique Rouge-Matawin
	ZEC Borgia
	ZEC Boullé
	ZEC Buteux-Bas-Saguenay
	ZEC Capitachouane
	ZEC Chapais
	ZEC Collin
	ZEC de Cap-Chat
	ZEC de Kipawa
	ZEC de la Croche
	ZEC de la Maison-de-Pierre
	ZEC de la Rivière-Blanche
	ZEC des Anses
	ZEC d'Iberville
ZEC du Bas-Saint-Laurent	
ZEC du Chapeau-de-Paille	
ZEC du Gros-Brochet	

Domaine bioclimatique	Non du territoire faunique
	ZEC Frémont ZEC Jeannotte ZEC Lesueur ZEC Mazana ZEC Mitchimanécus ZEC Normandie ZEC Owen ZEC Petawaga ZEC Wessonneau
Sapinière à bouleau blanc	Réserve faunique de Dunière Réserve faunique de Matane Réserve faunique des Chics-Chocs Réserve faunique des Laurentides ZEC Batiscan-Neilson ZEC Casault ZEC Chauvin ZEC de l'Anse-Saint-Jean ZEC de Forestville ZEC de La Lièvre ZEC de la Rivière-aux-Rats ZEC des Martres ZEC des Passes ZEC du Lac-au-Sable ZEC du Lac-Brébeuf ZEC du Lac-de-la-Boiteuse ZEC Festubert ZEC Kiskissink ZEC Mars-Moulin ZEC Martin-Valin ZEC Menokeosawin ZEC Nordique ZEC Onatchiway-Est ZEC Trinité ZEC Varin ZEC York-Baillargeon
Pessière à mousses	Réserve faunique d'Ashuapmushuan Réserve faunique de Port-Cartier–Sept-îles ZEC de Labrieville ZEC Matimek



**Forêts, Faune
et Parcs**

Québec 