

# **PERENNISER LES PRATIQUES AGROENVIRONNEMENTALES ET LES AMENAGEMENTS AGROFORESTIERS LINEAIRES : UNE ANALYSE ECOLOGIQUE ET SOCIO-ECONOMIQUE POUR AUGMENTER LA RESILIENCE DES SYSTEMES AGRICOLES FACE AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES**

Jérôme Dupras<sup>1</sup>, Ann Lévesque<sup>1</sup>, Camille Pelletier-Guittier<sup>2</sup>, Matthieu Beaumont<sup>1</sup>, Alejandra Zaga Mendez<sup>1</sup>, Jean-François Bissonnette<sup>4</sup>, Jérôme Theau<sup>2</sup>, Angélique Dupuch<sup>1</sup>, Frédéric Doyon<sup>1</sup> et Andrew Gonzalez<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Institut des Sciences de la Forêt Tempérée (ISFORT), Université du Québec en Outaouais (UQO)

<sup>2</sup> Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke

<sup>3</sup> Département de biologie, Université McGill

<sup>4</sup> Faculté de foresterie, de géographie et de télédétection, Université Laval

*Les résultats et opinions présentés dans cette publication sont entièrement la responsabilité des auteurs et n'engagent pas Ouranos ni ses membres.*



## Table des matières

Introduction .....	4
Contexte / objectifs.....	4
Cadre théorique / compte-rendu de la revue de la littérature .....	6
Méthodologie / données .....	10
Résultats .....	20
Analyse et discussion.....	17
Conclusion et recommandations .....	28
Références.....	32

## Introduction

Le développement et l'intensification des activités agricoles des dernières décennies ont été nécessaires pour subvenir aux besoins alimentaires d'une population mondiale en croissance. Ils ont toutefois été accompagnés par divers changements dans les pratiques agricoles ayant généré des problèmes environnementaux, telle la détérioration de la qualité des sols et de l'eau, la fragmentation des habitats naturels et la perte de la biodiversité (Kleijn *et al.*, 2009). Au Québec, les autorités ont déployé diverses stratégies<sup>1</sup> pour encourager un changement de pratiques agricoles, notamment pour améliorer la qualité des cours d'eau et restaurer certains habitats naturels, avec des degrés de succès variables selon les contextes (Rathwell et Peterson, 2012; Duchemin et Hogue, 2009). Pour limiter les impacts négatifs des systèmes agricoles intensifs sur l'environnement, des programmes incitatifs ont été mis en œuvre au Québec pour encourager l'adoption des pratiques agroenvironnementales (PAE) et l'implantation d'aménagements agroforestiers linéaires (AAL) comme des bandes riveraines et des haies brise-vent (Brady *et al.*, 2009; Bateman *et al.*, 2013; Grammatikopoulou *et al.*, 2013). En plus des effets positifs sur la qualité de l'eau et de l'environnement, ces pratiques et ces aménagements contribuent à renforcer la connectivité écologique des paysages. Ces approches sont aussi reconnues comme des moyens efficaces d'adaptation aux changements climatiques pour la conservation de la biodiversité notamment le maintien d'habitats essentiels pour la faune qui fréquente ces milieux.

## Contexte / objectifs

Cette recherche avait comme objectif de dresser le portrait écologique, social et économique des initiatives agroenvironnementales mises en place en milieu agricole depuis les dernières années au Québec. En plus de mettre en lumière ces initiatives, ce projet visait à étudier leur efficacité sur le déplacement de la faune et l'adhésion des producteurs agricoles à ces mesures agroenvironnementales dans le but de proposer des recommandations pour augmenter la résilience des systèmes agricoles aux changements climatiques.

Pour y arriver, l'étude a été divisée en deux volets. Le premier, le volet écologique, souhaitait vérifier si les AAL qui sont créés par notamment la plantation d'arbres et l'implantation de bandes riveraines en milieu agricole deviennent des corridors de déplacement utilisés par la faune. Notre objectif était également de mesurer sur le terrain la précision des prévisions de modèles de distribution et de mobilité des espèces animales en regard aux modélisations futures intégrant les projections climatiques. Cette approche se justifie par le fait que la mise en œuvre de bandes riveraines et brise-vents naturels est principalement motivée par des critères de régulation de la qualité de l'eau et de l'érosion (Orr *et al.*, 2015) et les cultures intercalaires, par le développement d'activités économiques complémentaires (Alam *et al.*, 2014).

---

<sup>1</sup> Plusieurs règlements, politiques et stratégies mis en place, parmi les plus importants : 1) le règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole imposant un plan agroenvironnemental de fertilisation; 2) le règlement sur les exploitations agricoles (REA); 3) le code de gestion des pesticides; 4) la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables (PPRLPI); 5) la Politique nationale de l'eau; 6) la création d'organisations dont les clubs de services-conseils en agroenvironnement (CCAÉ) et 7) d'un centre d'expertise en agroenvironnement (IRDA), 8) des stratégies impliquant les mécanismes d'écoconditionnalité, 9) le moratoire sur les porcheries et bilan de phosphore et 10) des programmes incitatifs dont le programme Prime-vert.

Pour le second volet, socio-économique, nous avons été à la rencontre d'agriculteurs et d'intervenants du monde agricole pour identifier les facteurs qui affectent la mise en œuvre et la durabilité des pratiques agroenvironnementales (PAE) et des aménagements agroforestiers linéaires (AAL). Par des techniques d'enquête, d'analyse de discours et d'analyse documentaire, il a été possible d'identifier les facteurs qui affectent à la fois la mise en œuvre, l'efficacité et la durabilité des PAE et des AAL au Québec.

Les objectifs spécifiques de ce projet étaient :

### **Volet 1 | Mesure de l'efficacité écologique des AAL**

1. Comprendre si les AAL qui sont créés au Québec par la plantation d'arbres en milieu agricole deviennent des corridors naturels utilisés par la faune et déterminer quels types d'aménagements (p. ex. haies brise-vent, reboisement des berges, implantations de corridors boisés) favorisent le plus la biodiversité animale.
2. Valider les modèles théoriques de connectivité et évaluer la contribution des AAL à la connectivité.

### **Volet 2 | Évaluation socio-économique des facteurs de pérennité des PAE**

3. Identifier les facteurs qui affectent à la fois la mise en œuvre et la durabilité des PAE dont les AAL.

Le premier volet du projet avait pour but de vérifier si les AAL deviennent des corridors de déplacement utilisés par la faune. Pour y arriver, nous avons exploré l'utilité des données de télédétection pour modéliser la fréquentation des AAL par les mammifères de moyenne et grande taille. Ce volet visait aussi à déterminer si la biodiversité animale forestière retrouvée dans les boisés des paysages agricoles des Basses-Terres du Saint-Laurent est liée aux indices de connectivité utilisés pour le design de réseau et si la présence d'AAL permet de favoriser cette biodiversité en augmentant la connectivité entre les boisés agricoles.

Pour le second volet, le volet socio-économique, nous avons utilisé différentes approches pour dresser un portrait des facteurs qui affectent la mise en œuvre et la durabilité des PAE et des AAL. Pour y parvenir, nous avons utilisé une approche documentaire descriptive pour bien saisir les facteurs socio-économiques affectant la pérennité dans les pratiques et aménagements agroenvironnementaux dans le but d'en sortir des recommandations.

Nous avons en premier lieu effectué une analyse du rôle des incitatifs dans l'adoption des pratiques agroforestières sur le territoire Québécois. Par la suite, nous avons investigué comment les caractéristiques institutionnelles et les interactions entre les différents mécanismes incitatifs influencent la participation des agriculteurs et donc l'atteinte des résultats socioécologiques souhaités. Cette recherche apporte une attention particulière au cadre institutionnel encadrant deux programmes au Québec : 1) le programme Prime-Vert (programme agroenvironnemental public, 2013-2018) et 2) l'initiative ALUS-Montérégie (Services Alternatifs d'Utilisation des Sols), programme de paiement pour services écosystémiques financé par des fonds privés. En complément, nous avons documenté l'état actuel de la diffusion des connaissances reliées aux pratiques en agroenvironnement dans le sud du Québec, en ciblant spécifiquement les conseillers qui œuvrent dans ce domaine, soit les dispensateurs de services-conseils agricoles.

Et pour finir, nous avons aussi réalisé une étude de cas pour illustrer la complexité sociale derrière le conflit de conservation actuel rattaché à la production agricole et les besoins biologiques de la perchaude dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Cette étude avait pour but de contraster les points de divergences et de convergences au sein des acteurs quant à la place de l'agriculture dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre et de faire un survol des différents niveaux de conflits présents sur ce territoire.

## **Cadre théorique / compte-rendu de la revue de la littérature**

### **Volet 1 | Mesure de l'efficacité écologique des AAL**

La biodiversité du sud du Québec a été et est encore fortement influencée par l'intensification des activités agricoles présentes sur son territoire. Le couvert forestier laisse place à une mosaïque agricole dominée par les monocultures, principalement de maïs et de soya (De Baets *et al.*, 2007). Les quelques parcelles d'habitat subsistantes sont souvent trop petites pour soutenir des populations animales viables (Davies et Pullin, 2007; Jobin *et al.*, 2004). Elles sont aussi généralement trop isolées, ce qui réduit la probabilité que les individus parviennent à se disperser d'une parcelle à l'autre (Haddad *et al.*, 2015). Dans les paysages hautement agricoles de cette région, les rares structures qui pourraient favoriser les déplacements de la faune entre les boisés résiduels sont les aménagements agroforestiers linéaires (AAL), comme les haies brise-vent et les bandes riveraines (Bernier-Leduc *et al.*, 2009; Liira et Paal, 2013; Maisonneuve et Rioux, 2001). Ce sont des éléments du paysage semi-naturels, longs, minces et séparant deux cultures. Bien que leurs dimensions sont souvent trop petites pour subvenir aux besoins annuels de la grande faune (Hilty et Merenlender, 2004), il a été démontré qu'ils peuvent servir de corridor, ou du moins qu'ils sont utilisés par la faune dans leurs déplacements, préférablement à la matrice agricole (Gillies et St. Clair, 2008; O'Brien *et al.*, 2016; Šálek *et al.*, 2009; Tischendorf *et al.*, 1998; Zimbres *et al.*, 2017). Toutefois, les corridors écologiques n'ont pas tous la même efficacité pour la faune, dépendamment de leur conformation physique. En effet, plusieurs études suggèrent que certaines caractéristiques des AAL et du paysage affectent la fréquentation du corridor par la faune (Davies et Pullin, 2007; Dondina *et al.*, 2016; Jobin *et al.*, 2001; Maisonneuve et Rioux, 2001; Zellweger *et al.*, 2013).

Les recherches qui ont été faites sur la faune et les AAL ont trouvé que plusieurs caractéristiques des AAL (comme leur largeur, leur composition végétale ou encore la matrice environnante) ont un effet significatif sur la diversité et/ou sur l'abondance des espèces qui les fréquentent (Betbeder *et al.*, 2015; Graham *et al.*, 2018; Heath *et al.*, 2017; Maisonneuve et Rioux, 2001). Ces études ont toutefois été réalisées en Europe ou aux États-Unis et, même si les AAL ont déjà fait l'objet d'études fauniques au Québec (herpétofaune, oiseaux, arthropodes et micromammifères), aucune étude ne s'est intéressée aux moyens et grands mammifères à notre connaissance. Ce groupe d'espèce est pourtant très enclin à utiliser les AAL puisqu'ils ont une bonne capacité de dispersion.

En limitant les effets de la perte d'habitat, un réseau dense d'AAL jouerait un rôle clé pour la connectivité fonctionnelle au sein des réseaux écologiques des paysages agricoles fragmentés (Burel 1992). Toutefois, leur fonctionnalité réelle pour la connectivité à l'échelle du paysage demeure équivoque (Haddad *et al.*, 2014). Afin de raffiner et valider les critères utilisés dans le développement des algorithmes de connectivité, le potentiel des AAL pour réduire la résistance

au mouvement dans la matrice agricole doit être mesuré. Ainsi, ce premier volet du projet vise à identifier les caractéristiques des AAL qui influencent leur utilisation par la faune (**sous-activité 1.1**) et à déterminer si en constituant des corridors potentiels, les AAL favorisent le maintien de la biodiversité au sein des réseaux de boisés et améliorent les prédictions des modèles de connectivité (**sous-activité 1.2**). Pour répondre à ces deux objectifs du premier volet, nous avons conduit deux sous-activités et proposé des recommandations pour améliorer la fonctionnalité des AAL dans le paysage agricole des basses-terres du Saint-Laurent.

## **Volet 2 | Évaluation socio-économique des facteurs de pérennité des PAE**

Comme mentionné dans la section précédente, trois approches ont été employées pour répondre à l'objectif #3 soit : 1) l'analyse des programmes incitatifs en agroenvironnement, 2) l'étude sur la diffusion de connaissances en agroenvironnement et 3) l'étude de cas sur les enjeux de gestion agriculture-faune au lac Saint-Pierre. Ainsi, les prochaines sections seront divisées en sous-activités pour faciliter l'organisation des informations recueillies dans le cadre de ce projet.

### **Sous-activité 2.1 | Analyse des programmes incitatifs en agroenvironnement**

Afin d'analyser le cadre incitatif et les enjeux concernant l'adoption de PAE au Québec, ce volet se base sur une théorie classique institutionnelle considérant les institutions comme les responsables de l'évolution du comportement socioécologique et des interactions économiques chez l'individu (Vatn, 2005; Gintis, 2000). Vatn (2005) définit les institutions comme les conventions, les normes et les règles d'une société qui structurent les relations entre les acteurs en fournissant des attentes, en soutenant des systèmes de valeurs et en protégeant des intérêts. Ainsi, ces arrangements régularisent la vie, soutiennent des systèmes de valeurs et protègent des intérêts. De plus, cette étude s'inspire du cadre d'analyse et de développement institutionnel proposé par Ostrom (2010) qui étudie de façon systématique l'opérationnalisation des institutions et leur évolution dans le temps.

Selon ce cadre d'analyse, l'efficacité de structures de gouvernance, soit privées ou publiques, dépend des règles sur lesquelles elles reposent et sur la manière dont elles sont appliquées. Ostrom (2010) affirme que les institutions ainsi que la participation à ces institutions (c'est-à-dire la façon dont les règles sont conçues et appliquées et leur évolution au fil du temps) importent plus que le régime de propriété ou le type de coordination entre les parties prenantes. Dans le cadre de cette recherche, les programmes incitatifs sont considérés comme des arrangements institutionnels qui encadrent les PAE et contiennent des règles, des normes et de stratégies qui détaillent le type d'actions encouragées (Ostrom, 2010; Crawford et Ostrom, 1992).

Dans le cadre de ce projet, nous souhaitons en premier lieu analyser deux mécanismes de paiement pour services écosystémiques (PES) aux agriculteurs : un programme privé (ALUS-Montérégie) et une subvention publique (Prime-Vert); et comment ces programmes interagissent dans le contexte québécois. Il faut noter que le caractère volontaire de ces mécanismes est souvent mis de l'avant comme un moyen d'assurer une plus grande décentralisation de la gestion, de réduire la bureaucratie et par conséquent, faire preuve d'une plus grande efficacité que la réglementation environnementale traditionnelle. Cependant, les programmes incitatifs ne sont pas créés dans un vide institutionnel (Vatn, 2009). Leur succès pour encourager l'adoption de bonnes pratiques pourrait dépendre de leurs interactions avec les lois et les programmes antérieurs et de la présence de règles et de mécanismes d'action collective (Prager *et al.*, 2012).

## Sous-activité 2.2 | Étude sur la diffusion des connaissances en agroenvironnement

Parmi l'ensemble des réglementations, politiques et programmes proposés au cours des dernières décennies, l'offre de services-conseils en agroenvironnement a joué un rôle important dans la transmission des connaissances sur certaines pratiques agroenvironnementales (Tamini, 2011; Rivaud & Mathé, 2011). Au Québec comme ailleurs, spécialement en ce qui a trait à la diffusion des PAE, on assiste à une tension entre les logiques d'encadrement et d'accompagnement, ce qui exprime la distinction entre une approche de gouvernance hiérarchique et une autre délibérative (Van Zeijl-Rozema *et al.*, 2008). L'approche d'encadrement peut être observée spécifiquement avec la panoplie de mesures réglementaires et incitatives mises en œuvre depuis les dernières décennies (Boutin, 2004). Malgré les divers outils, dont le Règlement sur les exploitations agricoles (REA), certains indicateurs comme l'état de saturation des sols en phosphore et de la présence de pesticides dans l'eau demeurent préoccupants, notamment en Montérégie (MDDELCC 2016, p. 14; Giroux 2019).

Ainsi, nous avons documenté les interactions et évalué les capacités d'échange d'information et de compétences entre les secteurs d'activité en agroenvironnement. Des études ont évalué favorablement l'apport de structures de dissémination des connaissances en agroenvironnement publiques (tel que les clubs-conseils en agroenvironnement (CCAÉ), sans pourtant mesurer spécifiquement leur incidence sur l'amélioration du bilan environnemental en agriculture (Labarthe 2009; Rivaud et Mathé 2011; Belley & Gaboury-Bonhomme 2013). Une étude a démontré un lien clair entre l'adoption de PAE bénéfiques pour la gestion de l'eau et l'accès aux services-conseils (Tamini 2011). Dans ce contexte, les conseillers agricoles ont un rôle privilégié par l'appui personnalisé qu'ils offrent aux exploitants agricoles en matière de PAE. Les mesures d'accompagnement constituent un mode d'intervention complémentaire à celui de l'approche d'encadrement réglementaire, il occupe une place prépondérante dans les politiques agroenvironnementales québécoises. Il comprend une gamme d'interventions dont l'objectif est de sensibiliser les producteurs et de les appuyer dans le développement d'une démarche agroenvironnementale, dont le Plan d'accompagnement agroenvironnemental (PAA) administré par les Réseaux Agriconseils<sup>2</sup> est un exemple éloquent. Ces interventions comprennent des initiatives destinées à l'amélioration des connaissances, à la sensibilisation, la formation et au transfert technologique pour favoriser l'adoption de pratiques agroenvironnementales. Ces stratégies de transfert technologique s'appuient notamment sur des programmes d'assistance financière aux entreprises agricoles pour favoriser le respect des normes réglementaires (Boutin, 2004; Larbi-Yousef, 2017).

Dans la démarche d'accompagnement, les services-conseils ont la double particularité d'être à la fois des produits, en tant que connaissances, ou solutions techniques, et également des canaux de diffusion de ces produits (Belley et Gaboury-Bonhomme, 2013). Bien qu'ils soient tenus de se conformer aux cadres réglementaires en place, les prestataires de services-conseils sont susceptibles d'avoir une grande influence sur la diffusion des connaissances et l'adoption de certaines pratiques par les agriculteurs. Bien entendu, leur action s'inscrit dans un contexte plus large qui régit les interactions sociales et les communications. Nous savons que le modèle de

---

<sup>2</sup>MAPAQ, Plan d'accompagnement agroenvironnemental,  
<http://www.mapaq.gouv.qc.ca/Fr/Productions/Agroenvironnement/mesuresappui/planaccompagnement/Pages/planaccompagnement.aspx>

diffusion des innovations ne peut se réduire à un échange linéaire unidirectionnel des connaissances, du conseiller agricole vers l'agriculteur-client. L'échange de connaissances correspond plutôt à un modèle qui résulte d'un processus complexe de diffusion multidirectionnel, « dont les ressources d'alimentation sont multiples et cumulatives » (Belley et Gaboury-Bonhomme, 2013). Ce transfert de connaissances dépend donc du contexte interactif à l'échelle micro dans lequel les services sont offerts, autant que du contexte institutionnel plus large à l'échelle macro dans lequel se déroule cette interaction (Parent, 1993).

Les conseillers agricoles agissent à titre d'autorité pour certains actes réservés, mais ils sont également appelés à devenir le lien de confiance entre les producteurs agricoles et un ensemble d'intervenants et de pratiques de gestion (Sutherland *et al.*, 2013). Cependant, les conseillers agissent dans un contexte institutionnel complexe qui est composé de nombreux intervenants. Ainsi il est possible d'identifier divers types de relations entre les secteurs d'activité en agroenvironnement (ex. collaboration, compétition, coordination, concertation, etc.) de façon à évaluer les capacités d'échange d'information et de compétences entre les secteurs d'activité en agroenvironnement (ex. lieux de rencontre, événements, structures d'échange). Ultiment, l'analyse de l'échange des connaissances visait à mieux comprendre l'adéquation entre l'offre de services et de connaissances en agroenvironnement offerts par les conseillers et les besoins des producteurs agricoles (perception des conseillers agricoles sur la portée de leurs interventions).

### **Sous-activité 2.3 | Étude de cas sur les enjeux de gestion agriculture-faune au lac Saint-Pierre**

En complément de ces deux études, nous avons réalisé une étude de cas pour identifier les perspectives sociales présentes au sein d'une collectivité pour illustrer la complexité socioécologique derrière l'action de cultiver en zone inondable en présence de pressions environnementales diverses. Nous nous sommes basés sur la littérature des conflits d'usages et l'étude des représentations pour réaliser cette étude de cas. Un conflit d'usages se définit comme une concurrence autour d'une ressource naturelle commune ou d'un espace pour son utilisation ou son exploitation (Berestovoy, 2006). Il est important de faire une distinction entre les notions de conflit et de tension (Torre, 2006). Une tension peut être synonyme de conflit, mais contrairement à la tension, le conflit provoque nécessairement l'engagement de l'une des parties (Torre, 2006). Ainsi lorsqu'il y a engagement (médiatisation, recours à la justice, voies de fait, publicisation ou confrontation verbale) des protagonistes, il y a présence d'un conflit (Torre, 2006). Lors de l'étude sur les conflits d'usage, il est essentiel de prendre en considération le contexte territorial et social dans lequel ils se sont créés au départ et parfois maintenus (Subra, 2008). Il existe des facteurs de conflits sur lesquels il est possible de se baser pour les analyser soit : 1) les caractéristiques sociologiques de la population ; 2) les enjeux du territoire et de ses dynamiques ; 3) l'histoire du conflit et 4) les rivalités entre les acteurs locaux (Subra, 2008). C'est la combinaison (unique pour chaque cas à l'étude) de ces facteurs qui explique l'émergence d'un conflit et son degré d'intensité (Subra, 2008).

Dans le cas d'un conflit de conservation, il y a : 1) une opposition entre les différentes parties prenantes vis-à-vis des objectifs de conservation, et 2) une imposition des intérêts d'une des parties, aux dépens des autres intérêts (Redpath *et al.*, 2013). Quel que soit son niveau, la résolution de conflit dans une optique de cohabitation des usages, demande en premier lieu de comprendre comment ce dernier s'est formé (Crespin et Simonetti, 2018). Ainsi, la reconnaissance des points de vue et des valeurs de l'ensemble des parties prenantes est une étape importante pour y arriver (Gutiérrez *et al.*, 2016). Les acteurs gravitant autour d'une

ressource commune ne sont pas toujours conscients que leurs connaissances et leur compréhension des enjeux issus de leurs propres expériences vécues façonnent leur façon de voir les politiques de gestion de ladite ressource (Adams *et al.*, 2003).

En addition, un conflit émerge non seulement lorsqu'il y a concurrence entre divers usages, mais aussi des significations et des attentes diverses des gens envers un lieu, car l'utilisation d'une ressource naturelle dépend grandement de la représentation individuelle que l'on se fait de celle-ci (Chen *et al.*, 2003). Pour chaque individu, la représentation d'une ressource est différente, car chaque humain porte en lui ses expériences personnelles, son bagage social et culturel, des interactions qui lui sont propres (Lepage, 1999). Cette représentation influence la façon dont chaque individu perçoit le monde et conséquemment façonne les discours (Berestovoy, 2006). Par ce fait même, un discours englobe non seulement le contenu substantiel des idées, mais aussi les processus interactifs par lesquels les idées sont véhiculées (Schmidt, 2008). Le discours ne rassemble alors pas que des idées (ce qui est dit), mais aussi comment et pourquoi cela a été dit (Schmidt, 2008). Malgré leur façon distincte de percevoir une situation, il est possible au sein d'un groupe d'acteurs, de faire émerger des patrons d'opinions qui se ressemblent à l'intérieur d'un sujet d'étude. Ceci conduit à la notion de perspectives sociales (Weber *et al.*, 2009).

Il existe plusieurs méthodes pour faire ressortir les différentes perspectives sociales présentes au sein d'une population sur une thématique donnée. L'utilisation de plusieurs méthodes complémentaires tant quantitatives que qualitatives est recommandée (Grenon *et al.*, 2013). Par sa nature mixte, la méthode Q a été utilisée dans le cadre de cette activité pour identifier les perspectives sociales au lac Saint-Pierre à l'égard des enjeux de gestion agriculture-faune.

## **Méthodologie / données**

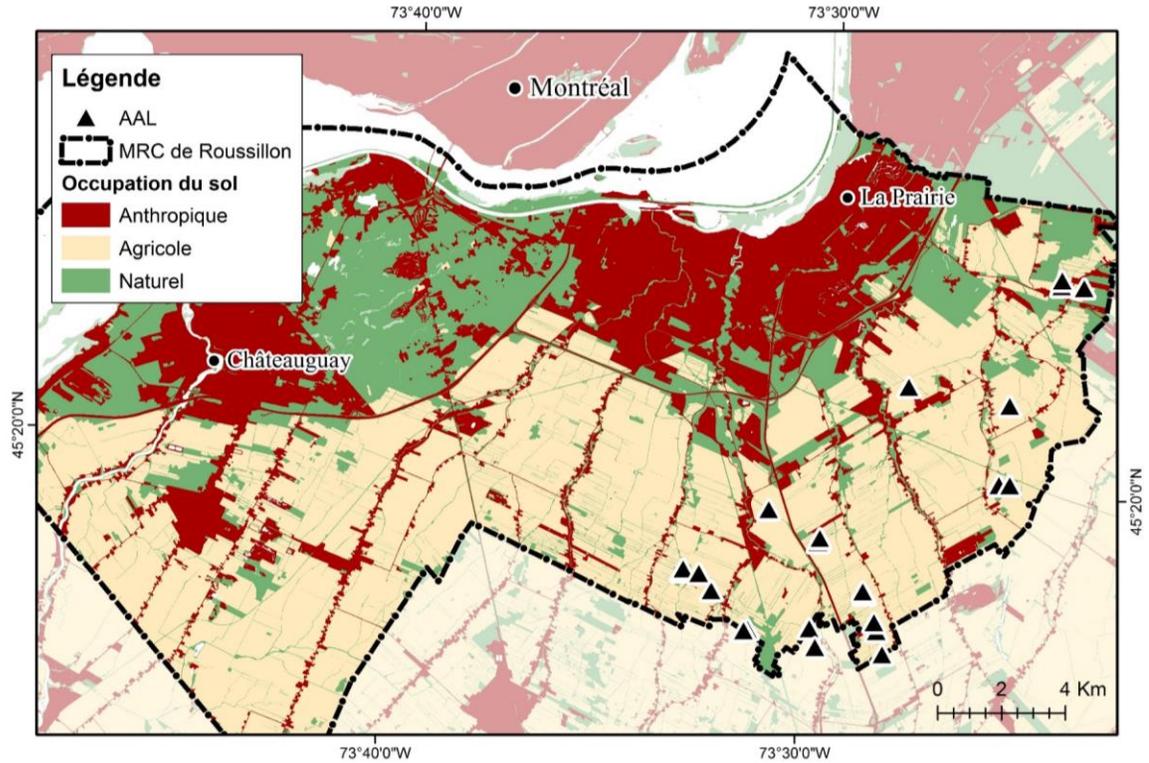
### **Volet 1 | Mesure de l'efficacité écologique des AAL**

#### **Sous-activité 1.1 | Comprendre si les AAL deviennent des corridors naturels utilisés par la faune et déterminer quels types d'aménagements favorisent le plus la biodiversité animale**

Afin de répondre à l'objectif #1, nous avons exploré les caractéristiques des aménagements agroforestiers linéaires (AAL) qui affectent la fréquentation des AAL par les mammifères de moyenne et grande taille. Pour faire ceci, nous avons effectué des relevés terrain et utilisé des données de télédétection (LiDAR et imagerie multispectrale à haute résolution spatiale) pour dériver des métriques et des indices qui ont une forte signification écologique. Toutes ces mesures ont par la suite été mises en lien avec des données fauniques provenant de pièges photographiques installés dans les AAL dans le but de connaître les caractéristiques structurelles qui influencent le déplacement des mammifères en zone agricole.

Vingt-trois AAL ont été sélectionnés dans une matrice agricole intensive dans la MRC de Roussillon (figure 1). Les zones rurales représentent près du trois quarts de son territoire et la superficie moyenne occupée par chaque ferme est en croissance constante sous l'effet de l'intensification agricole (MRC de Roussillon, 2017). Les cultures dominantes sont les cultures céréalières et fourragères, les plus importantes en termes de superficie étant le maïs et le soya. Ce territoire hautement agricole contient beaucoup d'AAL, la longueur et largeur moyenne de ceux sélectionnés étant respectivement de 700 m (300 – 1200 m) et 7 m (5 – 16 m). La campagne terrain a été réalisée en 2018 pour prendre les données fauniques dans les AAL. Des pièges

photographiques ont été placés au centre de ceux-ci pour capter les moyens et grands mammifères qui utilisent ces aménagements linéaires. En étudiant ce grand groupe d'espèces totalisant 26 espèces focales (tableau 1), plusieurs groupes fonctionnels sont compris (herbivores/carnivores, espèces terrestres/semi-aquatiques, espèces adaptées/non-adaptées au milieu agricole...) ce qui permet d'avoir une idée générale de la santé de l'écosystème.



**Figure 1.** Localisation du site d'étude et des aménagements agroforestiers linéaires sélectionnés pour le premier sous-objectif.

La campagne s'est effectuée de mai à août 2018, jusqu'à ce que chaque AAL ait été échantillonné durant neuf semaines, durant trois périodes différentes. Chaque AAL a donc un relevé en début d'été (mai-juin), en milieu d'été (juillet) et en fin d'été (août-septembre). Cela permet de capter la variation temporelle dans les déplacements fauniques. Les photos des caméras-piège ont été traitées méthodiquement pour avoir une identification à l'espèce.

**Tableau 1.** Liste de moyens et grands mammifères dont l'aire de distribution comprend la zone d'étude (MRC de Roussillon)

Espèces			
Nom français	Nom scientifique	Nom français	Nom scientifique
Belette à longue queue*	<i>Mustela frenata</i>	Martre d'Amérique	<i>Martes americana</i>
Belette pygmée*	<i>Mustela nivalis</i>	Moufette rayée*	<i>Mephitis mephitis</i>
Castor	<i>Castor canadensis</i>	Opossum d'Amérique	<i>Didelphis virginiana</i>
Cerf de Virginie*	<i>Odocoileus virginianus</i>	Orignal	<i>Alces americanus</i>
Coyote*	<i>Canis latrans</i>	Ours noir	<i>Ursus americanus</i>
Écureuil gris	<i>Sciurus carolinensis</i>	Pékan	<i>Martes pennanti</i>

Écureuil roux	<i>Tamiasciurus hudsonicus</i>	Petit polatouche	<i>Glaucomys volans</i>
Grand polatouche	<i>Glaucomys sabrinus</i>	Porc-épic d'Amérique	<i>Erethizon dorsatum</i>
Hermine	<i>Mustela erminea</i>	Rat musqué commun*	<i>Ondatra zibethicus</i>
Lapin à queue blanche*	<i>Sylvilagus floridanus</i>	Raton laveur*	<i>Procyon lotor</i>
Lièvre d'Amérique	<i>Lepus americanus</i>	Renard roux*	<i>Vulpes vulpes</i>
Lynx roux	<i>Lynx rufus</i>	Tamias rayé	<i>Tamias striatus</i>
Marmotte commune*	<i>Marmota monax</i>	Vison d'Amérique	<i>Neovison vison</i>

\*ces espèces sont reconnues pour fréquenter les milieux agricoles (Prescott et Richard, 2014)

Concernant les mesures des AAL, une vingtaine de caractéristiques ont été évaluées/mesurées. D'abord, le LiDAR a fourni des données de hauteur de canopée, de couvert de canopée (présence de trous) et de complexité structurelle végétale. Ces trois métriques sont celles qui sont jugées essentielles pour les études écologiques (Coops *et al.*, 2016; Kane *et al.*, 2010; Lefsky *et al.*, 2005). Ensuite, les données multispectrales ont été dérivées en indices de végétation. Les indices choisis sont le *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), le *Modified Soil Adjusted Vegetation Index II* (MSAVI2) et le *Soil Adjusted Vegetation Index* (SAVI) et le *Green Normalized Difference Vegetation Index* (GNDVI). Ceux-ci sont de bons proxy de la qualité d'habitat, car ils représentent la biomasse et la santé végétale (Hurlbert et Haskell, 2003; Zellweger *et al.*, 2013). Toutefois, la majorité des mesures ont été prises durant les relevés terrain et sont présentées au tableau 2. Finalement, pour vérifier si le paysage affecte également la fréquentation dans les AAL, une mesure de quantité d'habitats et une mesure de connectivité dans un certain rayon ont été calculées à partir de carte d'occupation du sol récente (MELCC, 2018). Cette première mesure consistait en la quantité d'habitats naturels (milieu forestier ou humide) en hectares dans une superficie de 10 km<sup>2</sup> autour de chaque AAL. Pour la mesure de connectivité, c'est la superficie des AAL (ha) dans un rayon de 10 km<sup>2</sup> qui a été utilisée.

**Tableau 2.** Caractéristiques des AAL qui ont été mesurées/notées durant le relevé terrain 2018

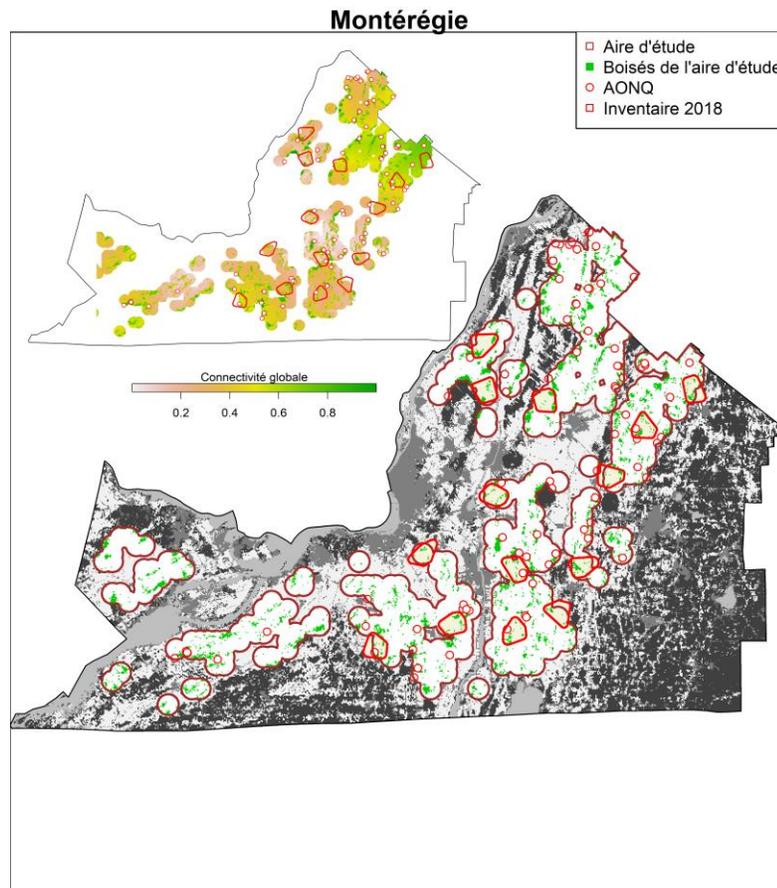
Caractéristiques	Description
Intensité des cultures	Intensité des cultures de chaque côté de l'AAL, séparée en trois classes : faible, moyenne et intense
Présence d'eau	Absence/Présence d'eau dans l'AAL (fossé, ruisseau)
Dérangement humain	Intensité du dérangement humain dans l'AAL (sentier, cueillette), séparée en deux classes : faible et élevé
Origine	AAL planté ou naturel
Type de peuplement	Feuillu, mixte, de conifères
Largeur	Largeur moyenne de l'AAL (m)
Longueur	Longueur de l'AAL (m)
Recouvrement en arbres	Recouvrement de la strate arborescente (%)
Recouvrement arbustes	Recouvrement de la strate arbustive (%)
Recouvrement herbacées	Recouvrement de la strate herbacée (%)

Pour voir l'effet de ces variables sur la fréquentation faunique des AAL, des modèles linéaires mixtes généralisés ont été créés selon des hypothèses biologiques crédibles. La sélection du

meilleur modèle a été réalisée à l'aide du critère d'information d'Akaike (*AIC*) (Burnham et Anderson 2002).

### Sous-activité 1.2 | Valider des modèles théoriques de connectivité et évaluer la contribution des AAL à la connectivité

Afin de répondre à cette sous-activité, des données d'inventaires ornithologiques réalisés dans les boisés du territoire agricole de la Montérégie ont été analysées. L'aire d'étude correspond au territoire de la Montérégie pour lequel au moins 75 % du paysage est composé de couverts agricoles, moins de 10 % de couverts résidentiels et entre 5 et 20 % de couverts forestiers. La délimitation a été effectuée en utilisant une fenêtre mobile de 5 km X 5 km se déplaçant selon un pas de 250 m; figure 2). L'aire d'étude se caractérise par une fragmentation importante de ses écosystèmes forestiers et par une prédominance des cultures agricoles à régie intensive. Ce territoire de 3 600 km<sup>2</sup> représente 31 % de la région de la Montérégie, soit 50 % de son couvert agricole et 9 % de son couvert forestier (43 300 ha de forêts; nombre de boisés = 2088, taille médiane = 6 ha, taille moyenne = 21 ha, taille maximale = 702 ha).



**Figure 2.** Localisation des communautés forestières d'oiseaux inventoriées dans l'aire d'étude dans le cadre de l'Atlas des oiseaux nicheurs du Québec (AONQ; 2010-2014) ainsi que dans le cadre de l'inventaire réalisé dans 14 paysages en 2018.

Deux jeux de données ont été utilisés pour valider les modèles de connectivité développés dans Albert et al. (2017). Le premier correspond aux résultats des points d'écoute réalisés en

Montérégie dans le cadre du second Atlas des oiseaux nicheurs du Québec (AONQ 2020; sélection des points d'écoute de l'AONQ possédant au moins 1,5 ha de forêt dans un rayon de 100 m; une visite de 5 min entre 2010 et 2014 durant la saison de nidification; toutes les espèces vues ou entendues ont été répertoriées; points d'écoute réalisés depuis une route; n = 83; figure 2). Le second jeu de données correspond à des inventaires par points d'écoute réalisés en Montérégie durant la saison de nidification 2018. Ces inventaires ont été effectués à l'intérieur de boisés agricoles de plus de 3 ha selon une approche par paysage, c'est-à-dire que le plan d'échantillonnage est composé de 14 paysages de 25 km<sup>2</sup> possédant chacun 6 stations d'inventaire (2 points d'écoute de 20 minutes par station réalisés à plus de 10 jours d'intervalle; seules les espèces vues ou entendues à moins de 50 m et lors de deux intervalles non-consécutifs de 5 minutes ont été répertoriées; n = 84; figure 2). La méthodologie associée aux points d'écoute de l'AONQ (période d'écoute limitée, proximité de route, toutes distances considérées) est donc moins conservatrice que celle liée aux points d'écoute de l'inventaire 2018 (forêt d'intérieur, espèces de passage non considérées). Les données de l'AONQ représentent des occurrences d'espèces (présence/absence) alors que les données de l'inventaire 2018 représentent des abondances soit le nombre maximum d'individus de chaque espèce entendue pendant un intervalle de 5 minutes.

La validité des modèles de connectivité élaborés dans le cadre de la publication de Albert et al. (2017) a été analysée selon une approche qui évalue la relation entre les métriques de connectivité d'Albert et al. 2017 et de biodiversité tout en prenant en compte les effets liés à la quantité d'habitats forestiers. Les analyses ont été effectuées en trois étapes. Les deux premières étapes évaluent l'effet de la connectivité globale estimée dans Albert et al. (2017) sur les diversités alpha et bêta des communautés d'oiseaux. La connectivité globale correspond à un indice composite de connectivité (0 à 1) mesuré selon la théorie des réseaux et vise à prioriser la conservation des réseaux d'habitats de 14 espèces de vertébrés présentes dans les basses-terres du Saint-Laurent (Albert et al.2017). La troisième étape évalue l'effet de la connectivité en ne considérant qu'une seule espèce forestière soit la paruline couronnée (*Seiurus aurocapilla*). Pour cette étape, la connectivité correspond à la densité courante (*current density*; Albert et al 2017) mesurée pour cette espèce par Albert et al (2017). La densité courante est une mesure de connectivité basée sur la conductance et représente un flux à travers le réseau d'habitat (Pelletier et al 2014).

### **Diversité alpha**

La connectivité globale et la quantité d'habitats forestiers ont d'abord été mises en relation avec la diversité alpha, c'est-à-dire la diversité à chacune des stations d'inventaire mesurées avec un indice de Shannon. Une sélection de modèles linéaires selon le critère d'information Akaike corrigé pour les petits échantillons (AICc) a été réalisée (Burnham et Anderson 2002). Si les modèles de connectivité d'Albert et al. (2017) sont corrects, nous prédisons que la diversité alpha augmentera avec la connectivité globale (**prédiction 1**).

### **Diversité bêta**

Des analyses de redondances basées sur la distance (dbRDA; Legendre et Anderson 1999) ont été réalisées sur les indices de diversité bêta afin d'estimer l'effet de la connectivité globale sur la dissimilitude entre les communautés. La diversité bêta totale a été partitionnée en deux composantes, soient le remplacement et la différence de richesse (Legendre 2014), dans le but

de mieux caractériser les effets de la connectivité globale sur la diversité bêta. La première représente une mesure du remplacement des espèces d'une communauté à l'autre alors que la seconde est une mesure du niveau d'emboîtement des communautés c'est-à-dire, du niveau avec lequel une communauté n'est que le strict sous-échantillon d'une autre communauté. Si les modèles de connectivité d'Andrew sont corrects, nous prédisons que la diversité bêta totale diminuera avec la connectivité globale (**prédiction 2**) puisqu'un niveau de connectivité élevé entre les communautés permettrait d'uniformiser la composition en espèces des communautés (Chisholm et al. 2011).

### **Paruline couronnée**

Une sélection de modèles linéaires selon les critères d'AICc a été réalisée afin d'évaluer l'importance de la densité courante sur l'occurrence (AONQ) et l'abondance (inventaire 2018) de la paruline couronnée dans les boisés inventoriés. Si les modèles de connectivité d'Albert et al (2017) sont corrects, nous prédisons que la densité courante aura un effet positif sur l'occurrence et l'abondance de la paruline couronnée (**prédiction 3**).

Pour les analyses réalisées avec les données de l'AONQ, la quantité d'habitats forestiers correspond à la proportion de couverts forestiers dans un rayon de 100m autour du point d'écoute et la connectivité (globale ou densité courante) correspond à la moyenne des valeurs de pixels de connectivité superposant le couvert forestier dans un rayon de 100m autour du point d'écoute (résolution 15m). Pour les analyses réalisées avec les données de l'inventaire 2018, la quantité d'habitats forestiers correspond à la taille de la parcelle forestière dans laquelle le point d'écoute a été réalisé et la connectivité (globale ou densité courante) correspond à la moyenne des valeurs de pixels de connectivité dans un rayon de 50m du point d'écoute. Les variables de quantité d'habitat forestiers sont issues du quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs 2015).

### **Effet des AAL**

Pour conclure cette sous-activité, l'effet du type (haies et les pierres de gué) et de la quantité d'AAL dans la matrice paysagère ont été intégrés aux analyses linéaires réalisées avec les données de l'inventaire 2018 pour la paruline couronnée. Pour ce faire, la proportion de ces deux types d'AAL dans une zone de 1 km autour des parcelles forestières dans lesquelles les points d'écoute ont été réalisés a été mesurée par traitement des relevés LiDAR de modèles de hauteur de canopée (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs 2020). Cette analyse a permis de cartographier l'ensemble des structures forestières de moins de 1,5 ha (ne possédant pas d'habitat forestier intérieur, seulement des bordures de moins de 75 m) dans les 14 paysages de l'inventaire 2018. Les haies et les pierres de gué ont été discriminées selon leur rapport superficie/longueur (haies < 1,3). Cette approche étant plus fine que celle utilisée par Albert et al (2017) pour mesurer les AAL, une majorité d'AAL identifiés n'ont probablement pas été prises en compte par Albert et al (2017) pour la mesure de la densité courante. Si les AAL (pierre de gué ou haies) permettent d'augmenter la connectivité du paysage, nous prédisons que la présence de parulines couronnées augmentera avec la quantité d'AAL (**prédiction 4**). Toutes les analyses ont été réalisées sous le logiciel R (packages *Raster*, *lme4*, *adespatial*, *vegan*).

## **Volet 2 | Évaluation socio-économique des facteurs de pérennité des PAE**

## Sous-Activité 2.1 | Analyse des programmes incitatifs en agroenvironnement

Les prescriptions institutionnelles des deux programmes incitatifs (Prime-vert et ALUS-Montérégie) ont été examinées et comparées en utilisant le cadre d'analyse proposée par Ostrom (2005) : *Institutional analysis and development framework (IAD)*. Ce cadre identifie les caractéristiques fonctionnelles des politiques et offre une codification et une typologie pour classer le contenu et le fonctionnement de programmes de façon systématique. À ce jour, le cadre IAD a été peu utilisé pour l'analyse de programmes encourageant l'approvisionnement de services écosystémiques (Lien et al. 2018).

Le contenu des deux programmes, Prime-Vert et ALUS-Montérégie, fut codifié et analysé en suivant la grille de l'IAD présentée dans le tableau 3 suivant :

**Tableau 3.** Grille de codification IAD

Type de règles	Questions d'analyse
Rôle des acteurs	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Quels sont les acteurs ciblés par le programme et qui a le droit de participer au programme ?</li> <li>- Qui gère ou promeut le programme ?</li> <li>- Combien de personnes peuvent bénéficier du programme ?</li> </ul>
Limites à la participation	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Quelles sont les conditions d'éligibilité pour participer au programme ?</li> </ul>
Choix et actions	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Quelles sont les pratiques financées par le programme ?</li> <li>- Quelles sont les actions non financées par le programme ?</li> <li>- Quelles sont les responsabilités des acteurs participants, administrant ou promouvant le programme ?</li> </ul>
Collaboration	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Existe-t-il des actions nécessitant une collaboration ?</li> <li>- Quelles sont les conditions pour cette collaboration?</li> </ul>
Transmission de l'information	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Existe-t-il un échange d'informations/de connaissances entre les participants et /ou avec d'autres acteurs (consultants, responsables, etc.) ?</li> <li>- Comment se passe cet échange ?</li> <li>- Quel type d'informations est échangé?</li> </ul>
Récompenses	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Quel est le paiement / l'incitation offert par le programme ?</li> <li>- Existe-t-il des sanctions ou des conséquences pour le non-respect du programme ?</li> </ul>
Portée du programme	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Quels sont le ou les principaux objectifs du programme ?</li> <li>- Comment les résultats sont-ils mesurés ?</li> <li>- Existe-t-il un système de suivi permettant de prendre en compte l'approvisionnement de services écosystémiques ou l'impact du programme ?</li> </ul>

De plus, l'analyse du contenu institutionnel des programmes est discutée en prenant en considération des données sur le taux d'adoption des programmes. Ces données ont été demandées aux organismes gestionnaires des deux programmes, au gouvernement du Québec et à l'UPA Montérégie respectivement.

Enfin, pour contextualiser le fonctionnement et les interactions des programmes et comment ils se déroulent en pratique, les résultats de la codification ont été triangulés avec des données collectées lors d'entretiens semi-dirigés avec les principales parties prenantes (11) impliquées dans la gestion et la mise en œuvre des programmes : producteurs agricoles (4), coordonnateurs et représentants de l'UPA-Montérégie (3), agronomes (3), membre d'un organisme de bassins versants (1). Nous avons également contacté des représentants (2) du gouvernement provincial (MAPAQ) qui ont répondu à nos questions par courriel. Le recrutement des participants s'est fait par le biais d'appels ciblés et d'une technique d'échantillonnage en boule de neige. Nous avons également participé à des rencontres (3) des producteurs organisées l'UPA-Montérégie, ainsi qu'à des visites de fermes participantes (2). Les thèmes des entretiens suivaient les questions analytiques de la typologie des règles (tableau 3). Nous avons également ajouté des questions concernant la participation des bénéficiaires à la gestion et à la conception des programmes.

### **Sous-activité 2.2 | Étude sur la diffusion des connaissances en agroenvironnement**

Pour mener à bien notre recherche sur la diffusion de connaissances en agroenvironnement, nous avons aussi réalisé des entretiens semi-dirigés avec des conseillers agricoles et des spécialistes en environnement qui sont impliqués à divers degrés dans la prestation de services-conseils en agroenvironnement, et dans la diffusion de connaissances reliées à divers programmes dans ce domaine. Les efforts ont été concentrés au niveau des intervenants de la région de Montérégie Est et du Centre-du-Québec. Avec l'entretien semi-dirigé, nous disposons d'un certain nombre de thèmes et de questions organisés dans un canevas qui va orienter l'entretien (de Sardan 1995). Ainsi, les entretiens semi-directifs permettent d'éclairer divers événements, expériences ou relations. L'utilisation d'un tel outil permet la collecte d'informations similaires auprès de chacun des acteurs tout en facilitant l'analyse ultérieure des données.

Le questionnaire conçu pour cette étude comportait deux axes principaux. Ce dernier portait d'abord sur le contexte de la prestation de services-conseils au Québec, en fonction des divers programmes et des réseaux d'acteurs en place. Ensuite, il s'attardait à l'évaluation de l'état de la diffusion des pratiques et des capacités du secteur à faire face aux enjeux agroenvironnementaux et des exigences environnementales actuelles. Les thèmes abordés lors des entrevues sont présentés au tableau 4. Pour ce faire, nous avons constitué un échantillon non probabiliste par la sélection de personnes dont le profil professionnel était pertinent pour l'étude, et par la méthode d'échantillonnage « boule de neige », où les acteurs identifient eux-mêmes une ou des personnes à rencontrer. Au sein d'une population relativement restreinte constituée d'intervenants spécialisés, il est souvent difficile d'identifier tous les répondants et l'échantillonnage boule de neige est une approche appropriée pour y parvenir. Les entretiens ont été réalisés entre les mois de septembre 2017 et avril 2018 (tableau 5). Les chercheurs associés à cette recherche ont également participé à plusieurs activités de transfert de connaissances en agroenvironnement durant la période de recherche. Ces activités ont permis aux chercheurs de compléter certaines informations et d'analyser le contexte de la diffusion des connaissances au cours de ces événements (tableau 6).

**Tableau 4.** Thèmes abordés dans le questionnaire auprès des intervenants sur la diffusion des connaissances en agroenvironnement (AE)

<b>Thèmes</b>	<b>Sous-thèmes</b>
Profil de l'organisme	Services offerts

	Gouvernance
Contexte du service-conseil en AE	Perceptions de l'état actuel du service-conseil en AE
	Liens entre les acteurs du service-conseil en AE
	Performance du secteur du service-conseil en AE
Évaluation - adaptation aux enjeux AE	Contrainte à l'adoption de pratiques en AE
	Perceptions du contexte réglementaire
	Perspectives sur l'évolution du secteur de l'AE

**Tableau 5.** Entretiens réalisés avec les groupes d'acteurs impliqués dans le transfert de connaissances en agroenvironnement

	Agronomes de clubs conseils en agroenvironnement (CCAÉ)	Agronomes travaillant dans le secteur privé	Professionnels travaillant pour des ONG dans le domaine de l'environnement ou des organismes de bassins versants	Représentants du gouvernement et des municipalités	Représentants du secteur agricole	Total
Montérégie	7	4	6	3	2	22
Centre-du-Québec	4	1	3	3	5	16
Total	11	5	9	6	7	38

**Tableau 6.** Activités de diffusion des connaissances en agroenvironnement

Types d'activité	Nombre de participants	Organisateurs	Profil des participants
Journée de démonstration au champ et présentation de pratiques agricoles	35-40	Club-conseil en agroenvironnement	Agronomes Organisations privées, Professionnels de l'environnement, Producteurs agricoles Étudiants.
Journée de formation entre les agronomes	25-30	Réseau provincial regroupant des OBNL en services-conseils agricoles	Agronomes Consultants Coordonnateur Professionnels du MAPAQ.
Journée d'information grand public sur la gestion intégrée par bassin versant	45-50	Organisme de bassins versants (OBV)	Public général, Agronome, Professionnels de l'environnement, Employés municipaux.

Journée d'information en agroenvironnement	25-30	Club-conseil en agroenvironnement	Agronome, Professionnels de l'environnement, Producteurs agricoles, Professionnels du MAPAQ.
Consultation publique en agroenvironnement	25-30	Municipalité	Public général, Représentants des syndicats locaux de l'Union des producteurs agricoles (UPA), Employés municipaux, Maires, Consultants.

### Sous-activité 2.3 | Étude de cas sur les enjeux de gestion agriculture-faune au lac Saint-Pierre

Dans le cadre de notre étude de cas, la méthode Q a été utilisée pour analyser le point de vue des acteurs impliqués dans le dossier de gestion agriculture-faune au lac Saint-Pierre et de faire ressortir les différentes perspectives sociales présentes parmi une population enquêtée. La méthode Q, une méthodologie à la fois quantitative et qualitative, a été développée par un psychologue et physicien, William Stephenson, intéressé par l'étude de la subjectivité (Stephenson, 1964). Cette méthodologie demande aux chercheurs d'élaborer une liste d'énoncés rattachée à un sujet d'étude à laquelle des répondants sont invités à classer l'ensemble des énoncés, dans une grille-réponse dotée d'une échelle d'appréciation et à commenter par la suite, le raisonnement de leur classement respectif (arrangement Q) (Brown 1993, Watts et Stenner, 2012). L'objectif de cette méthode consiste à réduire l'éventail des points de vue représentés dans les arrangements Q individuels à un nombre restreint d'arrangements archétypes qui capturent les aspects clés des variations parmi l'ensemble des arrangements Q individuels visant ainsi à conduire à l'association d'opinions qui se ressemblent. Les arrangements archétypes ressortis lors de l'analyse représentent les différentes perspectives sociales présentes parmi les répondants enquêtés et permettent d'identifier les valeurs clés, les zones de divergence et de convergence propres à un sujet d'étude dans le but de favoriser la communication entre les parties prenantes.

Le choix des énoncés à présenter aux répondants doit refléter de façon exhaustive l'ensemble du domaine d'étude (Brown 1993, Stephenson 1964). Pour y arriver, une revue des médias entourant les divers usages et enjeux présents au lac St-Pierre a été réalisée sur une période de 25 ans soit de 1992 à 2017. Les médias sélectionnés lors de la recherche documentaire comprenaient six journaux locaux, trois journaux provinciaux et un journal spécialisé en agriculture. Une revue de littérature a aussi été effectuée à travers la littérature grise incluant des mémoires et rapports d'organisations, des comptes rendus de rencontres et des actes de colloque de la Table de concertation régionale du lac Saint-Pierre. Pour obtenir un ensemble d'énoncés des plus représentatifs, quatre thèmes associés au sujet à l'étude ont été élaborés pour structurer la codification des données recueillies soit : 1) la cohabitation des usages ; 2) les actions collectives en faveur du lac Saint-Pierre ; 3) les pratiques agricoles et agroenvironnementales ; 4) la politique et les réglementations en lien avec l'agriculture et la conservation des ressources naturelles. Chaque énoncé retenu à la suite de la codification provenait directement de la littérature à l'étude. Une fois l'exercice terminé, une réduction du nombre d'énoncés a été effectuée pour diminuer la redondance dans les énoncés tout en capturant l'essence du sujet d'étude dans sa globalité pour faciliter le classement auprès des répondants. Au total, 39 énoncés ont été créés

et un prétest a été conduit auprès de 4 individus pour assurer la qualité du matériel d'enquête à présenter aux répondants à l'étude.

Au total, 58 personnes ont été rencontrées individuellement et 57 d'entre elles ont réalisé l'entièreté de l'entrevue. Seuls les acteurs impliqués dans le dossier de gestion agriculture-faune ont été retenus soit les : 1) élus et employés municipaux (5); 2) agriculteurs et agronomes (19) ; 3) chercheurs (4); 4) employés du gouvernement (8) ; 5) membres de la Nation W8banaki (5) ; 6) organismes de conservation (6) ; 7) sociétés d'aménagement (5) ; 8) pêcheurs (6). Par la suite, nous avons créé quatre sous-groupes basés sur les catégories d'acteurs listés précédemment : 1) secteur agricole, 2) secteur gouvernemental/municipal, 3) secteur de la conservation et 4) secteur de la chasse et de la pêche).

Chaque entretien consistait à présenter brièvement le contexte du projet de recherche au répondant et à leur donner les consignes à suivre pour réaliser le classement des énoncés (arrangement Q). Les répondants devaient classer chacun des énoncés selon leur degré d'accord dans une grille comportant une échelle d'appréciation (-4 (très en désaccord) à +4 (très en accord)) incluant un nombre prédéterminé de cases par score à remplir.

L'ensemble du traitement statistique a été fait à l'aide du logiciel libre PQMethod version 2.11 (Schmolck, 2002). En premier lieu, chaque arrangement Q individuel a été corrélé avec l'ensemble des arrangements Q recueillis. Ainsi, les différences parmi les réponses entre toutes les paires de répondants possibles ont été calculées pour générer une matrice de corrélation (Watts et Stenner, 2012). Une analyse par composantes principales (ACP) a été par la suite conduite pour trouver les axes les plus significatifs selon la valeur propre (supérieur à 1,0) de chacune d'entre elles. Les trois premiers facteurs (composantes) furent retenus en utilisant la technique d'analyse parallèle de Horne comme outil décisionnel (Watts et Stenner, 2012). Par la suite, une analyse factorielle des centroïdes a été effectuée pour trouver les corrélations les plus fortes parmi les différents arrangements Q. Celle-ci permet de restructurer les données pour accroître les corrélations possibles (Watts et Stenner, 2012). Pour chaque facteur extrait, une portion des variations présentes dans les données est capturée. Ainsi, le facteur subséquent prendra une autre portion des corrélations expliquées par ce facteur et ainsi de suite (Davies, 2017). Une fois l'extraction des facteurs réalisée, une rotation varimax a été effectuée. La rotation des facteurs permet de changer la distribution des variances expliquées par les facteurs et de les analyser sous différents angles pour arriver avec des facteurs comportant respectivement un ensemble de points de vue individuels fortement corrélés entre eux (Brown, 1993; Davies, 2017). L'utilisation de critères qualitatifs et quantitatifs a été effectuée pour sélectionner les facteurs finaux qui deviendront les différentes perspectives sociales présentes parmi les répondants. Sur le plan qualitatif, la sélection des facteurs finaux a été basée selon leur caractéristique distinctive, leur cohérence et leur pertinence relative au domaine d'étude (Brown, 1980; Watts et Stenner, 2012).

## **Résultats**

### **Volet 1 | Mesure de l'efficacité écologique des AAL**

**Sous-activité 1.1 | Comprendre si les AAL deviennent des corridors naturels utilisés par la faune et déterminer quels types d'aménagements favorisent le plus la biodiversité animale**

Pour répondre au sous-objectif #1, les travaux terrain effectués entre les mois de mai à septembre 2018 ont permis de recueillir un total de 345 détections. Des 26 espèces focales de moyens et grands mammifères identifiés au début du projet (tableau 1), seulement sept espèces de moyens et grands mammifères ont été inventoriées. Beaucoup de détections (~20%) comportaient plus d'un individu de la même espèce, ce qui fait augmenter le nombre d'animaux observés à 431. L'espèce la plus captée est le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), composant plus de la moitié des détections (n=225) alors que le raton laveur (*Procyon lotor*) et le coyote (*Canis latrans*) occupent les deuxième et troisième places respectivement, avec le renard roux (*Vulpes vulpes*), en quatrième place (Fig. 3). Le reste des détections (n=15) était consisté de lapins à queue blanche (*Sylvilagus floridanus*), de mouffettes rayées (*Mephitis mephitis*) et d'écureuils gris (*Sciurus carolinensis*). Il est à noter que 80% des détections ont été faites la nuit.



**Figure 3.** Photographies de cameras-piège des quatre espèces les plus détectées de la campagne terrain 2018 : (a) cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), (b) coyote (*Canis latrans*), (c) renard roux (*Vulpes vulpes*) et (d) raton laveur (*Procyon lotor*)

Ensuite, puisque ces données confirment que les moyens et grands mammifères fréquentent les AAL, nous avons étudié si certaines caractéristiques des AAL ont un effet sur cette fréquentation. Selon nos analyses, le recouvrement en arbres, la longueur de l'AAL et la quantité d'habitat disponible autour de l'AAL influencent positivement la fréquentation faunique. À l'inverse, la largeur de l'AAL et le dérangement humain ont eu un effet négatif sur la fréquentation faunique.

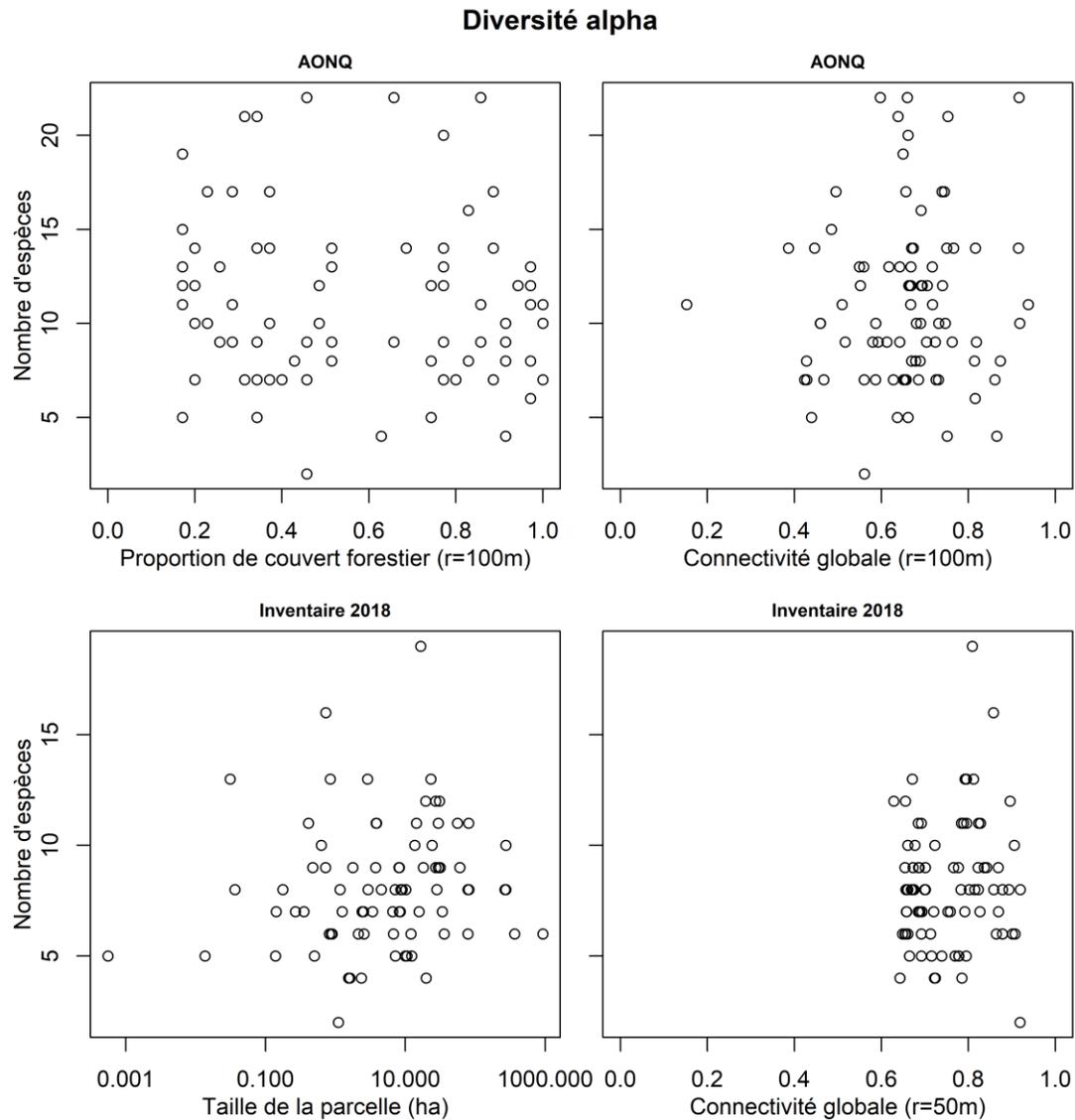
Finalement, le pouvoir explicatif des données LiDAR et multispectrales pour décrire la fréquentation faunique n'a pas été optimal dans ce contexte, puisqu'ils ne font pas partie du meilleur modèle de régression.

### **Sous-activité 1.2 | Valider des modèles théoriques de connectivité et évaluer la contribution des AAL à la connectivité**

Dans le cadre des inventaires par points d'écoute de l'Atlas des oiseaux nicheurs du Québec (AONQ), un total de 78 espèces d'oiseaux a été répertorié pour les points d'écoute de la Montérégie possédant au moins 1,5 ha de forêt dans un rayon de 100 m (n = 83; tableau 7). Dans le cadre des inventaires par points d'écoute réalisés à l'intérieur de boisés de la Montérégie en 2018, un total de 57 espèces d'oiseaux a été répertorié (n = 84 ; tableau 7). Les deux jeux de données combinés contiennent 88 espèces soit 46 espèces partagées et 42 présentent dans seulement l'un ou l'autre des jeux de données (tableau 7). La nombre d'espèces de milieu ouvert et de bordure est plus élevé dans les points d'écoute de l'AONQ. La moyenne du nombre d'espèces répertoriées dans les points d'écoute de l'AONQ est de 11,1 comparativement à 8,1 pour ceux de l'inventaire 2018 (figure 2).

**Tableau 7.** Espèces d'oiseaux répertoriées dans les boisés de la Montérégie lors des points d'écoute de l'Atlas des oiseaux nicheurs du Québec (n 83; 2010-2014) et lors de l'inventaire de 2018 (n = 84). Code habitat : f = forêt; g = général; b = bordure; c = milieu ouvert; a = aquatique.

Espèce (habitat)	Inventaire		Espèce	Inventaire	
	AONQ (occurrence)	2018 (abondance)		AONQ (occurrence)	2018 (abondance)
Viréo aux yeux rouges (f)	56	218	Paruline à gorge noire (f)	6	8
Merle d'Amérique (g)	50	60	Grand Corbeau (f)	5	0
Bruant chanteur (g)	48	18	Goglu des prés (c)	5	0
Corneille d'Amérique (g)	44	39	Paruline à croupion jaune (f)	5	0
Paruline couronnée (f)	43	197	Grimpereau brun (f)	5	13
Chardonneret jaune (g)	37	28	Pigeon biset (g)	4	0
Mésange à tête noire (f)	37	64	Moucherolle tchébec (f)	4	19
Paruline masquée (b)	35	12	Moucherolle phébi (b)	4	0
Grive fauve (f)	30	135	Paruline triste (f)	4	5
Geai bleu (f)	26	17	Canard colvert (a)	3	0
Tyrann huppé (f)	24	44	Hirondelle rustique (c)	3	0
Pioui de l'Est (f)	24	85	Sittelle à poitrine rousse (f)	3	2
Carouge à épaulettes	22	5	Colibri à gorge rubis (f)	3	3
Pic maculé (f)	20	31	Tyrann tritri (c)	2	0
Jaseur d'Amérique (g)	19	26	Hirondelle bicolore (c)	2	0
Cardinal à poitrine rose (f)	18	16	Paruline des pins (f)	2	0
Vacher à tête brune (b)	18	1	Gélinotte huppée (f)	2	0
Moqueur chat (b)	17	3	Bernache du Canada (a)	2	0
Étourneau sansonnet (c)	16	1	Mésange bicolore (b)	2	0
Bruant familier (c)	16	2	Coulicou à bec noir (b)	1	0
Paruline flamboyante (f)	15	92	Troglodyte des forêts (f)	1	2
Oriole de Baltimore (b)	14	1	Buse à queue rousse (c)	1	0
Quiscale bronzé (b)	13	6	Goéland à bec cerclé (a)	1	0
Paruline à flancs marron (b)	13	14	Bruant des marais (c)	1	0
Paruline jaune (b)	12	5	Paruline à tête cendrée (f)	1	0
Pic flamboyant (g)	12	6	Canard branchu (a)	1	0
Tourterelle triste (g)	12	3	Merlebleu de l'Est (c)	1	0
Bruant à gorge blanche (g)	12	6	Urubu à tête rouge (g)	1	0
Grive des bois (f)	12	37	Tohi à flancs roux (b)	1	0
Cardinal rouge (g)	11	9	Viréo à gorge jaune (f)	1	0
Pic mineur (f)	11	14	Épervier de Cooper (f)	1	0
Sittelle à poitrine blanche (f)	11	32	Bruant des champs (c)	1	0
Viréo mélodieux (b)	11	11	Paruline à joues grises (f)	1	1
Grive solitaire (f)	10	16	Viréo à tête bleue (f)	0	5
Moineau domestique (g)	9	0	Paruline à gorge orangée (f)	0	5
Troglodyte familier (b)	8	22	Paruline bleue (f)	0	1
Moucherolle des aulnes (c)	7	0	Roselin pourpré (f)	0	1
Bruant vespéral (c)	7	0	Paruline à poitrine baie (f)	0	1
Pic chevelu (f)	7	7	Petite Buse (f)	0	1
Piranga écarlate (f)	7	11	Paruline obscure (f)	0	1
Bruant des prés (c)	6	0	Roselin familier (g)	0	1
Passerin indigo (b)	6	0	Paruline du Canada (f)	0	1
Pluvier kildir (c)	6	0	Dindon sauvage (f)	0	1
Paruline noir et blanc (f)	6	8			



**Figure 4.** Relation entre la diversité alpha et la quantité d’habitat forestier ainsi que la connectivité globale pour les communautés forestières d’oiseaux de la Montérégie. Espèces répertoriées dans les points d’écoute de l’Atlas des oiseaux nicheurs du Québec (AONQ) possédant au moins 1,5 ha de forêt dans un rayon de 100 m (n = 83) et dans l’inventaire par points d’écoute réalisés en 2018 à l’intérieur de boisés de 14 paysages (n = 84).

### Diversité Alpha

Pour l’aire d’étude considérée, c’est-à-dire pour les paysages de la Montérégie possédant plus de 75 % de couverts agricoles, moins de 10 % de couverts résidentiels et entre 5 et 20 % de couverts forestiers, il n’y a aucune relation entre la diversité alpha et la quantité d’habitats forestiers ou la connectivité globale telle que calculé à partir de Albert et al. (2017; tableau 8). Que ce soit avec les données de l’AONQ ou de l’inventaire 2018, les modèles nuls sont les plus vraisemblables (rejet de la **prédiction 1**).

**Tableau 8.** Sélection des modèles linéaires mettant en relation la diversité alpha (Shannon), la quantité d'habitats forestiers et à la connectivité globale pour les communautés forestières d'oiseaux de la Montérégie (variables AONQ : *frt.prp* = proportion de couverts forestiers dans un rayon de 100m autour du point d'écoute; *cnct* = moyenne des valeurs de pixels de connectivité globale superposant le couvert forestier dans un rayon de 100m autour du point d'écoute (résolution 15m); variables inventaire 2018 : *patch.sup* = superficie de la parcelle forestière; *cnct* = moyenne des valeurs de pixels de connectivité globale dans un rayon de 50m du point d'écoute (résolution 15m)). Les modèles ont été ordonnés en utilisant le critère d'information Akaike corrigé pour les petits échantillons (AICc). Le poids associé à l'AICc et les coefficients de détermination sont présentés. Pour les analyses réalisées avec les données de l'inventaire 2018, l'identité des paysages a été ajoutée en effet aléatoire.

Jeu de données	Modèle	AICc	w <sub>i</sub>	R <sup>2</sup>
AONQ	<i>nul</i>	97,7	0,46	0
	<i>frt.prp</i>	99,4	0,19	0
	<i>cnct</i>	99,6	0,17	0
	<i>frt.prp</i> + <i>crct</i>	100,2	0,13	0
Inventaire 2018	<i>nul</i>	74,5	0,67	0
	<i>cnct</i>	76,2	0,29	0
	<i>patch.sup</i>	80,8	0,03	0
	<i>patch.sup</i> + <i>crct</i>	82,7	0,01	0

### Diversité bêta

En ce qui a trait à la diversité bêta, les résultats des dbRDA indiquent que la connectivité globale issue des modèles de réseau n'influence pas la dissimilitude des communautés. Que ce soit pour la diversité bêta totale, le remplacement ou la différence de richesse, les R<sup>2</sup> associés aux modèles qui incluent la connectivité globale en plus de la quantité d'habitats forestiers sont semblables à ceux qui ne considèrent que la quantité d'habitats forestiers (**tableau 9.**; rejet de la **prédiction 2**).

**Tableau 9.** Résultats des analyses de redondances basées sur la distance (dbRDA) et variation de la diversité bêta associée à la quantité d'habitats forestiers et à la connectivité globale pour les communautés forestières d'oiseaux de la Montérégie (variables AONQ : *frt.prp* = proportion de couverts forestiers dans un rayon de 100m autour du point d'écoute; *cnct* = moyenne des valeurs de pixels de connectivité globale superposant le couvert forestier dans un rayon de 100m autour du point d'écoute (résolution 15m); variables inventaire 2018 : *patch.sup* = superficie de la parcelle forestière; *cnct* = moyenne des valeurs de pixels de connectivité globale dans un rayon de 50m du point d'écoute (résolution 15m)). L'inertie et les coefficients de détermination associés aux modèles sont présentés.

Jeu de données	Modèle	Inertie		R <sup>2</sup> <sub>ajusté</sub>
		Totale	Contrainte (%)	
AONQ				
Beta total		28,0		
	<i>frt.prp</i>		2,2 (7,8)	0,07
	<i>frt.prp</i> + <i>cnct</i>		2,6 (9,2)	0,07
Remplacement		14,6		
	<i>frt.prp</i>		1,8 (12,8)	0,12
	<i>frt.prp</i> + <i>cnct</i>		2,2 (15)	0,13
Différence de richesse		4,2		

	<i>frt.prp</i>		0,1 (1,4)	0,00
	<i>frt.prp + cnct</i>		0,2 (3,7)	0,01
<hr/>				
Inventaire 2018				
Beta total		26,5		
	<i>patch.sup</i>		1,0 (3,6)	0,02
	<i>patch.sup + cnct</i>		1,3 (4,8)	0,02
Remplacement		14,8		
	<i>patch.sup</i>		0,7 (4,5)	0,03
	<i>patch.sup + cnct</i>		0,9 (6,3)	0,04
Difference de richesse		3,24		
	<i>patch.sup</i>		0,3 (10,1)	0,10
	<i>patch.sup + cnct</i>		0,4 (11,8)	0,10

### Paruline couronnée

En ce qui a trait à l'analyse des modèles de densité courante pour la paruline couronnée, la sélection des modèles linéaires basée sur les AICc indique que la densité courante n'a pas d'effet sur l'occurrence (AONQ) ou l'abondance (inventaire 2018) de cette espèce forestière (tableau 10; rejet de **la prédiction 3**). Pour les données de l'AONQ, le modèle n'incluant que la quantité d'habitats forestiers est le plus vraisemblable (delta AICc < 2 avec seulement un paramètre). Pour les données de l'inventaire 2018, le coefficient de détermination associé au modèle n'incluant que la quantité d'habitats forestiers est semblable à celui du modèle incluant la quantité d'habitats forestiers et la connectivité. Ces modèles révèlent que la quantité d'habitats influence positivement l'occurrence ou l'abondance de la paruline couronnée (AONQ : estimé<sup>*frt.prp*</sup> = 6,2 ± 1.3 p>0,001 ; inventaire 2018 : estimé<sup>*patch.sup*</sup> = 0,33 CI=0,17-0,50).

### Effet des AAL

La sélection des modèles linéaires basé sur les AICc et réalisé avec les données de l'inventaire 2018 montre que les modèles qui incluent la quantité d'habitats forestiers et la proportion de haies dans la matrice externe sont les plus vraisemblables. Le coefficient de détermination du modèle qui inclut la quantité d'habitats forestiers et la proportion d'AAL dans la matrice externe est semblable au modèle global qui inclut également la densité courante et la proportion de pierres de gué dans la matrice externe. La proportion de haies dans la matrice externe influence positivement la présence de parulines couronnées dans les communautés forestières (estimé<sup>*haies*</sup> = 5,8, CI = 0,4-10,9; **adoption de la prédiction 4 en ce qui concerne les haies**). Par contre, la proportion de pierres de gué dans la matrice externe n'influence pas la présence de la paruline couronnée (estimé<sup>*pdg*</sup> = -3,4 CI = -10,1-3,4; rejet de **la prédiction 4 en ce qui concerne les pierres de gué**).

**Tableau 10.** Sélection des modèles linéaires mettant en relation l'occurrence (AONQ) et l'abondance (inventaire 2018) de la paruline couronnée avec la quantité d'habitat forestier et à la densité courante pour les communautés forestières d'oiseaux de la Montérégie (variables AONQ : *frt.prp* = proportion de couverts forestiers dans un rayon de 100m autour du point d'écoute; *crct* = moyenne des valeurs de pixels de densité courante superposant le couvert forestier dans un rayon de 100m autour du point d'écoute (résolution 15m); variables inventaire 2018 : *patch.sup* = superficie de la parcelle forestière; *crct* = moyenne des valeurs de pixels de densité courante dans un rayon de 50m du point d'écoute (résolution 15m); *haies* = proportion de haies dans une zone de 1 km autour des parcelles dans lesquelles les points d'écoute ont été réalisés; *pdg* = proportion de pierre de gué dans une zone de 1 km autour des parcelles dans lesquelles les points d'écoute ont été réalisés). Les modèles ont été ordonnés

en utilisant le critère d'information Akaike corrigé pour les petits échantillons (AICc). Le poids associé à l'AICc et les coefficients de détermination sont présentés. Pour les analyses réalisées avec les données de l'inventaire 2018, l'identité des paysages a été ajoutée en effet aléatoire.

Jeu de données	Modèle	AIC <sub>c</sub>	w <sub>i</sub>	R <sup>2</sup>
AONQ	<i>frt.prp</i>	88,8	0,5	0,45
	<i>frt.prp + crct</i>	89,0	0,5	0,48
	<i>crct</i>	95,8	0,02	0,38
	<i>nul</i>	121,3	0	0
Inventaire 2018	<i>patch.sup + haies</i>	343,0	0,40	0,21
	<i>patch.sup + haies + pdg</i>	344,4	0,19	0,22
	<i>patch.sup</i>	344,6	0,18	0,18
	<i>patch.sup + pdg</i>	346,0	0,09	0,18
	<i>patch.sup + crct</i>	346,3	0,07	0,18
	<i>patch.sup + crct + haies + pdg</i>	346,5	0,07	0,22
	<i>nul</i>	357,2	0,00	0,01
	<i>crct</i>	359,4	0,00	0,01
	<i>crct + haies</i>	359,9	0,00	0,03
	<i>crct + pdg</i>	360,6	0,00	0,03
	<i>crct + haies + pdg</i>	361,2	0,00	0,05

## Volet 2 | Évaluation socio-économique des facteurs de pérennité des PAE

### Sous-activité 2.1 | Analyse des programmes incitatifs en agroenvironnement

Suite à la codification et l'analyse des entretiens, nous avons effectué une comparaison descriptive des deux programmes, Prime-Vert et ALUS-Montérégie, en se basant sur la typologie des règles qui décrit le rôle des acteurs, les limites établies par les programmes, les choix encouragés, les opportunités de collaboration, l'échange d'information, les récompenses et la portée du programme

#### Rôle des acteurs

**Prime-Vert.** Le gouvernement est chargé de la conception du programme. Le programme cible tous les producteurs agricoles du Québec en les invitant à soumettre volontairement une demande à leur direction régionale du ministère de l'Agriculture (MAPAQ). Ce sont les représentants régionaux du Ministère qui jugent l'éligibilité des projets et administrent les fonds. Pour déposer une candidature, les producteurs travaillent avec un agronome, souvent associé à un club-conseil en agroenvironnement, qui les conseille sur les types de pratiques à adopter et sur la préparation des documents. Le nombre de participants suit le principe du «premier arrivé, premier servi», selon la disponibilité du financement aux niveaux fédéral et provincial.

**ALUS-Montérégie.** La conception du programme est le résultat d'une négociation entre ALUS-Canada, qui détermine l'objectif global du programme et de l'UPA-Montérégie. Ce programme s'applique uniquement aux agriculteurs résidant en Montérégie. Le producteur doit faire une demande de financement auprès de l'UPA-Montérégie qui coordonne la gestion et la promotion du programme. Le financement provient principalement de source privée telles qu'ALUS Canada et Soleno (une entreprise locale de drainage). Le comité ALUS supervise le fonctionnement du programme et juge l'éligibilité des projets proposés. Le comité est composé de représentants des producteurs agricoles, des

coordonnateurs ALUS, du président de l'UPA-Montérégie, des intervenants agricoles et des organisations de bassins versants. Deux coordinateurs ALUS sont en charge des opérations au quotidien. Les producteurs sont encouragés à travailler avec un agronome pour présenter et élaborer un plan des aménagements agroforestiers linéaires (AAL) pour l'installation de mesures agroenvironnementales spécifiées.

### **Limites et conditions**

**Prime-Vert.** Pour être éligibles, les producteurs doivent respecter les réglementations en vigueur, telles que le Règlement sur les exploitations agricoles (REA) et la Loi sur les pesticides. Les producteurs doivent déclarer qu'ils ont produit un plan de fertilisation agroenvironnemental et un bilan de phosphore. Le programme ne soutient que les exploitations agricoles engagées dans une approche de gestion intégrée, et cela doit se refléter dans l'élaboration d'un plan agroenvironnemental d'accompagnement (PAA). Le PAA est un outil permettant de reconnaître les risques environnementaux présents sur une exploitation et de décrire les pratiques à implanter par l'agriculteur afin de réduire ces risques. Les producteurs doivent présenter une demande complète au ministère et attendre l'approbation avant de mettre en œuvre tout projet. Le producteur doit également obtenir toutes les autorisations (par exemple municipal ou gouvernemental) nécessaires à la réalisation du projet. Aucun contrat formel n'est établi entre les producteurs et le ministère.

**ALUS-Montérégie.** Le programme prévoit le paiement de nouveaux aménagements agroforestiers non linéaires, les producteurs doivent donc démontrer que le projet n'a pas déjà été réalisé et attendre l'acceptation du projet par l'UPA-Montérégie avant sa mise en œuvre. Dans la même veine que le programme Prime-Vert, les producteurs doivent obtenir toutes les autorisations pour la réalisation du projet. La zone du projet doit être au-delà des exigences réglementaires conformément à la politique actuelle de protection des rives et du littoral. Les producteurs sont tenus de réaliser eux-mêmes la mise en œuvre des projets, mais ils peuvent demander le soutien de l'UPA-Montérégie ou d'autres sources de financement publiques ou privées. Les producteurs doivent soumettre une demande de projet complète comprenant une description du projet, la structure des coûts prévue, des cartes aériennes ou visuelles des nouveaux aménagements agroforestiers linéaires (AAL) prévues, le consentement du propriétaire foncier si nécessaire, et tous les permis et certificats requis par la municipalité. Les producteurs signent un contrat avec l'UPA-Montérégie détaillant les conditions de paiement et les résultats attendus. Un participant choisi peut résilier ce contrat à tout moment dans un délai de 30 jours. Dans le cas d'une aide financière de l'UPA-Montérégie pour la mise en œuvre des projets, les participants rembourseront une partie des coûts de mise en œuvre à l'UPA.

### **Choix et actions**

**Prime-Vert.** Tous les aménagements agroforestiers linéaires (AAL) doivent respecter les critères de conception approuvés par le ministère, y compris la largeur minimale et maximale du projet, ainsi que le respect des recommandations sur la composition et la densité végétative (pourcentage d'espèces herbacées, d'arbres ou d'arbustes) des espèces plantées. Le producteur doit respecter ces normes pour être admis au programme et recevoir sa compensation financière. Les projets doivent également respecter les normes régionales comme stipulé dans les spécifications suggérées par les municipalités régionales de comté. Par exemple, certains comtés exigent une bande riveraine plus large entre la zone de culture et un plan d'eau que celui réglementé par le règlement provincial de protection du littoral. Les producteurs doivent également déclarer qu'ils visent à maintenir la pratique pendant au moins 5 ans.

**ALUS-Montérégie.** Les producteurs n'ont pas à suivre de prescriptions techniques spécifiques sur la composition des AAL installée pour pouvoir participer au programme. Il appartient aux producteurs de décider du site, de la durée et de la composition du projet. Cependant, le paiement annuel est ajusté en fonction de la valeur écologique du projet et des valeurs du prix du terrain de la zone couverte, selon les tableaux de rétribution conçus par les coordinateurs ALUS. Les producteurs doivent entretenir le sol conformément aux recommandations suggérées par l'UPA-Montérégie et protéger le projet contre tout pâturage par le bétail. Le producteur ne doit pas altérer, déplacer ou détruire les AAL financés par le programme pendant toute la durée du contrat, sans l'autorisation écrite de l'UPA-Montérégie. Enfin, les participants doivent accepter de transférer à l'UPA-Montérégie tout potentiel actuel ou futur de compensation carbone ou de crédits écologiques des projets financés.

### **Collaborations**

**Prime-Vert.** La principale action nécessitant une collaboration concerne le processus de candidature lui-même. Les agriculteurs doivent être accompagnés par un agronome pour remplir les formulaires et préparer un plan d'accompagnement en agroenvironnement (PAA). L'agronome complète les documents requis, conçoit le projet pour faciliter le processus et porte le fardeau bureaucratique des abonnements au programme. Les producteurs peuvent également choisir de coordonner leurs activités de gestion en souscrivant à un deuxième volet du programme, basé sur une approche d'action collective. Cette approche implique une collaboration entre les agriculteurs d'un bassin versant mettant en œuvre conjointement ou individuellement une pratique d'utilisation des terres qui encourage la biodiversité, protège les zones riveraines ou prévient l'érosion des sols. Un exemple d'initiative conjointe pourrait impliquer une collaboration entre des parcelles de terrain pour mettre en œuvre des zones tampons végétalisées sur toute la longueur d'un bassin versant. Cette approche collective incite les agriculteurs à recevoir une compensation supplémentaire de 20%, une fois le producteur est admis au programme. Pour bénéficier des aides financières, les agriculteurs doivent présenter collectivement une demande à leur direction régionale du MAPAQ pour être agréés en tant qu'initiative agroenvironnementale collective. Les agriculteurs sont que des bénéficiaires des mesures agroenvironnementales sans suivi procédural continu ni engagement participatif dans le processus.

**ALUS-Montérégie.** Un fort degré de collaboration est évident entre les coordinateurs ALUS de l'UPA-Montérégie et les agriculteurs inscrits au programme. Les coordinateurs de l'UPA-Montérégie sont chargés de promouvoir le programme et de guider les participants potentiels tout au long du processus de candidature. Ils aident également les agriculteurs à rechercher des sources de financement supplémentaires pour couvrir l'intégralité des coûts de mise en œuvre; sont chargés de superviser la mise en œuvre des projets et d'assurer la pérennité des projets. Comme le programme Prime-Vert, les agriculteurs abonnés sont encouragés à être accompagnés par un agronome tout au long de la conception du projet et du processus de candidature. La participation des agriculteurs est évidente au sein du comité ALUS dans l'examen et l'approbation des projets potentiels. Les agriculteurs et les représentants de l'UPA disposent ainsi d'un espace pour discuter des objectifs et du type de pratiques encouragées.

### **Transmission de l'information**

**Prime-Vert.** Le ministère fournit aux agronomes et aux producteurs des lignes directrices détaillées et des fiches d'information pour faciliter le traitement de la demande et la détermination des pratiques admissibles au financement. Le ministère produit également du matériel promotionnel et organise des

présentations du programme. Ce sont les principaux canaux d'information qui existent formellement entre le gestionnaire du programme et les participants. Il a été noté que des échanges ont souvent lieu entre l'agronome et la division régionale lors du traitement de la demande. De plus, le Ministère organise fréquemment des consultations et des échanges avec des groupes agroenvironnementaux dans la gestion et la mise à jour du programme. Ces canaux de communication ne sont pas formellement détaillés dans les documents écrits. Au contraire, les consultations ont souvent lieu de manière informelle et sont souvent unidirectionnelles, car le ministère informe des mises à jour du programme, mais ne permettent pas la participation active des agriculteurs à la conception et à la gestion du programme.

**ALUS.** Les informations sont transmises par les coordinateurs aux participants potentiels via les canaux existants de l'UPA-Montérégie (par exemple assemblées, réunions, infolettres, articles dans les journaux). Les coordinateurs sont également en contact permanent avec les agriculteurs qui participent au programme. L'UPA-Montérégie organise des visites sur le terrain pour présenter les pratiques agroenvironnementales et promouvoir ALUS auprès des parties prenantes régionales, y compris les agriculteurs voisins qui ne sont pas encore abonnés au programme. Aucun détail n'a été fourni sur la nature de l'échange d'informations entre les parties prenantes du comité ALUS, pendant la phase de conception du programme.

### **Incitatifs**

**Prime-Vert.** L'incitatif couvre le coût de mise en œuvre de projets bien définis. Le remboursement couvre initialement 70% du coût de mise en œuvre et est un paiement unique. La couverture peut atteindre jusqu'à 90% si le projet s'inscrit dans une démarche collective reconnue et approuvée par le Ministère. Les paiements couvrent les coûts de développement de nouveaux aménagements agroforestiers linéaires (AAL) et ne compensent pas la perte de revenus de production. De plus, le programme ne fournit pas de financement pour le maintien des pratiques (version 2013-2018). Dans le cas où un producteur ne réaliserait aucun type de projet selon les plans approuvés, le Ministère se réserve le droit d'exiger le remboursement du paiement accordé ou de bloquer l'accès à d'autres aides financières dans le cadre du projet.

**ALUS-Montérégie.** La mise en œuvre est financée soit par le producteur, soit en partenariat avec d'autres agences (MAPAQ ou UPA-Montérégie). Les participants reçoivent des paiements annuels pour une période de cinq ans pour maintenir le projet conformément aux conditions du contrat. Les paiements sont calculés en fonction du taux par hectare d'activité ALUS proposés par l'UPA-Montérégie, plutôt qu'en fonction des coûts d'opportunité pour les agriculteurs ou des valeurs marchandes des services écosystémiques. Le paiement actuel est calculé en fonction du prix du terrain dans la région de la Montérégie. L'UPA-Montérégie peut ajuster les paiements annuels en fonction de la superficie réelle du projet si elle diffère de la superficie estimée au moment de la conception.

### **Portée du programme et pérennités de pratiques**

**Prime-Vert.** Puisqu'il n'y a pas de contrat légal entre le producteur et le ministère, il est difficile d'analyser le type d'engagement que les producteurs prennent à long terme autre que la déclaration de maintien de l'intégrité du projet pendant cinq ans sur le formulaire de demande. Le programme ne prévoit que des règles sur les mesures de contrôle et de suivi pour vérifier la réalisation des projets. Les exploitations admises disposent d'un maximum de 15 jours après la réalisation du projet pour soumettre un «certificat de conformité» signé par un consultant professionnel. Le paiement est

conditionné à la présentation de ce certificat. Cette attestation doit comprendre tous les documents justificatifs ainsi que des photographies de la mise en œuvre du projet. En somme, seuls les aménagements agroforestiers linéaires (AAL) mis en place sont vérifiés et non la pérennité des mesures agroenvironnementales dans le temps.

**ALUS.** Les paiements sont effectués à la suite d'une inspection annuelle des projets financés. Si la maintenance à long terme du projet est compromise, un accord mutuel concernant les actions nécessaires pour rectifier la non-conformité pourrait être établi entre l'agriculteur et l'UPA-Montérégie. L'UPA-Montérégie peut résilier le paiement si les participants ne respectent pas le contrat ou si l'accord mutuel n'est pas atteint selon les délais et la satisfaction de l'UPA-Montérégie. Dans le cas où l'UPA-Montérégie aurait payé les frais de mise en œuvre, un remboursement des frais de mise en œuvre sera demandé aux agriculteurs, à défaut de recourir à d'éventuels recours juridiques.

En termes de suivi, les deux programmes semblent avoir un processus bien établi pour assurer le respect des règles. Cependant, aucun des deux programmes ne propose une surveillance écologique adéquate pour évaluer les impacts écologiques des mesures agroenvironnementales mises en place et les effets à long terme de telles pratiques dans la fourniture de services écosystémiques (à savoir la biodiversité, la santé des sols, la qualité de l'eau, entre autres).

### **Opérationnalisation du programme Prime-Vert et d'ALUS-Montérégie**

L'une des principales forces du programme Prime-Vert est le financement de diverses pratiques agroenvironnementales qui vont au-delà de la réglementation. Comme le montre le tableau 10, la version précédente du programme (2013-2018) a établi environ 2 900 projets à travers le Québec, impliquant environ 2 100 producteurs agricoles. Ce financement est concentré dans les régions agricoles intensives comme la Montérégie. Cependant, le programme touche peu de producteurs de la province, malgré des investissements importants: seulement 7% des fermes ont bénéficié du programme Prime-Vert entre 2013 et 2018 à travers le Québec, avec un taux limité à 10% pour la région de la Montérégie.

**Tableau 11.** Nombre de participants, nombre de projets et financement accordé par le programme Prime-Vert (2013–2018)

Région	Nombre d'entreprises agricoles (bénéficiaires)	Nombre de projets	Financement total	Nombre de fermes par région <sup>1</sup>	Pourcentage d'adhésion <sup>2</sup> (%)
Montérégie	695	887	3,947,243	6,748	10.30
<b>Québec total</b>	<b>2,132</b>	<b>2,903</b>	<b>17,089,070</b>	<b>28,919</b>	<b>7.37</b>

Source: MAPAQ, 2017. Données obtenues par une demande d'accès à l'information.

<sup>1</sup> Nombre d'entreprises agricoles selon le recensement de l'agriculture de 2016, Statistiques Canada.

<sup>2</sup> Ce pourcentage représente le ratio entre le nombre d'entreprises par régions et le nombre bénéficiaires du volet 1.

De plus, les pratiques ne sont pas également réparties en termes d'adoption par les agriculteurs. Le tableau 12 montre la répartition des projets financés par le programme, entre 2013 et 2018. On constate que les mesures d'acquisition et d'amélioration des équipements de réduction des risques liés à l'application de pesticides ont reçu un financement important (60% des projets subventionnés et 38 % du montant total décaissé). Cependant, les bandes riveraines élargies, les haies brise-vent et les

aménagements favorisant la biodiversité ne représentaient respectivement que 1,79%, 11,82% et 1,65% du total des projets financés. Ces données démontrent que le nombre de projets financés pour des pratiques agroforestières reste marginal comparativement aux autres pratiques agroenvironnementales financées par ce programme. Il est important de noter que ces données ne tiennent pas compte des projets financés avant 2013. Néanmoins, elles fournissent un portrait des priorités et des impacts actuels du programme dans l'adoption de pratiques agroenvironnementales et encouragent la prestation de services écosystémiques.

**Tableau 12.** Répartition des projets financés et de l'aide déboursée par le volet 1 du programme Prime-Vert selon le type de pratiques agroenvironnementales entre 2013-2018

Pratiques	Nombre de projets	Sommes déboursées (\$)	Pourcentage des projets	Pourcentage du financement
Acquisition et amélioration des équipements pour la réduction des risques liés aux pesticides	1 738	6 589 795,00 \$	59,87 %	38,56 %
Ouvrage de conservation des sols	449	2 470 708,00 \$	15,47 %	14,46 %
Aménagement de haies brise-vent	343	1 070 956,00 \$	11,82 %	6,27%
Aménagements favorisant la biodiversité	48	220 959,00 \$	1,65 %	1,29 %
Aménagement de bandes riveraines élargies	52	191 948,00 \$	1,79 %	1,12 %
Installation d'aménagements alternatifs	178	3 376 700,00 \$	6,13 %	19,76 %
Aération des étangs d'irrigation	24	43 760,00 \$	0,83 %	0,26 %
Gestion de la matière résiduelle organique et des effluents liquides de production végétale	46	2 134 107,00 \$	1,58 %	12,49 %
Correctifs à des aménagements alternatifs en production de bovins de boucherie	10	108 137,00 \$	0,34 %	0,63%
Recouvrement étanche des structures d'entreposage des	15	882 000,00 \$	0,52 %	5,16 %

déjections animales et traitement du biogaz				
Total	2 903	17 089 070,00 \$	100	100

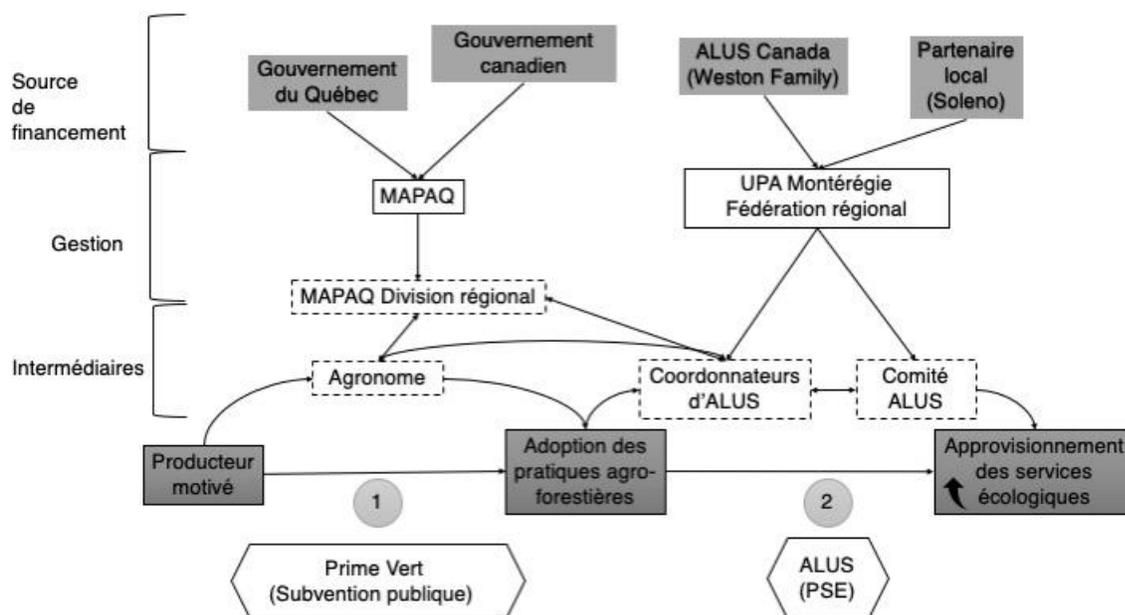
Source : MAPAQ, 2017. Données obtenues lors d'une demande d'accès à l'information.

Le programme ALUS ne fonctionne que depuis 2016 et, en tant que tel, son impact sur l'adoption des pratiques agroenvironnementales reste incertain. De 2016 à 2017, sept producteurs ont participé à la première phase et de 2017 à 2018, 15 producteurs supplémentaires ont rejoint le programme. Au cours de sa première année de mise en œuvre, les projets ont été menés dans deux bassins versants; un total de six hectares a été converti en rangées de haies, bandes riveraines et bandes fleuries, couvrant un total de 4 500 \$ offerts en contributions financières aux agriculteurs. La deuxième année, le programme a été étendu à tous les bassins versants de la région de la Montérégie et le programme a couvert 14,6 ha pour un total de 10 900 \$ CA en contribution financière aux agriculteurs.

Selon les règles décrites plus hauts, les agriculteurs doivent être en mesure d'absorber financièrement les coûts de mise en œuvre et de rechercher des financements supplémentaires pour l'entretien des structures installées pour bénéficier du programme ALUS. Même si le programme offre plus de flexibilité par rapport au programme Prime-Vert en termes de conditions d'entrée tout en offrant un soutien plus informatif aux agriculteurs, l'adoption des activités ALUS repose sur les conditions financières de chaque agriculteur ou sur sa capacité à se conformer aux exigences imposées par le programme ou l'entité finançant la mise en œuvre d'un projet.

En outre, les entretiens informatifs ont montré que tous les agriculteurs impliqués dans la phase pilote d'ALUS étaient soit impliqués dans des initiatives agroenvironnementales financées par l'UPA, et ont été encouragés à postuler auprès du programme Prime-Vert pour un financement initial. Comme discuté par les gestionnaires d'ALUS-Montérégie, Prime-Vert est le seul programme de la province à financer la mise en œuvre de pratiques d'utilisation des terres appuyées par ALUS. Pour cette raison, des agronomes et des coordonnateurs ALUS accompagnent les agriculteurs pour faire une demande auprès du programme Prime-Vert afin de se conformer aux principales exigences du paiement ALUS, couvrant le coût financier des mesures agroenvironnementales mises en œuvre. Ceci suggère que les deux programmes sont plus que simplement complémentaires, ils sont institutionnellement intégrés.

La figure 5 illustre les interactions entre les deux programmes en se basant sur les organisations impliquées, comment elles sont interdépendantes. Ces interactions sont le résultat des règles entourant les rôles que les acteurs jouent dans la mise en œuvre des programmes et des règles de rémunération, encadrant le type d'incitatif que les agriculteurs concernés ont reçu des deux programmes.



**Figure 5.** Interactions entre la structure de gouvernance du régime public du programme Prime-Vert et le programme de paiement pour services écosystémiques privé (ALUS-Montérégie), tel que détaillé par la typologie des règles du cadre IAD. Afin d'accroître la participation des agriculteurs à la fourniture de services écosystémiques, ALUS s'appuie d'abord sur les institutions et la structure de gouvernance du régime public.

Comme observé, il existe une multiplicité d'acteurs impliqués dans chaque programme. Il s'agit notamment des gouvernements et des fondations ou d'entreprises privées, des gestionnaires tels que les agents des gouvernements provinciaux et les associations d'agriculteurs. Les intermédiaires (c.-à-d. les agronomes et les coordinateurs ALUS) jouent un rôle important dans le processus en (1) facilitant l'adoption des pratiques agroenvironnementales (Prime-Vert) et (2) assurant une certaine pérennité de services écosystémiques (dans le cas d'ALUS-Montérégie) grâce à une gestion continue du programme. L'ensemble de ces actions vise à accroître l'offre de services écosystémiques. Les flèches dans la figure 5 entre les acteurs indiquent le type de collaboration ou d'échange (par exemple, unilatéral ou bilatéral)

Par conséquent, ALUS se comporte comme un complément financier au programme Prime-Vert et dépend indirectement du financement public pour fonctionner comme un programme de type PSE «privé». De plus, les exigences bureaucratiques pour accéder aux deux programmes sont complémentaires. Ces interactions entre les règles des deux programmes limitent les agriculteurs à une participation passive, qui a lieu uniquement lorsque les agriculteurs sont pris en main par les promoteurs du programme et qui reçoivent un paiement qu'en échange de la conformité. Ainsi, les producteurs n'ont aucune influence sur l'élaboration, la conception ou la mise en œuvre des règles et du processus d'incitation. Les déclarations des agriculteurs suivantes illustrent cette dynamique:

*«Pour installer la haie, c'est elle [coordonnatrice de l'UPA] qui s'en est occupée, elle a tout planifié: le type d'essence des arbres et tous ces détails. Nous n'avions pas à nous en occuper»*

«Tous les formulaires ont été élaborés ensemble, ALUS et Prime-Vert, chaque fois c'était lui [conseiller agroenvironnemental] qui dirigeait le projet. Il connaissait bien ALUS, alors il le faisait, et pas moi»

## Sous-activité 2.2. | Étude sur l'état des connaissances en agroenvironnement

En complément, l'analyse des résultats de notre recherche sur la transmission des connaissances en agroenvironnement a permis d'identifier trois thèmes principaux et six sous-thèmes d'importance afin d'expliquer les contraintes qui y sont rattachées (tableau 13). Ces thèmes sont reliés d'abord aux 1) contraintes à la collaboration au sein du secteur des spécialistes en agroenvironnement 1.1.) les forums et lieux d'échange de connaissances ne sont pas accessibles à l'ensemble des acteurs et font l'objet d'un certain cloisonnement, notamment entre les intervenants appartenant aux club-conseils et ceux qui œuvrent en entreprise ; 1.2.) les conseillers et experts en agroenvironnement hésitent à collaborer entre eux, car certains disposent de prérogatives auprès des producteurs et souhaitent conserver ce lien privilégié de type vendeur-client. D'autres contraintes sont liées 2) aux outils qui interviennent dans l'offre de services en agroenvironnement, plus spécifiquement 2.1) les outils réglementaires qui induisent certains comportements de la part des producteurs et des conseillers et qui impliquent des coûts supplémentaires, 2.2.) ainsi que les mesures volontaires qui font l'objet d'une adoption moins importante uniquement dans des contextes spécifiques, étant donné que ces mesures ne sont pas subventionnées entièrement par les programmes publics. Finalement, l'étude présente une analyse 3) de la congruence entre les structures de connaissances en agroenvironnement et 3.1.) les capacités de mise en œuvre des actions par la coordination de divers intervenants issus d'organisations multiples, ainsi que 3.2.) la durée des programmes et leur pérennité.

**Tableau 13.** Synthèse des contraintes associées à la transmission des connaissances en AE au sein du milieu agricole

Thèmes	Sous-thèmes
1. Contraintes à la collaboration	1.1. Division des forums et lieux d'échange
	1.2. Lien privilégié, prérogatives auprès des producteurs
2. Outils reliés à l'offre de services	2.1. Outils réglementaires
	2.2. Mesures volontaires
3. Congruence entre les structures de connaissances et de diffusion	3.1. Capacité de mise en œuvre des actions en AE
	3.2. Durée des programmes

Les résultats obtenus ont permis de proposer un nouveau cadre d'analyse de la coordination de la diffusion des connaissances en agroenvironnement, dans un contexte donné. Ce cadre d'analyse propose une liste de concepts issus de la recherche théorique et vérifiés au cours de l'étude afin de faire une évaluation des capacités de coordination entre les intervenants du secteur de l'AE.

**Tableau 14.** Cadre d'analyse des modalités de coordination entre les organismes du secteur agroenvironnemental.

Critère	Description	Sources
Intelligibilité	Les actions d'organisations opérant dans le même domaine sont intelligibles entre elles et affichent un langage technique et managérial similaire. Ainsi, elles augmentent le pouvoir de coordination du discours et la cohésion de la structure de l'information.	Schmidt, 2008; Vankeerberghen & Stassart, 2016

Convergence	Les acteurs individuels et les organisations s'engagent dans une action collective et conçoivent des arrangements sociaux alors qu'ils s'efforcent de progresser vers des objectifs convenus d'un commun accord qui ont émergé de compromis dans des processus de délibération.	Verhaegen <i>et al.</i> , 2018; Sol <i>et al.</i> , 2017; Leeuwis, 2011
Pluralité	Les compétences des différents acteurs et organisations sont suffisamment diversifiées pour couvrir un large éventail d'aspects, mobiliser les connaissances nécessaires et proposer des options légitimes.	Allaire and Wolf, 2004;
Complémentarité	Les organisations ont chacune des tâches et une expertise spécifique, mais leur domaine d'intervention est défini de manière à maximiser la complémentarité avec d'autres organisations.	Klerkx <i>et al.</i> , 2010; Leeuwis, 2013;
Polycentricité	La connaissance est diffusée par plusieurs organisations imbriquées à différents niveaux de gouvernance avec un certain niveau de concurrence et de collaboration entre les organisations, avec le chevauchement des zones de certaines structures de gouvernance qui augmentent la flexibilité et la résilience des systèmes de gouvernance.	Aligica and Tarko, 2012
Intermédiation	Certaines organisations sont chargées de créer les liens nécessaires et de mobiliser des acteurs de multiples domaines aux compétences différentes, tout en améliorant les dispositifs favorisant l'apprentissage et la collaboration.	Kilelu <i>et al.</i> , 2011; Dutrénit & Vera-Cruz, 2018;
Timing	Des actions sont proposées à un moment pertinent sur le plan social et culturel et/ou sont maintenues dans le temps pour des résultats optimaux.	Klerkx <i>et al.</i> , 2010;

## 1. Étude de cas sur les enjeux de gestion agriculture-faune au lac Saint-Pierre

Et pour terminer, l'étude de cas sur le lac Saint-Pierre nous a permis de faire ressortir trois perspectives présentes parmi les acteurs du milieu quant à la place de l'agriculture dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre soit les pros-conservation, les pros-agriculture et les agriculteurs au cœur du lac Saint-Pierre. Ces trois perspectives représentent 48% de la variance expliquée et englobent l'ensemble des 57 arrangements Q effectués par les répondants. À titre informatif, une variance expliquée se situant entre 35-40% et plus est jugée satisfaisante dans la cadre de cette méthodologie (Watts et Stenner, 2012). Les trois perspectives sont les pros-conservation (PS 1), les pros-agriculture (PS 2), les agriculteurs au cœur du lac Saint-Pierre (PS 3). Le tableau 15 représente les perspectives sociales ressorties lors de cette étude.

**Tableau 15.** Liste des énoncés (échantillon Q) à classer, leur distribution (échelle d'appréciation de -4 à +4) pour chacune des 3 perspectives sociales (PS). Les valeurs significatives sont en caractère gras. Les énoncés en italique présentent des zones consensuelles (mais non significatives) au sein des acteurs enquêtés.

Énoncés	PS 1	PS 2	PS 3
---------	------	------	------

1. Ça prend davantage d'incitatifs financiers pour changer les façons de faire des producteurs agricoles du lac Saint-Pierre.	1	1	<b>3</b>
2. La largeur des bandes riveraines actuelles des terres en culture (3 mètres) est suffisante pour protéger les cours d'eau en milieu agricole qui se déversent dans le lac Saint-Pierre.	<b>-3</b>	0	2
3. Pour préserver le lac Saint-Pierre, l'agriculture devrait être interdite dans la zone inondable (réurrence 0-2 an).	1	<b>-4</b>	<b>-4</b>
4. Les terres agricoles situées dans le littoral devraient être recouvertes de cultures (sans laisser le sol à nu) à longueur d'année pour favoriser l'habitat du poisson comme c'était le cas jadis.	1	<b>3</b>	-2
5. L'adoption de pratiques agricoles découlant de la réglementation a permis de réduire la pollution dans les cours d'eau à l'amont du lac Saint-Pierre depuis les dernières années.	-2	1	0
6. Les élus sont en faveur de préserver le lac Saint-Pierre, mais lorsqu'il est temps de passer à l'action, ils sont absents.	1	-1	0
7. La gestion des petits cours d'eau en milieu agricole devrait être mieux encadrée pour préserver la qualité de l'eau du lac Saint-Pierre.	2	1	-1
8. Le drainage complet d'une terre agricole contribue à préserver la qualité des cours d'eau aux abords du lac Saint-Pierre.	<b>-3</b>	-1	0
9. L'agriculture au lac Saint-Pierre doit intégrer des aménagements et des pratiques agricoles favorables à plusieurs espèces (poissons, oiseaux champêtres, amphibiens, insectes...).	<b>3</b>	2	0
10. Ça prend davantage d'acquisitions de connaissances pour développer une agriculture compatible avec la faune au lac Saint-Pierre.	-1	<b>4</b>	0
11. La réserve de la biosphère de l'UNESCO favorise le développement durable (équilibre entre l'économie, le développement social et l'environnement) du lac Saint-Pierre.	-1	0	-2
12. <i>L'installation de marais filtrants aux abords des terres agricoles diminuerait la pollution diffuse dans le lac Saint-Pierre.</i>	1	0	1
13. <i>Le problème avec la baie Lavallière est lié à la topographie plane du secteur qui fait stagner l'eau.</i>	-2	-1	-1
14. À mes yeux, les milieux humides sont des trous à bibittes nuisant au développement économique de la région.	<b>-4</b>	<b>-4</b>	-2
15. Un système de rachat de terres agricoles par le gouvernement devrait être mis en place pour préserver les zones sensibles à l'abord du lac Saint-Pierre.	<b>3</b>	-1	<b>-4</b>
16. <i>Avec les dommages causés par la sauvagine et les inondations printanières, les cultures actuelles dans le littoral ne sont pas rentables pour personne.</i>	-2	<b>-3</b>	<b>-3</b>

17. Le principal motif des producteurs agricoles du coin, c'est de faire de l'argent sans considération du lac Saint-Pierre.	-1	-3	-3
18. L'agriculture intensive est la plus grande menace à la préservation de l'intégrité du lac Saint-Pierre.	4	-3	-2
19. <i>La réglementation qui encadre l'ensemble des activités du lac Saint-Pierre est trop souple.</i>	-1	-2	-2
20. La perchaude est encore présente dans le lac Saint-Pierre, mais n'arrive plus à se reproduire.	2	-1	-1
21. Le lac Saint-Pierre est très fragile, le statu quo en agriculture n'est plus une option.	4	1	-3
22. Il existe suffisamment de secteurs protégés au lac Saint-Pierre pour assurer la protection des espèces.	-3	-2	2
23. <i>Pour améliorer la qualité de l'eau au lac Saint-Pierre, il faudrait travailler sur les bassins versants en amont qui s'y déversent.</i>	3	2	2
24. C'est l'ensemble des usages du lac Saint-Pierre qui doivent faire l'objet d'une réflexion et d'une série de mesures vigoureuses.	2	1	0
25. Les changements climatiques contribuent à accentuer les problématiques environnementales du lac Saint-Pierre.	1	0	-1
26. La lourdeur de la bureaucratie ministérielle ralentit tout projet visant à préserver et à améliorer la condition du lac Saint-Pierre.	0	3	1
27. Le lac Saint-Pierre est une aire ouverte sur laquelle il est extrêmement difficile d'exercer des contrôles puisque les accès pour s'y rendre sont illimités.	-2	0	0
28. En ce moment, chaque ministère fait ce qu'il veut au lac Saint-Pierre. C'est de la gestion éclatée et incohérente.	0	-1	4
29. Les municipalités autour du lac Saint-Pierre doivent travailler ensemble pour une gestion optimale des cours d'eau en zone agricole.	0	2	2
30. <i>La gestion des déjections animales, d'engrais et des pesticides aux abords du littoral doit se faire en concordance avec les lois et règlements en vigueur.</i>	2	2	1
31. Outre un changement de pratiques agricoles, plusieurs travaux peuvent être réalisés en zone agricole pour favoriser le poisson dont la reconfiguration de ponceaux et le retrait de bouchons végétaux ou de sédiments dans les fossés et les cours d'eau.	0	3	1
32. Avec les lois et règlements en vigueur, il est de plus en plus difficile de faire de l'agriculture en zone inondable ou lorsqu'il y a présence d'un cours d'eau.	-2	0	4
33. Chaque localité a ses défis, c'est impossible d'appliquer les mêmes solutions partout pour préserver le lac Saint-Pierre.	-1	0	3
34. Innover afin de rétablir certaines fonctions écologiques des terres cultivées en zone inondable demande du temps et l'apport des producteurs agricoles.	0	4	2

35. Le moratoire sur la perchaude au lac Saint-Pierre ne sert à rien.	-4	-2	1
36. Le Lac Saint-Pierre devrait être plus accessible au grand public.	0	-2	-1
37. <i>Il est important de poursuivre le travail de concertation entamée depuis plusieurs années au lac Saint-Pierre.</i>	2	<b>2</b>	1
38. Le lac Saint-Pierre est un nid à conflits.	-1	-2	3
39. Les pesticides agricoles détériorent la santé du lac Saint-Pierre au même titre que les eaux usées en provenance de Montréal et des environs.	0	1	-1

---

La méthode a également permis de faire ressortir les valeurs clés, les zones de divergence et de convergence présentes au sein des acteurs du lac Saint-Pierre propres à ce sujet d'étude et d'identifier les différents niveaux de conflits présents au sein des acteurs. La figure 6 contraste les différents points de vue des trois perspectives identifiées à travers la méthode Q vis-à-vis trois questions ayant été adressés durant les entrevues.

Les pros-conservation	Les pros-agriculture	Les agriculteurs au coeur LSP
<b>Quelle est la place de l'agriculture intensive au lac Saint-Pierre ?</b>		
* L'agriculture est la plus grande menace au LSP	* L'agriculture n'est pas la plus grande menace	* La production de cultures annuelles dans le littoral doit rester
* L'agriculture doit changer !	* L'agriculture dans le littoral doit continuer, elle est rentable	* L'agriculture dans le littoral elle est rentable
<b>Comment l'agriculture pourrait-elle être compatible avec le lac Saint-Pierre ?</b>		
* L'agriculture doit intégrer des pratiques agricoles compatibles avec l'écosystème du littoral	* Le sol dans le littoral devrait être recouvert de végétation à longueur d'année, du moins au printemps	* Ça prend de la modulation dans les lois et règlements, car chaque localité est différente au LSP
* Il faut travailler sur les bassins versants en amont du LSP	* Nous avons besoin de plus de connaissances, de temps et l'apport des producteurs agricoles	* Ça prend des incitatifs financiers
* Un système de rachat de terres devrait être mis en place		
<b>Quels sont les irritants du dossier de gestion agriculture-faune au lac Saint-Pierre ?</b>		
* La largeur actuelle des bandes riveraines est insuffisante	* La lourdeur et la complexité des procédures ministérielles actuelles empêchent la mise en place d'actions	* Il y a un manque de cohésion politique au LSP
* Il n'y a pas suffisamment d'aires protégées		* Cultiver autour des cours d'eau et dans le littoral, c'est compliqué
		* Un système de rachat de terres n'est pas une option
		* Il y a suffisamment d'aires protégées au LSP

**Figure 6.** Synthèse comparative des trois perspectives sociales soulevées dans le cadre de la méthode Q vis-à-vis trois questions adressées lors des entrevues avec les acteurs du LSP

## Analyse et discussion

### Volet 1 | Mesure de l'efficacité écologique des AAL

#### Sous-activité 1.1 | Comprendre si les AAL deviennent des corridors naturels utilisés par la faune et déterminer quels types d'aménagements favorisent le plus la biodiversité animale

Le premier objectif de ce volet consistait à comprendre si les AAL qui sont créés au Québec par la plantation d'arbres en milieu agricole deviennent des corridors naturels utilisés par la faune et déterminer quelles caractéristiques de ces aménagements favorisent le plus la biodiversité animale. Toutefois, le nombre d'AAL plantés est très bas par rapport aux AAL naturels. En effet, sur 23 AAL étudiés, seulement 6 provenaient de plantations. Il est toutefois intéressant de noter que ces 6 aménagements regroupent plus du tiers (38%) des détections totales. Selon les analyses, aucune différence significative n'est ressortie entre les AAL naturels et plantés en termes de fréquentation faunique. Cela peut signifier que la plantation de nouveaux AAL permettrait d'augmenter la perméabilité du paysage, autant que les AAL naturels.

Les espèces qui ont été détectées durant cette campagne terrain 2018 sont généralistes et bien adaptées au milieu agricole (Naughton, 2012). Les espèces de l'ordre des Carnivores (raton laveur, mouffette rayée, coyote et renard roux) étaient abondantes (n=189), ce qui pourrait être expliqué par la faible densité de grands carnivores comme le lynx roux ou le loup gris sur notre site d'étude. En effet, puisque les plus grandes espèces sont plus vulnérables à la fragmentation d'habitat, il y a souvent une augmentation du nombre de plus petits prédateurs (Crooks et Soulé, 1999; Schuttler *et al.*, 2017). Cela explique aussi l'abondance des grandes proies, dans notre cas, le cerf de Virginie. Une autre explication du haut taux de détection des cerfs est leur adaptation au milieu agricole, leur diète étant parfois presque entièrement constituée de grains (Delger *et al.*, 2011). Le cerf de Virginie est l'espèce de grand herbivore la plus abondante en Amérique du Nord (Gonzalez *et al.*, 2013) et ils jouent des rôles importants dans la déprédation de la végétation, dans la transmission de la maladie de Lyme et de la maladie débilitante chronique et ils sont aussi l'espèce de gibier la plus populaire au Québec (Clements *et al.*, 2011; MFFP, 2018). C'est pourquoi, même si ce n'est pas une espèce à statut précaire, toute information sur sa distribution et ses déplacements sont importants.

Durant les 18 semaines d'échantillonnage, aucune espèce typiquement forestière comme le pékan ou l'écureuil roux n'ont été captés. Cela ne signifie pas qu'elles ne sont pas présentes sur le territoire, mais qu'elles utilisent peut-être moins les AAL que les espèces généralistes. Ainsi, les espèces spécialistes auraient peut-être des besoins plus importants, surtout en termes de dimensions des AAL. Il est d'ailleurs reconnu que plus un corridor est large, plus la faune l'utilise (Červinka *et al.*, 2013; Hilty et Merenlender, 2004; Spackman et Hughes, 1995). Parmi les AAL étudiés, seulement deux avaient plus de 10 m de large, la majorité mesurant autour de 5 m. C'est donc probablement un frein important pour la faune typiquement forestière.

Selon notre meilleur modèle de régression, les données LiDAR et les indices de végétation ne permettent pas de décrire la variation dans la fréquentation faunique des AAL. Cela peut être dû au fait que les indices spectraux et les métriques LiDAR ne démontrent pas une grande variance entre les AAL. Cela est sans aucun doute dû à l'utilisation d'une seule valeur moyenne par AAL. Un échantillon plus élevé d'AAL pourrait peut-être apporter une plus grande variance chez les variables explicatives, dont les métriques LiDAR et indices de végétation. Dans ce cas, ces données auraient peut-être apporté un meilleur pouvoir explicatif. Il ne faut surtout pas mettre de côté le potentiel de ce type de données hautement précises. Le LiDAR, comme l'imagerie multispectrale, permet de couvrir de grandes surfaces et fournit des informations moins biaisées que des données prises sur le terrain qui dépendent de l'observateur. Comme mentionné dans Pettorelli *et al.*, (2014), un accès facilité aux données de télédétection est toutefois essentiel pour l'émergence de plus d'approches de gestion basées sur la télédétection. Au Québec, des données LiDAR sont disponibles gratuitement pour une grande partie de la province et même si les images satellitaires avec une bonne résolution spatiale sont encore dispendieuses, leur coût diminue avec le nombre croissant de nouveaux satellites (Pettorelli *et al.*, 2014). De plus, il ne faut pas oublier que la largeur, la longueur des AAL et la quantité d'habitats, trois variables qui sont ressorties dans le meilleur modèle de prédictions, sont calculées à partir de données de télédétection. Pour ces raisons, et pour leur fort pouvoir synoptique (Ficetola *et al.*, 2014), il semble clair que les données de télédétection joueront un rôle important dans l'étude des caractéristiques des AAL au Québec. Ce type de données à haute résolution a été utile dans beaucoup d'autres études écologiques (Froidevaux *et al.*, 2016; Pettorelli *et al.*, 2011; Zellweger *et al.*, 2017), dont certaines qui traitaient directement de corridor faunique ou d'AAL (Betbeder *et al.*, 2015; Zimbres *et al.*, 2017).

Parmi les données terrain qui ont eu un effet significatif sur la fréquentation des AAL par les moyens et grands mammifères, le recouvrement en arbre qui influence positivement le nombre de détections fauniques était un résultat attendu. En effet, cette relation a aussi été trouvée dans un projet de recherche se déroulant dans le bassin versant de la rivière Boyer, dans le sud du Québec (Deschênes *et al.*, 2003; Jobin *et al.*, 2004; Maisonneuve et Rioux, 2001). Leurs résultats suggéraient que les oiseaux et les micromammifères fréquentaient de manière préférentielle les AAL avec un plus fort couvert arborescent. Les AAL qui ont un recouvrement en arbres élevé pourraient donc profiter à plusieurs groupes taxonomiques présents en milieu agricole au Québec. Pour les moyens et grands mammifères, cela représente un milieu plus similaire au milieu forestier, ce qui en ferait des corridors plus appréciés que les AAL possédant peu d'arbres. La longueur de l'AAL a aussi eu un effet positif sur la fréquentation faunique, alors qu'habituellement, les corridors courts offrent une meilleure connectivité que les longs corridors (Hilty *et al.*, 2006). Cette divergence de résultats résulte peut-être du comportement de la faune qui est plus encline à traverser une matrice agricole sur de courtes distances, ou du fait qu'en milieu agricole intensif, les AAL représentent carrément le seul habitat disponible sur une certaine aire. La quantité d'habitats (considérée comme milieu forestier, humide ou friche pour les analyses) a d'ailleurs elle aussi eu un effet positif sur la fréquentation dans les AAL. Ce résultat était aussi attendu, parce que la quantité d'habitats représente le puits d'individus qui pourraient utiliser les AAL. Finalement, le dérangement humain a aussi affecté la fréquentation des AAL, cette fois de manière négative. Lorsqu'il est classé comme étant « élevé », la fréquentation chute significativement. Les AAL qui ont obtenu cette cote étaient bordés par au moins une culture maraîchère et de la cueillette où de l'entretien avait lieu durant plusieurs mois. Les mammifères désirant utiliser ces AAL étaient alors limités aux périodes nocturnes. Justement, la majorité des détections (80%) ont été faites durant la nuit, ce qui pourrait montrer un effet direct d'évitement de la présence humaine (Gaynor *et al.*, 2018), puisque les espèces détectées ne sont pas exclusivement nocturnes (Naughton, 2012). De plus, l'effet de la cueillette est peut-être aussi indirect, parce que la faune associe fortement ce milieu aux humains, que ces derniers soient présents (cueillette le jour) ou non (la nuit) (Séquin *et al.*, 2004). Dans notre système d'étude, il semble que la présence d'humains soit un effet limitant sur l'utilisation des AAL.

### **Sous-activité 1.2 | Valider des modèles théoriques de connectivité et évaluer de la contribution des AAL à la connectivité.**

Cette sous-activité a permis de documenter la biodiversité des communautés forestières d'oiseaux présentes dans le paysage agricole de la Montérégie et de démontrer que la quantité d'habitats forestiers est le déterminant principal de la présence des espèces forestières dans ce territoire qui représente 30 % de la région de la Montérégie. Dans les paysages de la Montérégie composés à plus de 75 % de couverts agricoles, moins de 10% de couverts résidentiels et entre 5 et 20 % de couverts forestiers, la dynamique de la biodiversité entre les communautés inventoriées dans le cadre de l'Atlas des oiseaux nicheurs du Québec et lors de l'inventaire 2018 ne serait pas influencée par la connectivité théorique modélisée selon l'approche de Albert *et al.* (2017). Le design de réseaux développé dans le cadre de cette publication a été élaboré afin de prioriser la conservation des réseaux d'habitats pour 14 espèces de vertébrés à l'échelle des basses-terres du Saint-Laurent. Pour chacune de ces espèces, la connectivité a été modélisée selon la théorie des graphes (Fall *et al.* 2007) soit une approche qui représente le paysage sous la forme d'un réseau de parcelles d'habitat (noyaux) qui sont connectées par le mouvement potentiel des organismes (liens) se déplaçant dans une matrice possédant une hétérogénéité de résistance au mouvement. Ce type d'approche est particulièrement puissant puisqu'il permet de paramétrer la connectivité multispécifique de façon réaliste avec relativement peu de données (Calabrese 2004. Rayfield *et al.* 2011). Dans le cadre de notre étude, le design expérimental visait à valider le potentiel des modèles de connectivité en sélectionnant des paysages agricoles

similaires en terme de proportion de couverts d'habitat et représentatifs de la plaine agricole du St-Laurent. Nous avons démontré que pour ce territoire, lorsqu'on tient compte de la quantité d'habitats forestiers, la connectivité globale (14 espèces) et la densité courante (paruline couronnée) ne permettent pas de mieux comprendre la variabilité de la diversité des oiseaux et l'abondance de la paruline couronnée observées dans les parcelles forestières.

Au moins deux explications peuvent potentiellement expliquer cette absence de relation entre la diversité de l'avifaune et la connectivité issues des modèles de Albert et al (2017). Dans un premier temps, il est possible que le paramétrage des modèles traduise le niveau de connectivité réel de façon adéquate et que l'absence de relation montre simplement que la connectivité n'est pas une caractéristique déterminante de la structuration des communautés forestières d'oiseaux dans les paysages agricoles de la Montérégie. En contrepartie, il est possible que la connectivité réelle puisse influencer la structuration des communautés inventoriées, mais que le paramétrage des modèles ait échoué à bien définir les réseaux d'habitat pour les paysages possédant une faible superficie de couvert forestier.

Le raisonnement derrière le paramétrage des modèles consiste à, premièrement, définir les parcelles d'habitat fournissant les ressources nécessaires à la survie, la reproduction et la croissance de la population des différentes espèces et puis, dans un deuxième temps, à définir les valeurs de résistance au mouvement pour les couverts de la matrice externe. Dans le cadre de la publication de Albert et al. (2018), la définition des couverts d'habitat a été réalisée selon l'approche traditionnelle des modèles d'habitat d'espèces (Ortigosa 2000) qui consistent à pondérer les parcelles d'habitat selon des variables simples de composition du paysage connues pour influencer la présence des espèces. Les parcelles d'habitat ont été pondérées de 0 à 100 selon l'approche du *Corridor Design Project* (<http://corridordesign.org/>) où les valeurs < 30 représentent des habitats qui sont évités, de 30 - 60 sont utilisés de façon occasionnelle, 60 - 80 sont possiblement utilisés pour la reproduction et 80 - 100 représente le meilleur habitat pour la reproduction. Puis, dans un deuxième temps, des multiplicateurs sont utilisés afin d'augmenter ou de diminuer les valeurs de qualité d'habitat selon des caractéristiques de fragmentation du paysage (effets de bordure, milieu développé, drainage, etc).

Suite à cette procédure, les couverts d'habitat considérés propices à la reproduction de la paruline couronnée (>60) selon la publication d'Albert et al. (2017) ne représenteraient que 2,4 % du territoire forestier de l'aire d'étude soit 1 040 ha sur les 43 300 ha de forêt que compte ce territoire de 3 600 km<sup>2</sup>. Compte tenu que la paruline couronnée est une espèce phare de la forêt tempérée et l'une des espèces les plus abondantes ayant été répertoriée dans le cadre de cette étude, les critères utilisés afin de définir la qualité d'habitat de cette espèce dans le cadre du paramétrage de la connectivité sont fort probablement trop conservateurs. Il nous apparaît improbable que la population de paruline couronnée du sud du Québec puisse maintenir une productivité positive avec une aussi faible proportion de couverts d'habitat propice à la reproduction dans la plaine agricole du St-Laurent. Bien que la paruline couronnée soit une espèce forestière reconnue comme étant sensible à la perte d'habitat forestier (Villard et al 1993), les paramètres démographiques de la population du sud du Québec en lien avec la fragmentation du paysage ne sont pas connus et davantage d'études sont nécessaires afin de mieux définir les critères permettant de cartographier adéquatement les habitats les plus productifs.

Cette étude a également permis de démontrer que la proportion d'AAL de type haies dans la matrice paysagère semble influencer positivement la présence de la paruline couronnée à l'intérieur des parcelles forestières. Afin d'attribuer cet effet positif de la présence de haies à la connectivité potentielle qu'elles pourraient générer, des études comportementales qui évaluent le rôle des AAL sur

le déplacement (et donc la connectivité) et les paramètres démographiques des communautés forestières sont essentielles.

## **Volet 2 | Évaluation socio-économique des facteurs de pérennité des PAE**

### **Sous-activité 2.1 | Analyse des programmes incitatifs en agroenvironnement**

Les travaux sur l'analyse du rôle des programmes incitatifs publics et privés dans l'adoption des aménagements agroforestiers et agrofauviques, ainsi que le type de participation encouragé auprès des agriculteurs nous ont permis de faire une comparaison institutionnelle du programme Prime-Vert et ALUS-Montérégie. D'abord, les règles de Prime-Vert se montrent plus rigides avec plus de conditions d'admission par rapport à ALUS. Cette rigueur pourrait expliquer le faible taux d'inscription au programme public, et même l'adoption des pratiques de conservation qui augmentent la fourniture de services écosystémiques tels que les rangées de haies, les mesures de conservation de la biodiversité et les bandes riveraines. Cela est également observé par Larbi-Youcef (2017) qui soutient que peu d'agriculteurs profitent du programme Prime-Vert car le processus de demande est complexe sur le plan administratif et souvent les agriculteurs ne se sentent pas suffisamment soutenus dans cette procédure par le ministère.

Globalement, dans le cas du programme Prime-Vert, les agriculteurs doivent être suffisamment motivés pour passer par ce processus, ce qui suggère que le passage par ces étapes bureaucratiques pourrait nécessiter un plus grand engagement des producteurs et une plus grande conscience écologique. Cette rigidité suggère également que l'inscription au programme Prime-Vert dépend non seulement de la motivation intrinsèque des agriculteurs ou de la motivation extrinsèque offerte par l'incitatif, mais également de la capacité des agriculteurs à se conformer aux multiples règles du programme et à leur capacité à absorber les coûts de la charge administrative.

De plus, les règles de collaboration- qui définissent la manière dont les acteurs interagissent, collaborent et prennent des décisions - illustrent que le processus d'admission pour les deux programmes nécessite une collaboration entre les différents acteurs. Des deux programmes, ALUS est plus proche d'engendrer des interactions plus directes entre l'organe administratif et les agriculteurs. Pour être admis, les agriculteurs doivent être accompagnés soit d'un agronome, soit d'un coordonnateur agroenvironnemental de l'UPA-Montérégie. Le rôle des coordonnateurs ALUS dans l'inscription au programme n'adopte pas une approche «sans intervention». Ces acteurs sont plutôt directement impliqués dans le fonctionnement du programme, par exemple en aidant les agriculteurs à obtenir un financement initial pour la mise en œuvre d'un nouveau projet. Compte tenu de l'influence des coordonnateurs et de l'UPA-Montérégie, les intermédiaires jouent un rôle de plus en plus déterminant dans la mise en œuvre du programme au fur et à mesure de son évolution et de son expansion.

Nous avons aussi mis en évidence les interactions de dépendance entre de la part d'ALUS, car ce programme de paiements pour services écosystémiques privé s'appuie sur la structure du régime public pour fonctionner. Cette interaction soulève des inquiétudes quant à l'additionnalité : dans d'autres mots, est-ce que le programme ALUS contribue à augmenter l'offre des services écosystémiques? ALUS risque d'être considérée comme une nouvelle source de financement pour des mesures qui sont déjà financées en pratique, mais qui ont reçu un soutien financier insuffisant pour couvrir leurs coûts de mise en œuvre et de maintenance à long terme. Si la complémentarité des financements n'est pas un problème en soi, elle illustre une fois de plus le lourd fardeau bureaucratique que la combinaison de

ces programmes entraîne pour les agriculteurs. De plus, le manque de suivi écologique dans les deux programmes compromet les effets à long terme de ces changements de pratiques dans la prestation des services écosystémiques.

En outre, l'analyse des règles délimitant le processus décisionnel pour chaque programme a montré que la participation des agriculteurs aux arènes de décision collective est inexistante dans le cas du programme Prime-Vert, et limitée dans le cas d'ALUS. Dans le cas du programme Prime-Vert, les agriculteurs ont peu ou pas de pouvoir de décision sur le type de pratiques à adopter, le processus d'admission, la gouvernance du programme ou les défis et obstacles auxquels ils doivent faire face pour adhérer au programme. L'absence de participation des producteurs dans les processus de prise de décision limite leur implication dans le programme Prime-Vert en tant que bénéficiaires passifs et risque de compromettre leur intérêt à poursuivre l'adoption d'activités agroenvironnementales à long terme.

En ce sens, les programmes incitatifs continuent de fonctionner davantage comme des mesures réglementaires déguisées en options politiques volontaires et décentralisées. Dans le cas d'ALUS, bien qu'il existe un comité qui gère le programme, tous les agriculteurs ne peuvent pas participer à ce processus décisionnel, car les disponibilités pour la représentation des agriculteurs sont limitées au sein du comité, et les personnes choisies sont elles-mêmes sélectionnées par l'organisme qui gère le programme.

En conséquence, la tentative d'ALUS Montérégie d'accroître la participation des agriculteurs à la prise de décision est compromise par ses interactions avec le programme Prime-Vert. L'intégration entre les programmes, en termes d'engagements financiers et bureaucratiques, limite les options dans la conception des projets et réduit l'autonomie des actions des agriculteurs dans le cadre rigide des règles prévues par le programme public. Par exemple, la charge bureaucratique associée à cette intégration pourrait réduire le potentiel de négociation des agriculteurs au sein du comité ALUS-Montérégie en termes de types des projets financés, car ces derniers sont influencés par les contraintes du programme Prime-Vert. Par conséquent, l'interaction de ces incitatifs a pour effet d'intéresser les agriculteurs simplement par l'absorption des coûts de transaction de la mise en œuvre et du processus de financement de pratiques agroenvironnementales, et en pratique, les agriculteurs ne participent que très peu à l'élaboration et à la mise en œuvre d'ALUS-Montérégie. Bref, la complémentarité de ces deux programmes a tendance à traiter les agriculteurs comme des bénéficiaires passifs d'un réseau de subventions centralisées.

En complément, l'analyse institutionnelle présentée dans ce rapport combiné à une revue de littérature nous a permis d'en faire ressortir quelques facteurs de succès lors de l'implantation de programmes pour paiements pour services écosystémiques:

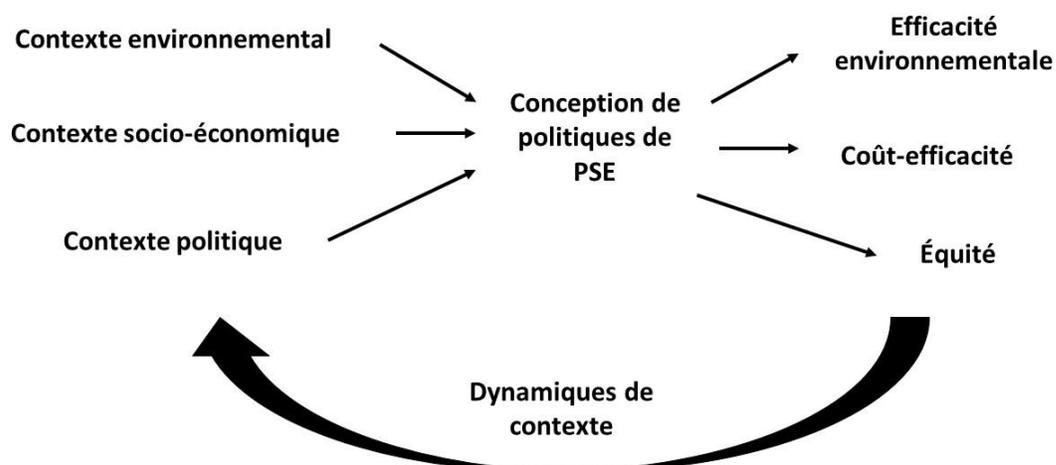
- La présence d'un comité participatif – afin d'inclure l'ensemble des parties prenantes, il faut encourager une participation active des acteurs dès le début de la conceptualisation et de la mise en œuvre du programme. L'instauration d'un processus de communication et de rétroaction favoriserait l'engagement des parties prenantes à différents niveaux de gestion ainsi que la mise en place des mécanismes de surveillance conjoints pour favoriser les ajustements nécessaires du programme (Prager *et al.*, 2012) ;
- Le développement de partenariats entre les organismes locaux et les bénéficiaires– les programmes qui limitent le nombre d'intermédiaires entre le bénéficiaire et le gestionnaire ont tendance à mieux réussir (Grimma *et al.*, 2016) ;

- Le développement de campagnes de sensibilisation – pour communiquer les avantages de PSE auprès de municipalités, des MRC ou d’autres représentants gouvernementaux.
- Une connaissance des pratiques agroenvironnementales déjà établies. Il est aussi important de savoir quelles sont les décisions qu’un producteur agricole peut faire de façon autonome et comment se déroule la mise en œuvre de ces pratiques (Prager *et al.*, 2012). Existe-t-il par exemple des barrières politiques, administratives, légales ou foncières vis-à-vis les actions autonomes déjà entreprises ? ;
- La mise en place d’une phase pilote – cette phase est importante pour obtenir des rétroactions des divers acteurs impliqués, avant d’étendre le programme sur une plus grande échelle et pour développer une gestion collaborative avec les acteurs du milieu lors de différents stades du programme (la conception, la préparation et l’implémentation du PSE) ;
- Les programmes incitatifs à caractère collectif visant à intégrer des approches collaboratives doivent être en mesure d’assumer les coûts associés à la coordination de l’action agroenvironnementale dont notamment le temps associé à la concertation avec les partenaires dont la mise sur pied de comité de travail, et le travail de coordination entre les producteurs agricoles impliqués dans le projet collectif.

Un apport de la mise en place des paiements pour services écosystémiques est la reconnaissance de l’interrelation et l’interdépendance qui existent entre les usagers des services écosystémiques (population) et les producteurs de services (producteurs agricoles). Cette reconnaissance peut prendre la forme d’un incitatif, une compensation, un paiement individuel ou peut prendre la forme d’un incitatif collectif, une aide au développement régional, ou tout autre bénéfice collectif qui est distribué dans le monde agricole. La valorisation sociale de l’apport environnemental des pratiques telles que les PAE ou AAL par une politique ou un programme est aussi un outil de sensibilisation envers la population du lien étroit entre pratiques agricoles, gestion du paysage et bienfaits collectifs.

La prise de conscience de l’existence des interrelations écologiques, des services écosystémiques fournis par les agroécosystèmes, est une nécessité pour augmenter l’acceptabilité sociale des programmes et rompre avec le sentiment d’isolation des agriculteurs et des acteurs du milieu rural qui demandent un meilleur accompagnement dans la gestion collective du paysage.

Il faut aussi noter que les initiatives des PES prennent plusieurs formes selon le contexte, le service écosystémique, les arrangements institutionnels et leur succès ou les retombées de leur application vont dépendre de l’interaction entre le contexte social, politique et socio-économique comme illustré par (Kelsey-Jack *et al.* 2007)



**Figure 7.** L'interaction des contextes dans la conception de politiques de PSE dans détermination les résultats

Selon ces auteurs, l'importance du contexte dans la réalisation des objectifs politiques implique de reconnaître que ce ne sont pas toutes les politiques publiques qui sont adaptées à chaque scénario. L'expérience antérieure des approches incitatives suggère qu'il est peu probable qu'une approche PSE soit toujours en mesure d'améliorer simultanément les moyens de subsistance, d'augmenter les services écosystémiques et de réduire les coûts privés. Ces compromis potentiels peuvent être évalués en considérant la corrélation les caractéristiques des propriétaires fonciers et de leurs terres, les caractéristiques des coûts et des avantages de la fourniture de services écosystémiques et la faisabilité de diverses options politiques.

Également, tout nouveau projet de PSE pourrait tirer des enseignements des succès et des échecs de leurs prédécesseurs seulement si les résultats des programmes antérieurs sont évalués selon le contexte environnemental, socioéconomique et politique, et que cette documentation se fait de façon systématique.

Avec une expérience à plus long terme, une évaluation rigoureuse des programmes fournira une compréhension supplémentaire de l'efficacité des différentes conceptions de politiques au fil du temps, ainsi que des informations sur la façon dont les systèmes de PSE répondent aux variables externes (voir les vulnérabilités de l'exercice de SWOT). Les collaborations entre écologistes, économistes et politologues peuvent mieux préciser la fonction de production des services écosystémiques. Une approche multidisciplinaire permettrait de réduire l'incertitude entourant l'efficacité environnementale.

**Sous-activité 2.2 | Étude sur l'état des connaissances en agroenvironnement**

Notre recherche sur la transmission des connaissances nous a permis de faire ressortir huit thèmes d'importance afin d'expliquer les contraintes à la transmission des connaissances en agroenvironnement. D'abord largement assumée par l'État, et ensuite, par des structures subventionnées, l'offre de services-conseils est actuellement prise en charge en bonne partie par le secteur privé (Gaboury-Bonhomme, 2011). Bien que leurs responsabilités soient importantes, les conseillers agricoles rencontrent certaines limites dans la diffusion des pratiques agroenvironnementales. En effet, l'inertie de l'itinéraire technique productiviste en agriculture conduit à une poursuite de l'intensification des pratiques, entraînant à certains égards une augmentation des impacts environnementaux (Ruiz et Domon, 2015). Cette situation permet d'affirmer que les mesures offertes, autant en termes d'encadrement que d'accompagnement, ne répondent pas adéquatement aux besoins particuliers des producteurs agricoles en termes d'agroenvironnement (Pinto-Correira *et al.* 2006; Lavallée et Dupras, 2016).

Le conseiller agricole, en tant que spécialiste et personne-ressource habilitée à signer les documents règlementaires, constitue le point focal de la diffusion des connaissances en agroenvironnement. Comme mentionné précédemment, il agit à titre d'interface privilégiée entre les divers programmes existants issus des initiatives des acteurs étatiques et l'agriculteur-client. On peut ainsi considérer le conseiller agricole et l'agriculteur comme faisant partie d'un réseau d'acteurs qui véhiculent des informations par le biais d'échanges réguliers, ce qui forme des institutions, ou des

communautés de pratiques qui partagent certaines bases conceptuelles et expérientielles (Crossan *et al.* 1999; Ingram, 2008). Ces réseaux d'acteurs peuvent revêtir des configurations multiples, mais ils sont le plus favorables à la collaboration et donc à l'échange d'information, lorsqu'ils sont intersectoriels. Par exemple, pour accroître la portée des initiatives agroenvironnementales, les intervenants du secteur environnemental (ex. CRE, OBV, etc.) auraient intérêt à travailler plus étroitement avec les intervenants du secteur agricole.

Le secteur du conseil agricole suit la tendance générale dans le secteur agricole qui poursuit sa spécialisation, ce qui peut restreindre la capacité du conseiller d'intégrer dans son intervention les questions agroenvironnementales au-delà des exigences règlementaires. Avec la réduction du nombre d'entreprises agricoles et leur spécialisation, le conseiller agricole a principalement pour fonction d'accompagner le producteur dans un système de production spécifique dont les paramètres de fonctionnement sont largement définis par les exigences du marché. La plupart des agronomes, même au sein des club-conseils, dans cette logique de spécialisation où des services spécialisés sont requis, ont peu de temps pour la sensibilisation et l'innovation des pratiques en agroenvironnement. Une recommandation serait d'allouer davantage de ressources à la mise en place de services généralistes impliquant la sphère agroenvironnementale. Il semble important de réintégrer dans la relation entre les conseillers agricoles et les agriculteurs des préoccupations écosystémiques qui dépassent le seul cadre de la gestion au niveau de l'exploitation individuelle. Des structures collectives d'échange de connaissances écosystémiques et agroenvironnementales au-delà de l'échelle de l'entreprise agricole apparaissent importantes à cet égard. Un renforcement de la présence et des capacités de conseillers généralistes formés en agroenvironnement pourrait jouer un rôle plus important en ce sens.

Et pour terminer, notre étude de cas nous a démontré l'importance de reconnaître la pluralité d'opinions présente au sein des parties prenantes impliquées dans le dossier de gestion agriculture-faune au lac Saint-Pierre. Cette reconnaissance est une étape importante lorsqu'il y a présence de conflit de conservation (Gutiérrez *et al.*, 2016). Dans le cas du lac Saint-Pierre, le conflit se situe majoritairement avec le désir des conservationnistes d'un changement rapide du secteur agricole dans leurs pratiques culturelles pour restaurer les habitats de la perchaude et améliorer la qualité de l'eau qui s'y déverse. Pour le secteur agricole, il y a présence de plusieurs conflits sous-jacents au conflit actuel, qui complexifiera grandement le processus à utiliser pour adresser ces différents conflits (Madden et McQuinn, 2014). Certains producteurs agricoles enquêtés sont notamment en conflit avec les sociétés d'aménagement et le gouvernement, car les aménagements fauniques dédiés à la sauvagine ralentis notamment l'évacuation de l'eau dans leurs champs agricoles au printemps. D'autres agriculteurs subissent des dommages importants dans leur champ par la Grande oie des neiges provoquant des pertes de rendement considérables. Certains producteurs agricoles sont également très attachés à leur lieu et le fait qu'un système de rachat soit potentiellement dans la mire du gouvernement, les perturbent énormément dans leur identité profonde. Ces derniers contestent la possibilité que leurs terres soient utilisées à des fins de conservation, car ceux-ci les cultivent depuis des générations, bien avant les différents statuts que l'on confère au lac Saint-Pierre, et que c'est grâce à leur travail ardu que le paysage a été modifié, créé et entretenu. Ainsi ces personnes ne se sentent pas comme une source de problème. Ces raisons de contestation sont ainsi ancrées sur ce territoire (Holmes, 2017).

Les acteurs du lac Saint-Pierre font face à un problème complexe où il n'existe pas de simples solutions pour remédier à la situation (Kreuter *et al.*, 2004). L'utilisation d'approches systémiques (prises de décisions multisectorielles et transterritoriales; gestion adaptative; intégration des services écologiques et du capital naturel au marché; prise en compte des différences idéologiques des diverses

parties prenantes) est demandée (Defries et Nagendra, 2017) pour composer avec les différents enjeux présents au lac Saint-Pierre. Différentes pistes ont été soulevées par les acteurs enquêtés pour favoriser la cohabitation telle qu’une évaluation et une refonte des seuils d’utilisation pour chacune des activités, un respect des normes et des limites de chacun des usages, une plus grande sensibilisation du public, une souplesse réglementaire, l’instauration d’outils économiques, une gouvernance à l’échelle de l’écosystème et l’implantation de mécanismes de monitoring. Au lieu de les percevoir négativement, les conflits peuvent devenir une opportunité d’identifier les problèmes, d’en augmenter leur compréhension et de promouvoir la création de solutions auprès des parties prenantes (Young *et al.*, 2005).

## Sous-activité 2.2 | Étude de cas sur les enjeux de gestion agriculture-faune au lac Saint-Pierre

L’étude de cas effectué au lac Saint-Pierre dévoile qu’il est impossible de dissocier les enjeux agriculture-faune des autres enjeux présents au lac Saint-Pierre dans la recherche de solution. Les possibilités que la conservation et que d’autres usages peuvent coexister dépendent partiellement de la volonté des parties prenantes à reconnaître les problèmes comme étant partagés, et être en mesure d’en discuter de manière collaborative (Redpath *et al.*, 2013). De ce fait, cette étude converge avec d’autres suggérant qu’un élargissement de la façon de voir la problématique peut aider à soutenir la résolution de conflits (de Bruijn, 2010). Les acteurs du lac Saint-Pierre sont confrontés à des défis difficiles où il n’y a pas de solutions simples. Les informations recueillies à partir de cette étude de cas pourraient être utiles pour soutenir la conception d’une session de discussion afin de favoriser le dialogue entre les parties pour la sélection des personnes dans les groupes de discussion, non seulement en fonction d’intérêts spécifiques, mais également pour améliorer la représentation des perspectives (Cuppen, 2010). Celles-ci pourraient aussi s’avérer utiles pour soutenir l’atteinte de compromis ou pour maximiser l’adhésion des acteurs aux solutions proposées en tenant compte des préférences d’une plus grande pluralité de points de vue, les rendant ainsi plus attrayantes pour toutes les parties prenantes (Durning, 2006).

### Analyse SWOT (forces, faiblesses, menaces et vulnérabilité)

Pour dresser un portrait global des facteurs qui déterminent l’adoption et la pérennisation des pratiques agroenvironnementales, nous avons effectué une analyse de type S.W.O.T. pour identifier leurs forces, faiblesses, opportunités et vulnérabilités en territoire québécois (Bryson, 1988). La table S.W.O.T. (strengths, weaknesses, opportunities and threats) permet de mettre en perspective les forces et faiblesses de la structure interne (qu’est-ce qui appartient aux producteurs agricoles) et les opportunités et obstacles de la structure externe (les éléments où les producteurs agricoles n’ont plus de contrôle). Cette méthode nous a permis de comparer et de contraster les éléments ressortis tout au long du projet basé sur l’analyse des propos exprimés par les acteurs et des données biologiques issues des observations effectuées sur le terrain. Finalement, les conclusions tirées de cette analyse sont à la base des 11 recommandations listées dans la prochaine section pour pérenniser les pratiques agroenvironnementales et les aménagements agroforestiers linéaires au Québec.

**Tableau 15.** Analyse S.W.O.T. sur les facteurs de pérennité des PAE au Québec

FACTEURS INTERNES	FORCES	FAIBLESSES	CONTEXTE
Échelle de l’individu (psychologique, identitaire)	Sentiment d’appartenance à la terre  Fierté de produire des aliments	Valeurs environnementales inégalement représentées	

	Motivations intrinsèques de participer aux programmes	Capacité à se conformer aux exigences imposées par le programme variable d'une personne à l'autre  Perception négative des exigences	
<b>Échelle de la ferme (unités de production)</b>	Diversité de techniques, d'approches en agriculture  Une petite échelle de prise de décision  Outils de gestion agroenvironnementale existants: PAA, PAEF, cahier du propriétaire  Dynamisme ou sécurité de la filière agricole	Entretien des aménagements : compétitions végétales, fragilité selon les choix de producteurs, protection des aménagements  Endettement : conditions financières de chaque agriculteur peut entraver l'adoption de PAE  Perte potentielle de revenus lors d'un changement d'usage de terres  Manque de relève agricole	Système de la gestion de l'offre  Sécurité financière pour passer à l'acte
<b>Échelle du paysage</b>	Outils d'accompagnement disponibles: services-conseils, programmes incitatifs, projets de bassin versant  Présence d'organismes (intermédiaires) motivés: OBV, groupes de conservation, syndicats locaux  Présence de voisins innovants	La connectivité des aménagements n'est pas prise en compte dans la planification de l'occupation du territoire  Historique du territoire: intensification et modernisation des pratiques agricoles  Conflits d'usages présents et passés  Absence de structure décisionnelle à l'échelle du paysage et de lieu de mise en commun	
<b>FACTEURS EXTERNES</b>	<b>OPPORTUNITÉS</b>	<b>VULNÉRABILITÉS</b>	<b>CONTEXTE</b>
<b>Financement</b>	Disponibilité de programmes de financement public et privé  Caractère volontaire des programmes incitatifs, potentiel d'une gestion décentralisée  Institutionnalisation de l'éco-conditionnalité  Présence de collaborations et liens entre différents acteurs du milieu : tables de concertations, efforts des MRC, syndicats agricoles, organismes de bassin versant	Lourdeur bureaucratique restreint l'accès aux programmes incitatifs  Rigidité des programmes vis-à-vis certaines PAE  Manque d'évaluation des résultats sociaux et écologiques des programmes: ceci compromet les effets à long terme des pratiques  Financement à court terme des programmes et projets en agroenvironnement	Le programme ALUS est disponible que pour les producteurs de la Montérégie
<b>Lois et règlements</b>	Présence de lois et règlements favorisant l'adoption de PAE	Faible application de la réglementation environnementale  Manque de connaissance de la réglementation	

		Capacités variables selon les municipalités dans l'application des règlements	
<b>Services-conseils</b>	Offre de services-conseils en agroenvironnement subventionnée sur l'ensemble du territoire  Le rôle du conseiller comme agent de changement (lien de confiance, rôle d'influenceur)	Tension entre la logique du service-conseil en agroenvironnement (agronome non-lié) et le service de vente d'intrants (agronome lié)	
<b>Perception sociale</b>	Demande croissante pour les produits issus de l'agriculture durable	Pression sociale  Couverture médiatique négative  Incompatibilité entre certaines interventions agroenvironnementales et normes de production	
<b>AUTRES facteurs externes</b>	Initiatives internationales en conservation en milieu agricole  Promotion des politiques d'adaptation aux changements climatiques au niveau global  Utilisation du concept de services écosystémiques pour représenter les liens entre les pratiques agricoles et les bien-être des communautés  Opportunités de développer des politiques publiques (nouveau langage commun)	Vulnérabilités climatiques, inondation, érosion, ravageurs, sécheresse, épisode de pluie intense, etc.  Vulnérabilités des marchés: pression de production, nouveaux accords internationaux  Préoccupations émergentes sur la santé des populations (pandémie)  Accès à la main-d'œuvre difficile lié au recrutement international	

## Conclusion et recommandations

Par son caractère interdisciplinaire, cette étude a mis en lumière d'importants défis à relever pour favoriser l'adoption et la pérennisation des PAE et les AAL au Québec. En premier lieu, ce projet nous a permis de documenter le comportement de dispersion de diverses espèces fauniques en milieu agricole et de mieux comprendre leurs réponses face aux perturbations imposées par les cultures intensives. Les résultats de nos activités de recherche portant sur le volet écologique de l'étude nous indiquent que les AAL en milieu agricole dynamique jouent un rôle essentiel au déplacement de la faune. En plus d'accroître le territoire de déplacement de la faune en milieu agricole, ces types d'aménagement génèrent un éventail de services écologiques tels que la séquestration de carbone, la protection des cours d'eau, la pollinisation, etc. De ce fait, nous recommandons :

### 1. Maintenir et protéger les AAL existants

Les AAL représentent un peu moins du tiers des habitats naturels qui composent le paysage agricole de la Montérégie, mais ne sont pas supportés par un statut de protection reconnue. Des mammifères de moyenne et grande taille ont été captés dans tous les AAL à l'étude. L'analyse des photos de caméras-piège a permis de voir que les mammifères utilisent les AAL

pour leurs déplacements, comme garde-manger et même pour dormir. Ainsi, qu'ils servent de corridor ou d'habitat, ils semblent constituer un élément important d'un paysage agricole intensif. De plus, l'utilisation de caméras-piège et les nombreuses visites terrain ont permis de capturer beaucoup d'autre faune, comme des amphibiens, des passereaux à statut précaire, des oiseaux de proie, des micromammifères et une quantité impressionnante d'arthropodes. Le monarque (*Danaus plexippus*), espèce en voie de disparition selon le Comité sur les Espèces en Péril au Canada (COSEPAC, 2016), a d'ailleurs été observé dans tous les AAL étudiés. Les AAL pourraient donc jouer un rôle crucial pour plusieurs taxons et freiner leur destruction devrait être un enjeu primordial. En effet, puisque le rythme auquel les AAL sont détruits est probablement plus rapide que le rythme avec lequel de nouveaux AAL sont plantés, la priorité devrait être mise sur la sauvegarde des AAL existants.

## **2. Limiter les interventions humaines dans les AAL**

Les analyses ont révélé un effet important des interventions humaines sur la fréquentation faunique dans les AAL. Cela montre un évitement des mammifères des AAL qui subissent des dérangements anthropiques comme la coupe des arbres/arbustes ou l'utilisation de l'AAL comme sentier. Dans l'optique de l'implantation de nouveaux AAL ou de la conservation d'AAL existant, il semble donc important de travailler avec les producteurs agricoles pour limiter les dérangements anthropiques qu'ils pourraient faire. Évidemment, la cueillette ne pourra pas être interdite, mais l'implantation de nouveaux AAL pourrait être favorisée en bordure de champs ou il n'y a pas de cueillette.

## **3. S'assurer de planter des AAL avec un bon recouvrement en arbres**

Les analyses ont aussi révélé un effet important du recouvrement en arbres sur l'abondance des mammifères dans les AAL. Les nouveaux AAL devraient donc comporter beaucoup d'arbres et limiter les grosses trouées. Pour cette raison, les jeunes plantations sont peut-être moins prisées des mammifères. C'est pourquoi il semble pressant d'implanter de nouveaux AAL, puisqu'ils prendront probablement une certaine période avant d'être fortement fréquentés par de grands mammifères. Les AAL financés semblent peu présents en Montérégie. Il serait intéressant de comparer l'argent investi en plantation dans cette région par rapport au reste du Québec. Une analyse photographique permettrait de suivre l'historique de ces aménagements.

## **4. Faire un suivi à plus long terme des aménagements financés**

Afin de faire le suivi de ces aménagements, il serait intéressant d'envisager des approches collaboratives de surveillance pour réduire les coûts globaux de la collecte de données et évaluer le succès des nouvelles pratiques agroenvironnementales (Reed et coll., 2006). Cette recommandation converge avec les résultats d'analyses du volet 2 de cette étude et avec les recommandations de Wunder (2005) précisant l'importance d'implanter un mécanisme de suivi pour être en mesure d'évaluer la durée et la qualité des pratiques. Ainsi, le suivi du programme s'avère essentiel pour assurer une pérennité des pratiques et une prise en charge du secteur agricole. Du point de vue écologique, ce suivi pourrait aussi servir à documenter l'effet des AAL sur la biodiversité ou tout autre objectif visé lors de leur mise en place. À l'heure actuelle, il n'existe pas à notre connaissance d'initiatives dont la mission est de suivre ces pratiques dans le temps ou de retourner sur le terrain pour vérifier leur état.

## **5. Poursuivre les recherches en écologie comportementale pour mieux comprendre l'efficacité des AAL sur la biodiversité**

Pour aménager les AAL de façon adéquate entre les unités agricoles, les AAL doivent être planifiées en fonction de la continuité écologique de l'ensemble des éléments naturels de la matrice. Bien que les déterminants des échelles régionales et locales influencent la dynamique de la diversité des communautés forestières d'oiseaux, il demeure difficile de mesurer la contribution réelle des AAL à la connectivité fonctionnelle. Seules les expériences de comportement de déplacements selon différentes configurations d'AAL vont permettre de confirmer le rôle potentiel de connectivité joué par les AAL, et quelle configuration est optimale. Pour ce faire, des expériences d'écologie comportementale qui relient l'utilisation de ces éléments aux paramètres démographiques des populations sont nécessaires.

Comme nous l'avons vu dans le volet socio-économique de l'étude, il existe plusieurs facteurs influençant l'implantation et la pérennisation des PAE au Québec. En ce qui a trait aux PAE, l'analyse montre que les producteurs agricoles doivent se conformer à de nombreuses conditions pour bénéficier des programmes d'aide financière. Cette rigidité suggère que l'adhésion ne dépend non seulement de la motivation intrinsèque des agriculteurs, ni de la motivation extrinsèque offerte par l'incitation, mais plutôt de la capacité des agriculteurs à se conformer aux critères des programmes de soutien. En complément, les conseillers en agroenvironnement jouent un rôle central (transmission de connaissances, soutien administratif et mobilisation des acteurs) dans la réussite des initiatives agroenvironnementales. Pour finir, notre étude de cas a permis de jeter un premier regard sur les enjeux socioécologiques entourant la production agricole intensive dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre en présence de pressions environnementales multiples et d'actions collectives diverses, dont des initiatives de conservation et de restauration d'habitats fauniques. L'identification des perceptions sociales entourant les enjeux de gestion agriculture-faune est un point de départ pour soutenir le dialogue entre les parties. Ainsi, pour favoriser une meilleure adhésion des producteurs agricoles en agroenvironnement, nous recommandons :

#### **6. Engager les producteurs agricoles et les instances régionales dans les processus décisionnels en agroenvironnement**

Pour accroître l'impact du programme Prime-Vert et pour réduire sa lourdeur, sa gouvernance pourrait encourager une participation active des parties prenantes dans sa conception et sa mise en application. Il est démontré qu'une faible participation des agriculteurs dans la gestion des programmes agroenvironnementaux peut les décourager à s'engager dans ces programmes (Polman et Slangen 2008). De plus, au-delà de la consultation, il est recommandé d'engager les agriculteurs et les instances régionales interpellés en agroenvironnement dans les processus décisionnels et les choix des pratiques agroenvironnementales afin d'accroître leur motivation, l'adhésion au programme, et de mieux refléter les préoccupations du milieu.

#### **7. Instaurer plus de flexibilité dans les programmes de soutien en agroenvironnement**

Il est recommandé d'accroître la flexibilité des programmes pour les adapter aux défis spécifiques et réalités sur le terrain des producteurs agricoles. La complémentarité entre les programmes Prime-Vert et ALUS-Montérégie permet de diversifier les sources de financement et contribue à la pérennité des pratiques agroenvironnementales. Malgré les avantages de ces deux programmes combinés, les interactions entre le programme Prime-Vert avec ALUS-Montérégie limite les options dans la conception des projets et réduit l'autonomie des actions des agriculteurs dus au cadre rigide des règles qui résulte de la combinaison de ces programmes. La faible adoption de PAE ressortie de notre analyse masque une préoccupation plus large, en termes d'autonomie des agriculteurs. Il s'agit de la capacité des agriculteurs à adopter des

pratiques indépendamment d'institutions extérieures telles que des incitatifs et sous la pression du marché.

#### **8. Revoir et faciliter l'émergence d'approches d'action collective en agroenvironnement**

Il ne s'agirait pas de fixer les conditions d'entrée, mais d'offrir des conseils ou des incitatifs en matière de vulgarisation, si nécessaire, pour faciliter l'émergence d'actions collectives par les agriculteurs eux-mêmes. La création d'espaces où les producteurs pourraient se réunir et dialoguer pour trouver des solutions qui leur conviennent s'avère essentiels. Ceci encouragerait la participation, l'adhésion aux programmes et la pérennité des aménagements. Il est important de noter que la conduite d'actions collectives sur les territoires agricoles demande un investissement en temps de la part des producteurs agricoles et des professionnels qui les accompagnent. Ces interactions suscitent souvent des arbitrages entre les parties et impliquent une constante adaptation de la part des acteurs engagés dans ces projets. Ces investissements en temps des intermédiaires (agronome, agent en agroenvironnement, biologiste...) impliqués dans de tels projets ne sont souvent pas pris en considération lors de la mise en place de programmes visant encourager l'adoption de PAE. Ainsi, ces interactions générées par l'action collective en agroenvironnement doivent être prises en compte dans la conception d'incitatifs financiers à porter collective.

#### **9. Favoriser des initiatives intersectorielles en agroenvironnement**

Selon la théorie sur la diffusion des innovations en agriculture, une approche délibérative basée sur une collaboration intersectorielle et multi échelle apparaît importante. Celle-ci est intersectorielle lorsqu'elle intègre des intervenants des champs public, privé et de la société civile, ainsi que de plusieurs secteurs : agricole, environnemental, gestion de l'eau, etc. L'ensemble de ces interactions favorise le développement de capacités cognitives qui permettent d'intégrer des innovations ou de nouvelles pratiques (Agranoff, 2006). Elle permet aussi de comprendre les contraintes et les buts poursuivis par chacun. Une telle approche permet de forger des liens de collaboration avec les organismes de recherche qui alimentent le développement de connaissances et de technologies (Eastwood *et al.*, 2017).

#### **10. Assurer une équité sociale dans la conservation des ressources naturelles en milieu agricole**

Étant donné leur position géographique, les entreprises agricoles cultivant près de zones écologiquement sensibles sont celles qui seront le plus appelées à adapter leurs pratiques au contexte actuel. Au lac Saint-Pierre par exemple, ces entreprises sont en aval de grands tributaires hautement perturbés par différentes pressions anthropiques et subissent également la pression des différents usages présents sur ce territoire. Il serait alors intéressant dans ce cas-ci d'explorer les différents mécanismes possibles de compensation pour favoriser l'équité entre les entreprises agricoles en amont et en aval du lac Saint-Pierre et les différents usages présents au sein de cet écosystème lacustre.

#### **11. Accroître la participation des parties prenantes dans la gestion des ressources naturelles au sens large**

La participation des parties prenantes dans la gestion des ressources naturelles peut réduire les conflits entre les parties et les coûts juridiques de la résolution des conflits (Daniel et Walker, 1997). L'intégration des valeurs et des opinions divergentes au sein d'une communauté peut favoriser l'atteinte de compromis au sein des diverses parties prenantes impliquées dans la gestion des ressources naturelles (Van den Hove, 2006; Zabala *et al.*, 2018). En effet, une meilleure compréhension des différentes positions des parties prenantes peut améliorer

l'efficacité et la transparence des négociations entre les parties adverses (Adams *et al.*, 2003; Durning, 2006).

## Références

- Adams, W. N., Brockington, D., Dyson, J., Vira, B. (2003). Managing Tragedies: Understanding Conflict over Common Pool Resources. *Science*, 302(5652), 1915-1916.
- Andren, H. (1994). Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos*, 71(3), 355-366.
- Agranoff, R. (2006). Inside Collaborative Networks: Ten Lessons for Public Managers. *Public Administration Review*, 66: 56–65.
- Allaire, G., & Wolf, S. A. (2004). Cognitive representations and institutional hybridity in agrofood innovation. *Science, Technology, & Human Values*, 29(4), 431-458.
- Aligica, P. D. and V. Tarko. 2012. Polycentricity: From Polanyi to Ostrom, and Beyond. *Governance* 25(2):237–262.
- Airbus Defence and Space (2013) Pléiades: Spot the Detail, Airbus Defence and Space [En ligne]. Page consultée le 13 septembre 2018. Lien URL : <http://www.iucnredlist.org/news/biodiversity-crisis>
- Atlas des oiseaux nicheurs du Québec (2020). Données obtenues en réponse à une demande présentée sur le site Nature Counts ([www.birdscanada.org/birdmon/qcatlas](http://www.birdscanada.org/birdmon/qcatlas)). Regroupement QuébecOiseaux, Service canadien de la faune d'Environnement Canada et Études d'Oiseaux Canada. Québec, Québec, Canada
- Bateman, I.J., Harwood, A.R., Mace, G.M., Watson, R.T., Abson, D.J., Andrews, B., ... Termansen, M., (2013). Bringing Ecosystem Services into Economic Decision-Making: Land Use in the United Kingdom. *Science*, 341 (6141), 45-50.
- Belley, S., & Gaboury-Bonhomme, M. È. (2013). Le défi de la coordination et de l'innovation dans les collaborations intersectorielles : Le cas des services-conseils agricoles au Québec. *The Innovation Journal*, 18(2), 0\_1.
- Berestovoy, P. (2006). La contribution de la théorie des représentations sociales à l'étude des conflits d'usage en environnement. *Journal International sur les Représentations Sociales*. 3(1), 68-74.
- Bélanger, L. et Grenier, M. (2002). Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada. *Landscape Ecology*, 17(6), 495-507.
- Bernier-Leduc, M., Vanasse, A., Olivier, A., Bussièrès, D. et Maisonneuve, C. (2009.) Avian fauna in windbreaks integrating shrubs that produce non-timber forest products. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 131 (1-2), 16-24.

- Betbeder, J., Hubert-Moy, L., Burel, F., Corgne, S. et Baudry, J. (2015). Assessing ecological habitat structure from local to landscape scales using synthetic aperture radar. *Ecological Indicators*, vol. 52, n°JANUARY, p. 545-557.
- Blumstein, D. T. et Fernández-Juricic, E. (2004). The Emergence of Conservation Behavior. *Conservation Biology*, 18(5), 1175-1177.
- Boutin, C., Jobin, B., Bélanger, L., Baril, A. et Freemark, K. E. (2001). Hedgerows in the farming landscapes of Canada. Hedgerows of the World: Their Ecological Functions in Different Landscapes. 33-42 p.
- Boutin, D. (2004, June). Réconcilier le soutien à l'agriculture et la protection de l'environnement: Tendances et perspectives. In *Conférence présentée dans le cadre du 67e Congrès de l'Ordre des agronomes du Québec "Vers une politique agricole visionnaire"*.
- Brady, M., Kellermann, K., Sahrbacher, C., Jelinek, L. (2009). Impacts of Decoupled Agricultural Support on Farm Structure, Biodiversity and Landscape Mosaic: Some EU Results. *Journal of Agricultural Economics*, 60 (3), 563–55.
- Brown, S. R. (1993). A Primer on Q Methodology. *Operant Subjectivity*, 16(3/4), 91-138
- Bryson, J. M. (1988). Strategic Planning for Public and Non-Profit Organizations. San Francisco: Jossey-Bass Inc.
- Burel, F. (1992). Effect of landscape structure and dynamics on species diversity in hedgerow networks. *Landscape Ecology*, 6(3), 161-174.
- Burel, F., et Baudry, J. (1995). Social, aesthetic and ecological aspects of hedgerows in rural landscapes as a framework for greenways. *Landscape and Urban Planning*, 33, 327-340.
- Burnham, K. P. et Anderson, D. R. (2002). Model Selection and Multimodel Inference : A Practical Information-Theoretic Approach, Springer-Verlag
- Chen, A. S., Kruger, L. E. et Daniels, S. E. (2003). "Place" as an Integrating Concept in Natural Resource Politics: Propositions for a Social Science Research Agenda. *Society & Natural Resources*, 16(2), 87-104.
- Červinka, J., Šálek, M., Padyšáková, E. et Šmilauer, P. (2013). The effects of local and landscape-scale habitat characteristics and prey availability on corridor use by carnivores: A comparison of two contrasting farmlands. *Journal for Nature Conservation*, 21(2), 105-113.
- Chisholm, C., Lindo, Z. Gonzalez, A. (2011). Metacommunity diversity depends on connectivity and patch arrangement in heterogeneous habitat networks. *Ecography*. 34(3) 415-424
- Clements, G. M., Hygnstrom, S. E., Gilsdorf, J. M., Baasch, D. M., Clements, M. J. et Vercauteren, K. C. (2011). Movements of white-tailed deer in riparian habitat: Implications for infectious diseases. *Journal of Wildlife Management*, 75(6), 1436-1442.

- Coops, N. C., Tompaski, P., Nijland, W., Rickbeil, G. J. M., Nielsen, S. E., Bater, C. W. et Stadt, J. J. (2016). A forest structure habitat index based on airborne laser scanning data. *Ecological Indicators*, 67, 346-357.
- COSEPAC. (2016). Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le monarque (*Danaus plexippus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 65 p. (Registre public des espèces en péril site Web).
- Cleaver, F. (2007). Understanding Agency in Collective Action. *Journal of Human Development*, 8(2), 223-244.
- Crawford, S. E. S., & Ostrom, E. (1995). A Grammar of Institutions. *American Political Science Review*, 89(3), 582–600. <https://doi.org/10.2307/2082975>
- Crespin, S. J. et Simonetti, J.A. (2018). Reconciling farming and wild nature: Integrating human-wildlife coexistence into the land-sharing and land-sparing framework. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1059-2>
- Crooks, K. R. et Soulé, M. E. (1999). Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400(5), 563-566.
- Crossan, M. M., H. W. Lane et R. E. White. (1999). An Organizational Learning Framework: From Intuition to Institution. *The Academy of Management Review*, 24(3), 522–37.
- Cuppen, E., Breukers, S., Hisschemöller, M., Bergsma, E. (2010). “Q methodology to select participants for a stakeholder dialogue on energy options from biomass in the Netherlands.” *Ecological Economics*, 69, 579-591. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.09.005>
- Daniels, S. and G. Walker. (1997). “Rethinking public participation in natural resource management: concepts from pluralism and five emerging approaches.” *FAO Working Group on Pluralism and Sustainable Forestry and Rural Development Rome*, 9-12
- Davies, B. (2017.) Q Methodology. Dans C. L. Spash (dir.) *Routledge Handbook of Ecological Economics: Nature and Society* (p. 331-340). Routledge : Abingdon, Oxon, et New York, NY.
- Davies, Z. G. et Pullin, A. S. (2007). Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecology*, 22(3), 333-351.
- De Baets, N., Gariépy, S. et Vézina, A. (2007). Le portrait de l’agroforesterie au Québec. 86 p.
- de Bruijn, H., ten Heuvelhof, E. et R. in 't Veld. (2010). *Process Management: Why Project Management Fails in Complex Decision-Making Processes*. Springer-Verla: Berlin, Heidelberg.
- Defries, R. et Nagendra, H. (2017). Ecosystem management as a wicked problem. *Science*, 356(6335), 265-270. <https://doi.org/10.1126/science.aal1950>

- Delger, J. A., Monteith, K. L., Schmitz, L. E. et Jenks, J. A. (2011). Preference of white-tailed deer for corn hybrids and agricultural husbandry practices during the growing season. *Natural Resource Management Faculty Publications*, 163, 32-46.
- Deschênes, M., Bélanger, L. et Giroux, J. F. (2003). Use of farmland riparian strips by declining and crop damaging birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 95(2-3), 567-577.
- Dondina, O., Kataoka, L., Orioli, V. et Bani, L. (2016). How to manage hedgerows as effective ecological corridors for mammals: A two-species approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 231, 283-290.
- Duchemin, M., & Hogue, R. (2009). Reduction in agricultural non-point source pollution in the first year following establishment of an integrated grass/tree filter strip system in southern Quebec (Canada). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 131(1), 85-97.
- Dufour, S., Bernez, I., Betbeder, J., Corgne, S., Hubert-Moy, L., Nabucet, J., Rapinel, S., Sawtschuk, J. et Trollé, C. (2013). Monitoring restored riparian vegetation: how can recent developments in remote sensing sciences help? *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 410(10), 1-15.
- Dutrénit, G., & Vera-Cruz, A. O. (2018). Fostering innovation in the agriculture sector: The case of intermediary organisations in Mexico.
- Durning, D. (2006). Using Q-methodology to resolve conflicts and find solutions to contentious policy issues. In R. Ahmad (Ed.), *The role of public administration in building a harmonious society* (pp. 601-620). Beijing: China National School of Administration and the Network of Asia-Pacific Schools and Institute of Public Administration and Governance.
- Eckert, S. (2012). Improved forest biomass and carbon estimations using texture measures from worldView-2 satellite data. *Remote Sensing*, 4(4), 810-829.
- Eastwood, C., Klerkx, L., & Nettle, R. (2017). Dynamics and distribution of public and private research and extension roles for technological innovation and diffusion: Case studies of the implementation and adaptation of precision farming technologies. *Journal of Rural Studies*, 49, 1-12.
- Fall, A., Fortin, M.-J., Manseau, M. & O'Brien, D. (2007). Spatial graphs: principles and applications for habitat connectivity. *Ecosystems*, 10, 448– 461.
- Ficetola, G. F., Bonardi, A., Mùcher, C. A., Gilissen, N. L. M. et Padoa-Schioppa, E. (2014). How many predictors in species distribution models at the landscape scale? Land use versus LiDAR-derived canopy height. *International Journal of Geographical Information Science*, 28(8), 1723-1739.
- Forman, R. T. T., & Baudray, J. (1984). Hedgerows and Hedgerow Networks in Landscape Ecology. *Environmental Management*, 8, 495-510.

- Froidevaux, J. S. P., Zellweger, F., Bollmann, K., Jones, G. et Obrist, M. K. (2016). From field surveys to LiDAR: Shining a light on how bats respond to forest structure. *Remote Sensing of Environment*, 175, 242-250.
- Gaboury-Bonhomme, M. È. (2011). Évolution de la gouvernance et des politiques de services-conseils agricoles au Québec (Canada). *Cahiers Agricultures*, 20(5), 359-363.
- Gaynor, K. M., Hojnowski, C. E., Carter, N. H. et Brashares, J. S. (2018) The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science* (New York, N.Y.), vol. 360, n°6394, p. 1232-1235.
- Gillies, C. S. et St. Clair, C. C. (2008) <. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(50), 19774-19779.
- Giroux, I. (2019). Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya – 2015 à 2017, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 64 p. + 6 ann.
- Gonzalez, A., Bronwyn, R., & Lindo, Z. (2011). The disentangled bank: How loss of habitat fragments and disassembles ecological networks. *American Journal of Botany*, 98, 503-516.  
<https://doi.org/10.3732/ajb>.
- Gonzalez, A., Albert, C., Rayflied, B., Dumitru, M., Dabrowski, A., Bennett, E. M., Cardille, J. et Lechowicz, M. J. (2013). Corridors, biodiversité et services écologiques : un réseau écologique pour le maintien de la connectivité et une gestion résiliente aux changements climatiques dans l'Ouest des Basses-Terres du Saint-Laurent. McGill University.
- Graham, L., Gaulton, R., Gerard, F. et Staley, J. T. (2018) The influence of hedgerow structural condition on wildlife habitat provision in farmed landscapes. *Biological Conservation*, 220(July), 122-131.
- Grammatikopoulou, I., Pouta, E., & Salmiovirta, M. (2013). A locally designed payment scheme for agricultural landscape services. *Land Use Policy*, 32, 175–185.
- Gravel, D., Canard, E., Guichard, F., & Mouquet, N. (2011). Persistence Increases with Diversity and Connectance in Trophic Metacommunities. *PLoS ONE*, 6.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0019374>
- Grenon, V., Larose, F. et Carignan, I. (2013). Réflexions méthodologiques sur l'étude des représentations sociales : rétrospectives de recherches antérieures. *Phronesis*, 2(2/3), 43–49.
- Gutiérrez, R.J., Wood, K. A., Redpath S.M. et Yong, J.C. (2016). Conservation Conflicts: Future Research Challenges. Dans: Mateo R., Arroyo B., Garcia J. (eds) *Current Trends in Wildlife Research. Wildlife Research Monographs*, vol 1. Springer, Cham.
- Groulx-Tellier, E. (2012). Facteurs influençant l'adoption de bonnes pratiques agroenvironnementales par les producteurs de grandes cultures dans le bassin versant de la rivière Chateauguay.

Mémoire de maîtrise. Université Sherbrooke. Centre Universitaire de formation en environnement. Récupéré de :  
[[https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais2012/Groulx-Tellier\\_E\\_\\_31-10-2012\\_.pdf](https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais2012/Groulx-Tellier_E__31-10-2012_.pdf)]

Grima, N., Singh, S., Smetschka, B. & Ringhofer, L. (2016). Payment for Ecosystem Services (PES) in Latin America: Analysing the performance of 40 case studies. *Ecosystem Services*, 24–32.

Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., Melbourne, B. A., Nicholls, A. O., Orrock, J. L., Song, D.-X. et Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, vol. 1, n°2, e1500052.

Heath, S. K., Soykan, C. U., Velas, K. L., Kelsey, R. et Kross, S. M. (2017) A bustle in the hedgerow: Woody field margins boost on farm avian diversity and abundance in an intensive agricultural landscape. *Biological Conservation*, 12(July),153-161.

Hilty, J. A., Lidicker Jr., W. Z. et Merelender, A. M. (2006) Corridor Ecology : the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation.

Hilty, J. A. et Merelender, A. M. (2004). Use of Riparian Corridors and Vineyards by Mammalian Predators in Northern California. *Conservation Biology*, 18(1), 126-135.

Hinsley, S. A., & Bellamy, P. E. (2000). The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds : A review, (July 1999), 33-49.  
<https://doi.org/10.1006/jema.2000.0360>

Holmes, G. (2017). Protection, Politics and Protest: Understanding Resistance to Conservation (2007) *Conservation and Society*, 5(2), 184-201.

Holt, R. D., & Hoopes, M. F. (2005). Food web dynamics in a metacommunity context. Dans *Meta-communities spatial dynamics and ecological communities* (The Univer, p. 68-93).

Hurlbert, A. H. et Haskell, J. P. (2003). The effect of energy and seasonality on avian species richness and community composition. *American Naturalist*, 161(1), 83-97.

Legendre, P. 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 1324-1334.

Legendre, P. et Anderson, M. J. (1999). Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs* 69, 1–24.

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2015) Quatrième inventaire écoforestier du Québec Méridional.

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2020) Produits dérivés du LiDAR

- Ingram, J. (2008). Agronomist–farmer knowledge encounters: an analysis of knowledge exchange in the context of best management practices in England. *Agriculture and Human Values*, 25(3), 405-418.
- Jobin, B., Bélanger, L., Boutin, C. et Maisonneuve, C. (2004). Conservation value of agricultural riparian strips in the Boyer River watershed, Québec (Canada). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103(3), 413-423.
- Jobin, B., Choinière, L. et Bélanger, L. (2001). Bird use of three types of field margins in relation to intensive agriculture in Québec, Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84(2), 131-143.
- Jolliffe, I. T. (2002). Principal Component Analysis, Second Edition. *Encyclopedia of Statistics in Behavioral Science*, 30(3), p. 487.
- Kane, V. R., McGaughey, R. J., Bakker, J. D., Gersonde, R. F., Lutz, J. A. et Franklin, J. F. (2010). Comparisons between field- and LiDAR-based measures of stand structural complexity. *Canadian Journal of Forest Research*, 40(4), 761-773.
- Kilelu CW, Klerkx L, Leeuwis C, et al. (2011). Beyond knowledge brokering: an exploratory study on innovation intermediaries in an evolving smallholder agricultural system in Kenya. *Knowledge Management for Development Journal*. 7(1):84–108.
- Kleijn, D., Kohler, F., Baldi, A., Batary, P., ... Verhulst, J. (2009). On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. Proceedings of the Royal Society. *Biological Sciences*, 276, 903-909.
- Klerkx, L., Aarts, N., & Leeuwis, C. (2010). Adaptive management in agricultural innovation systems: The interactions between innovation networks and their environment. *Agricultural systems*, 103(6), 390-400.
- Kreuter, M.W., De Rosa, C., Howze, E.H. et Baldwin, G.T. (2004). Understanding wicked problems: a key to advancing environmental health promotion. *Health Education Behavior*, 31, 441–454. <https://doi.org/10.1177/1090198104265597>
- Kujawa, K. (2002). Population density and species composition changes for breeding bird species in farmland woodlots in western Poland between 1964 and 1994. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 91(1-3), 261-271.
- Labarthe, P. (2009). Extension services and multifunctional agriculture. Lessons learnt from the French and Dutch contexts and approaches. *Journal of environmental management*, 90, S193-S202.
- Larbi-Youcef, Y. (2017). Les politiques agroenvironnementales au Québec: Enjeux, perspectives et recommandations. Mémoire de maîtrise. Université de Sherbrooke. Centre Universitaire de formation en environnement. Récupéré de : [https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/10467/Larbi\\_Youcef\\_Yasmina\\_MENv\\_2017.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/10467/Larbi_Youcef_Yasmina_MENv_2017.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

- LaPoint, S., Gallery, P., Wikelski, M. et Kays, R. (2013). Animal behavior, cost-based corridor models, and real corridors. *Landscape Ecology*, 28(8), 1615-1630.
- Larcher, F., & Baudry, J. (2013). Landscape grammar: a method to analyse and design hedgerows and networks, 181-192. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9534-4>
- Lavallée, S., Dupras, J. (2016). Réflexions sur les systèmes de paiement pour services écosystémiques en milieu agricole au Québec. *Développement durable et territoires*, 7(1).
- Lecraw, R. M., Srivastava, D. S., & Romero, G. Q. (2014). Metacommunity size influences aquatic community composition in a natural mesocosm landscape. *Oikos*, 123, 903-911. <https://doi.org/10.1111/oik.01253>
- Lefsky, M. A., Hudak, A. T., Cohen, W. B. et Acker, S. A. (2005). Patterns of covariance between forest stand and canopy structure in the Pacific Northwest. *Remote Sensing of Environment*, 95(4), p. 517-531.
- Leeuwis, C., & Aarts, N. (2011). Rethinking communication in innovation processes: creating space for change in complex systems. *Journal of agricultural education and extension*, 17(1), 21-36.
- Leeuwis, C. (2013). *Communication for rural innovation: rethinking agricultural extension*. John Wiley & Sons.
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., ... Gonzalez, A. (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7, 601-613. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>
- Levin, S. A. (1999). Fragile dominion. (Perseus Bo). Levins, R. (1970). Extinctions. Dans *Some Mathematical Questions in Biology*, vol 2.
- Lien, A. M., Schlager, E., & Lona, A. (2018). Using institutional grammar to improve understanding of the form and function of payment for ecosystem services programs. *Ecosystem Services*, 31, 21–31.
- Liira, J. et Paal, T. (2013). Do forest-dwelling plant species disperse along landscape corridors? *Plant Ecology*, 214(3), 455-470.
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1963). Society for the Study of Evolution. *Evolution*, 17, 373-387.
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). MacArthur, R. H., and E. O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton. 203 pp. (Princeton).
- Madden, M. et McQuinn, B. (2014). Conservation's blind spot: The case for conflict transformation in wildlife conservation. *Biological Conservation*, 178, 97-106. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.015>

- Maisonneuve, C. et Rioux, S. (2001). Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Québec. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83 (1-2), 165-175.
- Mccollin, D., Jackson, J. I., Bunce, R. G. H., Barr, C. J., & Stuart, R. (2000). Hedgerows as habitat for woodland plants, (January), 77-90. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0363>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Bilan de phosphore. Portrait des années 2011 à 2013. 2016. 46 pages, [En ligne] <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/> (page consultée le 10/12/2018).
- Ministère de la Faune, de la Forêt et des Parcs (2018). Statistiques de chasse et de piégeage, Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs [En ligne]. Page consultée le 15 septembre 2019. Lien URL : <https://mffp.gouv.qc.ca/le-ministere/etudes-rapports-recherche-statistiques/statistiques-de-chasse-de-piegeage/>
- Ministère de la Faune, de la Forêt et des Parcs (2019). La technologie LiDAR aérien : pour tout le sud du Québec, Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs [En ligne]. Page consultée le 4 octobre 2019. Lien URL : <https://mffp.gouv.qc.ca/les-forets/inventaire-ecoforestier/technologie-lidar-aerien/>
- Mortelliti, A., Fagiani, S., Battisti, C., Capizzi, D. et Boitani, L. (2010). Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on forest-dependent birds. *Diversity and Distributions*, 16(6), 941-951.
- MRC de Roussillon (2019). Gestion du territoire : Secteur agricole. in MRC de Roussillon, Municipalité régionale de comté de Roussillon, page consultée en novembre 2018. Lien URL : <https://roussillon.ca/gestion-du-territoire/secteur-agricole/>
- Naughton, D. (2012). *The Natural History of Canadian Mammals*, second ed. University of Toronto Press, Scholarly Publishing Division, Toronto, 1199 p.
- O'Brien, J., Elliott, S. et Hayden, T. J. (2016). Use of hedgerows as a key element of badger (*Meles meles*) behaviour in Ireland. *Mammalian Biology*, 81(1), 104-110.
- O'Connell A. F., James D. Nichols, K. Ullas Karanth (2011). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*, Tokyo, Springer, 271 p.
- Ostrom, E. (2005). *Understanding institutional diversity*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Ostrom, E. (2010). Beyond Markets and States: Polycentric Governance of Complex Economic Systems. *American Economic Review*, 100(3), 641-72.
- Parent, D. (1993). La vulgarisation agricole en images: une analyse selon trois perspectives communicationnelles. *Économie rurale*, 216, 30-36.

- Pelletier, D., Clark, M., Anderson, M.G., Rayfield, B., Wulder, M. et Cardille, J.A. (2014). Applying circuit theory for corridor expansion and management at regional scales: tiling, pinch points, and omnidirectional connectivity. *PLoS One*, 9, e84135
- Pettorelli, N., Ryan, S., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jedrzejewska, B., Lima, M. et Kausrud, K. (2011). The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): Unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research*, 469(1),15-27.
- Pettorelli, N., Laurance, W. F., O'Brien, T. G., Wegmann, M., Nagendra, H. et Turner, W. (2014). Satellite remote sensing for applied ecologists: Opportunities and challenges. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 839-848.
- Pillai, P., Gonzalez, A., & Loreau, M. (2011). Metacommunity theory explains the emergence of food web complexity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108, 19293-19298. <https://doi.org/10.1073/pnas>.
- Pinto-Correia, T., Gustavsson, R., Pirnat, J. (2006). Bridging the gap between centrally defined policies and local decisions towards more sensitive and creative rural landscape management. *Landscape Ecology*, 21, 333e346.
- Polman N., Slangen, L.H.G. (2008). Institutional design of agri-environmental contracts in the European Union: the role of trust and social capital. *NJAS Wageningen Journal of Life Science*, 55 (4), 413-430.
- Prescott J. et Richard, P. (2014). Mammifères du Québec et de l'Est du Canada, nouvelle édition. Éditions Michel Quintin, 480 p.
- Prager, K., Reed, M., & Scott, A. (2012). Encouraging collaboration for the provision of ecosystem services at a landscape scale—rethinking agri-environmental payments. *Land use policy*, 29(1), 244–249.
- Rathwell, K. J., & Peterson, G. D. (2012). Connecting social networks with ecosystem services for watershed governance: a social ecological network perspective highlights the critical role of bridging organizations. *Ecology & society*, 17(2), 24.
- Redpath, S. M., Young, J., Evely, A., Adams, W. M., Sutherland, W. J., Whitehouse, A., ... & Gutierrez, R. J. (2013). Understanding and managing conservation conflicts. *Trends in ecology & evolution*, 28(2), 100-109. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.08.021>
- Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D. et Meek, P. (2013). « Which camera trap type and how many do I need? » A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix*, 24(2), 148 156.
- Ruiz, J., & Domon, G. (2009). Analysis of landscape pattern change trajectories within areas of intensive agricultural use: case study in a watershed of southern Québec, Canada. *Landscape ecology*, 24(3), 419-432.

- Šálek, M., Kreisinger, J., Sedláček, F. et Albrecht, T. (2009). Corridor vs. hayfield matrix use by mammalian predators in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 134(1-2), 8-13.
- Santos, M. J., Rosalino, L. M., Santos-Reis, M. et Ustin, S. L. (2016). Testing remotely-sensed predictors of meso-carnivore habitat use in Mediterranean ecosystems. *Landscape Ecology*, 31(8), 1763-1780.
- Schmolck, P. (2002). *PQMethod 2.11*. Récupéré le 3 avril 2017 de <http://schmolck.userweb.mwn.de/qmethod/index.htm>
- Schmidt, Vivien A. (2008). Discursive Institutionalism: The Explanatory Power of Ideas and Discourse." *Annual Review of Political Science*, 1, 303–326.
- Schmidt, V.A., 2010. Taking ideas and discourse seriously: explaining change through discursive institutionalism as the fourth 'new institutionalism'. *European Political Science Review* 2 (1), 1–25.
- Schmitz, M. F., Herrero-jáuregui, C., Arnaiz-schmitz, C., Sánchez, I. A., Rescia, A.J., & Pineda, F. D. (2017). Evaluating the role of a protected area on hedgerow conservation: the case of a spanish cultural landscape. *Land Degradation and Development*, 842,833-842.  
<https://doi.org/10.1002/ldr.2659>
- Schuttler, S. G., Parsons, A. W., Forrester, T. D., Baker, M. C., McShea, W. J., Costello, R. et Kays, R. (2017). Deer on the lookout: how hunting, hiking and coyotes affect white-tailed deer vigilance. *Journal of Zoology*, 301(4), 320-327.
- Séquin, E. S., Jaeger, M. M., Brussard, P. F. et Barrett, R. H. (2004). Wariness of coyotes to camera traps relative to social status and territory boundaries. *Canadian Journal of Zoology*, 81(12), 2015-2025.
- Sol, J., Beers, P. J., & Wals, A. E. (2013). Social learning in regional innovation networks: trust, commitment and reframing as emergent properties of interaction. *Journal of Cleaner Production*, 49, 35-43.
- Spackman, S. C. et Hughes, J. W. (1995). Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: Species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biological Conservation*, 71(3),325-332.
- Stephenson, W. (1964). Application of Q method to measurement of public opinion. *Psychological Record*, 14, 265-273.
- Subra, P. (2008). L'aménagement, une question géopolitique ! *Hérodote*, 130(3) 222-250.
- Sutherland, L. A., Mills, J., Ingram, J., Burton, R. J., Dwyer, J., & Blackstock, K. (2013). Considering the source: Commercialisation and trust in agri-environmental information and advisory services in England. *Journal of environmental management*, 118, 96-105.

- Tamini L. D., (2011). A nonparametric analysis of the impact of agri-environmental advisory activities on best management practice adoption: A case study of Québec. *Ecological Economics*, 70(7), 1363-1374
- Tischendorf, L., Irmiler, U. et Hingst, R. (1998). A simulation experiment on the potential of hedgerows as movement corridors for forest carabids. *Ecological Modelling*, 106 (2-3), 107-118.
- Torre, A. (2006) Conflits et tensions autour des usages de l'espace dans les territoires ruraux et périurbains. Le cas de six zones géographiques françaises, *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 3(août), 415-453.
- Vankeerberghen, A., & Stassart, P. M. (2016). The transition to conservation agriculture: an insularization process towards sustainability. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 14(4), 392-407.
- Van Den Hone, S. (2006). Between consensus and compromise: acknowledging the negotiation dimension in participatory approaches. *Land Use Policy*, 23, 10–17.  
doi:10.1016/j.landusepol.2004.09.001
- Van Zeijl-Rozema, A., Cörvers, R., Kemp, R., Martens, P., (2008). Governance for sustainable development: A framework. *Sustainable Development*, 16, 410-21.
- Verhaegen, E. (2018). Des biens communs au commun. *Les Politiques Sociales*, 78.
- Vatn, A. (2005). *Institutions and the Environment*. Edward Elgar.
- Vatn, A. (2009). An institutional analysis of methods for environmental appraisal. *Ecological Economics*, 68(8–9), 2207-2215. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.04.005>
- Villard, M-A. Martin, P.R., Drummond, C.G. (1993) Habitat Fragmentation and Pairing Success in the Ovenbird (*Seiurus aurocapillus*). *The Auk*, 110(4), 759-768
- Watts, S. et Stenner, P. (2012). *Doing Q methodological research: Theory, method & interpretation*. Sage.
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, *Ecological Monographs*, 30, 279-338.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon*, 21, 213-251.
- Wunder, S. (2005). Payments for environmental services: some nuts and bolts. Bogor, Indonesia.
- Young J.C., Watt, A. Nowicki, P., Alard, D. Clitherow, J. Henle, K. Johnson, R. Laczki, E. McCracken, D., Matouch, S. Niemela, J. et Richards, C. (2005). Towards sustainable land use: identifying and managing conflicts between human activities and biodiversity conservation in Europe. *Biodiversity and Conservation*, 14, 1641-1661. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0536-z>

- Zabala, A., C. Sandbrook and N. Mukherjee. (2018). "When and how to use Q methodology to understand perspectives in conservation research." *Conservation Biology*, 32 (5), 1185-1194. <https://doi.org/10.1111/cobi.13123>
- Zellweger, F., Braunisch, V., Baltensweiler, A. et Bollmann, K. (2013). Remotely sensed forest structural complexity predicts multi species occurrence at the landscape scale. *Forest Ecology and Management*, 307, 303-312.
- Zellweger, F., Roth, T., Bugmann, H. et Bollmann, K. (2017). Beta diversity of plants, birds and butterflies is closely associated with climate and habitat structure. *Global Ecology and Biogeography*, 26(8), 898-906.
- Zimbres, B., Peres, C. A. et Machado, R. B. (2017). Terrestrial mammal responses to habitat structure and quality of remnant riparian forests in an Amazonian cattle-ranching landscape. *Biological Conservation*, 206, 283-292.