

---

# Une priorisation pour la conservation des milieux naturels des Basses-Terres du Saint-Laurent en fonction de leur importance pour la connectivité écologique

Rapport Final



## Une priorisation pour la conservation des milieux naturels pour les Basses-Terres du Saint-Laurent en fonction de leur importance pour la connectivité écologique

17 mai 2019

Auteurs : Bronwyn Rayfield<sup>1</sup>, Guillaume Laroque<sup>2,3</sup>, Colin Daniel<sup>1</sup> and Andrew Gonzalez<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup>Apex Resource Management Solutions Ltd.

<sup>2</sup>Département de biologie, Université McGill

<sup>3</sup>Centre de la science de la biodiversité du Québec

### Remerciements

Ces travaux ont été réalisés avec le support financier du Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) dans le cadre de la mise en oeuvre de la Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques. Ce projet est rendu possible en partie grâce à l'aide fournie par Calcul Québec ([www.calculquebec.ca](http://www.calculquebec.ca)) et par Compute Canada ([www.computecanada.ca](http://www.computecanada.ca)). Nous remercions Valentin Lucet pour la traduction de ce rapport.

## Résumé exécutif

Pour assurer la pérennité de la biodiversité et des services écosystémiques des paysages fragmentés, les plans de conservation actuels se concentrent de plus en plus sur la protection des réseaux d'habitats. Les analyses de connectivité des habitats quantifient à quel point un réseau d'habitat est connecté, selon l'arrangement dans l'espace des parcelles d'habitat et des corridors de dispersion, et en fonction des capacités de dispersion des espèces qui font usage de ces réseaux. Dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, les zones naturelles terrestres ont été largement converties en terre agricoles et en zones urbaines. Nous avons identifié les priorités de conservation parmi les zones naturelles encore existantes dans les Basses-Terres selon des critères de qualité et de connectivité des habitats pour un ensemble d'espèces-cibles : la grande musaraigne, la martre d'Amérique, la salamandre rayée, la grenouille des bois, et l'ours noir. Nous avons identifié cinq grandes conclusions :

1. Les zones naturelles terrestres représentent 30% des Basses-Terres réparties sur des parcelles de différentes tailles. Les parcelles, petites et grandes, sont importantes pour la qualité de l'habitat et la connectivité écologique de la région.
2. Parmi ces parcelles, certaines parcelles de grandes tailles situées entre Trois-Rivières et Québec ont été jugées très prioritaires. Des parcelles plus petites, en Montérégie et autour du Lac Saint-Pierre, sont aussi très prioritaires.
3. Des corridors de haute priorité de conservation ont aussi été identifiés sur le long de la rive sud du lac Saint-Pierre, en provenance du lac Saint-Pierre vers le Mont Saint-Hilaire (au sud-est), et en provenance du lac Saint-Pierre vers les zones forestières entre Trois-Rivières et Québec (au nord-ouest).
4. La sensibilité des espèces à la perte d'habitat varie, mais toutes les espèces verront la qualité et la connectivité de leur habitat décroître dans le scénario d'une perte continue de milieux naturels.
5. La valeur des zones prioritaires de conservation n'est pas indépendante du paysage alentour et toute dégradation de ce paysage a le potentiel de faire décroître la valeur écologique de ces zones.

Les cartes de priorités de conservation présentées dans ce rapport ont pour but de guider une gestion du paysage qui intègre dans son processus de décision les interconnexions entre les parcelles d'habitat et les paysages dans lesquels ces connexions s'inscrivent. Nos résultats démontrent le mérite d'une analyse conjointe de la qualité et de la connectivité des milieux naturels.

## Table des matières

<b>RÉSUMÉ EXÉCUTIF.....</b>	<b>3</b>
<b>1. INTRODUCTION .....</b>	<b>5</b>
<b>2. METHODES .....</b>	<b>6</b>
<b>2.1 APERÇU DU MODEL .....</b>	<b>6</b>
<b>2.2 ZONE D'ETUDE .....</b>	<b>8</b>
<b>2.3 SOURCES DES DONNEES .....</b>	<b>8</b>
<b>2.4 CHOIX DES ESPECES .....</b>	<b>10</b>
<b>2.5 QUALITE DES HABITATS, PARCELLES, ET CARTES DE RESISTANCE .....</b>	<b>11</b>
<b>2.6 ANALYSE DE LA CONNECTIVITE DES HABITATS .....</b>	<b>14</b>
<b>2.7 PRIORISATION SPATIALE DES OBJECTIFS DE CONSERVATION .....</b>	<b>16</b>
<b>2.8 DIFFERENCES NOTABLES ENTRE PHASE I ET PHASE II DU PROJET .....</b>	<b>19</b>
<b>3. RESULTATS .....</b>	<b>20</b>
<b>3.1 RESEAUX D'HABITATS POUR CHAQUE ESPECE-CIBLE .....</b>	<b>20</b>
<b>3.2 CONNECTIVITE A COURTE DISTANCE.....</b>	<b>24</b>
<b>3.3 CONNECTIVITE A LONGUE DISTANCE .....</b>	<b>26</b>
<b>3.4 PRIORISATION DES PARCELLES D'HABITATS .....</b>	<b>27</b>
<b>3.5 PRIORISATION DES CORRIDORS.....</b>	<b>29</b>
<b>5. RÉFÉRENCES .....</b>	<b>34</b>

## 1. Introduction

Des paysages connectés offrent de grands avantages aux populations humaines et animales qui les habitent. La connectivité des paysages permet aux animaux de se déplacer de parcelles d'habitat en parcelles d'habitat, rendant accessible des ressources distribuées à travers le réseau formé par ces parcelles. À long terme, ces espèces animales devront être capables de se déplacer pour suivre le déplacement de leurs aires de répartition en réponse aux changements climatiques. Les populations humaines tirent aussi de nombreux avantages – ou services écosystémiques – de ces paysages qui abritent une diversité d'espèces et d'habitats. Ces avantages incluent des activités en nature, mais aussi le stockage du carbone, la purification de l'air, et un meilleur contrôle des inondations.

Conserver la connectivité des paysages est particulièrement important pour des paysages fortement morcelés et en rapide mutation tels que les Basses-Terres du Saint-Laurent (Dupras et al. 2016, Mitchell et al. 2015). Les milieux naturels résiduels des Basses-Terres ne représentent plus que 30% de l'aire totale, et se composent de parcelles relativement petites, enclavées parmi des aires urbaines et agricoles prépondérantes. Ces aires urbaines de faibles densités, en constante expansion, continuent d'éroder le présent réseau d'habitats naturels et menacent la survie de plusieurs espèces sauvages. L'état actuel de la connectivité des Basses-Terres va limiter l'expansion vers le nord des aires de répartition de plusieurs espèces. Ces déplacements, dus aux changements climatiques, sont attendus des Adirondacks et des Appalaches vers les Laurentides.

Les paysages peuvent être gérés pour conserver la vie sauvage, en facilitant le mouvement des animaux, de façons variées et à différentes échelles. La contribution de chacune des parcelles d'habitats, ainsi que la persistance des corridors entre ces parcelles peuvent être estimées, en termes de leur importance quant au maintien de l'inter-connectivité et de la traversabilité du paysage pour différentes espèces. La priorité se doit d'être donnée aux parcelles ainsi qu'aux corridors qui facilitent les mouvements de ces espèces à plusieurs échelles. Cependant, ces parcelles et ces corridors sont rares, car la plupart ne sont importants que pour un petit éventail d'espèces et d'échelles de mouvement. L'établissement de priorités de conservation pour ces parcelles d'habitats et ces corridors requiert une analyse des compromis spatiaux de façon à maximiser la capacité de connectivité totale qui peut être atteinte pour un pourcentage d'aires protégées donné, et ce à toutes les échelles et pour toutes les espèces.

Moins de 2% des Basses-Terres est présentement formellement protégé, mais de nouvelles aires potentielles sont en cours d'identification via une initiative entre plusieurs agences, coordonnée par le Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC; Jobin et al. 2018). Dans le cadre de cette initiative, un projet fut lancé en 2017 pour prioriser les écosystèmes forestiers et aquatiques des Basses-Terres en fonction de leur contribution à la connectivité écologique. Ce projet implémente et améliore une nouvelle approche que nous avons développée pour estimer la connectivité des habitats des paysages très fragmentés. Cette méthode permet d'identifier les habitats résiduels qui contribuent le plus au maintien de la connectivité à plusieurs échelles (Rayfield et al. 2016) et pour plusieurs espèces (Albert et al. 2017). L'approche complète intègre des prévisions climatiques ainsi qu'un modèle de changement d'occupation des sols, de façon à prendre en compte les principales incertitudes

concernant les niveaux futurs de connectivité. La phase 1 du projet, complétée en mars 2018, consistait en une analyse préliminaire de la qualité de la connectivité du réseau actuel des milieux naturels terrestres des Basses-Terres pour un éventail de cinq espèces-cibles (Rayfield et al. 2018). Ce rapport présente la phase 2 du projet qui comporte : 1) une amélioration des modèles de qualité d'habitat et de connectivité ; 2) une identification des priorités de conservation spatiale basées sur les critères de qualité et de connectivité dérivés de l'utilisation du territoire.

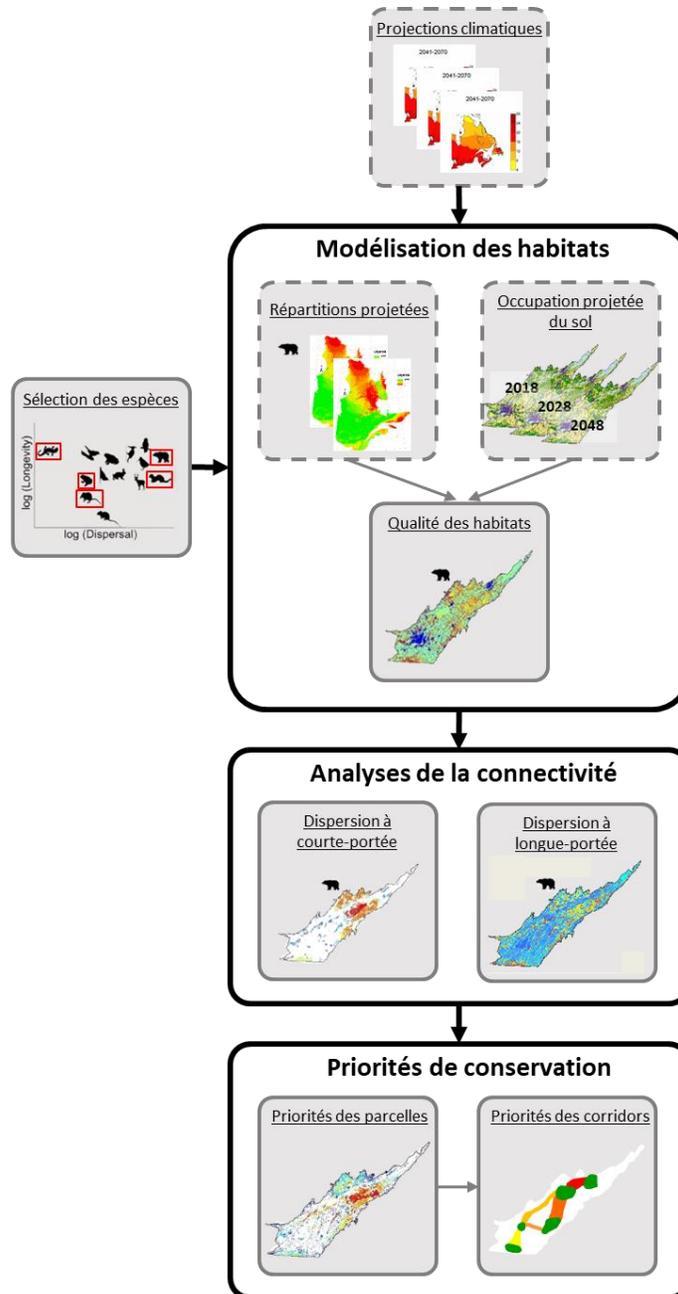
## 2. Méthodes

### 2.1 Aperçu du modèle

De par nos travaux antérieurs, nous avons développé une approche novatrice pour prioriser les zones de conservation pour des paysages soumis aux changements climatiques et aux pressions de développement. Cette approche se base sur des données, présentes ou inférées, de connectivité pour un éventail d'espèces (Figure 1 ; Rayfield et al. 2016 ; Albert et al. 2017). Elle intègre des prévisions futures sur le climat et sur l'utilisation du territoire, et prend en compte l'incertitude de l'estimation de ces prédictions. Notre méthode estime la connectivité à courte et longue distance de façon à identifier les priorités de conservation sur l'ensemble du paysage. Cette approche fut originalement appliquée à la région du sud-ouest des Basses-Terres autour de Montréal (~16,77 km<sup>2</sup> ; Albert et al. 2017).

Plus récemment, durant la phase 1 de ce projet, nous avons appliqué le modèle multi-espèces de connectivité des habitats d'Albert et al. (2017) à la totalité des Basses-Terres du Saint-Laurent, du nord-est de Québec au sud-ouest de Montréal (~29,342 km<sup>2</sup> ; Rayfield et al. 2018). En phase 2 de ce projet, nous améliorons nos analyses de connectivité. Nous les appliquons pour identifier non seulement les parcelles d'habitats les plus importantes mais aussi les corridors entre parcelles qui représentent des priorités en termes de conservation, en se basant sur le climat actuel et sur l'actuelle occupation des sols (utilisation du territoire). Cette phase 2 couvre donc les quatre étapes de notre approche de conservation de la connectivité :

- 1) Sélection des espèces-cibles, en visant une représentation de la diversité régionale des besoins des espèces en termes de qualité d'habitat et de connectivité.
- 2) Modélisation de la qualité des habitats et de la résistance du paysage pour ces espèces-cibles, selon une collection de cartes (incluant occupation du sol, densité et âge des forêts) et de paramètres spécifiques à chacune des espèces (incluant la convenance des différentes catégories d'occupation des sols pour chaque espèce, taille minimum requise des parcelles d'habitats et résistances des différentes catégories d'occupation des sols).
- 3) Évaluation de la contribution des parcelles d'habitats au maintien de la connectivité à courte et longue distances pour toutes les espèces cibles, selon des cartes de convenance et de résistance du paysage (produites à l'étape précédente).
- 4) Identification des parcelles d'habitats et des corridors représentant des priorités de conservation, basée sur les cartes de connectivité et de convenance spécifiques à chaque espèce (produites aux étapes précédentes).



**Figure 1.** Représentation graphique de notre approche. Les projections de convenue des habitats pour chaque espèce sont générées à partir des effets directs du climat sur la distribution des espèces, et ses effets indirects sur les catégories d’occupation des sols. La connectivité des habitats potentiels est estimée pour chaque espèce de façon à produire des cartes qui quantifient la contribution de chaque parcelle au maintien de la connectivité à courte et longue distances. Les priorités de conservation spatiales sont dès lors identifiées selon l’importance des parcelles et des corridors entre ces parcelles suivant des critères de qualité et de connectivité. Les parties du graphique en pointillé ne sont pas incluses dans la présente phase du projet dont ce rapport fait état. La phase actuelle (phase 2) dérive les priorités de conservation uniquement à partir de données présentes de climat et d’utilisation du territoire.

## **2.2 Zone d'étude**

Les Basses-Terres du Saint-Laurent bordent le fleuve du Saint-Laurent, qui prend sa source aux Grands Lacs et se jette dans l'Océan Atlantique (Figure 2). Notre zone d'étude comprend l'écorégion dite des Basses-Terres du Saint-Laurent dans la province de Québec, qui inclut Montréal à l'ouest et Québec à l'est. L'aire totale à l'étude est de 30 156 km<sup>2</sup>, dont 23% est composé de forêts et 8% de milieux humides. Les Basses-Terres sont dominées par l'agriculture et le développement urbain. Les habitats forestiers et milieux humides sont fragmentés en une multitude de petites parcelles.

## **2.3 Sources des données**

### *Couvertures terrestres*

Les données d'utilisation du territoire, aussi nommées « occupation des sols » pour les Basses-Terres du Saint-Laurent proviennent du MELCC (fichier de forme «PASL\_Occ\_Sol », ECCC et MDDELCC 2018) ainsi qu'un raster « Ras\_FED\_aout2017\_calss\_det.tif » qui correspond au champ « Classe détaillée » du fichier. Nous utilisons donc ce raster d'une résolution de 10m par 10m comme notre carte de base mais avons dû procéder à une régularisation des éléments linéaires de la carte (telles que les routes, marges agricoles et terres en friches). Pour ce faire, nous avons extrait ces éléments linéaires du fichier vectoriel pour les transformer en raster à haute résolution (2m par 2m). Puis nous avons ré-échantillonné ces rasters à une résolution plus large de 10m par 10m avant de les superposer à la carte de base. Finalement, nous avons ré-échantillonné la carte finale à la résolution de 30m par 30m de façon à réduire le nombre total de pixels et le temps total de calcul pour nos analyses. La contiguïté des éléments linéaires fut clairement préservée durant le ré-échantillonnage. Nous avons reclassifié notre carte de façon à ce que les différentes catégories d'occupation des sols correspondent à celles utilisées par Albert et al (2017), pour pouvoir appliquer les mêmes valeurs de convenance des habitats, propres à chaque espèce (Table A1 ; Table A6).

Les données d'occupation des sols pour la région aux alentours de notre zone d'étude proviennent du MELCC sous la forme d'un raster de 30m par 30m (« Occ\_sol\_2014\_recl\_FED\_10m\_aout2017.tif » ; Bissonnette et al. 2016). Ces données agissent comme un tampon autour des Basses-Terres de façon à minimiser les effets de bordure durant les analyses de connectivité. Ces données couvrent une partie de l'Ontario et des États Unis. Les catégories d'utilisation des sols de ces cartes furent aussi reclassifiées de façon à suivre la nomenclature de Albert et al. (2017) et pour que les mêmes valeurs de convenance des habitats propres à chaque espèce puissent être utilisées (Table A1 ; Table A6)

La couverture totale de nos données d'occupation des sols, combinant les données recouvrant et entourant les Basses-Terres, est illustrée dans la Figure 2. La carte raster résultante possède les dimensions suivantes : 9 524 x 13 197 pixels (125 688 228 pixels). Les Basses-Terres couvrent 27% de l'aire totale, et la zone tampon couvre 65% (92% de l'aire totale). La portion restante de la carte recouvrant les États-Unis est vide (NA). Cette résolution de 30m par 30m correspond à la résolution utilisée par Albert et al. (2017).



**Figure 2.** Contexte géographique et échelle de la zone d'étude (panneau supérieur) ; distribution spatiale des différentes catégories d'occupation des sols à l'intérieur des Basses-Terres et de la zone tampon (panneau inférieur). Les trois plus larges aires urbaines le long du fleuve Saint-Laurent sont, du nord au sud, les villes de Québec, Trois-Rivières, et Montréal.

### *Données routières supplémentaires*

Des données routières supplémentaires furent fournies par le MELCC sous la forme d'un raster de 10m par 10m, dérivés de la Base de données Topographique du Québec, BDTQ (1 :20000). Nous avons ré-échantillonné ce raster à la résolution de 30m par 30m en assurant la contiguïté de ces routes. Les routes du réseau du BDTQ qui n'étaient pas encore présentes dans nos cartes furent surimposées et reclassifiées en routes majeures et routes mineures (Table A1). Ces données couvrent les Basses-Terres mais aussi la partie de la zone tampon contenue à l'intérieur du Québec. Nous n'avons pas inclus de données supplémentaires pour la partie de la zone tampon recouvrant l'Ontario et les États Unis.

### *Age et densité des espaces forestiers*

Les cartes raster (au format 10m par 10m) contenant les données d'âge et de densités des espaces forestiers, proviennent du MELCC et se basent sur le Système d'Information Forestier (SIEF du 4e décennal ; MFFP 2016). L'âge (Tableau A3) et les classes de densités (Tableau A4) sont regroupés pour correspondre aux classes utilisées par Albert et al. (2017). De même, nous avons ré-échantillonné ces rasters à la résolution de 30m par 30m. Ces données d'âge et de densité couvrent la même zone que nos données routières supplémentaires : les Basses-Terres et la partie de la zone tampon au Québec, mais pas l'Ontario et les États-Unis.

### *Drainage du sol et dépôts de surface*

Les cartes raster (au format 10m par 10m) contenant les données de drainage du sol et de dépôts de surface, proviennent du MELCC et se basent sur le Système d'Information Forestier (SIEF du 4eme décennal ; MFFP 2016). Les classes de dépôts de surface (Tableau A4) sont regroupés pour correspondre aux classes utilisées par Albert et al. (2017). À nouveau, nous avons ré-échantillonné ces rasters à la résolution de 30m par 30m. Les données de drainage du sol n'ont pas été re-classifiées. Ces données de drainage et de dépôts couvrent la même zone que nos données routières supplémentaires : les Basses-Terres et la partie de la zone tampon au Québec, mais pas l'Ontario et les États-Unis

### *Aires protégées*

Les données d'aires protégées, sous la forme d'un raster au format de 10m par 10m, furent fournies par le MELCC (Jobin et al. 2018). Ce raster inclut les aires publiques ou privées, et plus précisément toutes les « parcelles d'habitat situées en tout, en partie ou contiguës à des aires protégées inscrites au Registre des aires protégées au Québec (sauf les habitats fauniques désignés ; en date de janvier 2017 ; MELCC, 2018) ou inscrites au répertoire des milieux naturels protégés situés en terres privées sur lesquelles des mesures de conservation s'appliquent » (Jobin et al. 2018). Les aires protégées couvrent 1.75% des Basses-Terres (Figure 6).

## **2.4 Choix des espèces**

Nous avons sélectionné un groupe de cinq espèces-cibles représentatives des besoins en connectivité des habitats forestiers des Basses-Terres : la grande musaraigne (*Blarina brevicauda*), la martre d'Amérique (*Martes americana*), la salamandre rayée (*Plethodon cinereus*), la grenouille des bois (*Rana sylvatica*), et l'ours noir (*Ursus americanus* ; Tableau 1 et Tableau A5). Ces 5 espèces-cibles forment un sous-ensemble des 14 éco-profilés identifiés par

Albert et al. (2017), chacun représentant une espèce de mammifère, d'oiseau ou d'amphibien habitant les Basses-Terres du Saint-Laurent (Beier et al. 2011). Les 14 espèces utilisées par Albert et al. (2017) ont été sélectionnées pour refléter la diversité régionale en termes de besoins en habitats et en connectivité, mais aussi en fonction de leur vulnérabilité à la fragmentation des habitats et aux changements climatiques. Une étude complémentaire à Albert et al. (2017) a démontré que les priorités de conservation identifiées pour ce plus petit groupe d'espèces retient jusqu'à 98% de nos critères de conservation, et possèdent un haut niveau de redondance spatiale (Index de Jaccard = 0.74) avec les zones de conservation prioritaires identifiées pour le groupe total de 14 espèces (Meurant et al., 2018).

## ***2.5 Qualité des habitats, parcelles, et cartes de résistance***

Suivant Albert et al. (2017), les cartes de parcelles d'habitats et de résistance requises pour l'analyse de connectivité écologique sont dérivées de modèles de qualité des habitats. Les modèles de qualité des habitats sont largement utilisés dans les programmes de conservation à grande échelle, pour évaluer les besoins en habitats de chaque espèce selon différents facteurs environnementaux (e.g. couverture terrestre, type de forêt, distance aux zones humides ; Tableaux 1 et 2). En se basant sur ces cartes de qualité, nous avons délimité des parcelles en regroupant des pixels d'habitat. Ces parcelles devaient former des groupes de pixels d'une taille relativement large, et être assez proches les uns des autres pour être regroupés en zones utilisables par chaque espèce. Puis, nous avons assigné à chaque pixel de notre matrice autour de ces parcelles une valeur de résistance qui représente le degré potentiel de chaque pixel à limiter les mouvements entre les parcelles. Ces valeurs sont assignées en se basant sur les caractéristiques sous-jacentes du paysage et les cartes de qualité (Adriaensen 2003). Plus de détails sur les méthodes exactes utilisées pour générer les cartes de qualité, de parcelles et de résistance, peuvent être trouvées dans Albert et al. (2017). Cependant, nous donnons un aperçu de ces méthodes dans les paragraphes suivants. Toutes ces méthodes de modélisation de la qualité des habitats ont été implémentées en utilisant l'interface GRASS/R et les fonctions du package GRASS (Bivand 2000).

### *Qualité des habitats*

Nous avons modélisé la qualité des habitats pour chacune des cinq espèces-cibles selon des facteurs environnementaux liés à la composition du paysage (couverture terrestres, type de forêts ; Tableau 1). De plus, pour certaines espèces nous avons ajouté des facteurs plus complexes tel que la distance aux zones humides pour la grenouille des bois (Tableau 2).

Pour ce faire, nous avons pris comme point de départ la carte raster (de résolution 30m par 30m) composée des 15 différentes classes de couvertures terrestres (voir Section 2.3 pour les détails). Pour chaque zone forestière, nous avons inclus des données d'âge et de densité de forêt. À chaque classe de couverture terrestre (Tableau A6), classe d'âge de forêt (Tableau A7) et classe de densité de forêt (Tableau A8) furent attribuée une valeur de qualité spécifique à chaque espèce-cible (basée sur une révision exhaustive de la littérature scientifique, dont les détails sont fournis dans Albert et al. 2017). Le calcul ayant produit la carte finale de qualité est le suivant :  $\text{qualité} = \text{qualité de la couverture terrestre} * \text{qualité en fonction de l'âge de la forêt considérée}/100 * \text{qualité en fonction de la densité de la forêt considérée} /100 *$  (les valeurs finales varient de 0 à 100). Nous voulions aussi prendre en compte la configuration du paysage.

Nous avons introduit des multiplicateurs (variant entre 0 et 1) pour réduire la valeur de qualité de certains pixels (Tableau 2). Nous avons utilisé la distance aux routes majeures en tant que multiplicateur pour toutes les espèces utilisant des classes de distance spécifiques (Tableau A10). Les autres multiplicateurs spatiaux spécifiques à chaque espèce sont donnés dans les tableaux A9 – A16.

Tous ces facteurs environnementaux furent combinés pour former une valeur finale de qualité d'habitat, obtenue en multipliant notre carte de qualité originale par les multiplicateurs spatiaux. Suivant les recommandations du Corridor Design Project (<http://corridordesign.org/>), la qualité est une variable sans unité qui décrit les besoins et les préférences de chaque espèce. La qualité varie entre 0 et 100, et peut être divisé en catégories interprétable biologiquement : 0 = absence d'utilité de l'habitat, < 30, l'habitat est évité, 30-60 = l'habitat est utilisé occasionnellement (absence de reproduction), 60-80 = l'habitat est systématiquement utilisé pour la reproduction, 80-100 = habitat optimal pour la reproduction et la survie de l'espèce. Les pixels comprenant des valeurs d'habitat supérieur ou égal à 60 furent considérés comme habitats potentiels. Le potentiel est inclus dans la carte raster en tant que valeur binaire (0 ou 1, potentiel absent ou présent).

#### *Parcelles d'habitat*

Nous avons adopté une approche centrée sur les besoins individuels des organismes pour délimiter les parcelles d'habitats, en se basant de la carte binaire d'habitats potentiels mentionnée ci-dessus, et en prenant en compte deux facteurs : la taille minimale des parcelles utilisables, et la taille d'intervalle traversable spécifique à chaque espèce (Tableau 1). Délimiter des parcelles d'habitats fonctionnels en se basant sur la disposition d'une espèce à franchir des écarts de petite taille entre parcelles reflète mieux la perception de l'espace propre à cette espèce (Baguette 2007) que les délimitations d'habitats « structurels » uniquement basés sur la proximité des pixels qui dépendent largement de la précision de l'analyse (i.e. la résolution du raster). Nous avons groupé plusieurs parcelles structurelles en une seule parcelle quand la distance entre ces parcelles était plus petite que la taille d'intervalle traversable par une espèce (Tableau 1 ; Girvetz 2007). Ce regroupement fut effectué d'abord en calculant les distances entre tous les pixels d'habitat, puis en appliquant un filtre passe-haut par-dessus cette carte des distances, ce qui permet d'identifier la distance maximale dans une fenêtre circulaire mobile d'un diamètre correspondant à la taille d'intervalle franchissable. Les pixels situés à moins de la moitié de la taille d'intervalle franchissable pour une certaine espèce furent convertis en habitat, ce qui permit de créer des petits ponts de pixels entre les habitats.

Cette étape, qui consiste à créer des ponts entre des parcelles d'habitat structurels selon leur appartenance à ces parcelles, est essentielle car l'analyse de connectivité requiert que les nœuds d'habitat dans l'espace se composent de pixels d'habitats contigus. Puis, nous avons filtré ces parcelles selon un critère de taille (Tableau 1). Les parcelles d'une taille supérieure à la taille minimale en dessous de laquelle cette parcelle ne peut assurer le maintien de l'espèce furent utilisées comme des nœuds dans notre analyse de connectivité. Les parcelles de taille inférieure à cette valeur minimale furent considérées comme partie intégrante de la matrice de paysage qui entoure les nœuds d'habitats, et furent assignées une valeur de résistance basse (Tableau A17) de façon à refléter leur rôle comme potentiel habitat transitoire.

**Tableau 1.** Traits caractéristiques et préférences en termes d’habitat pour nos cinq espèces-cibles. Les préférences d’habitat (indiquées par des X) et les caractéristiques des parcelles sont utilisées pour modéliser la convenance des habitats dans les Basses-Terres du Saint-Laurent (adapté de Albert et al. 2017).

Nom commun	Nom scientifique	Ordre	Longévité (ans)	Dispersion <sup>a</sup> (m)		Forêt <sup>b</sup>				Friche	Parcelle <sup>c</sup>	
				max	min	D	M	C	Type		M	G
 Grande musaraigne	<i>Blarina brevicauda</i>	Insectivora	1,5	459	39	X	X		dense/vieille		1	0
 Martre d'Amérique	<i>Martes americana</i>	Carnivora	7,0	46659	220		X	X	vieille		150	120
 Salamandre rayée	<i>Plethodon cinereus</i>	Caudata	20,0	16	10	X	X		dense		0,27	0
 Grenouille des bois	<i>Rana sylvatica</i>	Anura	3,5	564	39	X	X	X	dense		0,5	0
 Ours noir	<i>Ursus americanus</i>	Carnivora	12,5	55088	236	X	X		dense	X	1200	60

<sup>a</sup>Distance de dispersion médiane basée sur la dispersion natale (maximum) ou d’écart franchissable (minimum) en mètres.

<sup>b</sup>Abréviations : D, Caduques ; M, Mixte caduques et conifères; C, Conifères.

<sup>c</sup>Abréviations : M, Aire minimum de la parcelle en hectares; G, taille d’intervalle en mètres.

**Tableau 2.** Préférences supplémentaires incluses dans nos modèles de convenance des habitats (indiquées par des X). Ces éléments sont inclus sous la forme de facteurs multiplicateurs (allant de 0 à 1) de façon à réduire davantage la convenance des pixels concernés).

Nom commun	Drainage du sol	Dépôts de surface	Distance aux ...					
			routes majeures	routes mineures	aires urbaines	lisières de forêt (de l’intérieur)	forêts (de l’extérieur)	zones humides
 Grande musaraigne	X		X					
 Martre d'Amérique			X					
 Salamandre rayée	X		X	X		X		
 Grenouille des bois			X				X	X
 Ours noir		X	X		X		X	

### *Carte de résistance*

Nous avons assigné à chaque classe d'occupation du sol, et pour chaque espèce, une valeur reflétant la résistance de cet habitat aux mouvements des organismes (Tableau A17 ; Figures A3, A16 – A20). Ces classes furent ordonnées selon leur capacité à faciliter le mouvement des organismes. La classe la plus propice aux mouvements pour chaque espèce reçut une valeur de 1. Les classes suivantes reçurent une valeur doublant à chaque décrémentation en qualité (i.e. 2, 4, 8, 16, 32) résultant en cinq classes de résistance au total (Tableau A17). Ces valeurs de résistance relative sont dérivées d'une révision exhaustive de la littérature scientifique sur le sujet (voir Albert et al. 2017 pour les détails).

## **2.6 Analyse de la connectivité des habitats**

### *Connectivité des réseaux d'habitats pour chaque espèce*

Pour chaque espèce-cible, nous avons produit un réseau d'habitat en connectant les parcelles d'habitats (i.e. les nœuds du réseau) par des chemins dits « de moindre coûts » (i.e. les liens du réseau). Par le biais de graphes planaires (Fall et al. 2007), nous avons joint les nœuds en une chaîne de façon à ce que chaque paire de nœuds soit directement connectée, ou indirectement connectée par le moyen d'un ensemble de liens et de nœuds. Ces graphes planaires permettent d'identifier les chemins de plus faible coût entre les périmètres des nœuds d'habitats, et de minimiser la résistance le long de ces chemins.

Nous avons ensuite produit le graphe planaire minimum pour la totalité de notre zone d'étude (Basses-Terres et zone tampon). Ce graphe fournit les réseaux de parcelles nécessaires au calcul de la connectivité à longue distance (centralité intermédiaire). Nous avons ensuite identifié le sous-ensemble parmi le réseau recouvrant l'intérieur des Basses-Terres (désigné « Réseau des habitats des Basses-Terres ») que nous avons utilisé pour mesurer la connectivité à courte distance (centralité à courte distance et dCE). Seules les parcelles d'habitats contenues au moins à 80% dans les Basses-Terres furent retenues dans le réseau. Seuls les liens reliant directement deux parcelles contenues dans le Réseau des habitats des Basses-Terres furent conservés dans le Réseau.

### *Analyses de connectivité à courte distance*

Nous avons ainsi analysé le Réseau des habitats des Basses-Terres pour estimer l'importance des parcelles d'habitats pour le maintien de la connectivité à courte distance pour chaque espèce-cible. Nous avons calculé deux indices complémentaires pour mesurer la connectivité du réseau : 1) Centralité intermédiaire de courte distance (Freeman 1978) et 2) importance de la parcelle, basé sur la différence de connectivité équivalente (ou dCE; Saura 2011).

La centralité intermédiaire de courte distance quantifie le point auquel un nœud (parcelle) du réseau peut assumer le rôle de « tremplin » pour promouvoir les mouvements entre les autres nœuds non-adjacents dans le réseau. C'est une mesure de « l'intermédiarité » d'une parcelle et se calcule en divisant le nombre de chemins le plus court et de moindre résistance passant par cette parcelle, par le nombre total de ces chemins présents dans le réseau. Cet indice de centralité mesure, pour chaque parcelle, sa contribution à l'inter-connectivité des Basses-Terres.

L'importance de la parcelle, basée sur la différence de connectivité équivalente (ou dCE), est calculée via une méthode qui permet d'évaluer l'impact d'une parcelle sur la valeur de connectivité équivalente (CE) pour le réseau entier (Saura 2007). Cette méthode consiste à retirer systématiquement chaque parcelle de l'analyse pour estimer l'impact de chaque parcelle. La CE d'un réseau fournit une mesure de l'aire qu'une parcelle devrait assumer pour générer la même connectivité que le réseau entier. La CE mesure à la fois la connectivité entre les parcelles et à l'intérieur des parcelles. Nous avons utilisé une mesure d'aire pondérée par la valeur moyenne de qualité de la parcelle. Pour le calcul de la CE, les mouvements des espèces à travers le réseau sont modélisés par une fonction de dispersion qui estime le flux de dispersion, i.e. la probabilité qu'un individu se déplace entre deux nœuds donnés (Urban et Keitt 2001). Nous avons paramétré deux fonctions exponentielles négatives pour estimer les flux de dispersion. Ces flux sont basés sur deux variables : la distance d'écart franchissable (minimum) et la distance natale de dispersion (maximum), chacune spécifique à l'espèce (Tableau 1). Le calcul de la dCE selon ces deux fonctions de dispersion a fourni deux estimations : une basse (dCE d'écart franchissable), et une haute (dCE natale) pour chacune des espèces-cibles (voir Albert et al. 2017 pour plus de détails).

Toutes les analyses de réseau furent faites dans R-3.4.3 (« R Core Team 2017 ») par le biais du package « grainscape » (v0.3.0.9 disponible à <http://grainscape.r-forge.r-project.org>) pour identifier le graphe planaire le plus minimal. Un autre package, « igraph » (v1.1.2 Csardi et Nepusz, 2006), fut utilisé pour calculer les indices de réseau, exception faite des indices dCE qui ont été calculés en se servant de Julia v1.1.

#### *Analyses de connectivité à longue distance*

Nous avons estimé l'importance de chaque parcelle d'habitat pour le maintien de la connectivité à longue distance pour chaque espèce cible, basé sur des modèles complémentaires de réseau et de circuit de notre zone d'étude (à l'intérieur des Basses-Terres du Saint-Laurent et de notre zone tampon). Nous avons ainsi calculé la centralité intermédiaire (Freeman 1978), basée sur la totalité du réseau d'habitat et la densité du courant (McRae et al. 2008), basé sur un modèle de circuit.

La centralité intermédiaire à longue distance quantifie le degré auquel un nœud (parcelle) du réseau peut assumer le rôle de « tremplin » pour promouvoir les mouvements entre les autres nœuds non-adjacents dans le réseau, à travers la totalité du réseau, que ce soit dans les Basses-Terres ou les chaînes de montagnes environnantes (en particulier les Laurentides et les Appalaches). Le même calcul pour la centralité fut utilisé pour la longue distance que pour la courte distance : en divisant le nombre de chemins le plus court et de moindre résistance passant par cette parcelle, par le nombre total de ces chemins présents dans le réseau. La centralité à longue distance caractérise la traversabilité du réseau pour des individus se déplaçant à travers le paysage, mettant en relief les mouvements entre les chaînes de montagnes.

Notre analyse de circuit a permis d'évaluer la connectivité à longue distance du réseau pour chaque espèce-cible. Cette analyse mesure la « traversabilité » du paysage selon la conductance de chaque pixel (McRae et al. 2008). La conductance est donnée par l'inverse de la résistance. Nous avons calculé l'importance de chaque pixel selon sa contribution à la connectivité à travers plutôt qu'à l'intérieur du réseau. Ceci est basé sur le flux (i.e. densité) du

courant à travers le paysage. L'approche utilisée pour les analyses de circuit est dite « de mur à mur » et se fait sans quadrillage de la zone d'étude, produisant un flux de courant omnidirectionnel (dans toutes les directions). Nous fûmes capables de procéder à l'analyse complète de notre zone d'étude en utilisant la nouvelle implémentation de Circuitscape (Julia 1.0 Circuitscape ; McRae et al. 2009) qui fait usage de Julia v1.1.

### *Résumés de connectivité et qualité des habitats*

Nous présentons ici les résultats de nos analyses de connectivité et de qualité des habitats (pour chaque espèce et multi-espèces) sous forme de cartes pour : la centralité des nœuds à courte distance, la dCE selon la distance d'écart franchissable et de dispersion natale, la qualité d'habitat, la centralité des nœuds à longue distance, le flux du courant et la qualité des habitats. Chaque carte multi-espèces fut générée en additionnant les cartes individuelles correspondantes pour chaque espèce (portant des valeurs allant de 0 à 1), avec une plage de valeurs possibles allant de 0 (mauvais pour toutes les espèces-cibles) à 5 (très bon pour toutes les espèces-cibles).

## **2.7 Priorisation spatiale des objectifs de conservation**

### *2.7.1 Parcelles d'habitat prioritaires*

Les analyses multi-espèces de connectivité des habitats incluses dans ce rapport ont produit trente cartes de qualité d'habitat et connectivité. La prochaine étape est de synthétiser ces résultats pour produire une évaluation de priorisation spatiale pour la conservation des milieux naturels de la région. Les approches de priorisation de conservation spatiale se concentrent sur l'allocation stratégique et spatialement explicite des ressources disponibles aux organismes de conservation. Le principe déterminant ces priorisations de conservation est la complémentarité. Le principe de complémentarité se définit ainsi : « les avantages de toutes les actions de conservation dans le paysage doivent être évalués conjointement et les conséquences à long terme des interactions entre ses actions doivent être mesurées simultanément » (Moilanen, 2008). Les parcelles de milieux naturels devraient se compléter, plutôt que dupliquer les caractéristiques naturelles déjà présente au sein du système (Pressey et al., 1993). La complémentarité est une des composantes clés d'une série de concepts de base qui guident la hiérarchisation spatiale en conservation.

Une démarche de priorisation, appliquée à nos cartes de qualités d'habitat et de connectivité, identifie les zones les plus importantes en termes de conservation, en se basant sur des compromis optimaux entre les différents besoins des espèces-cibles. D'autres critères de conservation, tel que les zones de reproduction, les facteurs socio-économiques (coûts d'implémentations par exemple) pourraient aussi bien être inclus dans notre démarche, en complément de notre prise en compte de la qualité et de la connectivité des habitats. Le résultat est un classement de chaque pixel des zones naturelles des Basses-Terres selon son importance pour la conservation, et qui prend en compte tous les critères simultanément. On définit ici comme « zone naturelles », tout type d'occupation des sols qui représente un habitat potentiel pour nos espèces-cibles : forêts, zones humides, terres en friches, et zones peu perturbées (Tableau A1). Nous avons utilisé le logiciel d'aide à la décision Zonation v4 (Moilanen 2014, Moilanen 2011, Moilanen 2005) pour définir les priorités de conservation dans les zones naturelles des Basses-Terres du Saint-Laurent. L'algorithme de Zonation procède itérativement,

en supprimant un par un les pixels avec la valeur de conservation la plus basse et en recalculant la valeur de conservation pour chaque pixel restant. Cette méthode minimise la perte marginale en valeur de conservation à travers tout le paysage. L'ordre de suppression des pixels est choisi de façon à ce que les pixels moins prioritaires sont supprimés en premier. Le calcul de la valeur de conservation de chaque pixel est déterminé par la règle « pixel-retrait », une règle additive pour tous les critères, de sorte que la priorité est donnée aux pixels de hautes qualités qui contribuent à tous les types de connectivité. Les aires protégées dans les Basses-Terres ont été considérées comme une couche de masque et apparaissent nécessairement dans la fraction supérieure des priorités. À chacune des couches de qualité et de connectivité de nos espèces-cibles, furent attribuées un poids égal de 1 dans notre priorisation, à l'exception de la dispersion natale et d'écart franchissable (minimum) pour lesquelles seulement un poids de 0.5 fut donné. Nous avons appliqué une seconde règle, qui force les pixels à être retirés des bordures d'aires naturelles, minimisant la fragmentation des zones priorisées durant le processus de sélection. Puis, nous avons appliqué un facteur de déformation de 100 de façon à réduire le temps de calcul de l'algorithme de Zonation. Du fait que la distribution des valeurs de connectivité était désaxée sur la gauche, ces dernières furent transformées par logarithme, puis toutes les couches de connectivité et de qualité des habitats furent réduites à un intervalle de 0 à 1. Les priorités de conservation spatiale furent identifiées pour toutes les espèces-cibles simultanément, selon les 30 cartes de qualité d'habitat et de connectivité. De plus, des priorités spécifiques à chaque espèce furent identifiées selon 6 cartes de qualité et de connectivité uniques à chaque espèce. En plus des aires de conservation prioritaires, notre analyse a produit un ensemble de courbes qui décrivent la relation entre le maintien de la conservation selon chaque critère et la perte de milieux naturels sur le paysage.

### *2.7.2 Corridors prioritaires*

À ce jour, nous nous sommes concentrés sur l'importance des parcelles d'habitats pour la conservation de la connectivité. À cette analyse devrait s'ajouter une évaluation des corridors pour déterminer lesquels contribuent le plus au maintien de la connectivité multi-espèces à plusieurs échelles. Ceci impliquerait d'identifier les zones de faible résistance dans le paysage autour des parcelles d'habitats, dans le but d'y concentrer les activités de conservation. Typiquement, une région contient plusieurs corridors importants, et pour tirer le meilleur parti des ressources limitées des organismes de conservation, nous devons décider des corridors à conserver en premier. Deux étapes permettent de définir ces corridors prioritaires.

#### *L'identification des corridors potentiels*

Les corridors potentiels se définissent en termes des aires naturelles qu'ils connectent. Un corridor potentiel est en fait une région du paysage qui a le potentiel de maintenir ou de restaurer la connectivité entre des aires naturelles d'une importance cruciale pour une ou plusieurs espèce-cibles. Nous avons identifié tous les corridors potentiels parmi les 38 aires protégées des Basses-Terres du Saint-Laurent dont la superficie est supérieure à 150 hectares. Les corridors furent identifiés pour chacune de nos cinq espèces-cibles selon leur couche de valeur de résistance dérivées des cartes d'occupation des sols. Nous avons utilisé une combinaison de deux méthodes : analyses de moindres coûts et théorie des circuits (McRae et al. 2008), implémenté par le logiciel

Linkage Mapper (v2.0.01; McRae and Kavanagh 2011) dans ArcGIS 10.5.1. Nous avons donc utilisé l'outil "Construction du réseau et cartographie des corridors" pour calculer les corridors de moindres coûts selon les aires protégées et les cartes de résistances pour chacune des espèces-cibles. Les corridors de moindres coûts minimisent les coûts associés aux mouvements potentiels entre une paire spécifique d'aires protégées. Ces coûts sont calculés pour chaque pixel de la carte en faisant la somme pondérée des distances depuis chaque pixel aux aires protégées. La somme pondérée des distances entre un pixel et une aire protégée donnée est égal aux coûts accumulés le long d'une trajectoire passant par chaque pixel intermédiaire (i.e. la somme des valeurs de résistances des pixels multipliée par la taille du pixel – 30m dans le cas de cette étude). Par exemple, si un pixel est à une distance de 60 m d'une aire protégées (2 pixels), et que ces deux pixels ont une valeur de résistance de 2, les coûts accumulés le long d'une trajectoire à travers ces deux pixels est de 120m ( $=2*30m + 2*30m$ ). Cependant, s'il existe une route alternative qui passe par trois pixels, chacune avec une valeur de résistance de 1, le coût pour la distance associée serait de 90m ( $= 1*30m + 1*30m + 1*30m$ ). Le concept au centre de ces analyses est que les coûts associés avec un pixel augmentent avec la résistance du paysage aux alentours de l'aire protégée. Les cartes de corridors de moindres coûts montrent plusieurs corridors sur une seule carte. Ces corridors sont normalisés, et cette normalisation se fait en fonction de la distance pondérée minimale du corridor (la somme pondérée des coûts accumulés le long du chemin de moindre coût connectant la paire d'aires protégées). Les corridors normalisés varient de 0 (le meilleur chemin de moindre coût) et au-delà. La carte résultante est un raster avec chaque pixel ayant une valeur représentant l'écart par rapport au chemin de moindre coût.

Pour identifier les corridors potentiels qui se concentrent dans les portions de la carte qui sont pertinentes d'un point de vue de gestion des aires naturelles, les corridors peuvent être tronqués en choisissant un seuil spécifique à chaque espèce. Ceci requiert de prendre une décision concernant ces seuils, un large seuil résultant en des corridors plus larges en moyenne (les corridors rétrécissent quand ils passent par des zones de fortes résistances où la somme pondérée des coûts est plus grande). Nous avons choisi des seuils suivant les choix faits par une analyse comparable pour l'état de Washington, conduit par le Washington Wildlife Habitat Connectivity Working Group (WHCWG 2010), qui a identifié les corridors potentiels pour 16 espèces-cibles, y compris la martre d'Amérique et l'ours noir (deux de nos espèces-cibles). Nous avons choisi les seuils de 25km (grande musaraigne, salamandre rayée et grenouille des bois) et 75km (martre d'Amérique et ours noir) en termes de distances pondérées (WHCWG 2010). Ces valeurs ont produit des zones des corridors d'une largeur assez généreuse, ce qui fournit plusieurs choix alternatifs en termes de corridor à implémenter. La largeur des corridors reflète aussi l'incertitude autour des données spatiales, de nos modèles de résistance et autres paramètres utilisés dans notre modélisation du paysage. En d'autres termes, la précision nécessaire pour identifier des corridors plus étroits suggérerait une meilleure capacité à identifier les localisations exactes du paysage qui sont cruciales pour le mouvement des espèces-cibles (WHCWG 2010).

### *La priorisation des corridors*

Pour chacun des corridors potentiels spécifiques à chaque espèce, nous avons estimé leur niveau de priorité de conservation en pondérant plusieurs propriétés de ces corridors et des aires protégées qu'ils connectent avec l'outil Linkage Priority v2.0.0 (Gallo and Greene 2018) inclus avec Linkage Mapper v2.0.01. La priorité relative des corridors est basée sur l'idée que les corridors les plus courts et les plus perméables, qui connectent les aires de haute importance, sont prioritaires sur les corridors plus longs, moins perméables, qui ne connectent que des aires d'importance marginale. Nous avons estimé ces priorités selon la perméabilité de chaque corridors (i.e. la résistance moyenne au long de ce chemin de moindres coûts.), la proximité des aires protégées qui sont connectées par ce corridor, la centralité du corridor (i.e. par rapport au réseau entier) et la valeur moyenne des aires protégées qui sont connectées par ce corridor. Chacune de ces propriétés a un poids égal dans l'algorithme de priorisation. La valeur moyenne des aires protégées connectées par les corridors sont basées sur leur forme (aire et périmètre), leur résistance moyenne, et leur taille (chacun de ces trois facteurs furent donnés un poids de 1/3). Il serait possible d'inclure dans cette procédure un avis d'expert sur la vulnérabilité des corridors ou l'intégrité biologique des aires protégées.

Il est recommandé de minimiser les effets de "carryover" (report) de l'algorithme de Linkage Priority : quand la large valeur d'un corridor hautement prioritaire tamponne une aire protégée et gonfle artificiellement la valeur d'un corridor faiblement prioritaire adjacent à l'aire protégée. Ceci peut être évité en faisant correspondre la largeur des corridors des outils de Linkage Mapper et de Linkage Priority (Gallo and Greene 2018) en ajustant les corridors de l'outil Linkage Priority par le biais du paramètre "Proportion of Top Corridor Specific Priority Values to Keep" (proportion des valeurs de priorité du meilleur corridor à conserver), qui varie de 0 à 1. Nous avons donc choisi 0.01 comme valeur pour ce paramètre pour la grande musaraigne, la salamandre rayée et la grenouille des bois, et de 0.02 pour la martre d'Amérique et l'ours noir. Nous avons identifié les corridors prioritaires pour chaque espèce individuellement (ces valeurs de priorités varient de 0 à 1). Nous avons ensuite fait la somme de ces cartes individuelles pour produire une carte multi-espèces des corridors prioritaires (qui varie de 1 à 5).

### **2.8 Différences notables entre Phase I et Phase II du projet**

La phase 2 de ce projet poursuit le travail de la phase 1 selon plusieurs axes majeurs. En premier lieu, cette phase 2 conduit une priorisation des parcelles d'habitats et des corridors entre ces parcelles selon une estimation de leur contribution à la qualité et la connectivité des habitats à travers tout le paysage. Cette priorisation est une synthèse de toutes les cartes de connectivité produites, durant la phase 1, pour chaque espèce-cible. De plus, dans cette phase, les modèles de qualité des habitats pour nos espèces-cibles sont améliorés par l'ajout de critères additionnels de qualité (Table 2) : perfectionnement de la classification entre routes majeures et mineures et extension des analyses à une zone tampon autour des Basses-Terres. La phase 2 améliore aussi les analyses de connectivité en augmentant l'efficacité, ainsi que la portée spatiale, des analyses de réseaux et de circuit, et en incluant une mesure additionnelle de la connectivité à longue portée (la centralité à longue distance).

### 3. Résultats

Nous présentons ici un résumé des principaux résultats; veuillez consulter l'annexe pour un ensemble complet de résultats spécifiques à chaque espèce.

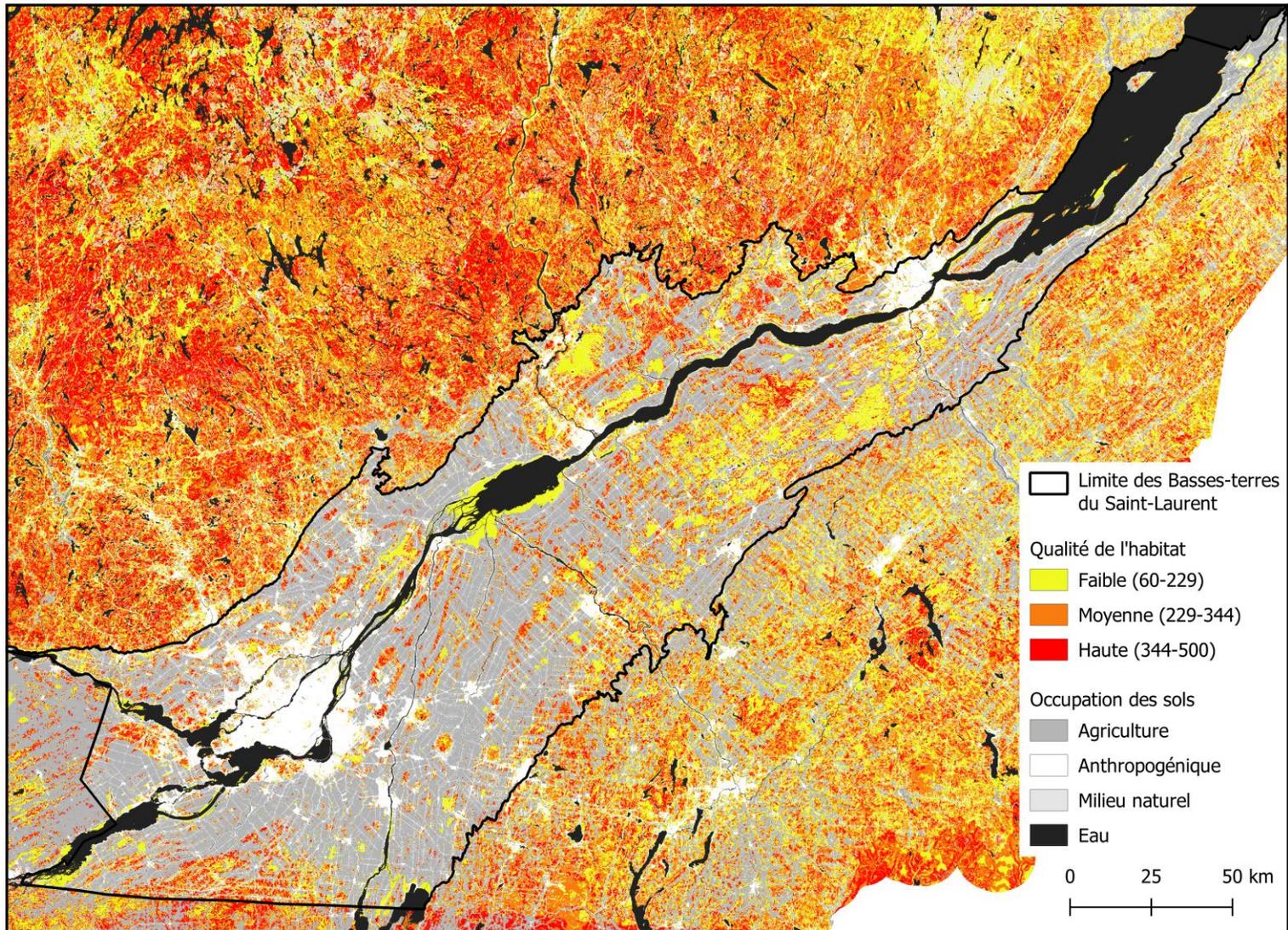
#### 3.1 Réseaux d'habitats pour chaque espèce-cible

##### Qualité de l'habitat et parcelles

Les zones naturelles constituent 31% des Basses-Terres, comparé à 67% de la zone tampon autour des Basses-Terres (Figure 1). La biodiversité terrestre dépend de ces zones naturelles et de leur qualité, mais aussi de leur composition et configuration. Ces zones incluent les forêts, les zones humides, les terres en jachères et les zones peu perturbées. La quantité totale d'habitat convenable pour chaque espèce-cible varie grandement, allant de 7% (martre d'Amérique) à 25% (grenouille des bois) des Basses-Terres du Saint-Laurent (Tableau 3). La qualité des habitats pour nos cinq espèces-cibles est la meilleure dans les Laurentides, au nord des Basses-Terres (Figure 3) mais la distribution dans l'espace de la qualité de l'habitat à travers les Basses-Terres varie entre espèces, reflétant leurs différentes caractéristiques et variations en besoins en habitat (Figures A1, A11 – A15). Ces différences sont sans surprises, considérant le groupe d'espèces-clés choisit pour représenter la diversité totale en termes de besoins d'habitat pour la région. Cependant, ces différences suivent aussi un gradient à l'intérieur des Basses-Terres, du sud-ouest avec des forêts de feuillus très fragmentées, au nord-est avec des forêts de conifères plus intactes. Ce gradient est responsable de la concentration dans la partie nord des Basses-Terres des habitats pour espèces qui nécessitent de larges parcelles (ours noir) ou des forêts de conifères (martre d'Amérique).

**Tableau 3.** Pourcentages d'habitats convenables (valeur de qualité supérieure ou égale à 60) pour chaque espèce-cible à l'intérieur et autour (zone tampon) des Basses-Terres du Saint-Laurent (BTSL).

Espèce	Portée Spatiale	Pourcentage
 Grande musaraigne	BTSL	12
	BTSL + zone tampon	26
 Martre d'Amérique	BTSL	7
	BTSL + zone tampon	22
 Salamandre rayée	BTSL	14
	BTSL + zone tampon	31
 Grenouille des bois	BTSL	25
	BTSL + zone tampon	38
 Ours noir	BTSL	19
	BTSL + zone tampon	47



**Figure 3.** Carte synthétique de la qualité des habitats pour l'ensemble de nos espèces-cibles à travers et autour de l'écorégion des Basses-Terres du Saint-Laurent. Les cartes de qualité pour chaque espèce (chacune variant de 60 à 100, voir les figures A1-A5) ont été additionnées pour créer cette carte synthétique (variant de 60 à 500).

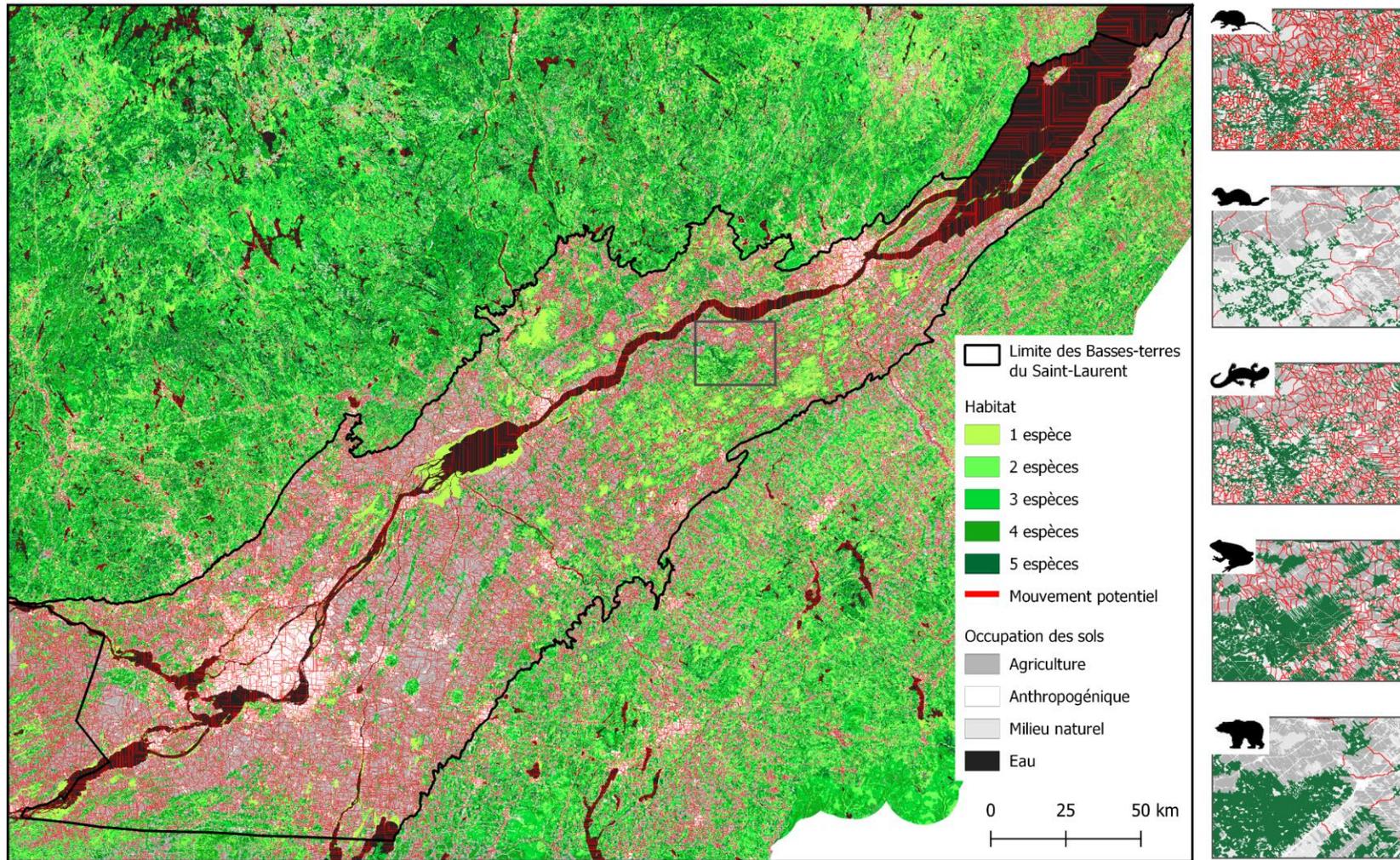
Les habitats jugés convenables (c'est à dire ceux avec une valeur de qualité supérieure ou égale à 60, Tableau 3, Figure 2, A1, A11 – A15) ne forment pas toujours des parcelles d'habitats (Tableau 4, Figure A2, A21 – A25), particulièrement dans la partie sud des Basses-Terres et dans la zone tampon pour les espèces qui requièrent une grande taille minimum de parcelle (i.e. le martre d'Amérique et l'ours noir). Réciproquement, les habitats d'espèces nécessitant des parcelles plus petites ou des forêts mixtes ou de feuillus, sont distribués plus également à travers l'intégralité des Basses-Terres. La qualité moyenne des parcelles d'habitat était la plus grande pour la grenouille des bois, qui fait usage des zones humides des Basses-Terres, en particulier aux alentours du lac Saint-Pierre et entre les villes de Québec et de Trois Rivières.

**Tableau 4.** Résumé des parcelles d'habitat dans le réseau d'habitat de chaque espèce-cible à l'intérieur et autour (zone tampon) des Basses-Terres du Saint-Laurent (BTSL).

Espèce	Portée Spatiale	Aire totale (ha)	Pourcentage	Nombre	Aire moyenne (ha)	Qualité moyenne
 Grande musaraigne	BTSL	333 867	11	31 826	10	75
	BTSL + zone tampon	2 832 383	27	134 489	21	75
 Martre d'Amérique	BTSL	91 446	3	226	307	76
	BTSL + zone tampon	2 487 371	24	1 321	1 882	77
 Salamandre rayée	BTSL	361 499	12	18 993	15	79
	BTSL + zone tampon	3 349 603	32	82 271	35	81
 Grenouille des bois	BTSL	668 972	22	16 978	36	94
	BTSL + zone tampon	3 827 493	37	40 754	79	90
 Ours noir	BTSL	245 758	8	71	2 444	72
	BTSL + zone tampon	5 061 074	49	293	13 132	76

### Réseaux d'habitats

Les réseaux d'habitats à l'intérieur des Basses-Terres pour chaque espèce-cible comportaient entre 71 (ours noir) et 31 826 (grande musaraigne) parcelles, avec une aire moyenne pour chaque parcelle allant de 10 à 2 444ha (Figure 4, Tableau 4). La valeur moyenne de qualité des parcelles varie entre 72 (ours noir) et 94 (grenouille des bois). Les réseaux individuels pour chaque espèce sont présentés dans les figures A11 à A15, et incluent tous les liens du graphe planaire minimum. Le haut degré de fragmentation structurelle de la forêt dans la partie sud des Basses-Terres mène à un réseau fragmentaire avec peu de parcelles et de longs liens pour l'ours noir et la martre d'Amérique, à l'opposé d'un réseau dense comportant beaucoup de parcelles et des liens courts pour le reste des espèces. La partie nord des Basses-Terres et de la zone tampon présente plus de connectivité intra-parcelle (à l'intérieur des parcelles) car les parcelles sont en moyenne plus large. Certains liens dans le réseau avaient des probabilités de dispersion très basses à cause de leur large coût cumulatif en termes de résistance (e.g. les liens passant au-dessus du fleuve Saint-Laurent), ce qui fut pris en compte par les indices de connectivité des réseaux (calculés en fonction de la probabilité de dispersion associée à chacun des liens).



**Figure 4.** Chevauchement spatial des réseaux d’habitats pour nos cinq espèces cibles. À gauche : la somme des cartes individuelles de réseaux d’habitat, pixel par pixel. Le chevauchement varie de une espèce (vert clair) à cinq espèces (vert foncé). Les liens de moindres coûts entre les parcelles sont en rouge. Dans les encadrés à droite : extraits des réseaux d’habitats pour chaque espèce (les réseaux complets sont donnés aux figures A21-A25). Les nœuds (en vert) sont connectés par des liens de moindre coûts (en rouge).

### **3.2 Connectivité à courte distance**

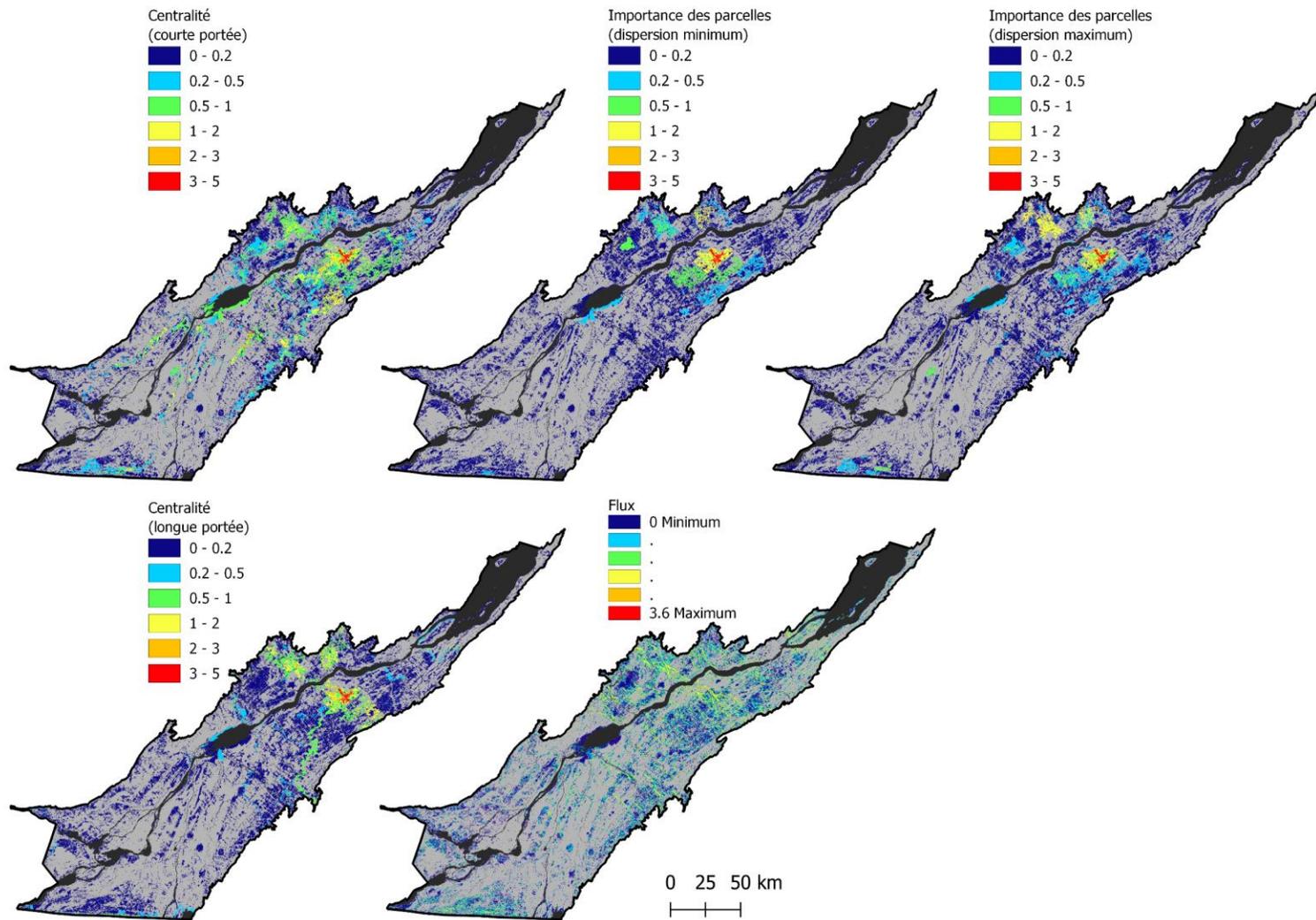
#### *Centralité courte distance*

La centralité intermédiaire mesure à quel point une parcelle contribue à maintenir la connectivité à courte distance, aussi bien dans le sud des Basses-Terres, très fragmenté, que dans le nord, plus intact. Les parcelles des zones forestières entre Trois-Rivières et Québec présentent une grande centralité intermédiaire pour toutes les espèces-cibles (Figures 5, A6, A31 - A35), et ce, d'est en ouest. Dans la partie sud de notre zone d'étude, les piedmonts des Adirondacks et les montagnes de la Vallée-du-Haut-Saint-Laurent présentent une valeur relativement élevée de centralité. Plusieurs séries de parcelles d'un certain niveau de centralité suivent un axe du nord-sud des Basses-Terres. Certaines de ces parcelles semblent correspondre à la ligne de Logan (e.g. grande musaraigne et salamandre rayée ; Figures A6, A31, A33). Une autre série de parcelles connecte les habitats au sud de Québec à ceux au nord de Montréal, suivant la rive sud du lac Saint-Pierre et continuant au nord du Saint-Laurent entre le lac Saint-Pierre et Terrebonne (e.g., grenouille des bois, Figures A6, A34). Des parcelles d'habitats d'un niveau de centralité plutôt moyen sont aussi présentes en Montérégie, joignant les habitats au sud de Québec et ceux des piedmonts des Adirondacks (particulièrement pour la grande musaraigne, la salamandre rayée, et la grenouille des bois ; Figure A6).

#### *Importance des parcelles d'habitats selon la dispersion minimale et maximale*

La dCE d'écart franchissable évalue l'importance des parcelles pour la connectivité à courte distance en se basant sur les mouvements quotidiens (minimaux) à travers les habitats inadéquats, tandis que la dCE natale évalue ces mêmes parcelles selon le rôle qu'elles jouent dans des situations de dispersions plus conséquentes (maximales), quand les jeunes quittent leurs habitats natifs pour rejoindre leurs lieux de reproduction. Bien que les deux soient des indices de connectivité à courte distance, ils considèrent des échelles de mouvements différentes, importantes pour la persistance des espèces des Basses-Terres. Les dCE rendent aussi compte de la connectivité intra-parcelle, ce qui veut dire qu'elles valorisent les parcelles les plus large et les plus intactes qui présentent beaucoup d'habitats interconnectés (Figures 5, A4, A5, A26 – A30). L'aire et la qualité des parcelles augmente la dCE quand l'échelle de dispersion est très petite, et donc la dCE d'écart franchissable souligne les parcelles les plus larges et les plus convenables pour chaque espèce, surtout les parcelles entre Trois-Rivières et Québec. Par exemple, la dCE d'écart franchissable est la plus grande dans la région à l'ouest de Québec pour la martre d'Amérique (Figures A4, A5, A27). En revanche, la dCE natale, paramétrée par des distances de dispersion plus larges, souligne comment certaines parcelles connectent de larges zones d'habitat de grande qualité au nord et au sud (e.g. ours noir, Figures A5, A30B). Certaines parcelles en Montérégie et d'autres, entre Trois-Rivières et Québec, contribuent plus à la dCE natale qu'à la dCE d'écart franchissable pour les espèces dont la dispersion natale et d'écart diffèrent beaucoup, i.e. martre d'Amérique et ours noir ; Figures A4, A27, A30). Pour la grande musaraigne, la salamandre rayée et la grenouille des bois, l'importance des parcelles que ce soit en termes de dCE natale ou d'écart franchissable est très similaire (Figures A4, A26, A28, A29) car les deux estimations de capacité de dispersion pour cette espèce sont plus proches (e.g., 10m vs. 16m pour la salamandre rayée ; Tableau 1).

## Une priorisation pour la conservation des milieux naturels des Basses-Terres du Saint-Laurent



**Figure 5.** Cartes multi-espèces de connectivité, résultant de l'addition des cartes spécifiques à chaque espèce (rapporté entre 0 et 1; Figure A8-A11). La valeur relative de chaque pixel dans les Basses-Terres est évaluée selon différents indices basés sur la connectivité à courte (centralité courte portée, importance des parcelles selon la dispersion minimale et maximale) ou longue distance (centralité longue portée et flux du courant, voir Section 2.6).

### **3.3 Connectivité à longue distance**

#### *Centralité longue distance*

La centralité à longue distance souligne les parcelles qui facilitent les mouvements entre les chaînes de montagnes : Les Laurentides, les Appalaches, et les Adirondacks. Les mouvements entre les Appalaches et les Laurentides sont principalement concentrés sur un corridor entre Trois-Rivières et Québec pour nos cinq espèces-cibles (Figures 5, A7, A31-A35). Les espèces-cibles les plus petites peuvent cependant suivre d'autres chemins, entre Saint-Hyacinthe et Drummondville (e.g. la grande musaraigne ; Figure A31) ou entre Drummondville et Victoriaville (la salamandre rayée et la grenouille des bois ; Figures A33, A34). Certaines parcelles entre les piedmonts des Adirondacks et les montagnes de la Vallée-du-Haut-Saint-Laurent facilitent aussi les mouvements à travers les Adirondacks et les Appalaches pour toutes les espèces sauf la martre d'Amérique. Les axes de mouvement direct entre les Adirondacks et les Laurentides, à travers les Basses-Terres, ne sont pas évidents au sud, due au manque criant de zones naturelles et de la confluence entre le fleuve Saint-Laurent et la rivière des Outaouais. Il est important de noter que bien que les cours d'eau principaux ne soient pas considérés comme un frein total aux mouvements pour nos espèces-cibles, ils présentent un obstacle majeur aux mouvements des espèces.

#### *Flux du courant*

Les cartes de flux du courant soulignent les pixels qui sont importants pour la connectivité à longue distance et dans toutes les directions, soutenant les migrations saisonnières et changements de distributions dus aux changements climatiques. Comme pour la centralité à longue distance, la majorité des flux se concentre dans une bande forestière entre Trois-Rivières et Québec (Figures 5, A8, A36-A40). Cette mesure de la connectivité à longue distance met aussi en valeur une autre bande forestière, comportant des zones humides, le long d'un axe est-ouest au nord de Drummondville en face (près de la rive sud du lac Saint-Pierre, en particulier pour la martre d'Amérique, la grenouille des bois, et l'ours noir (Figure A8).

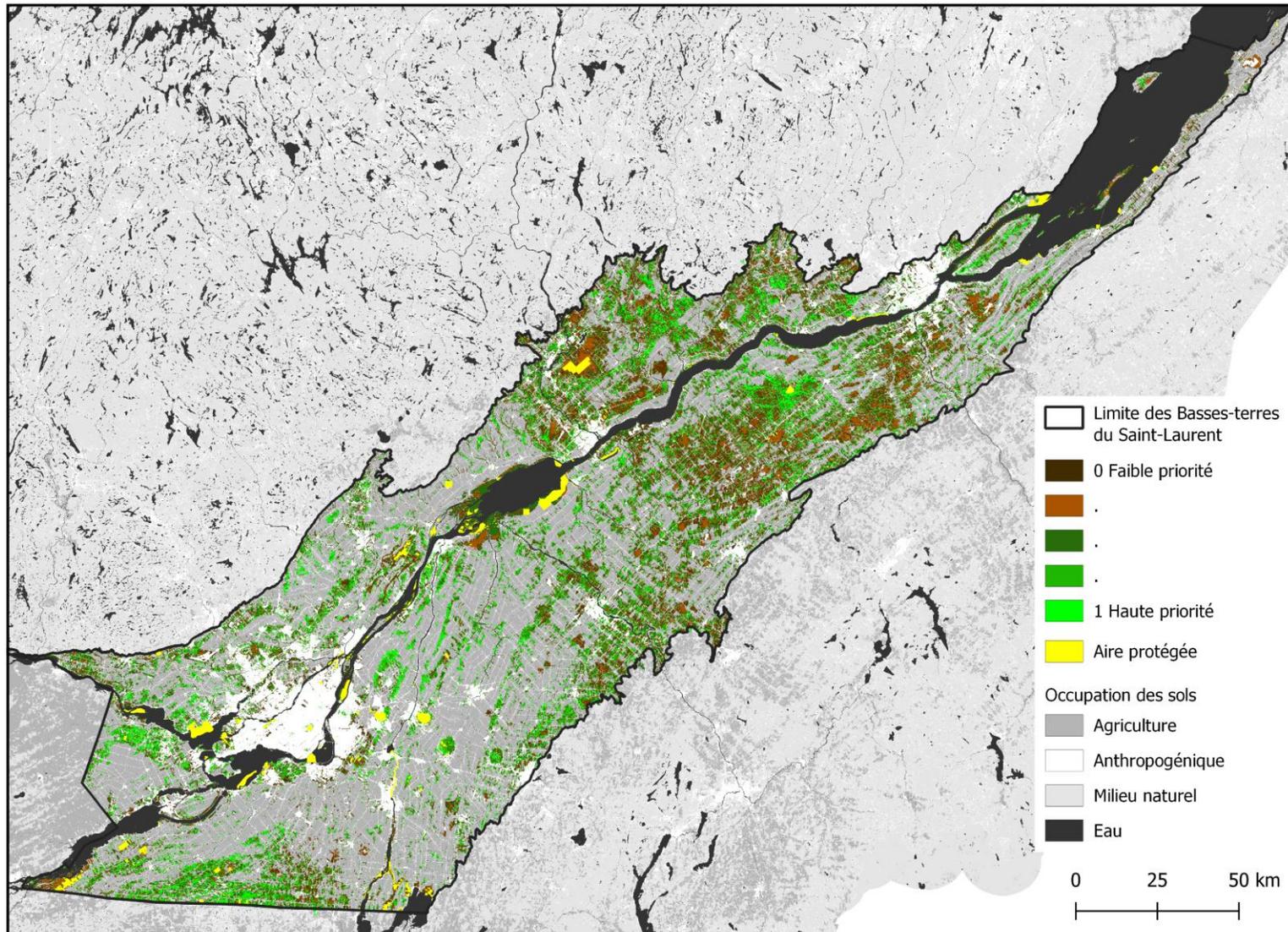
On observe une concentration des flux de courant suivant les contours d'un complexe de terrasses sableuses ainsi que ceux de la moraine de Saint-Narcisseau, correspondant à l'ancienne rive de la mer de Champlain (Figures A8 ; A36 – 40). Beaucoup des zones majeures qui favorisent le flux du courant coïncident avec des zones qui favorisent la connectivité à petite distance. Par exemple, des bandes de large flux du courant forment des séries de parcelles qui suivent un axe du nord au sud, incluant la ligne de Logan, la rive sud du lac Saint-Pierre et Terrebonne (Figures 5, A8). Les piedmonts des Adirondacks, qui sont importants pour la connectivité à petite distance, possèdent aussi de large valeur de flux de courant (Figures 5, A8).

Nous avons estimé le flux du courant, non seulement dans les Basses-Terres mais aussi à travers la zone tampon (Figure A36 – A40). La portée spatiale plus ambitieuse de cette phase 2 nous permet de souligner à quel point il est difficile de traverser les Basses-Terres, surtout en comparaison avec le paysage de la zone tampon aux alentours, en particulier les Laurentides au nord. Les mouvements des animaux sont facilités dans les larges zones présentant peu de résistance, où le courant peut circuler sans contrainte. Pour toutes nos espèces-cibles, la portion sud des Basses-Terres est configurée de telle manière que le flux du courant est canalisé via des fragments de forêts très étroits qui forment un point de pincements dont la connectivité est très faible et précaire.

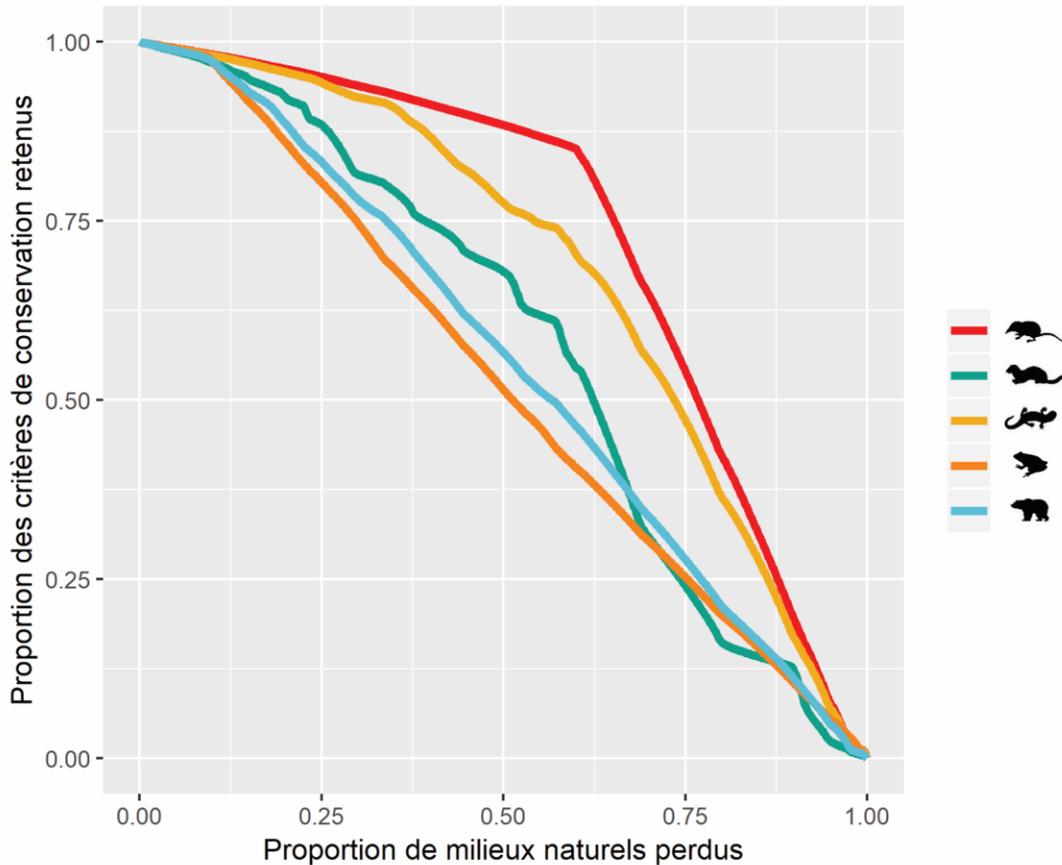
### **3.4 Priorisation des parcelles d'habitats**

Les résultats de l'analyse de priorisation identifient les zones naturelles dans les Basses-Terres qui sont simultanément importantes pour nos cinq espèces-cibles, selon leurs préférences en termes habitats et leurs capacités de mouvement à courtes et longues distances. Les zones prioritaires sont distribuées à travers les Basses Terres (Figure 6). Une haute priorité est donnée aux larges parcelles de forêts et aux zones humides entre Trois-Rivières et Québec qui sont de grande qualité et qui facilitent la connectivité à plusieurs échelles pour la majorité de nos espèces-cibles. D'autres zones prioritaires sont aussi identifiées en Montérégie, incluant des zones riveraines, des terres en friches, des boisés en zones agricoles, les collines Montérégiennes, les forêts entre Rigaud et Hudson, les piedmonts des Adirondacks et les montagnes de la Vallée-du-Haut-Saint-Laurent. En dehors de la Montérégie, une haute priorité est donnée aux petits fragments de forêts qui s'inscrivent dans des corridors entre Terrebonne et le lac Saint-Pierre, et entre Drummondville et Victoriaville. Cette priorisation multi-espèces peut être comparée avec les priorisations individuelles produites pour chaque espèce (Figures A9, A41 – A49) pour se faire une idée des compromis spatiaux qui entrent en jeu durant le processus d'optimisation multi-espèces. Collectivement, les aires naturelles à l'intérieur des Basses-Terres forment un réseau qui soutient une certaine diversité forestière régionale. La valeur de ces zones prioritaires n'est pas indépendante du paysage alentour et toute dégradation de ce paysage a le potentiel de décroître la valeur écologique de ces zones. Par conséquent, notre carte a pour but de guider une gestion du paysage qui intègre dans son processus de décision les interconnexions entre parcelles d'habitat mais aussi le paysage dans lequel ces connections s'inscrivent.

Les courbes de performance correspondant à ces cartes de priorités montrent la proportion moyenne des critères de conservation (qualité et connectivité des habitats) maintenue pour chaque espèce, en fonction de la proportion de paysage perdu (Figure 7). C'est une simulation : le paysage actuel est le point de départ (proportion perdue = 0). À chaque incrément de perte, une certaine configuration du paysage est maintenue, et c'est avec cette configuration que les critères de conservation sont recalculés. Du fait que les espèces-cibles ont été sélectionnées pour représenter les besoins en biodiversité régionale, toute perte, aussi petite soit-elle, est néfaste et entrainera une perte de la valeur biologique du paysage. Par exemple, en retenant 50% des aires naturelles existantes, la valeur retenue de la qualité et de la connectivité des habitats dépendra de l'espèce-cible (cette quantité varie de 52% pour la grenouille des bois à 88% pour la grande musaraigne ; Figure 7). Plus le nombre de parcelles retenues est élevé, plus les retours en termes du maintien des critères de conservation pour les espèces-cibles sont élevés. La grenouille des bois, l'ours noir, et la martre d'Amérique perdent plus de leurs critères de conservation car ces espèces ont des besoins plus spécialisés en termes d'habitats (respectivement : dépendance aux zones humides, large taille minimum de parcelle habitable, dépendance aux forêts de conifères). Il est facile d'altérer l'équilibre entre les performances individuelles des espèces-cibles en changeant les pondérations relatives à chacun des critères de conservation dans Zonation, mais les gains pour une espèce mènent toujours à des pertes pour une autre espèce.



**Figure 6.** Priorités de conservation pour les zones naturelles des Basses-Terres du Saint-Laurent, basées sur la qualité des parcelles d’habitat et des critères de connectivité dérivés de l’occupation présente des sols, pour nos cinq espèces-cibles. Les couleurs représentant les priorités ont été modifiées par interpolation linéaire.



**Figure 7.** Proportion des critères originaux de conservation (qualité et connectivité des habitats) qui sont retenus pour chacune des espèces-cibles, en fonction de la proportion du paysage restant lorsque les zones de basse priorité sont dégradées. Les courbes représentent la moyenne de tous les critères de connectivité et de qualité.

### 3.5 Priorisation des corridors

Les corridors prioritaires fournissent une autre perspective sur les zones importantes à conserver dans les Basses-Terres. L'analyse de ces corridors, qui connectent les aires protégées d'une superficie supérieure à 150 ha, fait généralement ressortir des parties différentes du paysage que la priorisation des parcelles (Figure 8). Une haute priorité est donnée aux corridors qui départent du lac Saint-Pierre : au nord-est entre la Réserve écologique Léon-Provancher et la série de zones forestières entre Trois-Rivières et Québec, et au sud vers le Mont Saint Hilaire (Figure 8). Ces corridors très centraux sont favorisés par le critère de centralité des corridors, un des critères de sélection pour l'analyse de priorisation. D'autres corridors non centraux ont aussi été priorisés, tels que le corridor entre le Parc national d'Oka et le Refuge d'oiseaux migrateurs de l'île Carillon. De plus, une large zone reliant la partie sud-est des Basses-Terres a été priorisée : elle connecte entre elles les aires protégées des montagnes de la Vallée-du-Haut-Saint-Laurent. Les corridors traversant le fleuve Saint-Laurent n'ont pas reçu la même priorité, du fait de leur large valeur de résistance. Ces corridors prioritaires multi-espèces peuvent être comparés aux corridors prioritaires identifiés pour chaque espèce (Figures A10, A45 – A50) pour

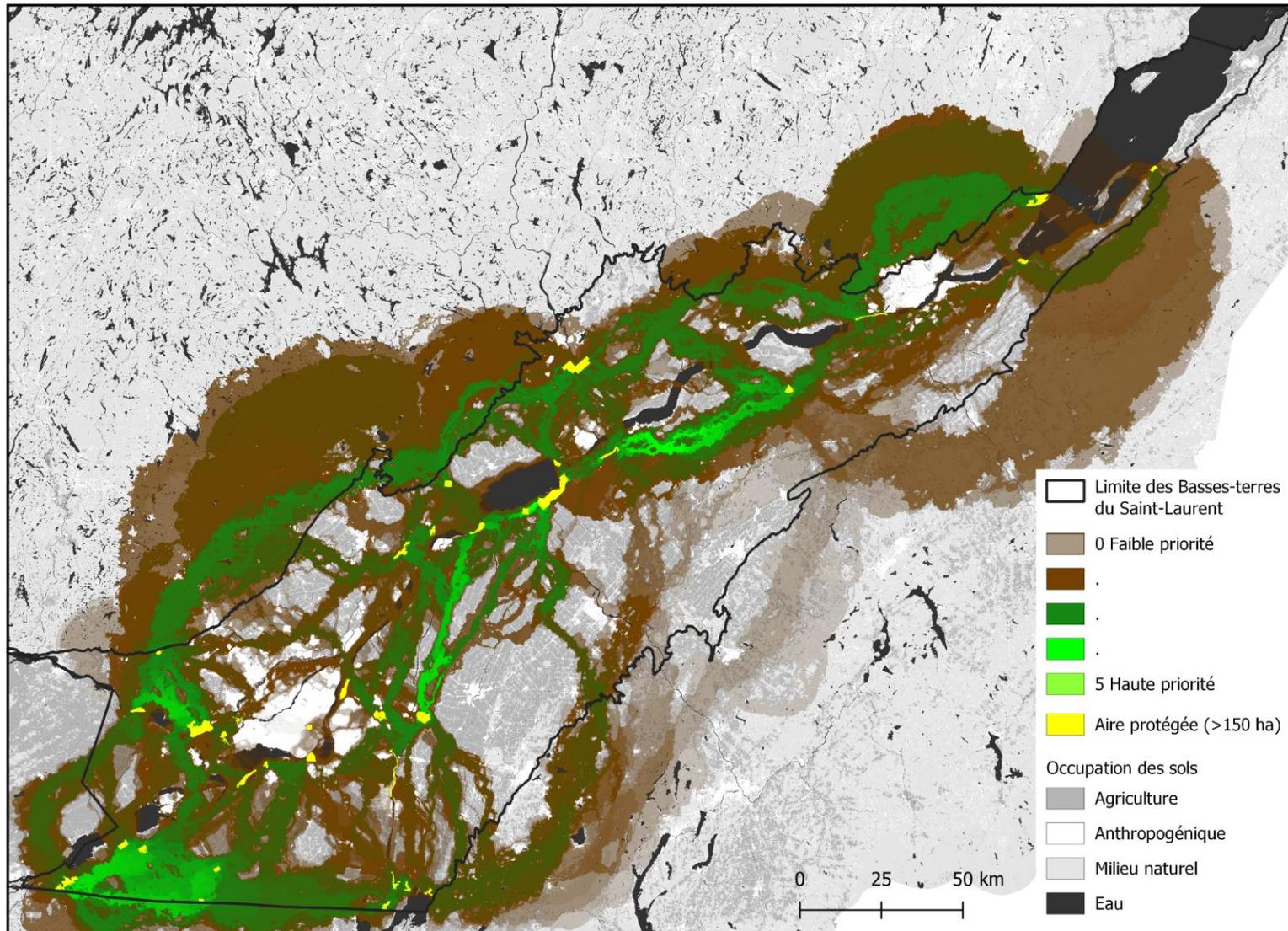
estimer quels corridors sont plus importants pour quelles espèces et pour comparer la largeur des corridors pour chaque espèce.

#### **4. Conclusions**

Les zones naturelles constituent 31% des Basses-Terres du Saint-Laurent, comparé à 67% de la zone tampon autour des Basses-Terres. Les zones naturelles sont aussi plus fragmentées dans les Basses-Terres comparé au paysage alentour, ce qui fait que les parcelles habitables pour nos espèces-cibles ne couvrent qu'entre 3% et 22% des Basses-Terres. L'arrangement de ces parcelles d'habitat varie à travers les Basses-Terres, allant de forêts de feuillus très fragmentées dans le sud-ouest, à des forêts de conifères plus continues dans le nord-est. La fragmentation structurelle des forêts dans la partie sud des Basses-Terres supprime la connectivité des habitats de beaucoup d'espèces forestières. Les analyses de connectivité des habitats présentées dans ce rapport fournissent un aperçu de l'état actuel de la connectivité écologique des milieux naturels terrestres des Basses-Terres pour une sélection d'espèces-cibles. Ces espèces-cibles ont été sélectionnées pour représenter la diversité des réponses possibles à la fragmentation des habitats et aux changements climatiques, parmi les espèces forestières présentes dans la région. Cette diversité de caractéristiques biologiques, notamment en termes de dispersion, est reflétée dans les divers patrons de connectivité à courte et longue distances spécifiques à chaque espèce. Dans ce rapport, nous avons aussi conduit des analyses des priorités de conservation qui intègrent les cartes de connectivités spécifiques à chaque espèce, en plus des cartes de qualité des habitats, pour prioriser les zones des Basses-Terres où les espèces ont le plus de chances de persister et de se disperser. Les cartes de priorités spatiales de conservation identifient les parcelles de forêts de haute qualité et les corridors importants pour la connectivité à courtes et longues distances pour plusieurs espèces-clés, et qui fournissent un réseau de zones naturelles essentielles à la conservation de la biodiversité des Basses-Terres.

##### ***4.1 Patrons de connectivité à petite et longue distance***

Des larges parcelles d'habitat dans la partie nord des Basses-Terres, entre Trois-Rivières et Québec, sont extrêmement importantes pour la connectivité à courte portée. Ces parcelles sont intégrées dans une large zone forestière, importante pour la connectivité à longue distance à travers la partie nord des Basses-Terres. De plus, dans cette zone, il existe au nord du fleuve Saint-Laurent une série de parcelles importantes pour la connectivité à longue distance, qui semble correspondre à la fois à la limite d'un complexe de terrasses sableuses ainsi qu'à la limite de la moraine de Saint-Narcisseau. La connectivité dans la partie la plus au sud des Basses-Terres dépend largement des zones forestières des Adirondacks, les collines Montérégiennes, et des séries de plus petits fragments de forêts à l'intérieur de zones agricoles et le long de bandes riveraines. Des séries de parcelles au sud du fleuve Saint-Laurent semblent suivre la ligne de Logan et la rive sud du Lac Saint-Pierre. Au nord du fleuve, une série importante de parcelles s'étend vers le sud-ouest du lac Saint-Pierre. Il est essentiel de quantifier la contribution de ces petits fragments d'habitat au maintien de la connectivité à l'intérieur et à travers les Basses-Terres, car elles sont particulièrement vulnérables à une intensification potentielle en termes de fragmentation et de destruction d'habitat.



**Figure 8.** Corridors prioritaires au sein des Basses-Terres du Saint-Laurent, pour les aires protégées d'une superficie supérieure à 150 ha. Les corridors prioritaires sont basés sur les mouvements potentiels des cinq espèces cibles (eux-mêmes basés sur l'occupation présente des sols). Les couleurs représentant les priorités ont été modifiées par interpolation linéaire.

#### **4.2 Parcelles d'habitats et corridors prioritaires**

Les zones naturelles dont la protection est hautement prioritaire sont distribuées à travers les Basses-Terres, reflétant la valeur écologique des parcelles, petites ou grandes. De grandes parcelles sont priorisées parmi les zones forestières et zones humides entre Trois-Rivières et Québec au nord des Basses-Terres, et aux piedmonts des Adirondacks au sud. Des parcelles plus petites en Montérégie et autour du Lac Saint-Pierre sont aussi priorisées. Collectivement, les zones naturelles des Basses-Terres forment un réseau qui soutient activement la diversité forestière régionale. La valeur écologique de ces zones prioritaires n'est pas indépendante du paysage alentour et toute dégradation de ce paysage a le potentiel de décroître la valeur de ces zones. Par conséquent, notre carte a pour but de guider une gestion du paysage qui intègre, dans son processus de décision, les interconnexions entre les parcelles d'habitat mais aussi le paysage dans lesquelles ces connexions s'inscrivent.

Quand il s'agit de prendre des décisions concernant quelle fraction des zones naturelles des Basses-Terres doit être conservée, il est important de garder en tête que la moindre perte en termes de zones naturelles entraînera une perte de la valeur biologique et de la biodiversité régionale du paysage. Par exemple, en retenant 50% des aires naturelles existantes, la valeur retenue de la qualité et de la connectivité des habitats dépendra de l'espèce-cible (cette quantité varie de 52% pour la grenouille des bois à 88% pour la grande musaraigne ; Figure 7). Plus le nombre de parcelles retenues est élevé, plus les retours en termes du maintien des critères de conservation pour les espèces-cibles sont élevés. D'après cette même figure, il est évident qu'il est nécessaire de conserver autant d'aires naturelles que possible puisque la perte continue entraîne une érosion importante de l'habitat de haute qualité et de connectivité.

Les corridors prioritaires reliant les aires protégées des Basses-Terres d'une superficie supérieure à 150 ha fournissent des orientations complémentaires concernant les zones de conservation à prioriser. Ces corridors représentent de grandes zones perméables entre de grandes zones protégées et compactes. Les corridors prioritaires s'allongent depuis le Lac Saint-Pierre au sud-est vers le Mont Saint-Hilaire et au nord-ouest dans la zone forestière entre Trois-Rivières et Québec. Une autre zone prioritaire connecte plusieurs aires protégées dans les piedmonts des Adirondacks. Les activités de gestion du paysage dans ces zones devraient se concentrer sur le maintien et l'amélioration de leur perméabilité, de façon à conserver les zones encore intactes, supprimer les barrières aux mouvements déjà existantes, et restaurer les zones dégradées.

#### **4.3 Directions futures**

Les priorités de conservation présentées dans ce rapport représentent la phase II d'un large projet dont le but est de décider quelles zones des Basses-Terres devraient être priorisées pour le maintien de la connectivité aujourd'hui et dans le futur. Cette priorisation est une synthèse de toutes les cartes de connectivité produites, durant la phase 1, pour chaque espèce-cible selon les données actuelles d'occupation des sols. Des travaux futurs devront examiner la résilience de ces zones prioritaires : en effet, ces zones doivent être choisies selon leur capacité à maintenir la qualité et connectivité du paysage face aux changements climatiques et aux changements d'occupation des sols. C'est pourquoi, dans la prochaine phase du projet, un modèle de changements d'occupation des sols sera développé. Ce modèle combinera des scénarios de gestion de l'occupation des sols et des projections du climat régional futur. La robustesse des réseaux d'habitats devra être quantifiée selon leur capacité à maintenir les

mouvements à courte et longues distances à l'intérieur et à travers le paysage. Les priorités de conservation assignées aux parcelles d'habitats et aux corridors seront ensuite mises à jour selon ces critères, pour toutes les espèces, à la lumière de ces scénarios futurs.

Un défi majeur de nos travaux représente le grand nombre de sources d'incertitudes, y compris les incertitudes concernant la vraie valeur de qualité des parcelles d'habitats pour chaque espèce et les paramètres de mouvement (nous avons utilisé des valeurs extraites de la littérature scientifique ; Albert et al. 2017) ainsi que les paramètres de changements d'occupation des sols (associés avec les changements futurs d'utilisation des sols et les changements climatiques). Comme pour tout effort de modélisation, il existe aussi des incertitudes concernant la variabilité des processus réellement à l'œuvre, dans l'espace et le temps, qui ne sont pas capturés par le modèle, mais également le choix même du modèle (i.e. peut-on assumer que les mouvements de moindres coûts forment une hypothèse valide ?), parmi d'autres sources possibles (Dietz et al. 2017). À l'avenir, nos modèles pourraient certainement bénéficier d'efforts pour éliminer le plus grand nombre possible de sources d'incertitudes associées aux paramètres spécifiques à chaque espèce. Ceci pourrait être fait en validant ces paramètres avec des données empiriques de présence et de mouvement d'espèces à l'intérieur des Basses-Terres (voir Albert et al. 2017 pour l'entendue des tests de validation qui ont déjà été effectués). Pour le moment, les gestionnaires en charge de prendre des décisions peuvent bénéficier de modèles pour lesquels ces incertitudes sont reconnues explicitement. Dans nos futurs travaux d'estimation de la résilience des priorités de conservation en vue des changements futurs du paysage, tous les scénarios seront simulés suivant une approche permettant de quantifier l'incertitude associée à nos projections (ces incertitudes proviennent des combinaisons des incertitudes des paramètres de nos modèles). L'estimation de ces incertitudes s'avère être une étape cruciale dans le support des processus décisionnels ; une lacune dans ce domaine peut conduire à des décisions risquées, tandis qu'un surestimé peut mener à des niveaux de prudence trop élevés et trop coûteux (Dietz et al. 2017).

## 5. Références

- Adriaensen, F., Chardon, J.P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., Matthysen, E. 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64:233–247.
- Albert, C.H., Rayfield, B., Dumitru, M. and Gonzalez, A., 2017. Applying network theory to prioritize multispecies habitat networks that are robust to climate and land-use change. *Conservation Biology* 31:1383-1396.
- Baguette, M., Van Dyck H. 2007. Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology* 22:1117–1129.
- Beier, P., Spencer, W., Baldwin, R.F., McRae BH. 2011. Toward best practices for developing regional connectivity maps. *Conservation Biology* 25:879–892.
- Bivand, R.S., 2000. Using the R statistical data analysis language on GRASS 5.0 GIS database files. *Computers & Geosciences*, 26(9-10), pp.1043-1052.
- Csàrdi, G. & Nepusz, T. 2006. The igraph software package for complex network research. *InterJournal Complex Systems*, 1965.
- Dupras, J., Marull, J., Parcerisas, L., Coll, F., Gonzalez, A., Girard, M., Tello, E. 2016. The impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region. *Environmental Science & Policy* 58:61-73.
- Dietze, M. C. 2017. *Ecological forecasting*. Princeton University Press. Princeton, N.J. 256 pp.
- ECCC et MDDELCC. 2018. Cartographie de l'occupation du sol des Basses-Terres du Saint-Laurent, circa 2014. *Environnement et Changement climatique Canada et Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Plan d'action Saint-Laurent, Québec*. 49p.
- Fall, A., Fortin, M. J., Manseau, M. & O'Brien, D. 2007. Spatial graphs: principles and applications for habitat connectivity. *Ecosystems* 10:448-461.
- Freeman, L. C. 1978. Centrality in social networks conceptual clarification. *Social networks* 1:215-239.
- Gallo, J. A., & R. Greene. 2018. *Connectivity Analysis Software for Estimating Linkage Priority*. Conservation Biology Institute, Oregon, US. Disponible en ligne: <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.5673715> Accédé le 6 mai 2019.

- Girvetz, E. H. & Greco, S. E. 2007. How to define a patch: a spatial model for hierarchically delineating organism-specific habitat patches. *Landscape Ecology* 22:1131-1142.
- Gonzalez A, Thompson P, Loreau M. 2018. Spatial ecological networks: planning for sustainability in the long-term. *Current Opinion in Environmental Sustainability* doi: [10.1016/j.cosust.2018.03.012](https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.03.012)
- Jobin, B., L. Gratton, M.-J. Côté, O. Pfister, D. Lachance, M. Mingelbier, D. Blais, A. Blais et D. Leclair. 2018. Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-Terres du Saint-Laurent - Rapport méthodologique version 1. Environnement et Changement climatique Canada, Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Plan d'action Saint-Laurent, Québec, 158 p
- McRae, B. H., Dickson, B. G., Keitt, T. H. & Shah, V. B. 2008. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology* 89:2712-2724.
- McRae, B. H. & Shah, V. B. 2009. Circuitscape user's guide: University of California.
- McRae B, Kavanagh D (2011) Linkage Mapper Connectivity Analysis Software. Disponible en ligne: <http://www.circuitscape.org/linkagemapper> Accédé le 6 mai 2019.
- MELCC. 2018. Registre des aires protégées. Disponible en ligne: [http://www.mdelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires\\_protegees/registre/](http://www.mdelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/registre/) Accédé le 6 mai 2019.
- Meurant, M., Gonzalez, A., Doxa, A., Albert, C.H. 2018. Selecting surrogate species for connectivity conservation. *Biological Conservation* 227:326-334.
- MFFP (Ministère des Ressources naturelles et Faune). 2016. Division des inventaires forestiers. 1:20 000, Système d'information écoforestière (SIEF), 4e programme d'inventaire forestier, Québec.
- Mitchell, M., Bennett, E., Gonzalez, A., Lechowicz, M., Rhemtulla, J., Cardille, J., Vanderheyden, K., Poirier-Ghys, G., Renard, D., Delmotte, S. and Albert, C., Rayfield, B., Dumitru, M., Huang, H.-H., Larouche, M., Liss, K.N., Maguire, D.Y., Martins, K.T., Terrado, M., Ziter, C., Taliana, L., Dancose, K. 2015. The Montérégie Connection: linking landscapes, biodiversity, and ecosystem services to improve decision making. *Ecology and Society* 20:15.
- Moilanen, A., Franco, A.M., Early, R.I., Fox, R., Wintle, B., Thomas, C.D. 2005. Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 272:1885–1891.

- Moilanen, A. 2008. Generalized complementarity and mapping of the concepts of systematic conservation planning. *Conservation Biology* 22:1655–1658.
- Moilanen, A., Leathwick, J.R., Quinn, J.M. 2011. Spatial prioritization of conservation management. *Conservation Letters* 4:383–393.
- Moilanen, A., Pouzols, F.M., Meller, L., Veach, V., Arponen, A., Leppänen, J., Kujala, H., 2014. Spatial conservation planning methods and software zonation. User Manual. Version 4. Disponible en ligne: <https://www.helsinki.fi/en/researchgroups/digital-geography-lab/software-developed-in-cbig/> Accédé le 6 mai 2019.
- Pressey, R.L., Humphries, C.J., Margules, C.R., Vane-Wright, R.I., Williams, P.H. 1993. Beyond opportunism – key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8:124-128.
- Rayfield, B., Pelletier, D., Dumitru, M., Cardille, J. and Gonzalez, A. 2016. Multi-purpose habitat networks for short-range and long-range connectivity: a new method combining graph and circuit connectivity. *Methods in Ecology and Evolution* 7:222-223.
- Saura, S. & Pascual-Hortal, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83:91-103.
- Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C. and Rodríguez-Freire, M., 2011. Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators* 11:407-416.
- Urban, D. & Keitt, T. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82:1205-1218.
- Washington Wildlife Habitat Connectivity Working Group (WHCWG). 2010. Washington Connected Landscapes Project: Statewide Analysis. Washington Departments of Fish and Wildlife, and Transportation, Olympia, Washington, US. Disponible en ligne: <http://www.waconnected.org> Accédé le 6 mai 2019.