

---

# Une évaluation de la connectivité écologique pour les Basses-terres du Saint-Laurent

## Rapport Final



## **Une évaluation de la connectivité écologique pour les Basses-terres du Saint-Laurent**

Mai 2018

Auteurs : Bronwyn Rayfield<sup>1</sup>, Maria Dumitru, David Pelletier, Guillaume Laroque<sup>2,4</sup>, Cécile Albert<sup>3</sup>, Colin Daniel<sup>1</sup> and Andrew Gonzalez<sup>2,4</sup>

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

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

<sup>3</sup>Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie marine et continentale

<sup>4</sup>Centre de la Science de la Biodiversité du Québec

### **Remerciements**

Ces travaux ont été réalisés dans le cadre d'un projet soutenu par la priorité 29 (Actualiser les outils d'évaluation, de protection et de gestion de la biodiversité et des écosystèmes) du Plan d'action sur les changements climatiques 2013-2020 du gouvernement du Québec. 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.compute canada.ca](http://www.compute canada.ca)). Nous remercions Helen Elina et Stéphane Dupont pour leur assistance au niveau administratif. Nous remercions Valentin Lucit 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 de réseaux d'habitats connectés. Les évaluations de connectivité des habitats permettent de quantifier à quel point un réseau d'habitats est connecté, en se basant sur l'arrangement dans l'espace des parcelles d'habitat et des corridors de dispersions, et ce en relation avec les capacités de dispersion des espèces qui utilisent ces réseaux. Nous avons évalué la connectivité des habitats forestiers des Basses-terres du Saint Laurent en se concentrant sur un set d'espèces-cibles : *Blarina brevicauda*, *Martes americana*, *Plethodon cinereus*, *Rana sylvatica*, and *Ursus americanus*. Nous avons appliqué une approche d'évaluation de la connectivité qui identifie les parcelles qui contribuent le plus au maintien de la connectivité à plusieurs échelles pour chaque espèce. Nous avons ainsi évalué la contribution des parcelles d'habitat à la connectivité à courte distance – associée aux mouvements au sein du réseau d'habitat – et à longue distance – associée avec les mouvements à travers les réseaux. Nos résultats montrent que la couverture forestière est plutôt réduite au sein des Basses-terres, ne constituant qu'entre 3% et 24% de l'aire totale pour nos espèces-cibles. Les habitats forestiers sont particulièrement fragmentés dans les régions centrales et méridionales des Basses-terres, où des petits fragments de forêt sont séparés par de larges distances. En conséquence, la connectivité des habitats est la plus basses dans ces régions pour la plupart des espèces. Cependant, nous avons identifié des séries de petites parcelles servant d'habitats ou d'étapes intermédiaires, facilitant les connectivités à courtes et longues distances entre le nord et le sud. Dans la partie nord de la zone d'étude, qui possède plus de forêts et qui est moins fragmentée, plusieurs parcelles de forêt sont d'une grande qualité et présente des hauts niveaux de connectivité à la fois pour les courtes et longues distances. Les espaces forestiers entre Trois-Rivières et la ville de Québec forment un grand corridor de dispersion, constitué des parcelles les plus importantes pour la connectivité multi-espèces et à plusieurs échelles. Nos évaluations de connectivité des habitats ne fournissent qu'un aperçu des patterns actuels de connectivité. Des analyses supplémentaires sont requises pour déterminer comment améliorer la connectivité et comment prioriser un réseau de parcelles protégées, tout en considérant les changements actuels en termes de climat et de choix d'aménagements du territoire.

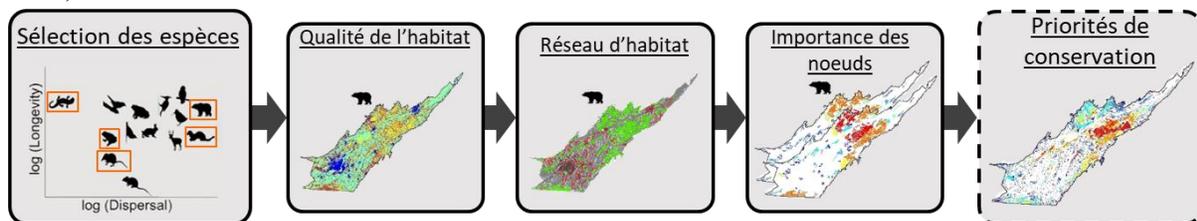
## Table of Contents

<b>RÉSUMÉ EXÉCUTIF</b> .....	<b>3</b>
<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>5</b>
<b>2. MÉTHODES</b> .....	<b>6</b>
<b>2.1 APERÇU DU MODEL</b> .....	<b>6</b>
<b>2.2 ZONE D'ÉTUDE</b> .....	<b>8</b>
<b>2.3 SOURCES DES DONNÉES</b> .....	<b>8</b>
<b>2.4 CHOIX DES ESPÈCES</b> .....	<b>9</b>
<b>2.5 QUALITÉ DES HABITATS, PARCELLES, ET CARTES DE RÉSISTANCE</b> .....	<b>11</b>
<b>2.6 ANALYSES DE LA CONNECTIVITÉ DES HABITATS</b> .....	<b>13</b>
<b>2.7 DIFFÉRENCES NOTABLES ENTRE NOTRE APPROCHE ET ALBERT ET AL. (2017)</b> .....	<b>14</b>
<b>3. RÉSULTATS</b> .....	<b>15</b>
<b>3.1 RÉSEAUX D'HABITAT POUR CHAQUE ESPÈCE-CIBLE</b> .....	<b>15</b>
<b>3.2 CONNECTIVITÉ À COURTE DISTANCE</b> .....	<b>17</b>
<b>3.3 CONNECTIVITÉ À LONGUE DISTANCE</b> .....	<b>17</b>
<b>3.4 QUALITÉ DE L'HABITAT, CONNECTIVITÉ ET RÉSUMÉS GLOBAUX</b> .....	<b>18</b>
<b>4. CONCLUSIONS</b> .....	<b>21</b>
<b>4.1 PATTERNS DE CONNECTIVITÉ À PETITE ET LONGUE DISTANCE</b> .....	<b>21</b>
<b>4.2 DIRECTIONS FUTURES</b> .....	<b>22</b>
<b>5. RÉFÉRENCES</b> .....	<b>23</b>
<b>APPENDICES : DONNÉES ET DÉTAILS DU MODEL</b> .....	<b>25</b>
<b>A.1 DONNÉES DE COUVERTURES TERRESTRES ET CARACTÉRISTIQUES DES FORÊTS</b> .....	<b>25</b>
<b>A.2 MODÈLES DE QUALITÉ DE L'HABITAT</b> .....	<b>27</b>
<b>A.3 RÉSEAUX D'HABITATS POUR CHAQUE ESPÈCE</b> .....	<b>31</b>
<b>A.4 CONNECTIVITÉ DES HABITATS POUR CHAQUE ESPÈCE</b> .....	<b>37</b>

## 1. Introduction

Protéger et restaurer la connectivité écologique des habitats est une stratégie couramment mise en œuvre pour remplir les objectifs de conservation de la biodiversité. Cette stratégie se base sur l'arrangement dans le paysage de parcelles d'habitat et de corridors de dispersion, dans le but de réduire les taux d'extinction des espèces et de maintenir les services écosystémiques essentiels au bien-être humain. Le défi est de satisfaire les besoins de connectivité des populations aussi bien que ceux des écosystèmes, et ce, à différentes échelles et malgré de grandes incertitudes quant aux futurs changements climatiques et futurs choix d'aménagements du territoire. Se montrer à la hauteur de ces problèmes dans des paysages où les activités humaines ont déjà causé une alarmante fragmentation des habitats et bouleversé les mouvements des espèces, requiert des réseaux écologiques polyvalents qui facilitent la connectivité à plusieurs échelles (Rayfield et al. 2016, Gonzalez et al. 2018). À courte distance, la connectivité favorise la persistance à long terme des espèces dans ces réseaux, en leur permettant l'accès à des ressources parcellaires et en encourageant la recolonisation de fragments dans lesquels ces espèces étaient localement éteintes. À grande distance, la connectivité favorise la migration, l'adaptation, et la persistance des espèces face aux changements climatiques.

Nous avons développé une nouvelle approche pour évaluer la connectivité écologique – pensée spécifiquement pour les paysages hautement fragmentés – au moyen de laquelle nous identifions les parcelles d'habitat les plus importantes pour le maintien de la connectivité à différentes échelles (Rayfield et al. 2016) et pour différentes espèces (Albert et al. 2017). Par « parcelle » nous entendons ici un habitat dont la taille, nature et qualité varient largement. Ces évaluations forment une base scientifique sur laquelle s'appuyer pour fixer des priorités de conservation à l'échelle régionale, en complément d'autres indicateurs écologiques importants tels que la qualité de l'habitat et la surface considérée (Albert et al. 2017, Moilanen et al. 2005). De plus, notre approche incorpore de façon implicite dans son analyse les projections futures en termes d'aménagements du territoire et de changements climatiques, dans le but de maximiser la pérennité des réseaux écologiques multi-espèces face à ces futures « risques clés » (Albert et al. 2017).



**Figure 1.** Les différentes étapes de notre approche pour évaluer la connectivité des habitats et pour identifier les priorités de conservation dans l'espace : 1) Choix d'espèces « clés » (les cinq espèces encadrées en rouge ont été choisies) ; 2) Génération de cartes d'habitat et de résistance basé sur la qualité de l'habitat pour chaque espèce ; 3) Identification des réseaux d'habitats ; 4) Analyse de la connectivité des réseaux écologiques et quantification de la contribution de chaque parcelle à la connectivité à petite et grande distance ; 5) Identification des priorités de conservation (en pointillée sur cette figure pour indiquer que cette étape n'est pas incluse dans ce rapport).

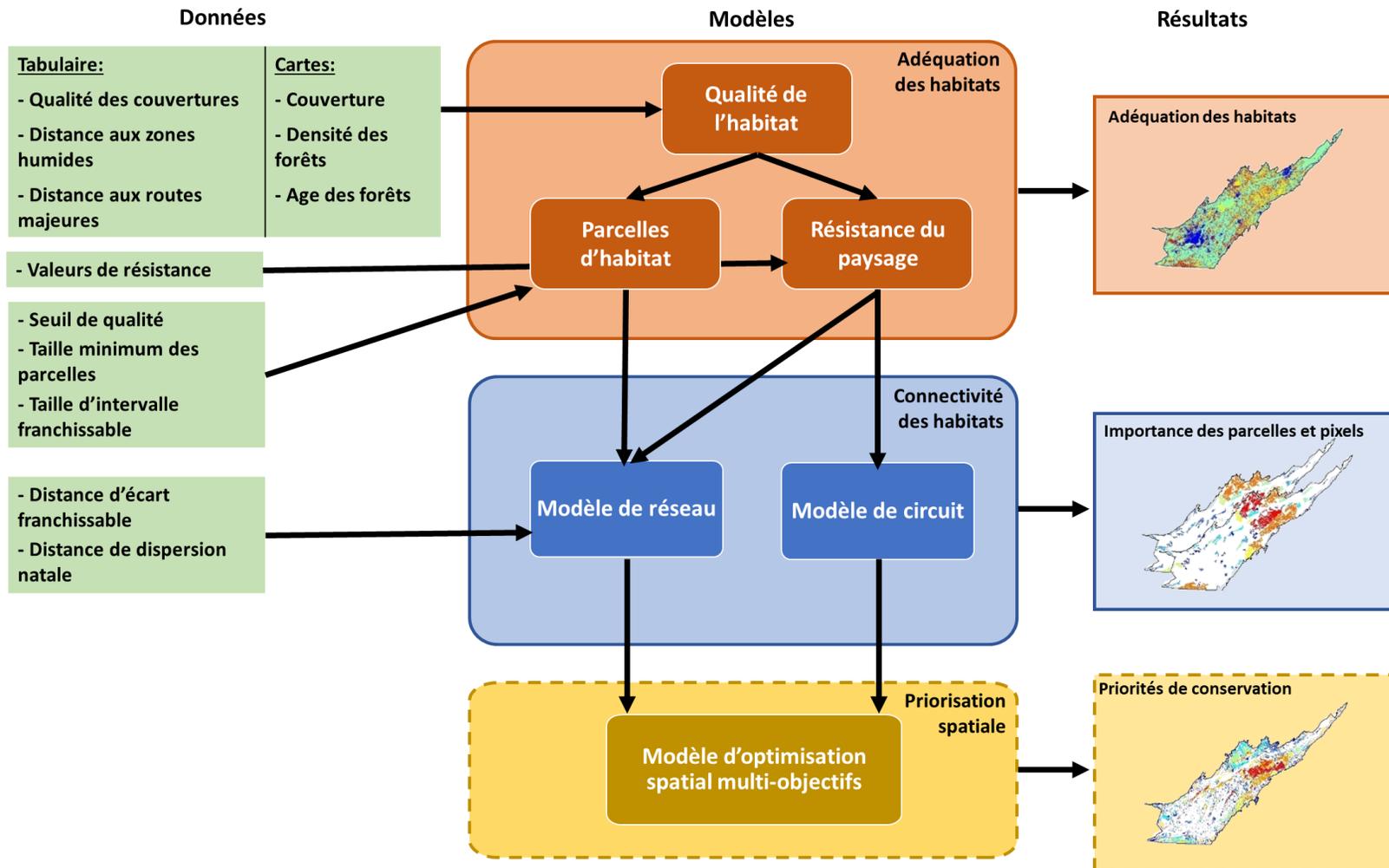
Le rapport suivant présente l'application de notre méthode pour évaluer la connectivité écologique à plusieurs échelles (Rayfield et al. 2016, Albert et al. 2017) des espaces de forêts et

zones humides fragmentées dans les basses-terres du Saint-Laurent (Figure 1). Ce territoire péri-urbain est depuis peu le théâtre de développements de faible densité, ce qui représente une opportunité pour des aménagements durable répondant aussi bien aux besoins de la biodiversité qu'à ceux des populations. Il existe une véritable volonté politique de la part des acteurs concernés de privilégier la connectivité écologique pour conserver la biodiversité des basses-terres et pour accompagner le glissement vers le nord, due au réchauffement climatique, des aires de distribution des espèces (de l'Adirondack et des Appalaches vers les Laurentides, Mitchell et al. 2015; Dupras et al. 2016). L'évaluation présentée ici combine une méthode d'analyse des réseaux écologiques avec des modèles de mouvement biologiques qui aspirent à remplir deux objectifs de conservation : (i) la persistance à long-terme de la biodiversité dans les réseaux écologiques (ii) le maintien des migrations à grande échelle, et du libre changement des aires de répartition des espèces à travers ces réseaux, en réponse aux futures changements climatiques et d'aménagements du territoire.

## 2. Méthodes

### 2.1 Aperçu du model

En se basant sur une approche précédemment utilisée dans la région du Grand Montréal (Rayfield et al. 2016; Albert et al. 2017), nous avons évalué la connectivité des habitats pour différentes espèces et à plusieurs échelles en combinant deux types de modèles: des modèles de qualité d'habitat et des modèles de connectivité des habitats (Figure 2). Les modèles de qualité d'habitat furent bâtis à partir d'une série de cartes comportant des données de type de couverture terrestre, de densité et d'âge des espaces forestiers, ainsi que des variables aux valeurs spécifiques à chaque espèce, tels que les préférences en termes de type de couverture, de taille minimum de parcelle d'habitat et de « résistance » de couverture terrestre. Les modèles de connectivité pour chaque espèce, quant à eux, furent basés sur les données de résistance pour chaque parcelle d'habitat dérivés des modèles de qualité. La connectivité fut modélisée suivant deux méthodes différentes : (1) modèles de réseaux (Urban et Keitt 2001), dans lesquels les parcelles sont des nœuds connectés par des mouvements potentiels d'espèces (liens); et (2) modèles de circuit (McRae et al. 2008) dans lesquels les mouvements des espèces à travers le paysage sont modélisés par un courant électrique, et le mouvement (flux) entre les parcelles est une fonction de la résistance au mouvement entre ces parcelles. La connectivité à courte distance fut calculée selon : (1) le potentiel de chaque parcelle de jouer le rôle d'étape intermédiaire dans le réseau (« centralité intermédiaire » - Freeman 1978); et (2) selon la contribution individuelle de chaque parcelle à la somme totale et la qualité d'habitat accessible (i.e. « différence de connectivité équivalente » ou dCE- Saura et al, 2011). La connectivité à longue distance fut calculée selon la somme totale de courant potentiel à travers chaque pixel associé avec des mouvements multidirectionnels d'espèces. Albert et al. (2017) a conduit une analyse d'optimisation spatiale pour identifier des zones de conservation prioritaires, basées sur les cartes de connectivité et de qualité d'habitat spécifiques à chaque espèce. Ce rapport ne contient pas une analyse de priorisation spatiale mais présente comment des cartes de connectivité à courte et longue distance, et spécifique à chaque espèce, sont combinées pour créer des cartes synthétiques de connectivité multi-spécifiques dans le but de visualiser les zones importantes pour plusieurs espèces à la fois.



**Figure 2.** Une représentation graphique de notre approche de la connectivité des habitats et de priorisation spatiale, montrant les données et résultats des modèles et leurs dépendances. Les modèles de qualité d'habitat et de connectivité furent implémentés pour chaque espèce-cible dans le but d'évaluer les connectivités à courte et longue distances de leurs habitats dans les Basses-terres du Saint Laurent. La priorisation spatiale est basée sur l'importance de chaque parcelle (et chaque pixel) sur les cartes pour chaque espèce-cible (en pointillée sur cette figure pour indiquer que cette étape n'est pas incluse dans ce rapport).

## 2.2 Zone d'étude

Notre zone d'étude couvre les basses terres du Saint Laurent de la province du Québec, et s'étend entre la ville de Québec à l'est et Montréal à l'ouest (Figure 3). Les Basses-terres du Saint Laurent forment une plaine aux abords de la rivière éponyme, dominé par des aires agricoles ou en développement. L'aire totale est de 29,342 km<sup>2</sup>, dont 28% de forêt, et 9% de zones humides. Ces deux habitats sont fortement fragmentés en une multitude de parcelles de petite taille.

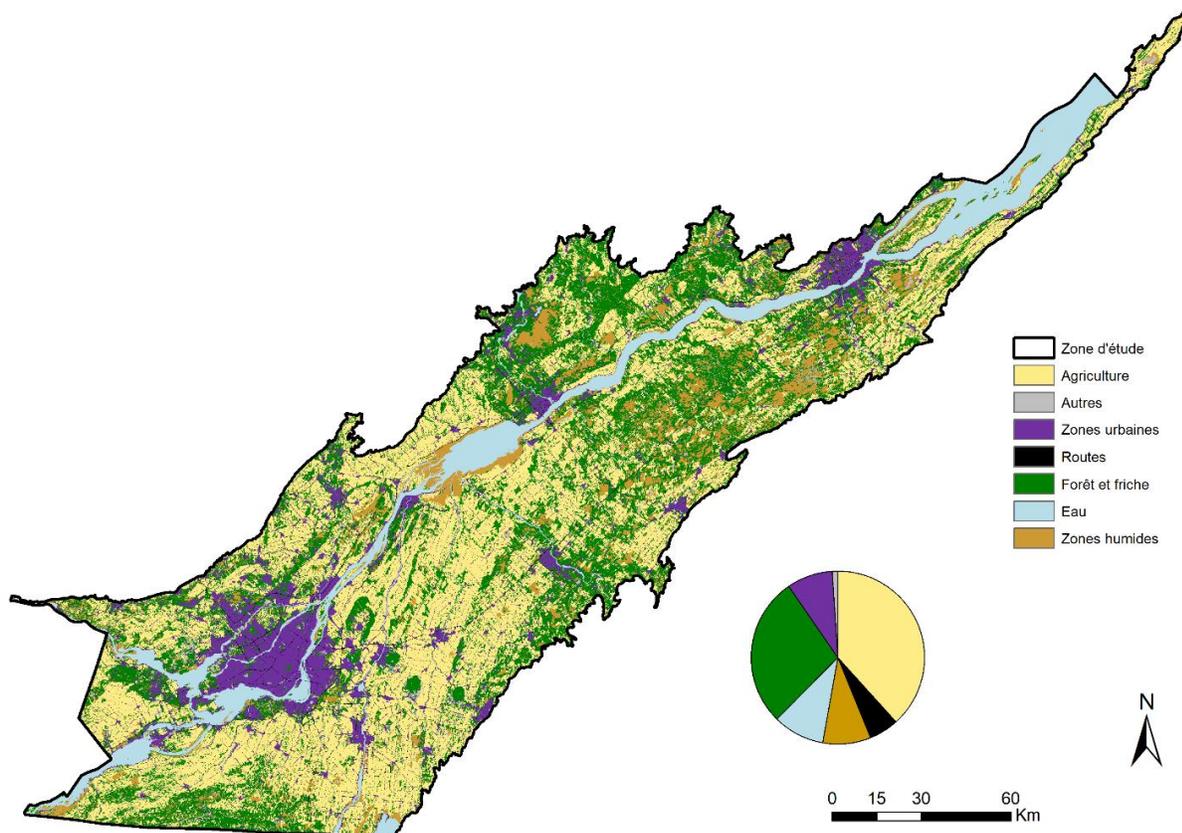


Figure 3. La distribution spatiale et pourcentages de couvertures des basses-terres du Saint Laurent. L'aire totale est de 29,342 km<sup>2</sup>, dont 28% de forêt, et 9% de zones humides.

## 2.3 Sources des données

### *Couvertures terrestres*

Les données de couvertures terrestres pour notre zone d'étude sont extraites du fichier de forme « PASL\_Occ\_Sol » (ECCC et MDDELCC 2017) du MDDELCC, de la catégorie « Classe détaillée ». Nous avons regroupé ces classes détaillées pour qu'elles correspondent aux 15 classes différentes utilisées par Albert et al. (2017) pour lesquelles des valeurs de qualité d'habitats spécifiques à chaque espèce avaient été dérivées, de façon à pouvoir utiliser ces résultats (Tableau A1; Tableau A5). Nous avons ensuite généré une carte raster (couche matricielle) avec une résolution de 10m par 10m en convertissant le fichier de forme en carte raster (dimensions : 29 475 x 41 190 pixels). À cause de la forme allongée de notre zone d'étude, seul 25% de la zone présente des valeurs recevables (non NA). Cette conversion peut rendre difficile le rendement des éléments de la carte les plus étroits et linéaires (routes, marge des zones agricoles et terres en

friches), et c'est pourquoi une étape intermédiaire fut de convertir les polygones en polylignes, pour que les polygones conservent leur forme sur le raster en 10m par 10m. Ensuite, nous avons fusionné les cartes raster pour chacun des différents types d'éléments linéaires. Nous avons aussi imposé un réseau de route dérivé de la Base de Données Topographique du Québec (BDTQ, 1 :20000) sur la carte raster des couvertures pour s'assurer que toutes les routes étaient représentées. Les routes de la BDTQ qui n'était pas déjà présentes sur la carte de couvertures furent classifiées « routes mineures » (Tableau A1).

Les données de couvertures terrestres en dehors de la zone d'étude furent obtenues du MDDELCC sous la forme d'une carte raster de 10m par 10m elle-même dérivée de la catégorie « Utilisation du territoire » (MDDELCC 2014). Cette zone, considérée comme « zone tampon », fut utilisée pour minimiser les effets de bordure dans l'analyse de circuit. Concernant la zone en dehors de notre zone d'étude, nous avons seulement besoin de catégories approximatives de couverture terrestre (au nombre de 5), qui furent obtenues en regroupant le champ « Classe générale » (Tableau A2).

#### *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 MDDELCC et se basent sur le Système d'Information Forestier (SIEF du 4eme décennal). L'âge (Tableau A3) et les classes de densités (Tableau A4) sont regroupées pour correspondre aux classes utilisées par Albert et al. (2017).

## **2.4 Choix des espèces**

Albert et al. (2017) ont choisi 14 « éco-profil », chacun représentant une espèce de mammifère, d'oiseau ou d'amphibien habitant les Basses-terres du Saint Laurent (Beier et al. 2011). Les espèces utilisées dans cette étude ont été sélectionnées pour refléter la diversité régionale en termes d'habitat et de besoins en connectivité, mais aussi en fonction de leur vulnérabilité à la fragmentation des habitats et aux changements climatiques. Nous avons sélectionné un groupe de 5 espèces-cibles tiré des 15 espèces examinées par Albert et al. (2017): *Blarina brevicauda*, *Martes americana*, *Plethodon cinereus*, *Rana sylvatica*, *Ursus americanus*. 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 prioritaire identifiées pour le groupe total de 14 espèces (Meurant et al., en révision pour *Biological conservation*).

**Tableau 1.** Traits caractéristiques et facteurs d’habitat des 5 espèces-cibles utilisées pour évaluer la connectivité des espaces forestiers et zones humides des Basses-terres du Saint Laurent (adapté de Albert et al. 2017). Les facteurs d’habitat en italiques n’ont pas été inclus dans cette version des modèles de qualité des habitats (voir Section 2.7 pour plus de détails)

Nom commun	Nom scientifique	Ordre	Longévité (ans)	Dispersion <sup>a</sup> (m)		Forêt <sup>b</sup>				Sensibilité <sup>c</sup>			Parcelle <sup>d</sup>	
				max	min	D	M	C	Type	SD	EE	DW	M	G
 Blarina brevicauda	<i>Blarina brevicauda</i>	Insectivora	1,5	459	39	X	X		dense/vieille	X			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	X	X		0,27	0
 Grenouille des bois	<i>Rana sylvatica</i>	Anura	3,5	564	39	X	X	X	dense			X	0,5	0
 Ours noir	<i>Ursus americanus</i>	Carnivora	12,5	55088	236	X	X		dense				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 : SD, Sensibilité au drainage du sol ; EE, Sensibilité aux effets de lisière ; DW, Sensibilité a la distance aux zones humides.

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

## **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; Tableau 1). 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 espace utilisable 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 auquel chacun de ces pixels présente le potentiel de 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 suivant, en soulignant les différences essentielles entre nos méthodes et celles de Albert et al. (2017). Toutes ces méthodes usant de modèles de qualité des habitats ont été implémentées en utilisant l'interface GRASS/R et les fonctions du package GRASS (Bivand 2000).

### *Qualité des habitats pour chaque espèce*

Nous avons modélisé la qualité des habitats pour chacune des 5 espèces-cibles selon des facteurs environnementaux liés à la composition du paysage (couverture terrestres, type de forêts). De plus, pour certaines espèces nous avons ajouté des facteurs plus complexe tel que la distance aux zones humides (pour *Rana sylvatica*).

Pour ce faire, nous avons pris comme point de départ la carte raster (de résolution 10m par 10m) 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 A5), classe d'âge de forêt (Tableau A6) and classe de densité de forêt (Tableau A7) furent attribuée une certaine 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 :  $\text{qualité} = \text{qualité de la couverture terrestre} * \text{qualité de l'âge de la forêt considérée} / 100 * \text{qualité de la densité de la forêt considérée} / 100$  \* (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 certain pixel. Nous avons utilisé la distance aux routes majeures en tant que multiplicateur pour toutes les espèces utilisant des classes de distance spécifiques (Tableau A8). Pour *Rana sylvatica*, nous avons aussi utilisé la distance à la bordure de forêt comme multiplicateur additionnel car cette espèce requiert à la fois des habitats forestiers et aquatiques séparés par moins de 600 mètres (Semlitsch 2008). Selon la distance à la bordure forestière, nous avons utilisé les multiplicateurs suivants : 0-200m = 1; 200-600m = 0.7; >600m = 0.59. De plus, nous n'avons conservé que les parcelles d'habitat terrestre qui comprenaient des zones humaines.

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 habitat potentiel. Le potentiel est inclus dans la carte raster en tant que valeur binaire (0 ou 1, potentiel absent ou présent).

#### *Parcelles d'habitat et espèces-cibles*

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'habitat potentiel mentionnée ci-dessus, et en prenant en compte deux facteurs : la taille minimale de parcelle utilisable, et la taille d'intervalle traversable spécifique à chaque espèce (Tableau 1). Délimiter des parcelles d'habitat fonctionnel 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 basé sur la proximité des pixels, car ceci dépend 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 converti en habitat, ce qui permet 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 contiguës. Puis, nous avons filtré ces parcelles selon un critère de taille (Tableau 1). Les parcelles d'une taille supérieure à la taille minimum en dessous de laquelle cette parcelle ne peut assurer le maintien de l'espèce furent utilisés comme des nœuds dans notre analyse de connectivité. Les parcelles de taille inférieure à cette valeur minimum furent considérées comme partie intégrante de la matrice de paysage qui entoure les nœuds d'habitats, et furent assignée une valeur de résistance basse (Tableau A8) de façon à refléter leur rôle comme potentiel habitat transitoire.

#### *Carte de résistance*

Nous avons assigné à chaque classe de couverture terrestre, et pour chaque espèce, une valeur reflétant la résistance de cet habitat aux mouvements des organismes (Tableau A9). 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 5 classes de résistance au total (Tableau A4). 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).

Concernant les analyses de circuit, nous avons « amorti » nos cartes de résistance en ajoutant une zone tampon de 8km (mentionnée plus haut). Pour ce faire, nous avons combiné la

carte des couvertures terrestre de notre zone d'étude avec nos données sur les couvertures en dehors de notre zone d'étude (voir section 2.3, sources des données; Tableau A2). Après quoi nous avons appliqué les valeurs de résistance pour chaque espèce décrites ci-dessus.

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

### *Résolution des analyses de connectivité*

En avance de toute analyse de connectivité, toutes les cartes de connectivité (cartes de qualité des parcelles et de résistance) furent échantillonnées à nouveau à une résolution de 30m par 30m, en partant des cartes originales (d'une résolution de 10m par 10m). La carte raster résultante a les dimensions suivantes : 9 825 x 13 730 pixels (134 897 250 pixels). Cette résolution de 30m par 30m correspond à la résolution utilisée par Albert et al. (2017) et réduit largement le temps nécessaire pour conduire l'analyse. Cette étape d'échantillonnage conduit parfois certaines parcelles à être divisées en une multitude de parcelles plus petites (i.e. du aux mécanismes interne à cette procédure). Pour résoudre ce problème, nous avons répété le processus de filtrage des parcelles, ce qui permet de retirer les petites parcelles d'habitat (conséquences de l'échantillonnage) dont la taille est insuffisante pour notre analyse.

### *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 dit « à moindre couts » (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 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 analysé les réseaux d'habitats pour évaluer l'importance des parcelles d'habitat pour le maintien de la connectivité à courte distance pour chaque espèce-cible. Nous avons calculé deux indices complémentaires de connectivité : 1) la centralité intermédiaire ("betweenness centrality"; Freeman 1978) et 2) l'importance du parcelle, basé sur la différence de connectivité équivalente (ou dCE; Saura 2011).

La centralité intermédiaire (CI) quantifie le degré auquel un nœud sert d'étape intermédiaire pour promouvoir le mouvement entre les autres nœuds non-adjacents dans le réseau. La centralité d'un nœud est définie par le nombre de chemins les plus courts qui passent par ce nœud, divisé par le nombre total de chemins les plus courts dans le réseau.

L'importance du parcelle, basé sur la différence de connectivité équivalente (ou dCE), est calculé 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, 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 disperse entre deux nœuds donnés (Urban 2001). Nous avons paramétré deux fonctions exponentielle négative 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 chaque 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). Il est important de noter que pour les espèces ayant un grand nombre de parcelles, (i.e. *Blarina brevicauda*, *Plethodon cinereus*, et *Rana sylvatica*), nous avons estimé la dCE en calculant simplement les distances entre les parcelles présentant une sphère d'influence spécifique (5 fois la distance de dispersion natale) autour de chaque parcelle considérée. Cette méthode d'estimation assume que la distance entre les parcelles (i.e. les chemins les plus courts) qui existent en dehors de cette sphère d'influence reste inchangés quand la parcelle considérée (nœud) est retirée de l'analyse. Cette méthode réduit de moitié le temps de calcul de la dCE. Toutes les analyses de réseau furent faites dans R-3.4.3 (« R Core Team 2017 ») par le moyen 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.

#### *Connectivité du circuit pour chaque espèce.*

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. Les analyses de circuit utilisent une approche décrite dans Pelletier et al. (2014) qui consiste à réconcilier les surfaces de flux de courant omnidirectionnel générées par Circuitscape (McRae et al. 2008, McRae 2009).

#### *Résumés de connectivité*

Nous présentons les résultats de nos analyses de connectivité des habitats (pour chaque espèce et multi-espèces) sous forme de cartes pour : la centralité des nœuds, la dCE selon la distance d'écart franchissable et de dispersion natale, la qualité d'habitat, et le flux du courant. Chaque carte multi-espèces fut générée en additionnant les cartes 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). Nous avons aussi généré une carte résumant la connectivité générale pour toutes les espèces avec la même plage de valeurs. Enfin, nous avons généré une dernière carte globale additionnant toutes les cartes de qualité d'habitats et de connectivité pour toutes les espèces. En théorie, cette carte pourrait présenter des valeurs aussi larges que 25 si un pixel possédait la valeur maximale à la fois pour les indices de qualité et de connectivité pour toutes les espèces.

## **2.7 Différences notables entre notre approche et Albert et al. (2017)**

### *Couvertures terrestres*

La carte de couvertures utilisée pour cette analyse et plus récente d'au moins 10 ans de plus que celle d'Albert et al. (2017). De plus, elle est d'une meilleure résolution (10m par 10m contre 30m par 30m). Cette nouvelle carte de couvertures cartographie les zones humides plus exhaustivement et inclus des éléments linéaires plus précis dans les zones agricoles. Cependant, la représentation des aires urbaines est moins détaillée que dans Albert et al. (2017) qui présentait plus d'information sur les pressions liées au développement urbain à l'intérieur même des zones

urbaines. Notre carte présente aussi des données routières plus précises (car la résolution est plus élevée) ce qui permet de représenter plus fidèlement les effets des routes en tant que barrières pour les mouvements. Albert et al. (2017) avait dû imposer des valeurs arbitraires pour la largeur des routes (30m pour les routes mineures et 90 pour les routes majeures) ce qui surestimait leur influence.

#### *Modèles de qualité des habitats*

Les différences principales entre nos modèles et ceux d'Albert et al. (2017) est que nous n'avons pas inclus les facteurs environnementaux suivants : 1) sensibilité à la bordure de forêt (*Plethodon cinereus*); 2) sensibilité au drainage du sol (*Blarina brevicauda*, *Plethidon cinereus*); 3) distance aux zones urbaines, forestières et aux dépôts de surface (*Ursus americanus*). Ces facteurs pourraient être facilement ajouté à nos modèles dans le future si jamais des cartes de qualité plus détaillées sont jugées nécessaires. Nos cartes présentent cependant une grande ressemblance avec les cartes de qualité originales utilisées par Albert et al. (2017). En général, il semble que nous avons identifié les mêmes parcelles d'habitat que Albert et al. (2017) en ce concerne la portion commune des deux zones d'études. Les parcelles qui ne correspondent pas sont principalement due aux changements en couverture forestière et de cartographie des zones humides.

#### *Modèles de connectivité*

Le package R utilisé pour la génération des réseaux d'habitat, Grainscape (v0.3.0.9), est à ce jour capable de gérer des cartes raster plus large que dans le passé. Cette nouvelle version du package nous a permis de construire un réseau pour l'intégralité du paysage. En comparaison, Albert et al. (2017) était limité par les précédentes versions du logiciel, et avait dû diviser le paysage en bandes verticales, puis générer le réseau pour cette bande, avant de les fusionner pour produire le réseau pour le paysage dans son intégralité.

Albert et al. (2017) avait deux mesures pour la connectivité à longue distance : l'importance du pixel selon le flux du courant, et la centralité intermédiaire modifiée. Dans cette étude nous n'utilisons que la mesure d'importance basée sur le flux du courant. De plus, un espace tampon de 8 km autour de notre zone d'étude est utilisé dans notre analyse de circuits. En comparaison, Albert et al. (2017) avait utilisé les valeurs de résistance pour les piedmonts des Laurentides dans le nord-ouest et celles pour les piedmonts des Appalaches dans le sud-est.

### **3. Résultats**

#### ***3.1 Réseaux d'habitat pour chaque espèce-cible***

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

La quantité totale d'habitat pour chaque espèce-cible varie grandement, allant de 3% à 24% de notre zone d'étude. La distribution dans l'espace de la qualité de l'habitat à travers les basses terres varient également entre espèces, reflétant leurs différentes caractéristiques et variations en besoins en habitat (Figure A1, Tableau 1). Ces différences sont sans surprises, considérant le set 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 sous-jacent aux Basses-terres mêmes, du sud-ouest avec des forêts de feuillus très fragmentées, au nord-est avec des forêts de conifères plus intactes. Ce gradient est responsable pour la concentration dans la partie nord de la

zone d'étude des habitats pour espèces qui nécessitent de large parcelles (*Ursus americanus*) ou des forêts de conifères (*Martes americana*). Les habitats jugés convenable (c'est à dire ceux avec une valeur de qualité supérieure ou égale à 60, Figure A1) ne forment pas toujours des parcelles d'habitats (figure A2), particulièrement dans la partie sud de la zone d'étude pour les espèces qui requiert une large taille minimum de parcelle (i.e. *Martes americana*, *Ursus americanus*). Réciproquement, les habitats d'espèce nécessitant des parcelles plus petites ou des forêts mixtes ou de feuillus, sont distribués plus également à travers l'intégralité de la zone d'étude.

#### Réseaux d'habitats

Les réseaux d'habitats pour chaque espèces-cibles comportaient entre 39 (*Ursus americanus*) et 32 158 (*Blarina brevicauda*) parcelles, avec une aire moyenne pour chaque parcelle allant de 10 à 2 463 ha (Tableau 2). La valeur moyenne de qualité des parcelles vari entre 56,69 (*Martes americana*) et 93,06 (*Rana sylvatica*). La distance de résistance minimum nécessaire pour connecter chaque parcelle dans le réseau vari entre 71 149 (*Ursus americanus*) à 1 312 276 (*Blarina brevicauda*) (selon un « minimum spanning tree »; Fall et al. 2007). Les réseaux individuels pour chaque espèce sont présentés dans les figures A3 à A7, et inclus 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 parcellaire avec peu de parcelles et de longs liens pour *Ursus americanus* et *Martes americana*, 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 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 de la rivière du Saint Laurent), ce qui fut pris en compte par les deux différents indices de dCE, d'écart franchissable et natale (les deux sont fonctions de la probabilité de dispersion des liens).

**Tableau 2.** Résumé des réseaux d'habitats pour chaque espèce-cible

Espèce	Aire Totale (ha)	Nombre de parcelles	Aire moyenne des parcelles (ha)	Qualité moyenne du parcelle	Distance minimum pour connecter le réseau	Temps d'extraction du graphe planaire minimum (min)
 <i>Blarina brevicauda</i>	337 406	32 158	10	76,30	1 312 276	24
 <i>Martes americana</i>	83 235	244	341	56,68	151 683	38
 <i>Plethodon cinereus</i>	390 336	19 787	20	85,19	912 232	17
 <i>Rana sylvatica</i>	650 262	18 183	36	93,06	757 915	16
 <i>Ursus americanus</i>	96 076	39	2 463	78,10	71 149	59

### 3.2 Connectivité à courte distance

#### *Centralité*

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 la ville de Québec présente une grande centralité intermédiaire pour toutes les espèces-cibles (Figure 4, Figure A8), 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 grande valeur de centralité. Plusieurs séries de parcelles d'un grand niveau de centralité suivent un axe du nord-sud des Basses-terres. Certaines de ces parcelles semble correspondre à la ligne de Logan, certaines suivent la côte sud du lac Saint Pierre, et d'autres sont présents au nord du Saint Laurent entre le lac Saint Pierre et Terrebonne. Ces séries regroupent des habitats du Nord de Montréal au Sud de la ville de Québec (e.g., *Rana sylvatica*, Figure A8). Des parcelles d'habitats d'un niveau moyen en termes de centralité sont aussi présentes dans la Montérégie, joignant les habitats au sud de Québec et ceux des piedmonts des Adirondacks (particulièrement pour *Blarina brevicauda*, *Plethodon cinereus*, et *Rana sylvatica*, Figure A8).

#### *dCE d'écart franchissable et natale*

La dCE d'écart franchissable évalue la contribution des parcelles a la connectivité à courte distance en se basant sur les mouvements quotidiens à travers les habitats inadéquat, tandis que la dCE natale évalue ces mêmes parcelles selon le rôle qu'ils jouent dans des situations de dispersions plus conséquentes, quand les sous-adultes disperse de leur habitat natif vers leur lieu de reproduction. Bien que les deux soient vus comme indices de connectivité à courte distance, ces deux indices considèrent des échelles de mouvements différentes, importantes pour la persistance des espèces dans les Basses-terres du Saint Laurent. 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 (Figure 4). 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 autour de la ville de Québec et celles des piedmonts des Adirondacks. Par exemple, la dCE d'écart franchissable est la plus haute dans la région au nord de la ville de Québec pour *Martes americana* (Figure A9). En revanche, la dCE natale, qui est paramétrée par des distances de dispersion plus larges, souligne comment certaines parcelles jouent un rôle clé dans le fait de connecter de larges zones d'habitat à haut niveau de qualité au nord et au sud (Figure 4; Figure A10). Les parcelles dans la Montérégie et celles entre Trois-Rivières et la ville de Québec contribuent beaucoup plus à la dCE natale qu'à la dCE d'écart franchissable, à l'exception de *Plethodon cinereus* (Figure A10). Pour ce dernier, l'importance des parcelles que ce soit en termes de dCE natale ou d'écart franchissable est très similaire (Figure A9 et A10) car les deux estimations de capacité de dispersion pour cette espèce sont très proche (10m vs. 16m; Tableau 1).

### 3.3 Connectivité à longue distance

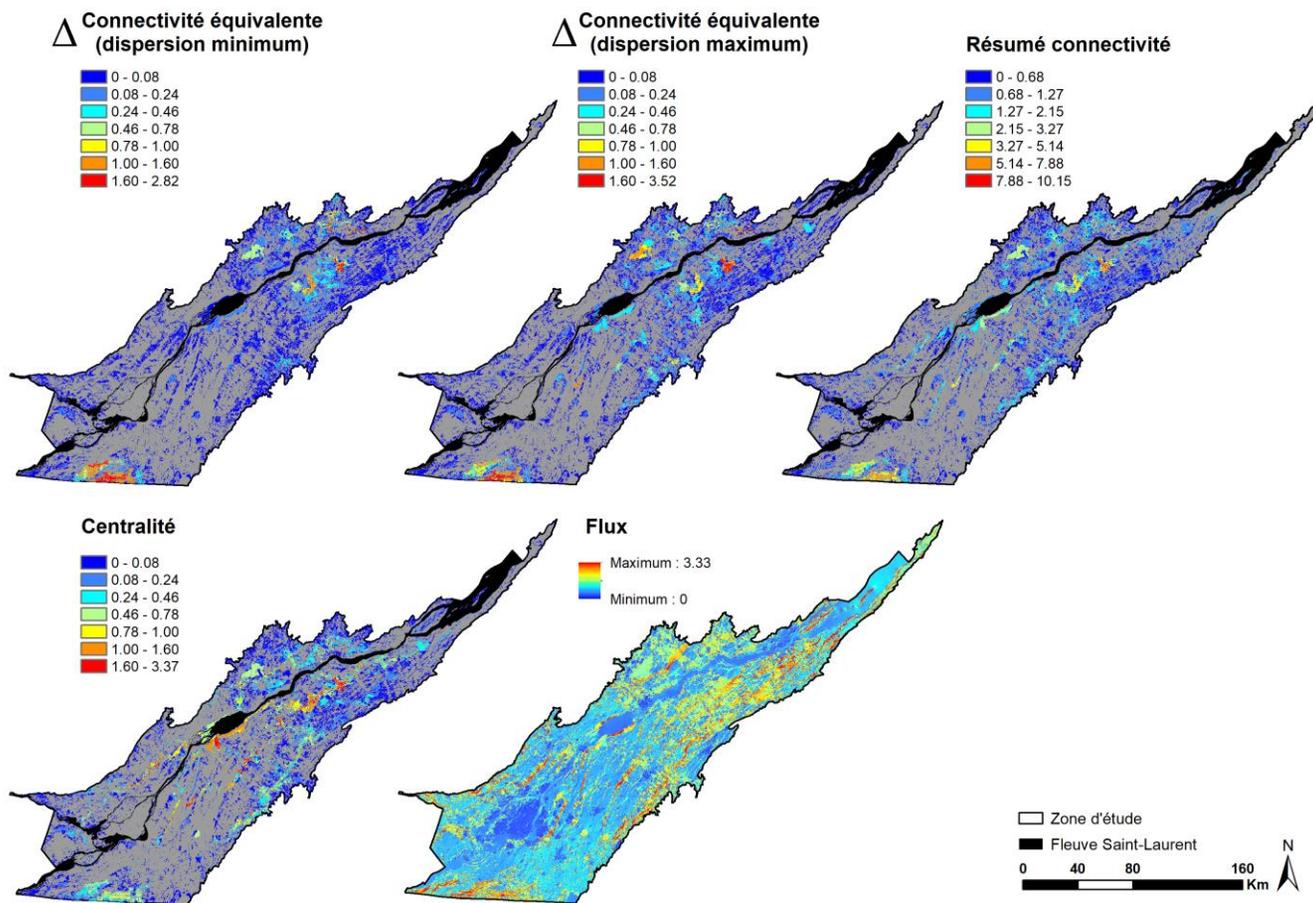
#### *Flux du courant*

Les cartes de flux du courant soulignent les pixels qui sont important pour la connectivité à longue distance et dans toutes les directions, soutenant les migrations saisonnières et

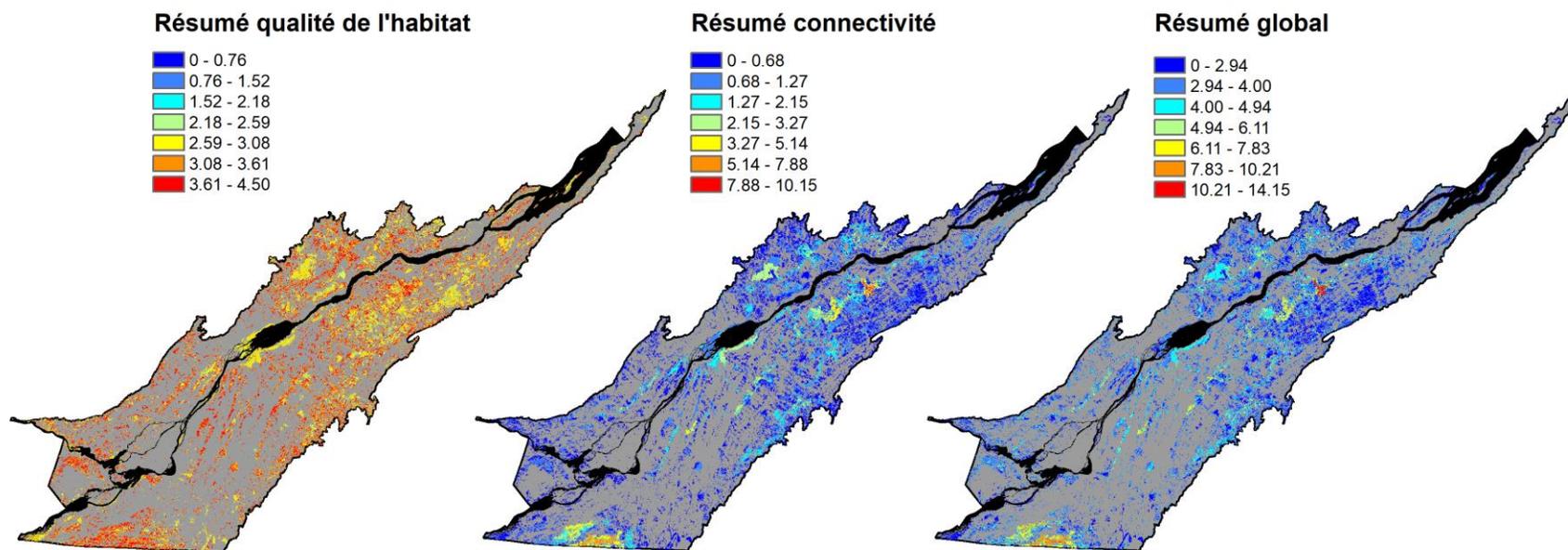
changements de distributions due aux changements climatiques. Beaucoup des zones majeures qui promeuvent la connectivité à longue distance coïncident avec des zones qui promeuvent la connectivité à petite distance. Par exemple, des bandes de large flux de courant forment des séries de parcelles qui suivent un axe du Nord au Sud, incluant la ligne de Logan, la rive sud du lac Saint Pierre et Terrebonne (Figure 4). Les piedmonts des Adirondacks, qui sont important pour la connectivité à petite distance, possèdent aussi de large valeur de flux de courant (Figure 4). La carte de flux présente deux patterns très proéminents, en comparaison avec les autres cartes de connectivité à petite échelle. Premièrement, 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, pour *Blarina brevicauda*, *Martes americana*, *Plethodon cinereus* et *Ursus americanus* (Figure 11). Deuxièmement, on voit une bande de flux d'une intensité allant de modérée à forte passant à travers la zone forestière entre Trois-Rivières et la ville de Québec (Figure 4 et A11).

### **3.4 Qualité de l'habitat, connectivité et résumés globaux**

Les cartes-résumés montrent quelles parcelles et quels pixels à travers le paysage sont convenable pour plusieurs espèces et plusieurs types de connectivités. Il se trouve qu'il existe un nombre relativement limité de parcelles qui peuvent satisfaire les besoins de plusieurs espèces pour plusieurs types de connectivités en même temps, ce qui se traduit par des valeurs relativement basses sur les cartes-résumés (Figure 5). La valeur maximum de chaque pixel sur la carte-résumé de connectivité des habitats est de 10.15 sur un maximum possible de 20 (ce qui correspond à un pixel présentant des valeurs maximales pour tous les indices et pour toutes les espèces). La valeur maximale dans la carte globale est de 14.15 sur un maximum de 25. Ceci est une conséquence directe de notre méthode de sélection d'espèce par laquelle nous avons choisi des espèces en se basant sur la complémentarité (et non la redondance) de leurs besoins en habitat et de leurs caractéristiques de dispersion. Ainsi, bien que certaines parcelles soient importantes pour plein d'indices et d'espèces (Figure 5), on manque d'observer les patterns de connectivité à large échelle de séries de parcelles mentionné plus haut, visible pour les cartes de connectivité individuelles (Figure A8 – A11) et multi-espèces (Figure 4). Il est cependant important de considérer ces parcelles avec des valeurs plus large dans le carte-résumé globale comme zones de conservation de grande qualité. Ces parcelles sont dispersées à travers la zone d'étude, et sont présentes dans le nord dans les régions forestières entre Trois-Rivières et Québec, dans le sud autour des piedmonts des Adirondacks, et même dans la Montérégie, centrale, bien que fragmentée.



**Figure 4.** 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 de notre zone d’étude selon différents indices basés sur la connectivité à courte distance (dCE d’écart franchissable, dCE natale, et Centralité – voir section 2.6) ou longue distance (flux du courant, voir Section 2.5). Le résumé présente la somme des couches vectorielles de connectivité pour toutes les espèces (4 couches de connectivité par espèce, fois 5 espèces = 20 couches de connectivité au total).



**Figure 5.** Cartes-résumé de la qualité et connectivité des habitats. Les cartes individuelles de qualité d'habitat pour chaque espèce furent normalisées entre 0 et 1, et additionnées pour produire le résumé. La carte-résumé de connectivité est la somme de toutes les couches vectorielles de connectivité (chacune normalisées entre 0 et 1) pour toutes les espèces (voir figure 4). La carte-résumé globale additionne les résumés de qualité et de connectivité des habitats pour visualiser les zones qui contribuent le plus à la fois à la qualité et à la connectivité pour toutes les espèces-cibles.

## 4. Conclusions

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

Les habitats forestiers des Basses-terres du Saint Laurent ne couvrent qu'entre 3% et 24% de la région pour nos espèces-cibles. L'arrangements de ces habitats forestiers vari 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 à courte et longue distances des Basses-terres du Saint Laurent pour une large sélection d'espèces-cibles. Ces espèces-cibles furent 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 patterns de connectivité spécifiques à chaque espèce. Cependant, malgré des différences spécifiques à chaque espèce, certaines parcelles d'habitat et zones des Basses-terres se retrouve invariablement parmi les plus importantes en termes de connectivité en général (courtes et longues distances).

Des larges parcelles d'habitat dans la partie nord de notre zone d'étude, entre Trois-Rivières et la ville de Québec, sont extrêmement importantes pour la connectivité à petite distance. 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 de la rivière du 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 que la limite de la moraine de Saint-Narcisse. La connectivité dans la partie la plus au sud des basses terres dépend largement sur les zones forestières des Adirondacks, et plus spécifiquement sur la Basse colline de Covey Hill. Ces habitats font parti de la province naturelle « Les Adirondacks » mais leur influence sur la connectivité des habitats dans la province naturelle « Basses-terres du Saint-Laurent » met en évidence l'interdépendance des différentes « provinces naturelles » dans le maintien des processus écologiques à grande échelle qui dépendent de la présence d'habitats connectés.

Des séries de plus petits habitats intermédiaires dans les régions méridionales et centrales de la zone d'étude sont aussi très importantes, à la fois pour la connectivité à courte distance dans le sud des Basses-terres et la connectivité à longue distance entre le nord et le sud. Des séries de parcelles au sud de la rivière du Saint Laurent semble suivre la ligne de Logan et les rives sud du lac saint pierre. Au Nord de la rivière, 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 dans le maintien de la connectivité à l'intérieur et à travers les Basses-terres, car elles sont particulièrement vulnérables à une intensification en termes de fragmentation et de destruction d'habitat.

## **4.2 Directions futures**

Les analyses multi-espèces de connectivité des habitats incluses dans ce rapport ont produit vingt 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 forêts de la région. Une démarche de priorisation, appliquée à nos cartes de connectivités, identifierait les zones les plus importantes en termes de conservation, en se basant sur des compromis optimaux entre les différents besoins en connectivité des espèces. D'autres critères de conservation importants, tels que la qualité de l'habitat, ou des facteurs sociaux-économiques comme les coûts d'implémentation, pourrait aussi être inclus dans la priorisation en plus de la connectivité des habitats. Le résultat final serait un classement de tous les pixels des Basses-terres, basé sur leur importance générale pour la conservation, et qui prendrait en compte tous les critères de conservation simultanément.

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; et les zones de large résistance qui sont de véritables barrières, mais qui sont aussi des sites potentiels pour concentrer les activités de restauration.

Ces évaluations de connectivité fournissent un point de comparaison qui peut être utilisé pour prédire comment la connectivité des habitats va être affectée par les futures choix d'aménagement du territoire, en prenant en compte les effets des changements climatiques. Une proposition intéressante de Albert et al. (2017) est de tester la robustesse des plans d'aménagements face aux incertitudes associées avec les changements climatiques et d'habitats. Ceci impliquerait de construire des modèles de simulation pour voir, par exemple, dans quelles mesures la connectivité des habitats est maintenue suivant un scénario particulier de conservation, lui-même dérivé d'une analyse de priorisation spatiale.

## 5. Références

- Adriaenssen F, Chardon JP, 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(6), pp.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 RF, 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. et al. 2016. The impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region. *Environmental Science & Policy* 58: 61-73.
- ECCC et MDDELCC. 2017. 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.
- 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.
- 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)
- 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.
- MDDELCC. 2014. Cartographie de l'utilisation du territoire du Québec. Données de SIG [ArcMap, ESRI Canada]. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Gouvernement du Québec, Québec.
- Meurant, M, Gonzalez A, Doxa, A, Albert CH. Selecting surrogate species for connectivity conservation. *Biological Conservation* (in revision).
- Mitchell, M., Bennett, E., Gonzalez, A., Lechowicz, M., Rhemtulla, J., Cardille, J., Vanderheyden, K., Poirier-Ghys, G., Renard, D., Delmotte, S. and Albert, C. 2015. The Montérégie Connection: linking landscapes, biodiversity, and ecosystem services to improve decision making. *Ecology and Society* 20 (4):15.
- Moilanen A, Franco AM, Early RI, Fox R, Wintle B, Thomas CD. 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.
- 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(2), pp.407-416.
- Urban, D. & Keitt, T. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82, 1205-1218.

## Appendices : Données et Détails du Model

### A.1 Données de couvertures terrestres et caractéristiques des forêts

**Tableau A1.** Correspondances entre les classes de couvertures terrestre (« classes détaillées ») extraites du Shapefile PASL\_Occ\_Sol (ECCC et MDDELCC 2017) et les classes utilisées dans Albert et al. (2017).

Classe de couverture (Albert et al. 2017)	Classe de couverture (classe détaillée; PASL_Occ_Sol)
Zone agricole	Cannebergière; Pâturages / Cultures fourragères; Cultures mixtes; Autres céréales; Avoine; Blé; Canola; Chanvre; Culture indéfinie; Foin; Maïs; Maraîcher; Orge; Soya
Milieu agricole non cultivé	Milieu agricole non cultivé
Construit – non urbain	Sol dénudé; Tourbière exploitée
Zones perturbées 1 (e.g. pépinières, milieu anthropisé)	Pépinière; Peuplement affecté par des perturbations d'origine anthropique; Peuplement affecté par des perturbations d'origine naturelle; Plantation
Zones urbaines	Gravière / Sablière; Aéroport; Dépotoir; Zone développée
Routes mineures*	Chemin carrossable non pavé; Chemin carrossable pavé; Chemin non carrossable; Écran antibruit; Gué; Mur de soutènement; Passerelle; Pont; Pont couvert; Pont d'étagement; Route collectrice non pavée; Route régionale non pavée; Route régionale pavée; Rue non pavée; Rue pavée; Traverse; Tunnel; Voie de communication abandonnée; Voie de communication en construction; Voie ferrée
Routes majeures	Route locale non pavée; Autoroute; Autoroute à axes fusionnés; Bretelle; Route collectrice pavée; Route indéfinie; Route locale pavée; Route nationale pavée; Route régionale pavée
Forêts de feuillus	Peuplement feuillu
Forêts mixtes	Peuplement mixte
Forêts de conifères	Peuplement résineux
Terres en friches	Friche / Arbustif
Zones perturbées 2 (e.g. terrain de golf, jardins botaniques et site de camping)	Petits fruits; Verger; Vignoble; Camping; Golf; Jardin zoologique; Station de ski
Eau libre	Bassin; Eau peu profonde; Étang; Lac; Mare; Réservoir; Canal; Cours d'eau; Eau profonde
Zone humides (ouvertes)	Marais; Prairie humide; Tourbière ouverte bog; Tourbière ouverte fen
Zones humides (boisées)	Marécage; Tourbière boisée

\* Source : réseau de route BDTQ (voir les méthodes pour les détails).

**Tableau A2.** Correspondances entre les classes de couverture terrestres (« Classes générales ») et les classes sélectionnées pour notre espace tampon dans notre analyse de circuit.

Classe de couverture (Albert et al. 2017)	Classe de couverture (classe générale; Occ_sol_2014_recl_FED_10m_aout2017)
Zones agricoles	Culture annuelle; Culture indéfinie; Culture pérenne; Friche Arbustif; Plantation
Zones urbaines	Zone développée; Route et emprise; Gravière Sablière; Sol dénudé
Forêts (mixtes)	Peuplement feuillu; Peuplement mixte; Peuplement résineux; Peuplement perturbé
Eau libre	Milieu lentique; Milieu lotique; Eau peu profonde; Eau profonde indéfinie; Marais; Non-classifié
Zones humides (boisées)	Tourbière; Marécage

**Tableau A3.** Correspondances entre les classes d'âge de forêts (SIEF) et les classes utilisées par Albert et al. (2017).

Classes d'âge de forêts (Albert et al. 2017)	Classes d'âge de forêts (SIEF)
Jeune (<30ans)	30; 10; 3030; 3050; 3010; JIN30; JIN10; 1050; 1010; 1030
Moyenne 1 (~50ans)	JIN; JIR; 5010; 50; 5030; 5050; 5070
Moyenne 2 (~70ans)	70; 7050; 7070; 7090
Vieille (>90ans)	VIN; 90; VIR; 9070; 9090; 120; VIN10; VIN50; 12070; VIN30; 12090; 12012; 90120
Inégale (Jeune et Vieille)	7030; 7010; 9030; 5090; 12050; 12010; 12030; 9050; 9010; 3090; 3070; 1090; 30120; 50120; 1070

**Tableau A4.** Correspondances entre les classes de densité de forêts (SIEF) et les classes utilisées par Albert et al. (2017).

Classes de densité de forêts (Albert et al. 2017)	Classes de densité de forêts (SIEF)
26-40%	D
41-60%	C
61-80%	B; H
>80%	A

A.2 Modèles de qualité de l'habitat

**Tableau A5.** Valeurs de qualité d'habitat pour chaque espèce-cible. Les cellules du tableau sont colorées selon un seuil de qualité de 60. Une valeur égale ou supérieure à 60 est considérée comme convenable (vert). Toute autre valeur est considérée comme non-habitat (blanc).

Espèce	Forêt			Friches	Agri. Non cult.	Zones humides	Pert. 1	Pert. 2	Agri. <sup>d</sup>	Eau	Cons. Non urb.	Routes min.	Routes maj.	Urb.
	Feuil.	Mixte	Connif.											
 <i>Blarina brevicauda</i>	100	90	40	30	44	50	80	50	44	10	44	0	0	0
 <i>Martes americana</i>	35	100	100	48	44	44	44	44	44	5	10	0	0	0
 <i>Plethodon cinereus</i>	100	90	40	30	44	44	50	50	44	10	44	0	0	0
 <i>Rana sylvatica</i>	100	100	100	100	40	100*	40	40	40	40	40	0	0	0
 <i>Ursus americanus</i>	100	80	60	70	50	70	70	59	50	50	0	0	0	0

\* Pour *Rana sylvatica*, les zones humides boisées prennent une valeur de 100 et les zones humides ouvertes une valeur de 90

**Tableau A6.** Valeurs de qualité selon l'âge des forêts pour chaque espèce-cible. Les cellules du tableau sont colorées selon un seuil de qualité de 60. Une valeur égale ou supérieure à 60 est considérée comme convenable (vert). Toute autre valeur est considérée comme non-habitat (blanc).

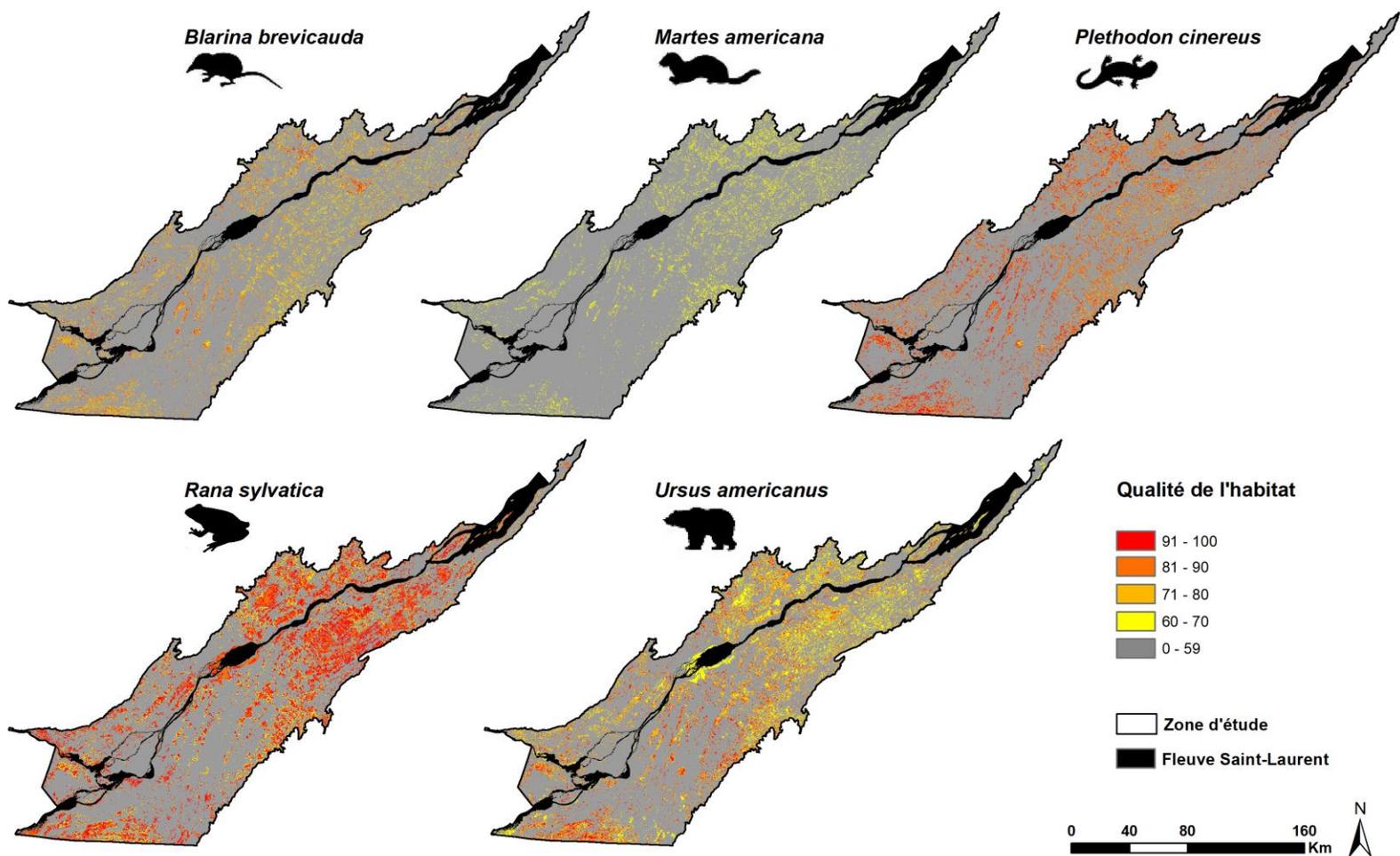
Espèce	Friche	Jeune (<30 ans)	Moyenne 1 (~50 ans)	Moyenne 2 (~70 ans)	Vieille	Inégale (Jeune et Vieille)
 <i>Blarina brevicauda</i>	30	40	80	100	100	80
 <i>Martes americana</i>	48	50	100	100	100	100
 <i>Plethodon cinereus</i>	100	100	100	100	100	100
 <i>Rana sylvatica</i>	100	100	100	100	100	100
 <i>Ursus americanus</i>	100	100	100	100	100	100

**Tableau A7.** Valeurs de qualité selon la densité des forêts pour chaque espèce-cible. Les cellules du tableau sont colorées selon un seuil de qualité de 60. Une valeur égale ou supérieure à 60 est considérée comme convenable (vert). Toute autre valeur est considérée comme non-habitat (blanc).

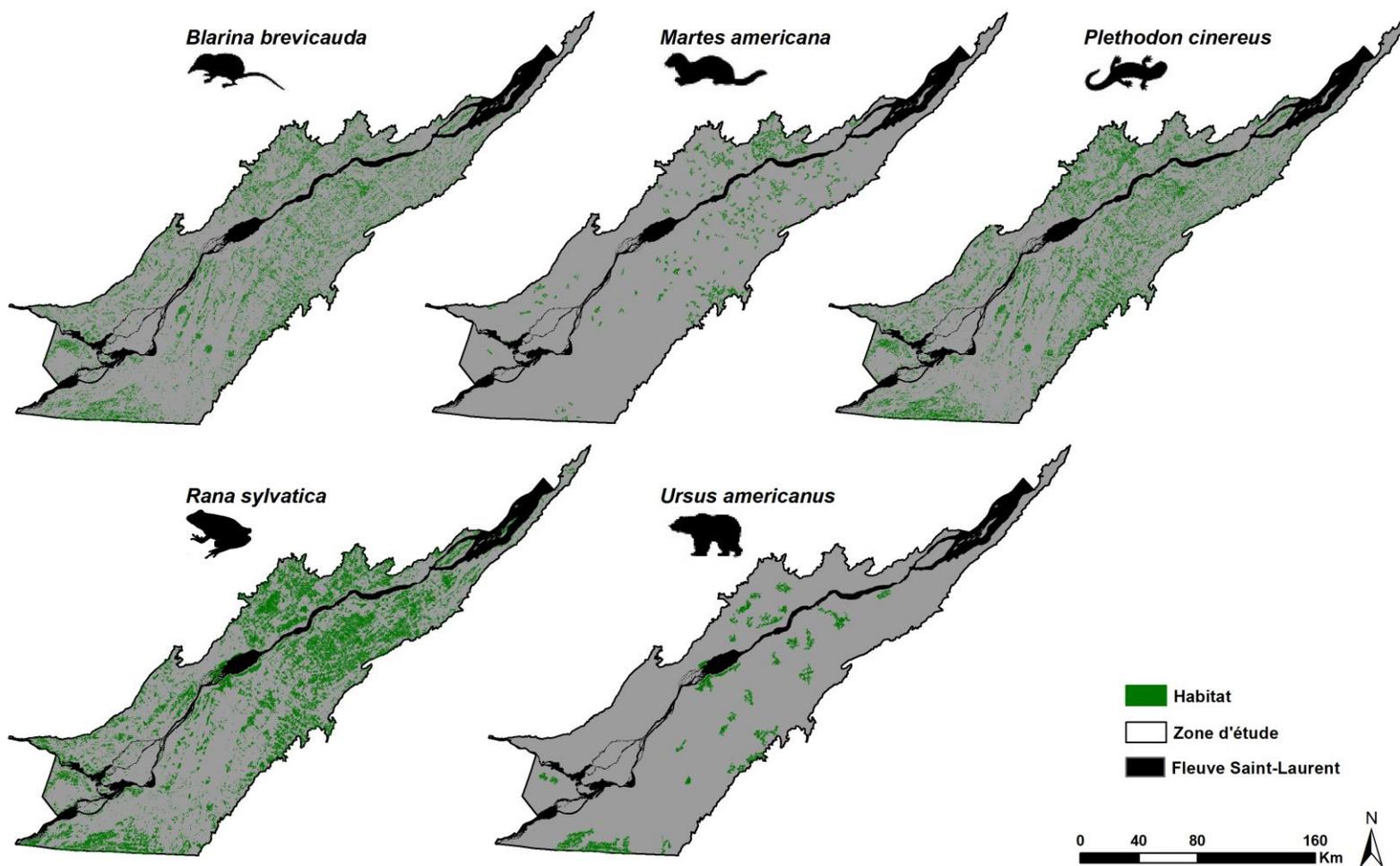
Espèce	Friche (<25%)	26-40%	41-60%	61-80%	>80%
 <i>Blarina brevicauda</i>	30	40	60	90	100
 <i>Martes americana</i>	100	100	100	100	100
 <i>Plethodon cinereus</i>	30	40	60	90	100
 <i>Rana sylvatica</i>	40	80	90	100	100
 <i>Ursus americanus</i>	70	80	100	100	100

**Tableau A8.** Valeurs des multiplicateurs spatiaux pour chaque espèce-cible. Ces multiplicateurs réduisent la qualité de l'habitat selon la distance aux routes majeures.

Espèce	0-30m	31-60m	61-200m	201-1000m	1001-2000m	2001-10000m
 <i>Blarina brevicauda</i>	5	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
 <i>Martes americana</i>	5	0.70	0.70	0.70	0.90	1.00
 <i>Plethodon cinereus</i>	0	0.80	1.00	1.00	1.00	1.00
 <i>Rana sylvatica</i>	5	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
 <i>Ursus americanus</i>	5	0.80	0.80	1.00	1.00	1.00



**Figure A1.** Cartes de qualité des habitats pour chaque espèce-cible. Les valeurs de qualité varient entre 0 et 100. Les pixels avec une valeur supérieure ou égale à 60 sont considérés comme habitat potentiel.



**Figure A2.** Parcelles d’habitat convenable pour chaque espèce-cible. Les valeurs de qualité d’habitat dans ces parcelles sont supérieures ou égales à 60 et les parcelles remplissent les conditions en termes de taille minimum. Le nombre total de parcelles d’habitats pour chaque espèce est listé dans le Tableau 2.

**Tableau A9.** Classes de résistance et type de couvertures terrestres pour chaque espèce-cible. Les scores sont assignés selon une échelle de valeurs qui doublent à chaque incrémentation de qualité (i.e. 1, 2, 4, 8, 16, 32). Les niveaux de gris indiquent faible (white) et fortes (gris sombre) résistances.

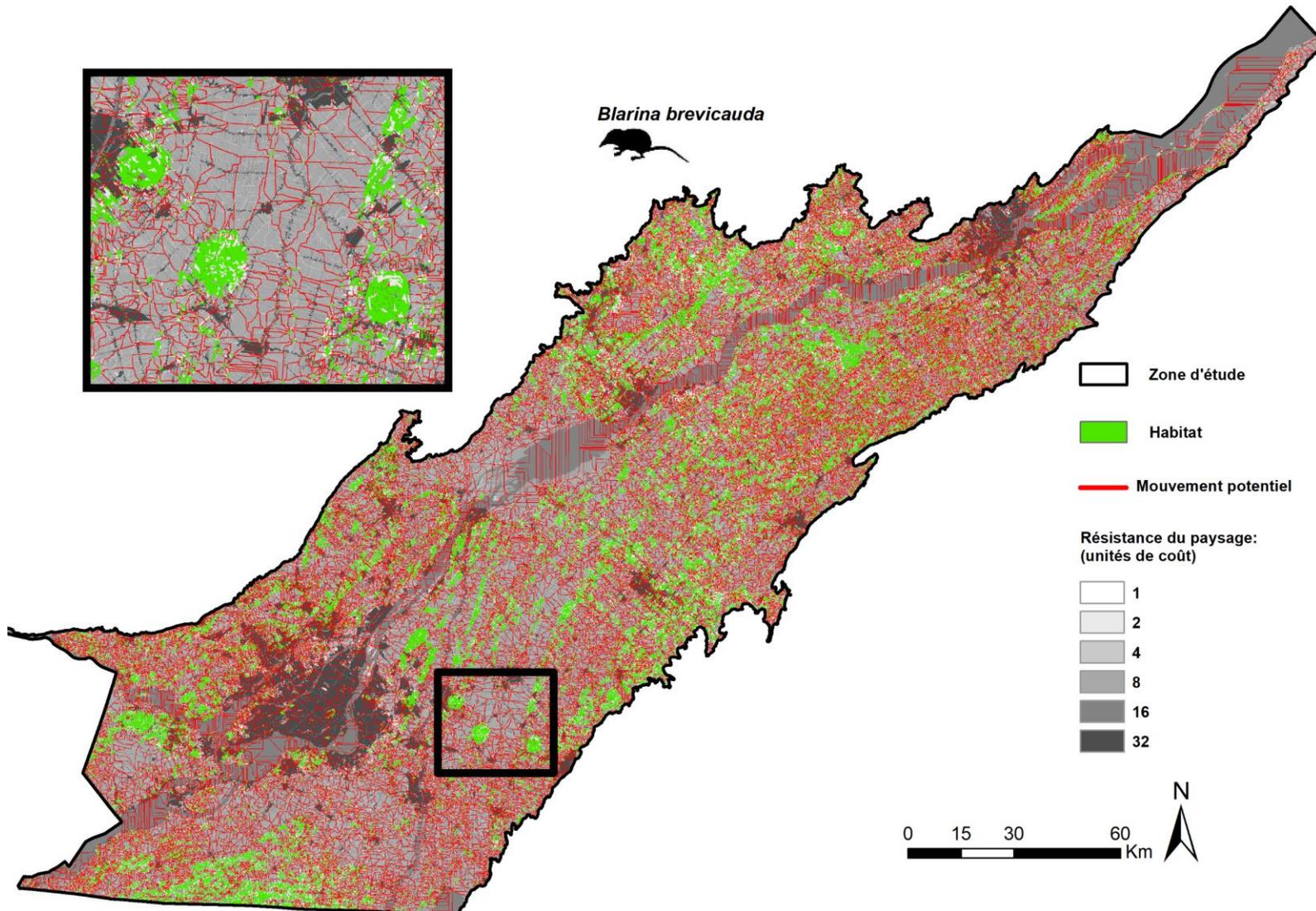
Espèce	Habitat	Parcelles trop petits	Forêts* (non-habitat)	Agri. <sup>a</sup> Non cult.	Zones humides <sup>‡</sup>	Pert. 1 <sup>b</sup>	Pert. 2 <sup>c</sup>	Agri. <sup>d</sup>	Eau	Cons. Non urb.	Routes min.	Routes maj.	Urb.
 <i>Blarina brevicauda</i>	1	2	4	2	8	2	8	8	16	8	16	32	32
 <i>Martes americana</i>	1	4	8	4	8	8	8	16	16	32	16	32	32
 <i>Plethodon cinereus</i>	1	2	4	2	8	8	8	8	32	8	16	32	32
 <i>Rana sylvatica</i>	1	2	4	2	2	8	8	8	8	8	16	32	32
 <i>Ursus americanus</i>	1	4	16	4	2	2	8	16	16	32	16	32	32

\* inclus terres en friches

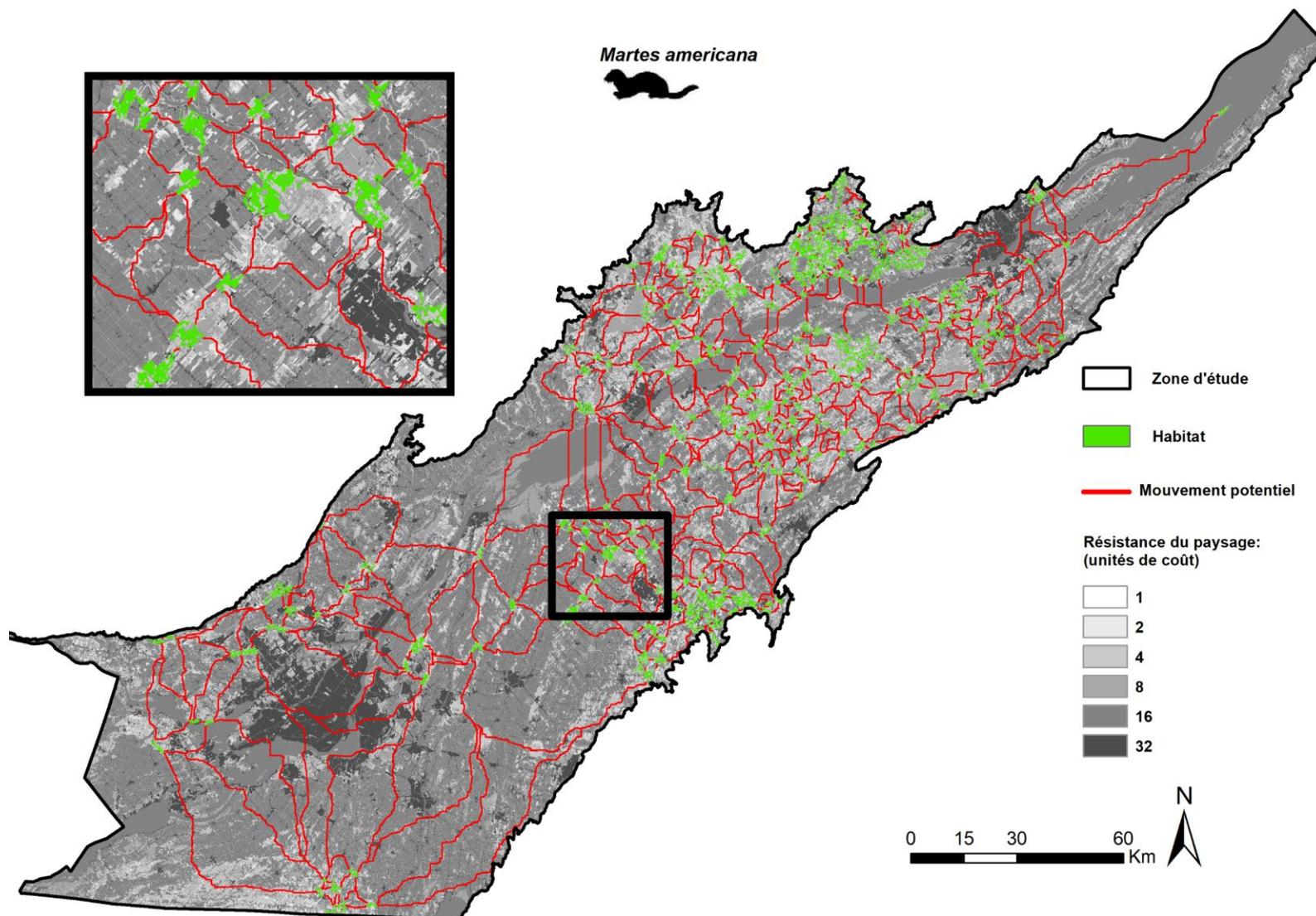
<sup>‡</sup> Inclus zones ouvertes et boisées

<sup>a</sup> Zones agricoles non cultivées; <sup>b</sup> Zones perturbées 1; <sup>c</sup> Zones perturbées 2; <sup>d</sup> Zones agricoles

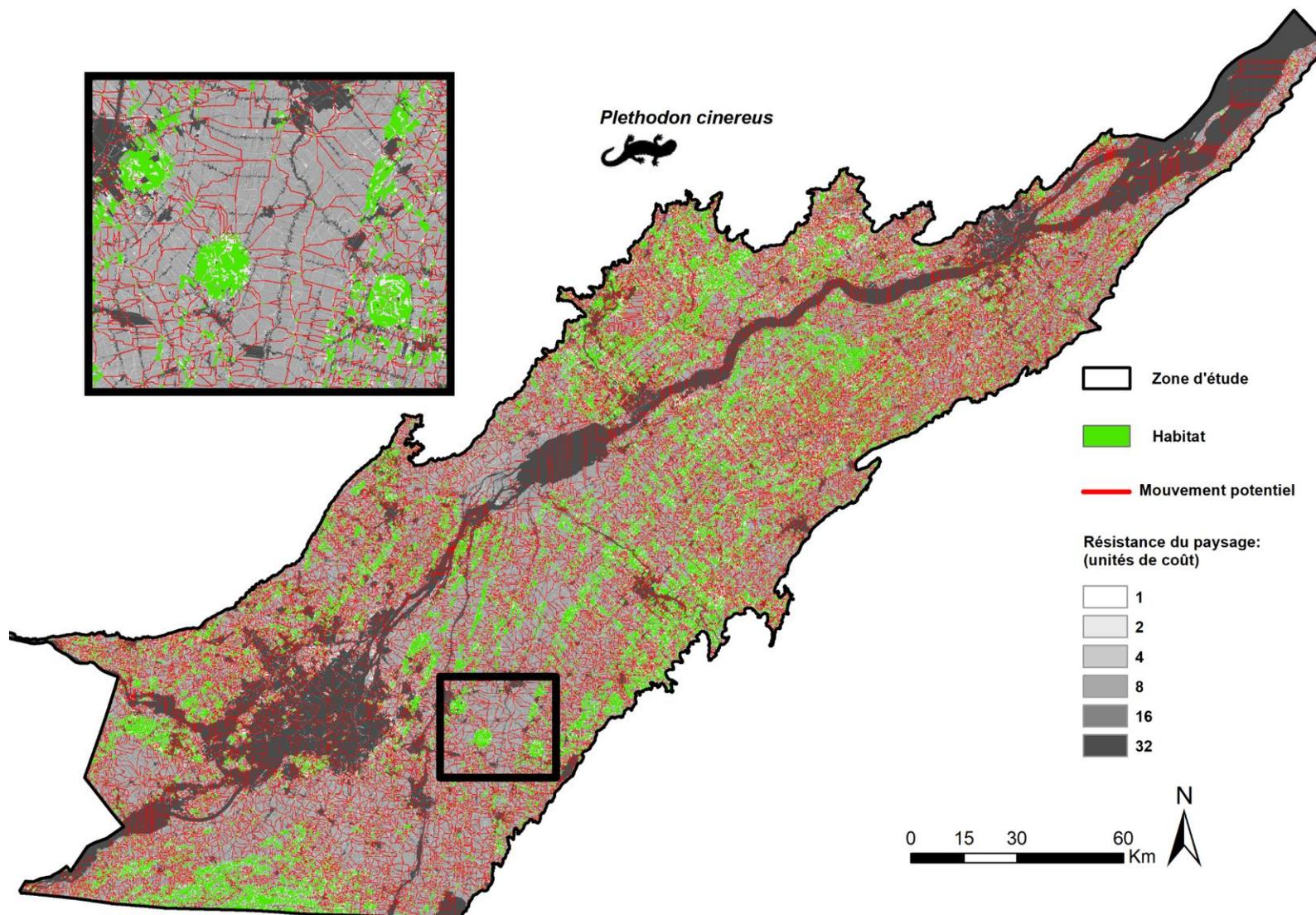
### A.3 Réseaux d'habitats pour chaque espèce



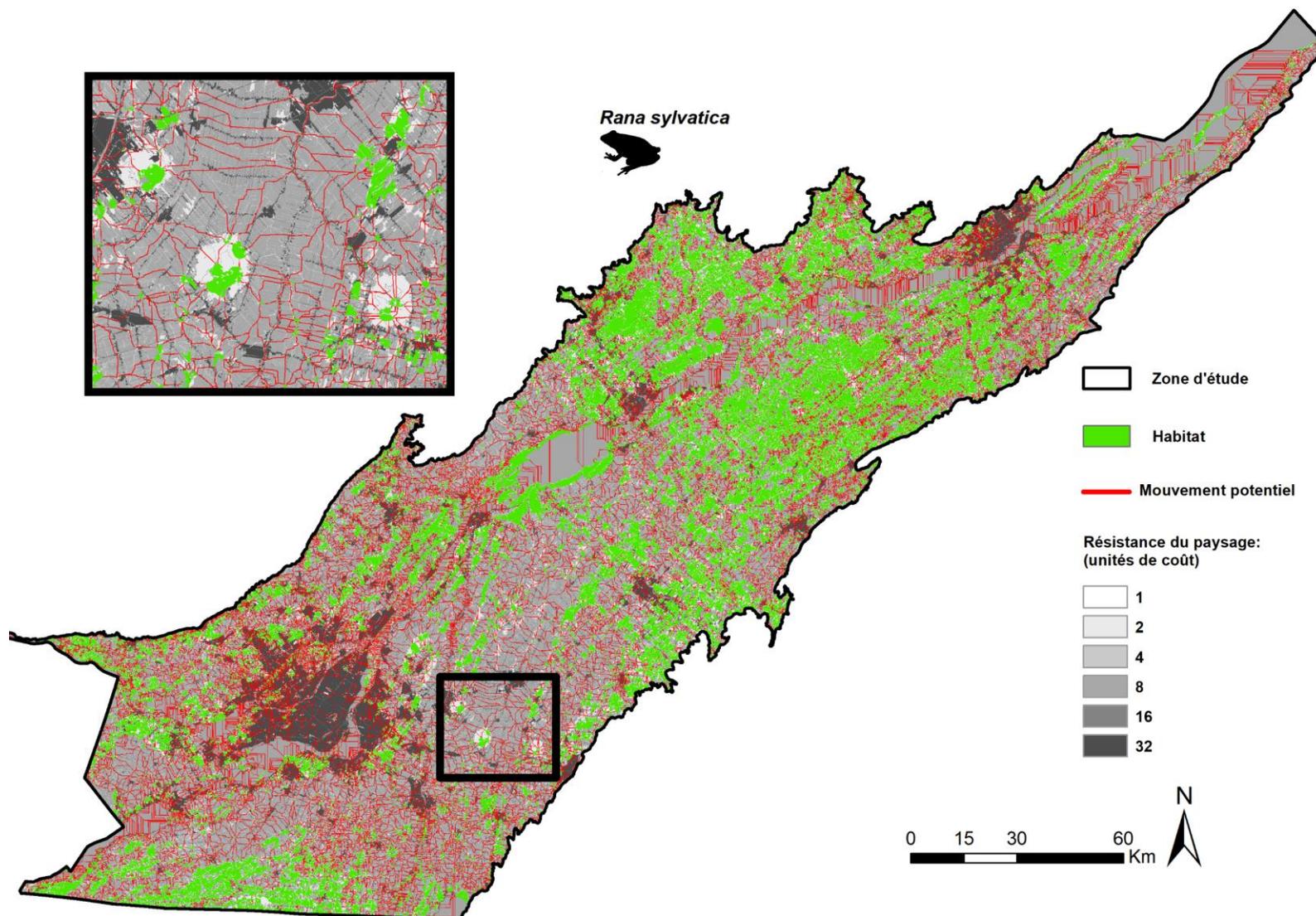
**Figure A3.** Graphe planaire minimum pour *Blarina Brevicauda*. Les parcelles d'habitats (vert) sont connectées par les liens de moindre coût (rouge) à travers des surfaces de résistances spécifiques à chaque espèce (niveaux de gris).



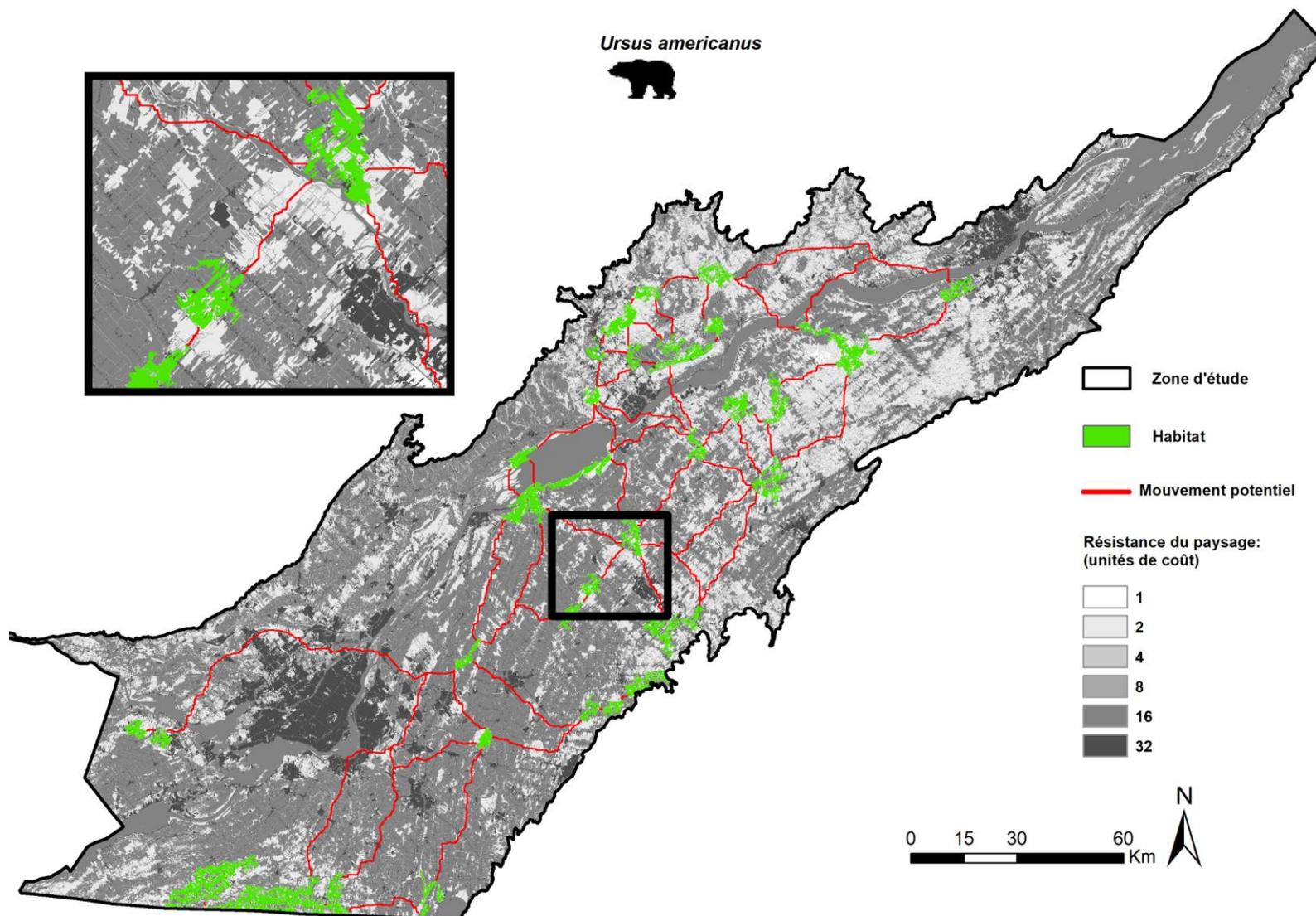
**Figure A4.** Graphe planaire minimum pour *Martes americana*. Les parcelles d'habitats (vert) sont connectées par les liens de moindre coût (rouge) à travers des surfaces de résistances spécifiques à chaque espèce (niveaux de gris).



**Figure A5.** Graphe planaire minimum pour *Plethodon cinereus*. Les parcelles d'habitats (vert) sont connectées par les liens de moindre coût (rouge) à travers des surfaces de résistances spécifiques à chaque espèce (niveaux de gris).



**Figure A6.** Graphe planaire minimum pour *Rana sylvatica*. Les parcelles d'habitats (vert) sont connectées par les liens de moindre coût (rouge) à travers des surfaces de résistances spécifiques à chaque espèce (niveaux de gris).



**Figure A7.** Graphe planaire minimum pour *Ursus americanus*. Les parcelles d'habitats (vert) sont connectées par les liens de moindre coût (rouge) à travers des surfaces de résistances spécifiques à chaque espèce (niveaux de gris).

A.4 Connectivité des habitats pour chaque espèce

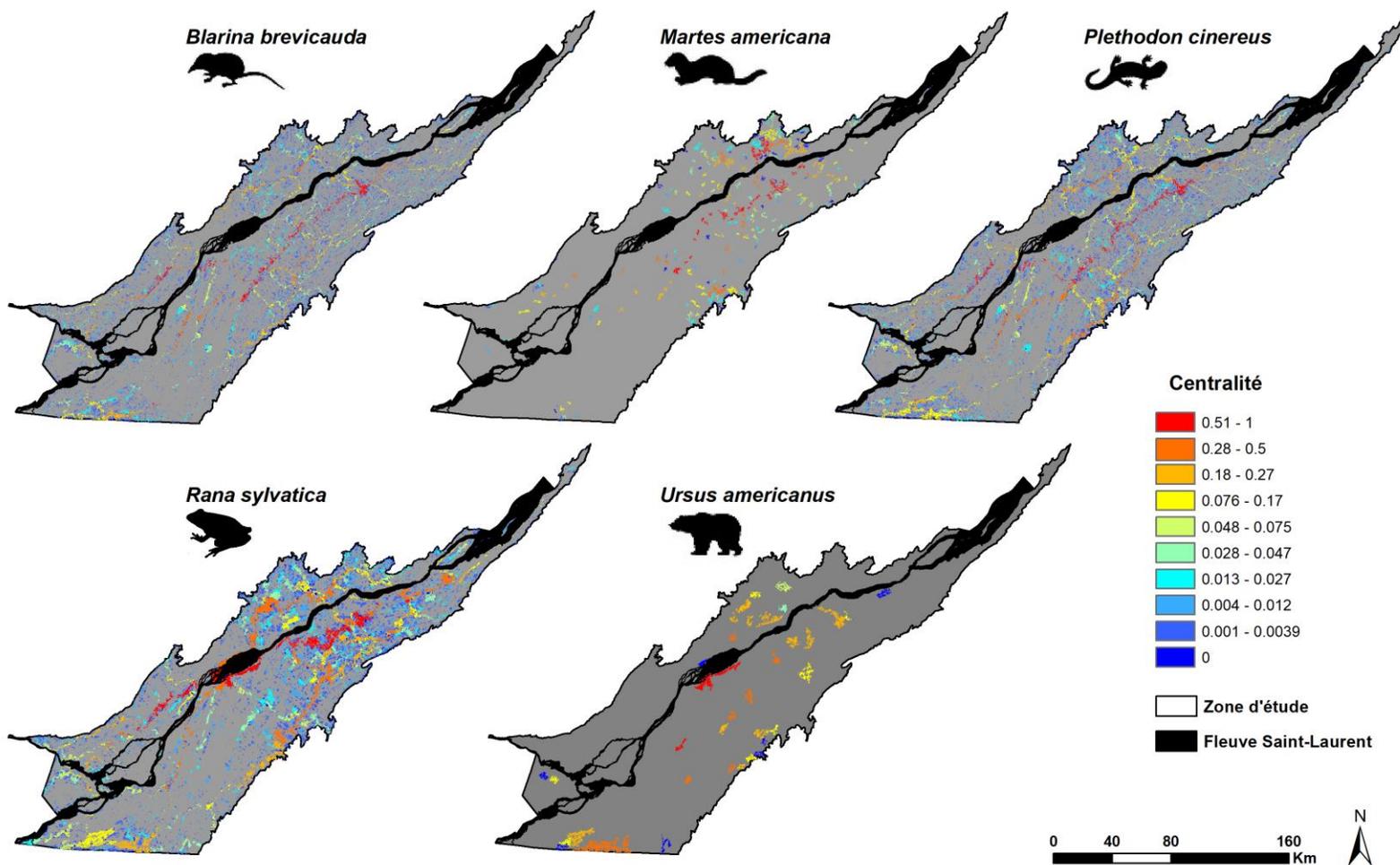
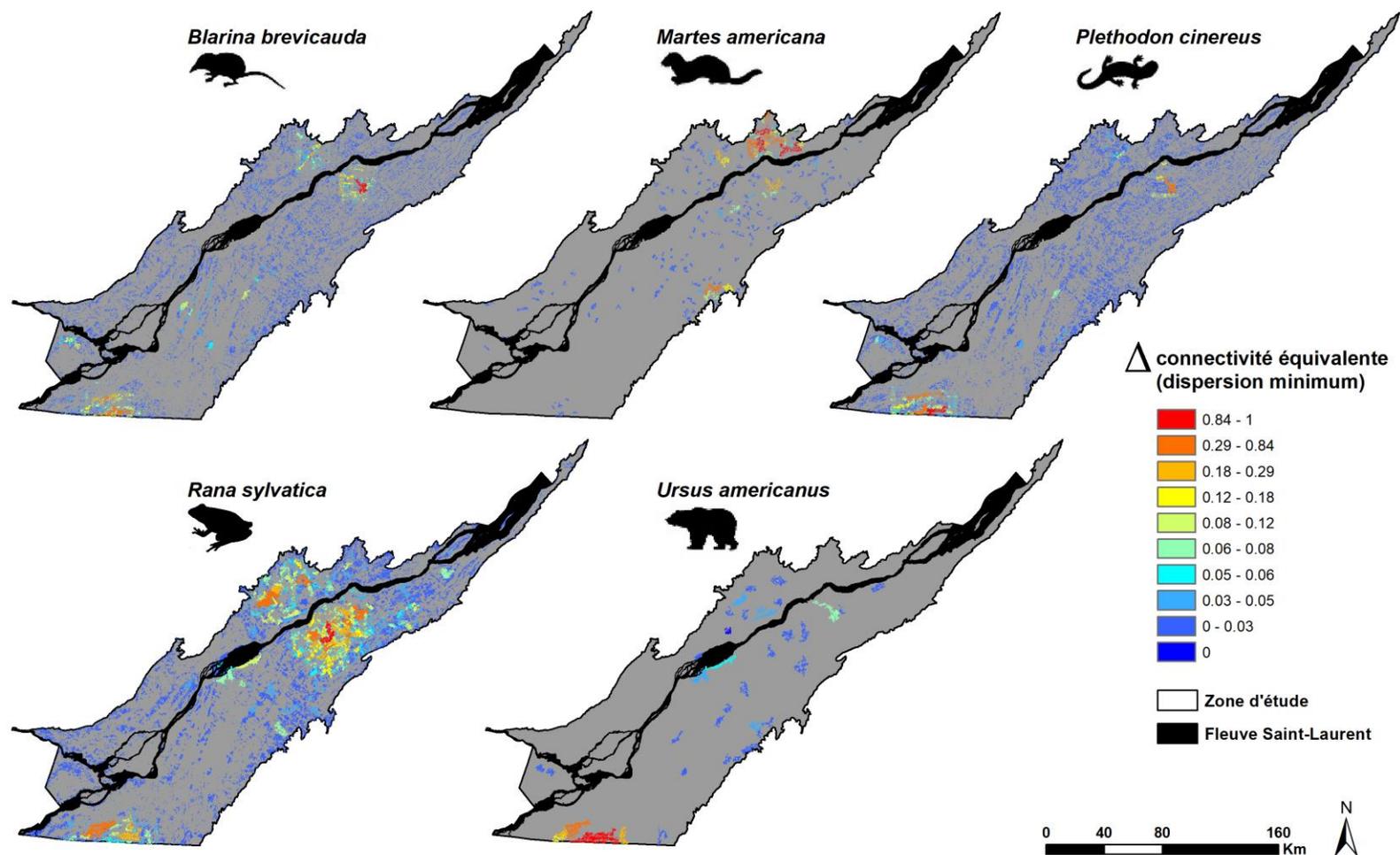
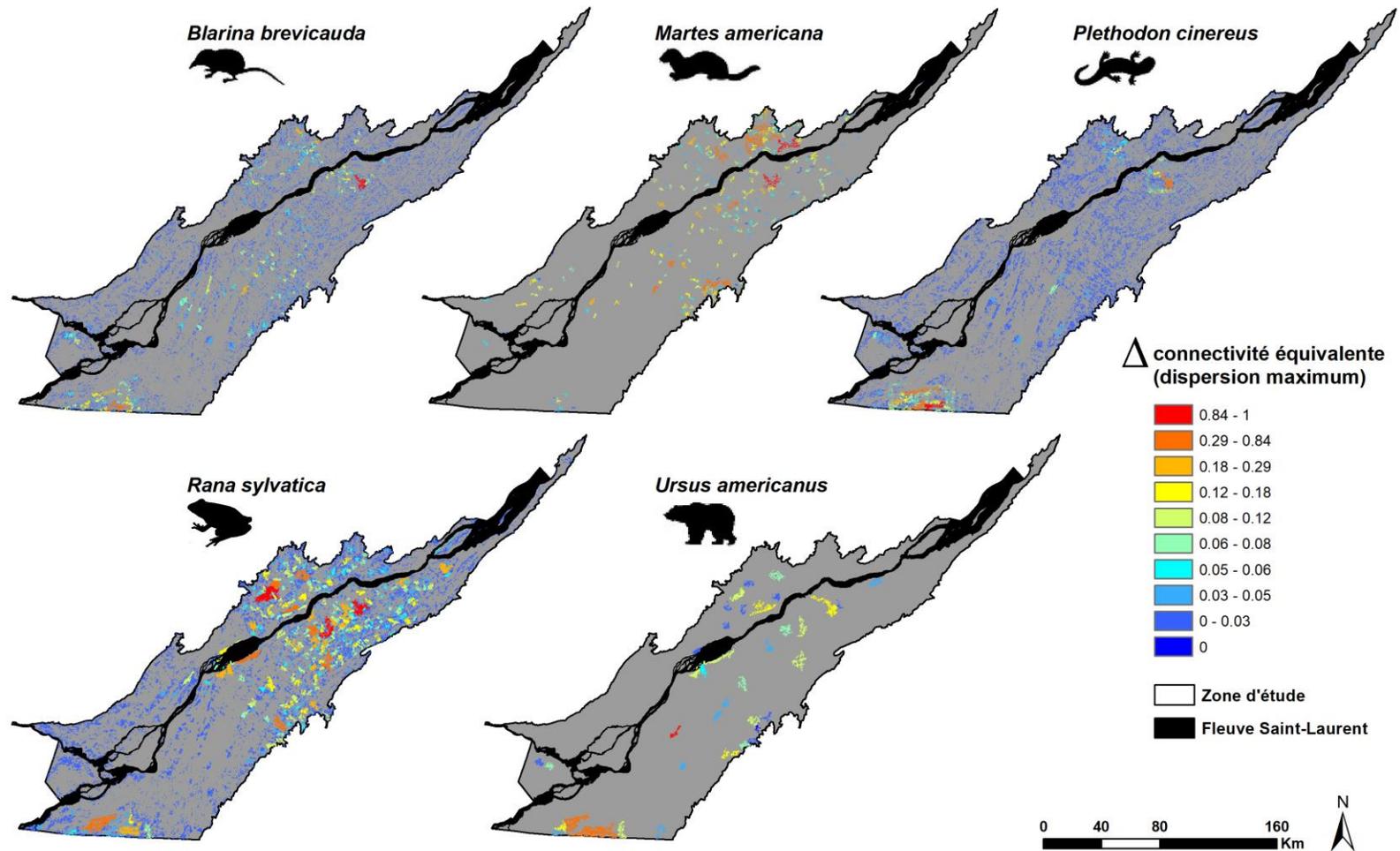


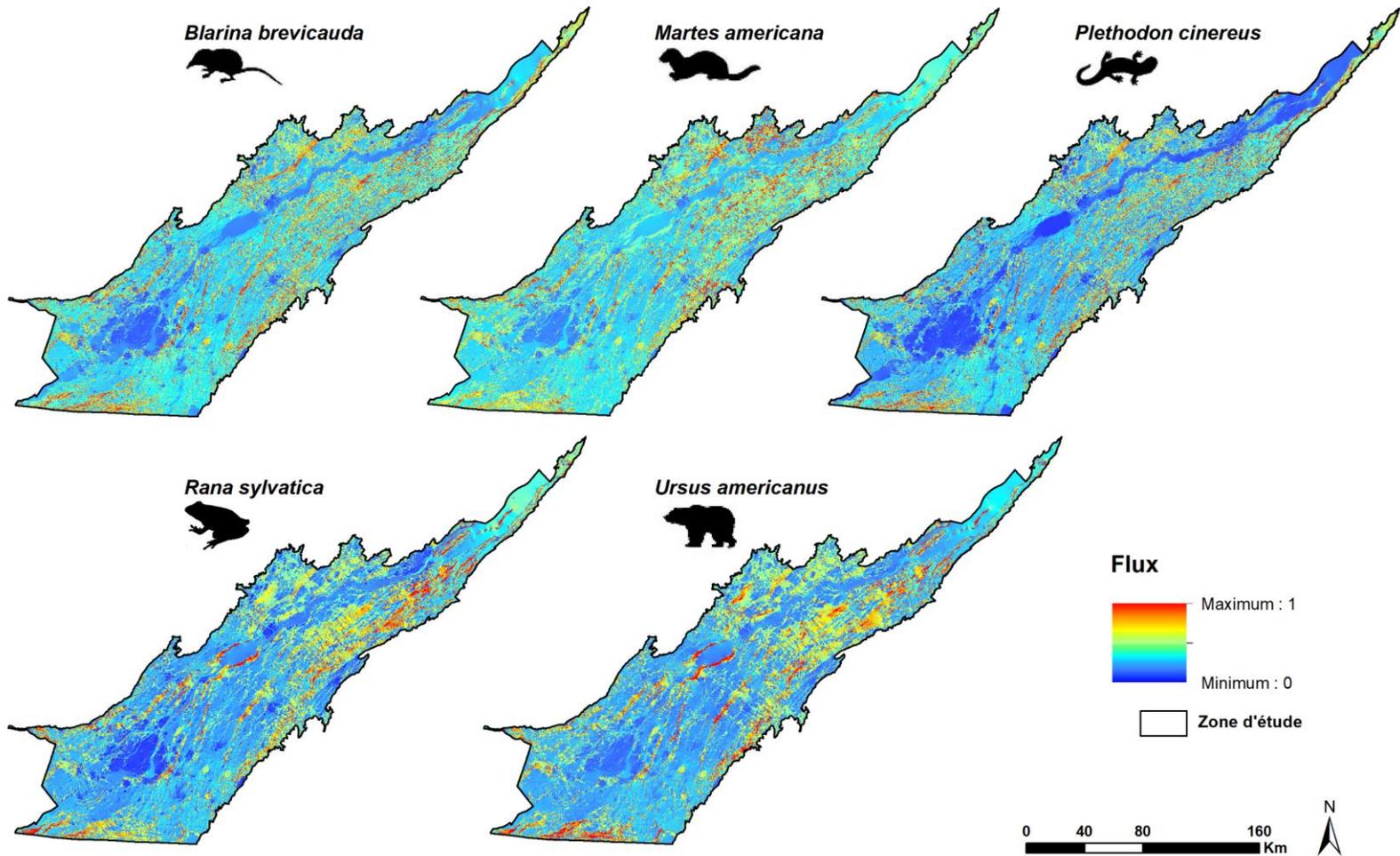
Figure A8. Centralité intermédiaire des parcelles d'habitat pour chaque espèce-cible.



**Figure A9.** Différence de connectivité équivalente (dCE) d'écart franchissable des parcelles d'habitat pour chaque espèce-cible. Les distances d'écart franchissable (minimum) sont présentées dans le Tableau 1.



**Figure A10.** dCE natale des parcelles d'habitat pour chaque espèce-cible. Les distances de dispersion natale (maximum) sont présentées dans le Tableau 1.



**Figure A11.** Flux du courant pour chaque espèce-cible.