

RAPPORT FINAL
ÉVALUATION ET RECOMMANDATIONS
SUR LE VOIC DE LA CONNECTIVITÉ
ÉCOLOGIQUE DE LA TABLE DE GESTION
INTÉGRÉE DES RESSOURCES DU
TERRITOIRE DE LA GASPÉSIE

20
24



Ce rapport a été préparé par un comité d'experts en connectivité écologique sous la direction des membres de la Table de Gestion Intégrée des Ressources du Territoire (TGIRT) de la Gaspésie

Comité d'experts :

Sylvia Wood, Ph.D., Directrice de Science et Recherche, Habitat

Claude Samson, biol. Ph.D., Spécialiste en surveillance écologique, Direction des programmes de la conservation, Établissement et conservation des aires protégées, Parcs Canada

Olivier Perrotte Caron, Chargé de projet, Conservation de la nature Canada

Membres de la TGIRT et du MRNF :

Guillaume Berger-Richard, Coordonnateur des tables de gestion intégrée des ressources et du territoire de la Gaspésie, MRC de Bonaventure

Étienne Guillemette, ingénieur forestier, Unité de gestion de la Baie-des-Chaleurs, MRNF

Jason Argouin, Biologiste, Direction de la gestion des forêts de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Ministère des Ressources naturelles et des Forêts, MRNF

Mathieu Coté, Directeur intérimaire, Unité de gestion de la Gaspésie, Parcs Canada, Parc national de la Forillon

Steve Bujold, Conseiller en gestion intégrée et en concertation, Direction de la gestion des forêts de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Ministère des Ressources naturelles et des Forêts

Caroline Hamelin, Ingénieure forestière, Direction de la gestion des forêts de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Ministère des Ressources naturelles et des Forêts

Citation suggérée : Wood, S.L.R, Samson, C., et Perrotte Caron, O. 2024. Évaluation et recommandations sur le VOIC de la connectivité écologique de la Table de Gestion Intégrée des Ressources du Territoire de la Gaspésie. Rapport préparé pour Table de Gestion Intégrée des Ressources du Territoire (TGIRT) de la Gaspésie, 33p.

SOMMAIRE EXÉCUTIF

Dans le contexte actuel des changements globaux et face à l'impact de l'activité industrielle sur les territoires naturels, la protection de réseaux d'aires protégées connectées est primordiale pour assurer le maintien à long terme de la biodiversité (Chase et al. 2020). Ces réseaux favorisent également la dispersion et la migration des espèces mobiles pour lesquelles les besoins en superficie d'habitat sont particulièrement élevés. De grands espaces doivent donc demeurer interconnectés pour assurer la survie des populations locales et des métapopulations à une plus large échelle (Stewart et al. 2019).

Dans le contexte des forêts aménagées de la Gaspésie, la Table de gestion intégrée de ressources et territoire (TGIRT) a mis en place en 2013 une cible et un indicateur pour suivre et gérer la connectivité dans la planification forestière. La TGIRT a mandaté un comité d'expert pour évaluer le VOIC axé sur la connectivité afin d'évaluer dans quelle mesure la cible et l'indicateur choisis sont toujours adéquats et suivent l'évolution des meilleures pratiques. Le comité devait se prononcer sur la nécessité éventuelle de mettre à jour ce VOIC en tenant compte des derniers avancements scientifiques dans le domaine de la connectivité écologique.

Le comité a fait part de certaines préoccupations quant à l'adéquation des cibles et indicateurs en vigueur pour protéger la connectivité écologique du territoire. Spécifiquement, l'indicateur portant sur la 'mesure de percolation' ne porte que sur la connectivité *structurelle* du paysage, qui est généralement considéré insuffisant dans le milieu scientifique pour établir et gérer la connectivité de la flore et de la faune (Mimets et al. 2013).

Afin de mieux prendre en considération les mouvements de la faune dans la forêt aménagée, le comité d'experts recommande l'utilisation de deux indicateurs basés sur la connectivité *fonctionnelle* du territoire. Le premier, dresse un bilan à l'échelle du territoire et se base sur l'approche de chemin de moindres coûts entre les grands pôles de conservation pour évaluer la connectivité du réseau des aires protégées. Le deuxième indicateur est complémentaire, et porte sur la superficie équivalente d'habitat connecté. Ce dernier permet d'estimer la disponibilité d'habitat connecté pour le soutien des sous-populations viables des espèces cibles à l'échelle des unités territoriales d'aménagements (UTA). Ce rapport propose une étude de cas, en appliquant les deux indicateurs pour évaluer le niveau de connectivité du territoire pour la martre d'Amérique, une espèce étroitement associée aux milieux forestiers matures et démontrant une sensibilité particulière aux activités forestières. Les changements dans la connectivité pour la martre ont été évalués avec ces deux indicateurs sur une période de 40 ans, afin de déterminer la variabilité historique et proposer des seuils et cibles adaptés au contexte de la Gaspésie.

TABLE DES MATIÈRES

GLOSSAIRE	5
INTRODUCTION	6
1. CONTEXTE	7
1.1 VOIC CONNECTIVITÉ ÉCOLOGIQUE EN VIGUEUR.....	8
1.1.1 Bons coups et angle morts du VOIC.....	11
1.1.2 Bons coups et angle morts de la mesure de percolation.....	12
2. RECOMMANDATIONS	12
2.1 MIEUX PRÉCISER L’OBJECTIF DU VOIC	12
2.2 DES INDICATEURS DE CONNECTIVITÉ FONCTIONNELLE	13
2.2.1 Établir des objectifs à 2 échelles.....	13
2.3 SÉLECTION D’ESPÈCES FOCALES.....	13
2.4 PROPOSITION D’ESPÈCES FOCALES.....	13
3. PROPOSITION D’INDICATEURS	14
3.1 ENTRE LES GRANDS PÔLES DE CONSERVATION.....	14
3.1.1 La métrique proposée : le chemin de moindre coût	14
3.1.2 L’indicateur proposé : le nombre de pôles de conservation effectivement connecté.....	14
3.1.3 La cible proposée	15
3.1.4 Forces et Limites	15
3.2 À L’ÉCHELLE DE L’ENSEMBLE DE LA FORÊT AMÉNAGÉE EN GASPÉSIE	16
3.2.1 La métrique proposée : La surface équivalente connectée.....	16
3.2.2 L’indicateur proposé : Nombre d’UTA capable de soutenir des populations locales viables....	16
3.2.3 La cible proposée	17
3.2.4 Forces et Limites	17
4. ÉTUDE DE CAS : MARTRE D’AMÉRIQUE	18
4.1 LE NOMBRE DE GRANDS PÔLES DE CONSERVATION EFFECTIVEMENT CONNECTÉS.....	18
4.2 NOMBRE D’UTA CAPABLE DE SOUTENIR DES POPULATIONS LOCALES VIABLES.....	21
5. CONCLUSION	26
5.1 PROPOSITION DE LA REFORMULATION DU VOIC CONNECTIVITÉ	26
6. RÉFÉRENCES	27

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Cartographie des 5 grands pôles de conservation.....	7
Figure 2. Illustration du concept de la théorie de percolation où A) représente un paysage occupé à 90 % par de l’habitat préféré (pixel bleu) distribué de manière aléatoire et 10 % de non-habitat (jaune), B) un paysage avec 60 % d’habitat, c) 59 % d’habitat et d) 2 % d’habitat. Dans le cas de A et B, il est possible de traverser le paysage dans toutes directions sans sortir de l’habitat. En bas de 60 %, dans le cas de C et D, il est impossible de traverser le paysage sans passer par des cellules de non-habitat.	10
Figure 3. Les chemins de moindres coûts entre les grands pôles de conservation (bleu) établis à l’aide du (A) premier ; (B) deuxième ; (C) troisième et (D) quatrième inventaire écoforestier. Les zones vertes sont des parcelles d’habitats optimaux selon la définition décrite dans la section 3.2. Les lignes vertes indiquent les chemins de moindres coûts et les traits rouges représentent ruptures dans le chemin de moindre coût d’une longueur >15 km entre les parcelles d’habitats. Seules les sections situées en dehors des limites des pôles de conservation sont utilisées pour compiler l’indicateur.....	20
Figure 4. Exemple de répartition des parcelles d’habitat optimal (en vert) pour la martre d’Amérique par Unité Territoriale d’Aménagement (UTA), établie avec les données du premier inventaire forestier.	22
Figure 5. Cibles sur le nombre potentiel de martres d’Amérique pouvant être soutenu par les parcelles d’habitat optimal établies à partir des données historiques d’inventaires forestiers dans la région de la Gaspésie.....	23
Figure 6. Nombre potentiel de martres d’Amérique adulte soutenue par les parcelles d’habitat optimal dans les différentes UTA déterminé par le (A) premier (B) deuxième (C) troisième et (D) quatrième inventaire écoforestier dans la région de la Gaspésie. La couleur de UTA indique si la cible établie a été atteinte (vert) ou non (rouge). La couleur orange identifie les UTA dont le nombre potentiel est proche de la cible établie sans l’avoir atteint.	24

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. VOIC en vigueur en 2023.....	9
Tableau 2. Seuils de proportion d’habitats utilisés pour établir le niveau de connectivité à l’échelle des cellules de 2500 ha (tiré et adapté de Perrotte Caron et al. 2012).	10
Tableau 3. Critères pour classer les peuplements en catégories de coûts de déplacement (1 à 1000) et en catégorie d’habitat : optimal (vert), dispersion (jaune), évité (orange), non propice (rouge).	19
Tableau 4. État et tendance de l’indicateur établis pour les quatre inventaires forestiers	21
Tableau 5. État de l’indicateur basé sur la proportion des chemins de moindre coût effectivement connectés.	21
Tableau 6. État et tendance de l’indicateur sur le nombre d’UTA capables de soutenir des populations locales viables entre le premier et le quatrième inventaire forestier.	24
Tableau 7. Seuils établis pour la proportion des UTA dont la superficie totale en parcelles d’habitat est égale ou supérieure à la cible déterminée pour chacune d’elles.....	25
Tableau 8. Recommandations proposées au VOIC sur la connectivité de 2017.	26

GLOSSAIRE

Centralité intermédiaire : indicateur utilisé pour mesurer le degré avec lequel une parcelle d'habitat pour une espèce faunique peut servir de lien entre d'autres milieux naturels et/ou parcelles d'habitat au sein du paysage. Plus la mesure de centralité intermédiaire est élevée, plus les parcelles d'habitat sont centrales, et donc importantes, dans le réseau de l'espèce étudiée.

Connectivité écologique : notion qui fait référence à la capacité de déplacement des espèces fauniques et végétales à l'intérieur de leur aire de répartition. Un paysage caractérisé par une connectivité écologique élevée favorise le déplacement des espèces.

Connectivité fonctionnelle : se réfère au degré auquel le paysage facilite ou entrave le mouvement des espèces entre les parcelles d'habitat. La notion de connectivité fonctionnelle dépend à la fois de la configuration physique du paysage, mais aussi le comportement d'une espèce envers cette configuration.

Connectivité structurelle : se réfère seulement à la disposition physique des éléments d'un paysage sans nécessairement faire référence aux besoins d'une espèce en particulier. Pour les besoins du rapport, la connectivité structurelle correspond à la situation où les éléments du paysage sont physiquement reliés entre eux.

Flux du courant : paramètre utilisé pour évaluer le potentiel de mouvement d'une espèce faunique à travers le territoire selon un modèle de circuit électrique.

Metapopulation : est une population de sous-populations distinctes qui sont distribuées dans les grandes parcelles d'habitat et qui sont connectées par la dispersion irrégulière.

Nœud à nœud : paramètre utilisé pour identifier les corridors de déplacement les plus probables entre différents « nœuds » d'habitat spécifiques du territoire.

Parcelle d'habitat : milieu répondant aux besoins fondamentaux d'une espèce.

Pas japonais : ensemble de parcelles d'habitat, non connectées les unes aux autres, permettant à certaines espèces de circuler dans un paysage. La notion peut s'apparenter aux corridors écologiques sans toutefois présenter un lien de continuité. Ce concept peut s'appliquer à différentes échelles. Par exemple un animal peut utiliser des pas japonais pour se déplacer dans un paysage afin de combler ses besoins vitaux sur une base quotidienne ou saisonnière. De même, deux régions éloignées peuvent être connectées par une série de pas japonais permettant la dispersion d'un endroit à un autre, alors que le trajet pourrait requérir plusieurs générations pour être complété.

Qualité de l'habitat : valeur relative d'un milieu à répondre aux besoins fondamentaux d'une espèce faunique.

Réseau écologique : ensemble d'éléments physiques et biologiques interconnectés. Le réseau écologique s'apparente aux liens nécessaires aux déplacements des espèces entre les habitats favorables dispersés à l'échelle de leur aire de répartition.

Résistance du paysage : paramètre utilisé pour évaluer dans quelle mesure l'occupation des sols facilite ou limite les déplacements d'une espèce.

INTRODUCTION

Plusieurs études démontrent l'importance de maintenir et d'améliorer la connectivité écologique, notamment pour soutenir la biodiversité, favoriser la résilience face aux changements globaux et continuer à bénéficier des services écosystémiques rendus par les milieux naturels (Mitchell et al. 2015, Gonzalez et al. 2017). La notion de connectivité écologique d'un territoire fait référence aux réseaux écologiques présents à travers ce territoire et utilisés par les espèces fauniques dans le but de se déplacer à l'intérieur de leur aire de répartition. Ces réseaux peuvent être vus comme l'ensemble des liens nécessaires aux déplacements des espèces dans un paysage contenant un entremêlement de parcelles d'habitat propice et de milieux inhospitaliers. Pour se rendre d'une parcelle d'habitat à une autre, les espèces fauniques doivent souvent tenter de rejoindre des secteurs naturels ou faiblement anthropisés. Ces parcelles, appelées *pas japonais*, sont essentielles pour permettre les déplacements sur une base quotidienne, saisonnière ou pour permettre la dispersion des jeunes. Le maintien de ces réseaux écologiques représente donc un élément central à la diversité et la résilience d'un territoire, puisque le mouvement d'organismes et de matériel génétique est nécessaire au maintien et à la création d'une diversité de processus écologiques à l'échelle du paysage (Ahern 2011, Gonzalez et al. 2011). Ces processus écologiques sont aussi indispensables pour soutenir la biodiversité et fournir de nombreux bénéfices, tels que la régulation du climat, l'atténuation des inondations ou la réduction de la pollution.

Dans le contexte actuel des changements globaux et face à l'impact de l'activité industrielle sur les territoires naturels, la protection de réseaux d'aires protégées connectées est primordiale. Outre le maintien de la biodiversité (Chase et al. 2020), ces réseaux favorisent également la connectivité des espèces mobiles pour lesquelles les besoins en superficie d'habitat sont plus importants. Ces grands espaces qui servent d'habitats doivent demeurer interconnectés pour assurer la survie des populations locales et des métapopulations à une plus large échelle (Stewart et al. 2019).

Ce concept est fondamental à l'objectif A du Cadre mondial de la biodiversité Kunming-Montréal, qui vise à améliorer l'intégrité, la connectivité et la résilience de tous les écosystèmes dans les aires protégées (Secrétariat de la Convention sur la Diversité Biologique 2023). Cet objectif se traduit par le besoin de quantifier le niveau de connectivité entre les grands pôles de conservation (cible 3), mais aussi d'assurer une gestion saine et des pratiques respectueuses de la biodiversité sur des terres productives, hors des aires protégées (cible 10). L'objectif est de conserver et restaurer la biodiversité et de préserver les services rendus par la nature à la population.

En collaboration avec la Table de Gestion Intégrée des Ressources du Territoire de la Gaspésie (TGIRT), la présente étude vise à évaluer et proposer des indicateurs de connectivité pertinents dans le contexte du réseau d'aires protégées du grand écosystème de la Gaspésie, et d'aider à la gestion des forêts aménagées qui l'entoure.

1. CONTEXTE

Le territoire de la TGIRT de la Gaspésie est doté de cinq grands pôles de conservation, que sont le parc national de la Gaspésie, le parc national Forillon, la réserve écologique de la Grande-Rivière, la réserve de biodiversité du Karst de Saint-Elzéar et la réserve de biodiversité de la Rivière-Cascapédia (Figure 1). Le paysage intermédiaire est composé majoritairement de forêt aménagée, dominée par des peuplements mixtes et résineux.

À l'époque préindustrielle, le paysage forestier de la Gaspésie était dominé par les forêts matures et vieilles (60% à 82% du territoire pour les régions écologiques 5H et 5i) formant de grands massifs de forêt d'intérieur (Pinna et al., 2009; Perrotte Caron et al., 2012). Le portrait de la forêt aménagée établi à partir des données du 4^e inventaire décennal révélait une diminution des proportions du territoire occupé par des forêts d'intérieur par rapport aux valeurs préindustrielles (de 75% à 23% dans la région écologique 5h et de 83% à 13% dans la région écologique 5i) (Perrotte Caron et al. 2012). Le portrait de la forêt aménagée démontrait également que les grands massifs de forêts d'intérieur (≥ 1000 ha) n'occupaient que de 1% (5i) à 11% (5h) du territoire alors que ceux-ci devaient dominer le paysage forestier à l'époque préindustrielle (Perrotte Caron et al. 2012).

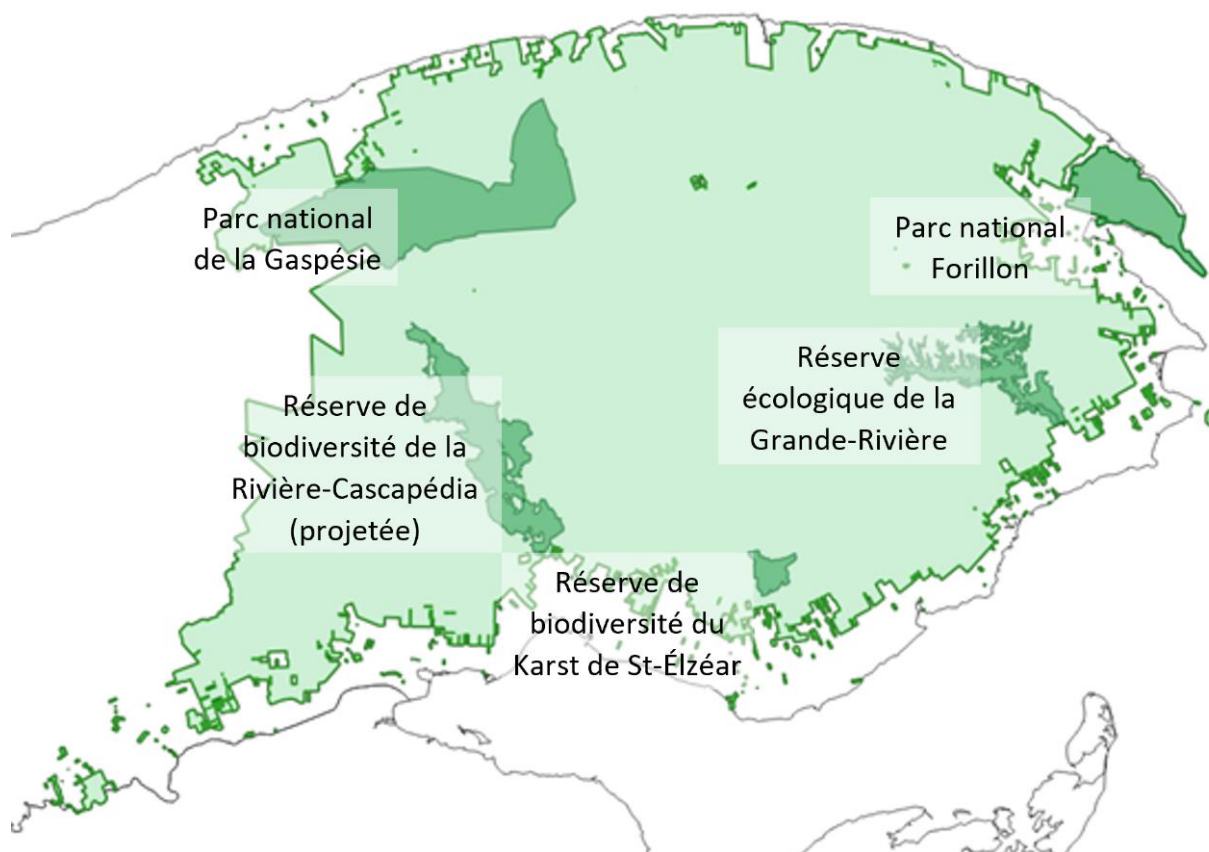


Figure 1. Cartographie des 5 grands pôles de conservation

Ce changement dans la composition et la configuration de la forêt aménagée du territoire de la Gaspésie affecte vraisemblablement l'étendue des habitats propices pour les espèces qui dépendent des forêts matures, ainsi que la connectivité écologique du paysage pour ces mêmes espèces.

Face à cette situation, et en réponse à une inquiétude soulevée par des membres du TGIRT de la Gaspésie, la réalisation d'un portrait de l'intensité de la fragmentation et de la connectivité des forêts s'est avérée nécessaire (Perrotte Caron et al. 2012). Dans ce portrait, les auteurs ont proposé deux indicateurs pour la mesure et le suivi de la connectivité : (i) la mesure de la percolation (Turner et al. 2001) et (ii) l'indicateur de connectivité intégrale (Pascual-Hortal & Saura 2006).

En utilisant ce portrait et les recommandations associées, la TGIRT a mis en place un nouveau VOIC (Valeurs, Objectifs, Indicateurs, Cibles) en 2013 mettant l'accent sur la connectivité écologique, parmi vingt-quatre autres VOIC qui guident la planification de l'aménagement forestier en Gaspésie.

Ces VOIC sont développés au niveau de la TGIRT et sont recommandés aux MRNF, tel que spécifié dans la loi sur l'aménagement durable des forêts : « *La table locale de gestion intégrée des ressources et du territoire est mise en place dans le but d'assurer une prise en compte des intérêts et des préoccupations des personnes et organismes concernés par les activités d'aménagement forestier planifiées, de fixer des objectifs locaux d'aménagement durable des forêts et de convenir des mesures d'harmonisation des usages.* » Ainsi, ces VOIC sont des intrants à planification forestière réalisée par le ministère des Ressources naturelles et des Forêts (MRNF) et pour certains au calcul de la possibilité forestière fait par le Bureau du forestier en chef¹. Des deux indices de connectivité proposés, seule la mesure de percolation a été adoptée et appliquée dans la planification des coupes forestières en 2013, 2018 et reconduit pour le quinquennal de 2023-2028.

En 2022, dans le cadre de la révision des VOIC régionaux, des membres de la TGIRT ont estimé que les indicateurs identifiés en 2012 et ceux adoptés en 2013 n'étaient peut-être plus à la pointe de la science de la connectivité écologique et les mieux adaptés au contexte de la forêt aménagée. En réponse à ces préoccupations, la TGIRT a mandaté un comité d'expert pour évaluer le VOIC axé sur la connectivité et émettre des recommandations sur la nécessité éventuelle de mettre à jour les indicateurs de 2012 en tenant compte des derniers avancements scientifiques dans le domaine de la connectivité écologique. Le cas échéant, le comité d'expert était également chargé de suggérer d'autres indicateurs de connectivité adaptés au contexte de la planification spatiale pour les coupes forestières en Gaspésie. Ces indicateurs devaient s'intégrer aux outils de planification du MRNF et faciliter la prise de décision.

1.1 VOIC CONNECTIVITÉ ÉCOLOGIQUE EN VIGUEUR

Le VOIC pour la connectivité écologique formulé en 2012 (Table 1) évalue l'état de la connectivité de la région à l'aide de l'indicateur retenu soit, la mesure de percolation du milieu forestier entre les pôles de conservation, proposée par Perrotte Caron et al. (2012). Le VOIC et l'indicateur ont été proposés sur la base des connaissances scientifiques de l'époque et de leur facilité d'interprétation et d'intégration dans les processus de planification forestière. Dans les prochaines sections, nous décrivons brièvement chaque

¹ <https://tgirtgaspesie.com/documentation>, accédé le 26 janvier 2024

indicateur en mettant l'accent sur les bons coups et les angles morts associées au VOIC et indicateurs en usage présentement, selon les expertises regroupées du comité d'experts.

Tableau 1. VOIC en vigueur en 2023

ÉLÉMENT	DESCRIPTION
Valeur (enjeu)	Connectivité entre les grands pôles de conservation.
Objectif	Assurer la connectivité entre les grands pôles de conservation.
Indicateur	Pourcentage de grands pôles de conservation identifiés connectés.
Cible	100 %

Le **VOIC** vise à assurer que l'ensemble des cinq grands pôles de conservation soient connectés sur la base de l'indicateur de la mesure de percolation (Figure 1). La planification spatiale forestière de MRNF sera conforme à ce VOIC si tous les pôles ont au moins un lien de connexion structural établi par l'analyse des résultats de l'indice de la mesure de percolation.

La **mesure de percolation** est un indicateur de la connectivité structurelle du paysage et a pour objectif de mesurer la continuité spatiale d'un type d'habitat à travers le paysage. La percolation évalue la capacité d'une espèce ou d'un groupe d'espèces à traverser le paysage dans un ou plusieurs axes (nord-sud et/ou est-ouest par exemple) selon la proposition d'habitat retrouvée dans le paysage.

L'indice se calcule en classant l'aire d'étude en unités "d'habitat" ou "non-habitat" selon la définition des besoins en matière d'habitat de l'espèce ou du groupe d'espèces ciblé. Le niveau de connectivité s'évalue sur la base de la proportion d'habitats retrouvée à l'intérieur d'une unité d'analyse ; plus les proportions d'habitats étant élevées, meilleures étant les probabilités d'un bon niveau de connectivité.

Au-dessus d'une proportion d'habitats de 59 % à l'intérieur d'une unité de paysage, celui-ci est dominé par un seul grand fragment ("spanning cluster") qui relie un côté du paysage à l'autre. Au-delà de cette valeur, il est possible de naviguer à travers le paysage sans rupture dans la couverture de l'habitat, ce qui signifie une connectivité structurelle intacte à travers le paysage (Taubert et al. 2018). Lorsque la proportion d'habitats chute sous le point critique d'environ 59 % de la surface du paysage (Stauffer & Aharony 1985), on observe l'augmentation du nombre de fragments d'habitat et conséquemment une perte de la connectivité structurelle (voir Figure 2).

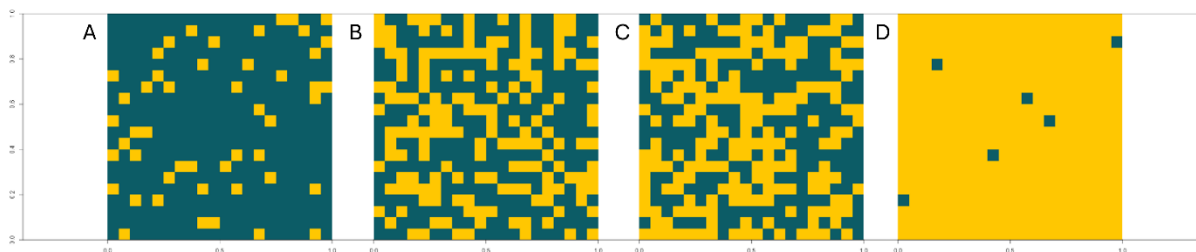


Figure 2. Illustration du concept de la théorie de percolation où A) représente un paysage occupé à 90 % par de l’habitat préféré (pixel bleu) distribué de manière aléatoire et 10 % de non-habitat (jaune), B) un paysage avec 60 % d’habitat, c) 59 % d’habitat et d) 2 % d’habitat. Dans le cas de A et B, il est possible de traverser le paysage dans toutes directions sans sortir de l’habitat. En bas de 60 %, dans le cas de C et D, il est impossible de traverser le paysage sans passer par des cellules de non-habitat.

Dans le cas de l’application de cette mesure pour le VOIC en Gaspésie en 2013, les unités d’analyse sont les peuplements forestiers productifs de 4 ha (200 x 200 m), soit l’aire minimale d’interprétation photographique numérique dans l’inventaire écoforestier pour distinguer hauteur, densité et couverture. Ces unités d’analyse de 4 ha sont par la suite classifiées comme étant “habitat” si 30 % de leur superficie est en forêt >12 m de hauteur. Les unités d’analyse ne répondant pas à ce critère sont considérées comme « non-habitat ». Par la suite, une analyse à échelle spatiale plus large (paysage) de 2500 ha (5000 m x 5000 m) est réalisée afin d’y établir le niveau de connectivité selon les proportions d’habitats retrouvées. Les niveaux de connectivité étaient définis selon des seuils de proportion d’habitats prédéterminés (voir Tableau 2).

Tableau 2. Seuils de proportion d’habitats utilisés pour établir le niveau de connectivité à l’échelle des cellules de 2500 ha (tiré et adapté de Perrotte Caron et al. 2012).

NIVEAU DE CONNECTIVITÉ	SEUIL DE PERCOLATION (% HABITAT)
1 ^{er}	59,3
2 ^e	40,7
3 ^e	29,2
4 ^e	16,8
5 ^e	9,8

Selon l’approche adoptée par le VOIC de connectivité en 2013, seules les unités de 2500 ha avec une valeur de connectivité de 1^{er} ou 2^e sont reconnues comme contribuant à la connectivité écologique. Une fois calculé, l’indicateur est utilisé pour évaluer le VOIC. Par examen visuel, deux pôles sont classés comme étant “connecté” si un lien peut être tracé entre les pôles de conservation en passant uniquement par les unités de 2500 ha connectés.

1.1.1 Bons coups et angle morts du VOIC

La TGIRT de la Gaspésie est avant-gardiste grâce à son VOIC sur la connectivité. Elle se distingue des autres TGIRT par son intérêt et la mise en action d'une planification spatiale et territoriale qui intègre des considérations liées à la connectivité écologique. À l'heure actuelle, l'intégration des enjeux de biodiversité et de connectivité est à la fine pointe des réflexions et des efforts de plusieurs organismes et initiatives au Québec, au Canada et au niveau mondial. En décembre 2022, 196 gouvernements du monde ont adopté le nouveau Cadre Mondial pour la Biodiversité Kunming-Montréal (CMB-KM) qui met de l'avant le besoin d'intégrer la biodiversité dans toutes les planifications spatiales (cible 1), le besoin d'assurer que les écosystèmes protégés soient efficacement connectés (cible 3) et que la gestion durable des ressources naturelles incluant les forêts soit aménagée dans une perspective de soutien à la biodiversité et aux fonctionnements écologiques des écosystèmes (cible 10).

La volonté d'assurer la connectivité entre les grands pôles de conservation s'aligne aussi avec d'autres initiatives de conservation à l'échelle canadienne et provinciale. Ainsi, l'agence Parcs Canada dirige depuis 2022 un programme national de corridor écologique² visant notamment à mettre en place, en collaboration avec d'autres ordres de gouvernement, des partenaires autochtones, des experts et des intervenants, des critères nationaux pour des corridors écologiques qui protègent et rétablissent la connectivité écologique. Au niveau provincial, le gouvernement est aussi actif dans sa considération des questions de connectivité écologique au niveau de la planification des actions de conservation (Rayfield et al. 2019, 2021)³ et s'est mis en partenariat avec Conservation de la nature Canada (CNC) pour la bonification du réseau d'aires protégées québécois en terres privées dans la réalisation des cibles provinciales de conservation dans le CMB-KM. CNC est aussi un organisme rassembleur de l'Initiative québécoise des Corridors Écologiques (IQCE)⁴, un regroupement de 10 organismes partenaires qui réunissent des acteurs régionaux et transfrontaliers pour intégrer des corridors dans la planification territoriale et améliorer la conservation des milieux naturels connectés entre eux par ces corridors.

Dans la structure du VOIC, l'emphase est mise sur la capacité d'établir un lien de connectivité entre chaque pôle de conservation, mais la justification de l'objectif d'assurer la connectivité entre les grands pôles de conservation n'est pas claire. Or, la sélection d'indicateurs découle des objectifs de conservation. Les mêmes indicateurs ne seront pas nécessairement proposés si l'objectif est d'assurer le mouvement des espèces forestières pour s'adapter aux changements climatiques (ex. Heller & Zavaleta 2009, Mawdsley et al. 2009, Krosby et al., 2010), ou d'assurer le mouvement de matériaux génétique entre les populations d'une espèce d'intérêt qui réside majoritairement dans les pôles de conservation (Keeley et al. 2021). De plus, dans la structure du VOIC en vigueur, la cible de 100 % des pôles connecté est atteinte en traçant (manuellement ou visuellement) un lien entre un pôle de conservation et un seul des autres pôles. Le réseau est alors vulnérable à des ruptures de connectivité dès qu'une perturbation (ex. feu, insecte, coupe forestière) rompt le seul lien qui relie un pôle aux autres.

² <https://parcs.canada.ca/nature/science/conservation/corridors-ecologiques-ecological-corridors>

³ <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/connectivite-ecologique-des-milieux-naturels-dans-les-basses-terres-du-saint-laurent>
<https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/connectivite-ecologique-des-milieux-naturels-dans-les-basses-terres-du-saint-laurent>

⁴ www.natureconservancy.ca/fr/nous-trouver/quebec/notre-travail/corridors-ecologiques-carte-recit.html

1.1.2 Bons coups et angle morts de la mesure de percolation

En écologie, la mesure de percolation a été appliquée pour comprendre comment la fragmentation des habitats peut impacter des espèces clés (Boswell et al. 1998, Taubert et al. 2018) ainsi que la connectivité structurelle à multiples échelles (Keitt et al. 1997). Toutefois ce concept n'a pas été appliqué de manière répandue dans le domaine de la connectivité. La mesure de percolation est néanmoins facile à calculer avec les données d'inventaire écoforestier et des outils géomatiques tels que ArcGIS ou QGIS, qui aident à produire des résultats à une résolution intéressante pour la planification forestière du MRNF. Aussi, les résultats des métriques de connectivité structurelle sont facilement interprétés (Gurrutxaga et al. 2011) afin d'évaluer le degré de conformité avec la cible du VOIC par inspection visuelle.

Cependant, depuis les années 1990, quand les approches de percolation étaient populaires, il était généralement conclu dans le milieu scientifique que ces approches basées uniquement sur la connectivité structurelle étaient insuffisantes pour établir et gérer la connectivité de la flore et de la faune (Mimets et al. 2013). Le désavantage des mesures strictement structurelles est qu'elles ne font que décrire l'agencement des parcelles d'habitat dans un paysage sans faire de liens directs avec les processus écologiques et l'échelle spatiale à laquelle une espèce comble ses besoins fondamentaux (Keeley et al. 2021). Par exemple, des mesures simples qui prennent en compte seulement les parcelles avoisinantes peuvent ignorer d'autres parcelles qui pourraient aussi être atteignables par une espèce ou au contraire ne peuvent être atteintes à cause de la présence d'une barrière naturelle ou anthropique (Gurrutxaga et al. 2011). Des observations sur le terrain ont montré que les espèces ne limitent pas leur mouvement seulement aux habitats propices, mais traversent souvent les milieux inhospitaliers dans leurs déplacements quotidiens ou lors de leur migration annuelle. Ce type de déplacement correspond à la connectivité fonctionnelle d'un paysage, alors qu'une mesure de percolation se limite à évaluer la structure du paysage, et n'est pas représentative de la capacité actuelle de déplacement dans une aire d'étude (Metzger et al. 1997, Tischendorf & Fahrig, 2000). Dans le contexte du VOIC, l'application de la mesure de percolation peut aussi tendre à la préservation d'un seul corridor de connectivité entre les pôles qui sont fragiles et vulnérables aux perturbations, au lieu d'encourager une matrice forestière de parcelles d'habitat de haute qualité que les espèces peuvent utiliser en *pas japonais* pour traverser le territoire.

2. RECOMMANDATIONS

Après avoir effectué une revue du VOIC sur la connectivité et les indicateurs proposés, le comité d'experts émet les recommandations globales suivantes :

2.1 MIEUX PRÉCISER L'OBJECTIF DU VOIC

Les distances entre les pôles de conservation sont souvent >50 km, mais les capacités de dispersion de la majorité des mammifères (Whitmee & Orme 2013) ou oiseaux (Bélisles & Desrochers, 2002) forestiers sont inférieures à cette distance. Ceci implique que le maintien de la connectivité entre les pôles est pertinent dans un contexte de déplacements multigénérationnels pour permettre un mouvement graduel et d'échange de matériel génétique sur le long terme. Les indicateurs proposés devraient donc être adaptés à ce contexte et tendre vers des objectifs de connectivité à long terme.

2.2 DES INDICATEURS DE CONNECTIVITÉ FONCTIONNELLE

Il est recommandé d'utiliser des indicateurs de connectivité *fonctionnelle* pour une ou de multiples espèce(s) focale(s) ce qui permettrait de mieux prendre en considération la perméabilité du territoire entre les pôles de conservation (coupes, chemins, urbanisation, etc.) et les capacités de dispersion des différentes espèces.

2.2.1 Établir des objectifs à 2 échelles

Le VOIC de la connectivité devrait avoir des objectifs de maintien de la connectivité *fonctionnelle* à deux échelles :

- Échelle de la grande région de la Gaspésie : les grands pôles de conservation seraient ainsi connectés par un réseau d'habitats adéquats et atteignables pour les espèces ciblées à travers de multiples déplacements annuels ou multigénérationnels.
- Échelle des unités de gestion (soit les COS ou les UTA) : cette échelle permettrait que suffisamment d'habitats connectés existent, pour soutenir les populations d'espèces ciblées et leurs déplacements quotidiens dans les forêts aménagées.

2.3 SÉLECTION D'ESPÈCES FOCALES

Un certain nombre d'espèces focales devrait être choisi afin d'assurer que les besoins en connectivité de la communauté forestière soient considérés. Les caractéristiques suivantes devraient guider le choix de ces espèces :

- Forte association ou dépendance à la forêt mature;
- Sensibles aux perturbations liées à la gestion des forêts;
- Capacités de déplacement alignées avec le niveau de planification de la gestion forestière, c'est-à-dire qui ne soient ni trop petites (<100 m) ni trop grandes (>50 km) et pour lesquelles des données scientifiques décrivant ces capacités sont disponibles dans la littérature scientifique;
- Caractéristiques ou besoins en habitat et/ou en mouvement qui sont représentatifs d'autres espèces dans la région (l'approche « ecoprofile » sensu Opdam et al. 2008 où une espèce particulière est choisie pour représenter un groupe d'espèces plus large, mais pas nécessairement toutes les espèces dans la communauté biologique);
- Faire l'objet d'une gestion particulière/importante (l'approche « espèce focale »)

2.4 PROPOSITION D'ESPÈCES FOCALES

La martre d'Amérique satisfait les critères de sélection et est l'espèce focale choisie pour illustrer l'analyse de la connectivité fonctionnelle. Plusieurs études sont disponibles sur cette espèce (Buskirk 1984, Bull & Heater 2001, Broquet et al. 2006, Pauli et al. 2012) et elle a fait l'objet de plans de rétablissement (Nova Scotia Department of Natural Resources and Renewables, 2023). D'autres espèces, comme la Paruline couronnée qui est aussi associée aux forêts matures, pourraient être incluses dans un deuxième temps afin d'évaluer la connectivité d'une espèce migratrice, mais avec des mouvements quotidiens à plus petite échelle.

3. PROPOSITION D'INDICATEURS

Sur la base des recommandations évoquées dans la section 2, le comité expert propose deux indicateurs. Le premier est axé sur le soutien de la dispersion multigénérationnel entre les grands pôles de conservation, le second est basé sur un objectif de soutien de populations viables dans les unités de gestion.

3.1 ENTRE LES GRANDS PÔLES DE CONSERVATION

3.1.1 La métrique proposée : le chemin de moindre coût

Pour évaluer une cible de connectivité entre les grands pôles de conservation au niveau régional, nous proposons un indicateur qui se base sur le principe du chemin de moindre coût. Le chemin de moindre coût est le trajet par lequel l'espèce pourrait se déplacer entre deux pôles de conservation tout en minimisant son « coût » de déplacement. Les coûts sont liés à la résistance aux déplacements imposés par les différents types d'occupation du sol ou milieux naturels (Beier et al. 2008, Chetkiewicz et al. 2006, LaRue & Nielsen 2008, Jobin et al. 2013). Par exemple, les lacs, autoroutes, chemins forestiers ou grands parterres de coupe peuvent poser des barrières importantes au mouvement de certaines espèces comme la martre d'Amérique en raison d'un risque élevé de blessure, de mort ou de prédation. Dans l'analyse, un « coût » est d'abord assigné aux différents types de milieux en fonction de la sévérité de l'impact sur le comportement de l'espèce en comparaison avec leurs habitats préférentiels (Adriaensen et al. 2003). Par la suite, le chemin de moindre coût est calculé en trouvant le trajet le plus court et le moins coûteux entre un point de départ et un point d'arrivée à travers une « surface de coûts ». L'approche de *chemin de moindre coût* a été validée dans de multiples expériences qui visaient à prédire des mouvements d'espèces, à des échelles paysagères (Driezen et al. 2007, Stevenson et al. 2013, Sawyer et al. 2011).

3.1.2 L'indicateur proposé : le nombre de pôles de conservation effectivement connecté

Nous proposons d'appliquer l'approche de moindre coût pour délimiter les liens entre les grands pôles de conservation qui sont effectivement connectés pour des espèces focales. L'approche est basée sur l'information tirée d'observations de terrain ou de la littérature scientifique qui i) définissent l'habitat optimal pour l'espèce en considération, ii) qui quantifient la résistance des différents éléments du paysage au mouvement de l'espèce et iii) qui décrivent la capacité de dispersion et de déplacements quotidiens et saisonniers de l'espèce focale. Ces informations sont utilisées pour créer une couche de résistance au déplacement (un « cost surface ») et sont utilisées comme intrant dans l'exécution d'une fonction « Optimal path as line » ou « Cost Distance Analysis » dans un logiciel de géomatique tel que ArcGIS ou QGIS. Les trajets sont alors établis en utilisant comme points de départ et d'arrivée le périmètre des polygones de différents pôles de conservation. Pour établir si les deux pôles sont effectivement connectés, nous proposons que la distance entre deux parcelles d'habitat propice le long du chemin identifié n'excède pas la capacité de dispersion médiane de l'espèce focale. Cette approche implique qu'un juvénile de l'espèce soit en mesure de traverser des milieux moins propices au cours de sa dispersion pour trouver à nouveau une parcelle d'habitat propice, dans laquelle ses besoins d'alimentation, de reproduction et de couvert de refuge sont comblés.

3.1.3 La cible proposée

Nous proposons qu'un *chemin de moindre coût* soit tracé entre les polygones de chaque paire de grands pôles de conservation (5 pôles, 10 chemins au total) et évalué afin de déterminer si ce chemin n'inclut aucune traversée entre parcelles d'habitat qui excède les distances médianes de dispersion. La proportion de paires de pôles connectées servira à évaluer le niveau de connectivité du réseau et la cible de cet indicateur sera établie en fonction de l'historique des changements dans la couverture forestière dans les quatre derniers inventaires écoforestiers disponibles.

3.1.4 Forces et Limites

Forces :

- Est un indice de connectivité fonctionnelle bien étudié et appliqué dans le milieu scientifique;
- Prend en considération les barrières et la résistance du paysage aux déplacements;
- Capture bien les variations de connectivité causées par la dynamique des forêts aménagées;
- Tient compte de la redondance dans la connectivité entre les grands pôles en incluant un lien entre chacune des combinaisons possibles;
- Est basé sur l'historique du paysage forestier de la région pour établir une cible adaptée;
- Le choix des espèces focales peut être modifié pour refléter les effets des changements climatiques sur la composition de la forêt et tenir compte de l'évolution des objectifs de gestion pour la connectivité;
- Est facile à calculer avec les outils et logiciels utilisés par le MRNF et la TGIRT;
- Est facile à interpréter et à vulgariser auprès des gestionnaires, des intervenants et du public en général.

Limites :

- Nécessite une approche multi-espèces pour obtenir un portrait plus global et plus complet de la situation. Par exemple, le seuil de distance de dispersion de la martre est relativement élevé (15 km), et les résultats ne couvrent pas les besoins des espèces ayant une plus faible capacité de dispersion;
- Se calcule pour une espèce à la fois, ce qui multiplie le travail lorsqu'on veut appliquer une approche qui considère les besoins de plusieurs espèces;
- N'a été appliqué que sur une seule espèce en Gaspésie, de sorte qu'on ignore dans quelle mesure l'approche peut s'appliquer sur des espèces ayant des besoins différents;
- Est basé sur une connectivité fonctionnelle *optimale*, car un chemin de moindre coût ne signifie pas qu'il n'y a qu'un *seul* chemin possible entre les pôles, mais que les autres chemins sont moins efficaces, car plus longs et plus coûteux;
- Ne produit pas d'information au niveau de la quantité d'habitats disponible dans le paysage pour soutenir les espèces ciblées. Pour cette raison nous proposons un deuxième indicateur ci-bas.

3.2 À L'ÉCHELLE DE L'ENSEMBLE DE LA FORÊT AMÉNAGÉE EN GASPÉSIE

3.2.1 La métrique proposée : La surface équivalente connectée

Étant donné que les pôles de conservation sont séparés par des distances qui dépassent les limites de dispersion annuelle ou natale de la plupart des espèces forestières de la péninsule de la Gaspésie, il est important que la forêt environnante soit aménagée afin de fournir suffisamment d'habitats connectés pour soutenir les populations d'espèces au cours d'un trajet multigénérationnel. Ainsi, pour évaluer la disponibilité d'habitat connecté dans la forêt aménagée, nous proposons l'indicateur de Surface équivalente connectée (Equivalent Connected Area [ECA]). L'indicateur ECA estime le montant total d'habitat dans une unité de gestion qui est effectivement connecté (« atteignable ») selon les capacités de déplacement quotidien et saisonnier des espèces focales et la résistance du paysage (Saura et al. 2011). Cet indicateur est basé sur l'indice de la probabilité de connectivité (PC) proposé par Saura et Pascual-Horta (2007). Dans la littérature scientifique, l'indicateur ECA a été appliqué pour calculer et comparer la connectivité à travers des périodes temporelles (Saura et al. 2011, Lui et al. 2014), le montant d'habitat atteignable dans un réseau d'aires protégées (Santini et al. 2016, Saura et al. 2017), et a été aussi adapté à des mouvements multigénérationnels (Saura, Bodin et Fortin 2014).

3.2.2 L'indicateur proposé : Nombre d'UTA capable de soutenir des populations locales viables

Dans le contexte du VOIC connectivité de la TGIRT de la Gaspésie, nous proposons d'utiliser le calcul de l'indicateur ECA en combinaison avec des seuils de viabilité démographique pour des espèces cibles pour déterminer si la forêt aménagée dans les unités de gestion peut soutenir des populations locales. Pour établir si une unité d'aménagement contient suffisamment d'habitats, une cible de superficie minimale doit donc être identifiée. La métrique ECA est calculée en fonction des informations obtenues à partir d'observations terrain ou à partir de la littérature scientifique sur (i) les préférences en termes d'habitat de l'espèce focale (type de couverture, superficie du domaine vital) et (ii) sa capacité de franchir une brèche dans la continuité de son habitat optimal sur une base quotidienne et saisonnière. Cette dernière information permet d'élaborer notamment une couche de résistance aux déplacements du paysage. L'analyse consiste principalement à délimiter les parcelles d'habitats propices dans une unité de gestion à partir de la composition du paysage. Par la suite, leurs superficies sont combinées uniquement si la distance entre les parcelles est inférieure à la distance de déplacement quotidien. Le calcul peut également intégrer les informations contenues dans une couche de résistance pour déterminer si deux parcelles d'habitat situées à une distance inférieure à la capacité de déplacement quotidien sont effectivement connectées entre elles. Sinon, les superficies de ces parcelles ne seront pas compilées. La métrique de ce calcul est établie avec la formule suivante :

$$ECA = \sqrt{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*}$$

Où n est le nombre total de parcelles d'habitat dans le paysage, a_i et a_j sont les attributs des parcelles d'habitat i et j (généralement la superficie) et p_{ij}^* est la probabilité maximale de déplacement entre les parcelles i et j . Cette probabilité varie de 0 à 1, et tient compte de la distance, mais aussi du niveau de résistance aux déplacements entre les parcelles i et j . Plus la distance est petite, et la résistance est faible, plus la probabilité est élevée, cette probabilité agit donc comme un facteur de pondération.

Une autre approche consiste à définir la composition du paysage fournissant un habitat optimal pour une espèce à l'échelle de son domaine vital. Une analyse par « fenêtre mouvante » (i.e. « moving window ») où le rayon de compilation est établi de manière à obtenir la superficie d'un domaine vital permettrait de délimiter les secteurs remplissant les conditions d'un habitat optimal. Cette approche est plus simple, mais suppose qu'à l'intérieur de ces secteurs, l'espèce ne rencontre pas d'obstacles majeurs à ses déplacements. La superficie totale en secteurs d'habitat optimal est alors compilée dans chaque unité de gestion.

Nous proposons d'évaluer la métrique à l'échelle des UTA, car elle correspond bien à l'échelle de la superficie requise pour maintenir une population locale de martre d'Amérique. Ainsi, les UTA ont le potentiel de supporter une population de 70 à 200 martres adultes, ce qui correspond à la taille d'une population viable sur 30 à 50 ans (voir section 4). Il pourrait être nécessaire de travailler à des échelles plus petites, telles que celui d'un COS ou d'un regroupement de COS pour certaines espèces, ou à des échelles plus grandes pour d'autres espèces qui nécessiteraient de regrouper des UTA

Une fois calculée par UTA (ou n'importe quelle autre unité de gestion), la superficie en habitats connectés peut être divisée par la superficie minimale du domaine vital pour un individu ou un couple reproducteur de l'espèce focale afin d'estimer le nombre potentiel d'individus qui pourrait être soutenu par l'habitat disponible (Albert et al. 2017). La superficie en habitats connectés peut également être divisée par les besoins minimums en matière d'habitat nécessaire pour soutenir une métapopulation viable (Lindsey et al. 2004, Bulman et al. 2007, Dreilmsma et Ferrier 2009, Taylor et al. 2016). La dernière étape consiste alors à comparer le nombre potentiel d'individus à des estimations de tailles de population viable et ainsi déterminer le nombre d'unités de gestion capable de soutenir des populations viables.

3.2.3 La cible proposée

Une analyse de l'historique des forêts aménagées de la région pourrait aider à établir une cible sur le nombre d'UTA qui a suffisamment d'habitats connectés pour le soutien d'une population locale viable de l'espèce cible. Les périodes qui n'ont pas été touchées par des perturbations naturelles à grande échelle (ex. feux, épidémies, etc.) pourraient alors servir de référence.

3.2.4 Forces et Limites

Forces :

- Prend en considération les besoins en matière d'habitat et capacité de mouvement;
- Peut intégrer la résistance du paysage aux déplacements quotidiens;
- Ancrée dans une intégration des conditions permettant la persistance des espèces;
- Calculé selon une échelle qui peut appuyer les décisions de gestion du territoire (COS ou UTA);

- Peut être adapté afin de définir les parcelles les plus importantes selon le total d'habitats connectés en itérant l'analyse dans une boucle qui supprime une parcelle d'habitat à la fois pour établir son importance au maintien de la valeur ECA par COS ou UTA.

Limites :

- Demande l'usage du logiciel Conefor ou d'un script en code R pour le calcul;
- Demande des connaissances poussées en termes de conditions d'habitat optimal, de densité et de viabilité de population.

4. ÉTUDE DE CAS : MARTRE D'AMÉRIQUE

En fonction des recommandations émises dans la section 2 de ce rapport, et en consultation avec le comité de suivi du VOIC pour la TGIRT de la Gaspésie, nous proposons l'utilisation de la martre d'Amérique comme espèce focale pour le VOIC connectivité. L'objectif visé serait alors de maintenir les caractéristiques historiques des forêts de la Gaspésie et les communautés biologiques qui s'y rattachent. Comme évoqué à la section 2.5, la martre d'Amérique est une espèce indigène au Québec, en Gaspésie, au Nouveau-Brunswick ainsi que dans l'Est de l'Amérique du Nord, et est étroitement associée aux forêts mixtes et conifériennes matures (Buskirk and Powell 1994). Les martres démontrent en général une préférence pour les peuplements résineux et mixtes hauts et denses (Buskirk and Powell 1994, Payer and Harrison 2003). L'espèce est connue pour être sensible aux grandes coupes forestières, mais elle est parfois observée dans les peuplements feuillus et en cours de régénération pour effectuer certaines activités, notamment pour la prédation (Katnik, 1992, Potvin et al., 2000). Johnson et al. (2009) ont établi qu'en Ontario, les distances de dispersion moyenne des juvéniles de l'espèce observée sont de 4 km (max. 96 km) pour les femelles et de 18 km (max. 214 km) pour les mâles, dont des déplacements plus longs lors de passage dans les forêts matures. Malgré les grandes distances de dispersion observées, la majorité des individus sont restés à moins de 5 km de leur lieu de naissance, avec une distance médiane de 15 km (Johnson et al. 2009). Pour ces raisons, la martre d'Amérique se présente comme une bonne candidate pour la modélisation de la connectivité d'une forêt aménagée répondant aux besoins d'une bonne partie de la communauté faunique régionale.



Image d'une martre d'Amérique.
Photo : Biogenus

Dans la prochaine sous-section, nous décrivons l'application des métriques, des indicateurs et des cibles proposés à l'échelle régionale et à l'échelle des unités de gestion (UTA) pour la martre d'Amérique.

4.1 LE NOMBRE DE GRANDS PÔLES DE CONSERVATION EFFECTIVEMENT CONNECTÉS

L'analyse des *chemins de moindre coût* a débuté par la classification du type de couvert forestier en quatre grandes catégories, décrivant leur utilisation par la martre d'Amérique (tableau 3). Les données sur la structure et la composition des peuplements forestiers de l'inventaire écoforestier ont permis de distinguer :

- (i) **L'habitat optimal** dans lequel la martre retrouve toutes les ressources nécessaires à l'alimentation, la reproduction et à l'abri contre les prédateurs et les conditions climatiques défavorables ;
- (ii) **Les habitats de dispersion** que les martres utilisent principalement pour se déplacer, mais qui contribuent peu à combler leurs autres besoins ;
- (iii) **Les habitats évités** qui posent des barrières ou des risques significatifs pour les martres et qui sont rarement utilisés par les individus
- (iv) **Les habitats non propices** que les martres ne peuvent pas utiliser ou qui posent des risques et des barrières très élevés (soit les lacs, les zones bâties, les autoroutes).

Ces quatre classes d'habitats ont été utilisées pour développer une couche de résistance aux déplacements en assignant une valeur de « coûts » arbitraires variant de 1 (habitat optimal) à 1000 (habitats non propices).

Tableau 3. Critères pour classer les peuplements en catégories de coûts de déplacement (1 à 1000) et en catégorie d'habitat : optimal (vert), dispersion (jaune), évité (orange), non propice (rouge).

CLASSE DE DENSITÉ	CLASSE DE HAUTEUR					
	6-7 : <4 m*	5 : 4-7 m	4 : 7-12 m	3 : 12-17 m	2 : 17-22 m	1 : >22 m
À : >80 %	1000	100	10	1**	1**	1**
B : 60-80 %	1000	100	10	1**	1**	1**
C : 40-60 %	1000	100	10	1**	1**	1**
D : 25-40 %	1000	100	10	10	10	10

*Inclut également les polygones non forestiers, sans classe de densité ni de hauteur.

**Peuplements résineux et mélangés seulement. Les peuplements feuillus ayant ces classes de densité-hauteur sont classés comme habitats de dispersion (jaune).

La seconde étape a consisté à délimiter les parcelles d'habitats optimaux, définis comme un paysage d'une superficie minimale de 500 ha où 60 % de la superficie est couverte par des peuplements résineux et mélangés ayant une hauteur >12 m et une densité de couvert >40 % (Payer & Harrison 1999, Godbout & Ouellet 2008, Samson et al. 2011). Les polygones d'habitat optimal ont été extraits et transformés en données matricielles, puis les parcelles ont été délimité à l'aide la fonction « Focal Statistics » de l'extension « SAGA Next Gen » du programme de géomatique QGIS.

La troisième étape a consisté à tracer le chemin de moindre coût entre toutes les paires de pôles en utilisant la fonction « Least Cost Path » de l'extension « Cost distance analysis » du programme de géomatique QGIS (Figure 3). Dans ce rapport, nous utilisons les centroïdes de chaque pôle, mais l'approche pourrait être raffinée en utilisant le périmètre du polygone représentant chaque pôle comme le point de départ et d'arrivée. La dernière étape a servi à identifier les sections du chemin de moindre

coût situé à l'extérieur des limites des pôles de conservation qui étaient >15 km, soit la distance médiane de dispersion de la martre de l'Amérique (Johnson et al. 2009).

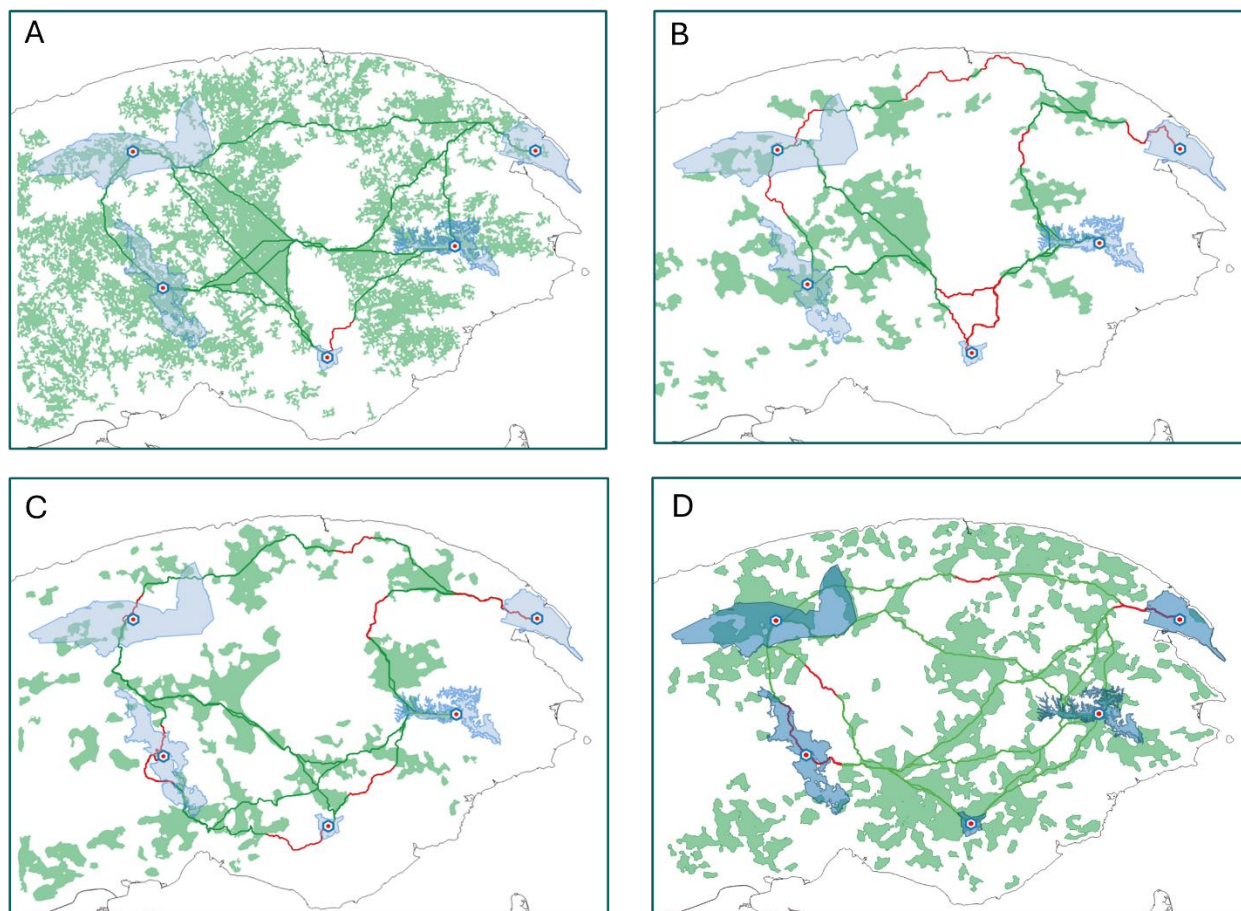


Figure 3. Les chemins de moindres coûts entre les grands pôles de conservation (bleu) établis à l'aide du (A) premier ; (B) deuxième ; (C) troisième et (D) quatrième inventaire écoforestier. Les zones vertes sont des parcelles d'habitats optimaux selon la définition décrite dans la section 3.2. Les lignes vertes indiquent les chemins de moindres coûts et les traits rouges représentent ruptures dans le chemin de moindre coût d'une longueur >15 km entre les parcelles d'habitats. Seules les sections situées en dehors des limites des pôles de conservation sont utilisées pour compiler l'indicateur.

Les seuils pour déterminer l'état de l'indicateur ont été établis à l'aide des chemins de moindre coût entre les pôles de conservation calculés à partir des quatre derniers inventaires écoforestiers disponibles (Figure 3). Les résultats ont montré que 9 des 10 chemins étaient classés comme étant effectivement connectés lors du premier inventaire (Tableau 4), et cet état a été utilisé pour définir le seuil de l'état jugé « Bon » de l'indicateur (Tableau 5). En appliquant ces seuils, on observe que l'état de l'indicateur était « Bon » dans le premier inventaire, « Mauvais » dans le deuxième et troisième inventaire et « Passable » dans le quatrième inventaire (Tableau 5). La tendance est établie à partir des changements dans l'état de l'indicateur ou de la proportion des chemins effectivement connectés.

Tableau 4. État et tendance de l'indicateur établis pour les quatre inventaires forestiers

INVENTAIRE	PROPORTION DES CHEMINS EFFECTIVEMENT CONNECTÉS	ÉTAT	TENDANCE
1er	9/10	Bon	?
2e	0/10	Mauvais	↓
3e	3/10	Mauvais	↑
4e	8/10	Passable	↑

Tableau 5. État de l'indicateur basé sur la proportion des chemins de moindre coût effectivement connectés.

PROPORTION DE CHEMINS EFFECTIVEMENT CONNECTÉS	ÉTAT
≥9/10	Bon
5/10 – 8/10	Passable
<5/10	Mauvais

4.2 NOMBRE D'UTA CAPABLE DE SOUTENIR DES POPULATIONS LOCALES VIABLES

La première étape dans le calcul pour l'indicateur de la martre d'Amérique est d'identifier les critères qui caractérisent leur habitat essentiel afin de le cartographier sur le territoire. Typiquement l'habitat essentiel pour une espèce se définit à travers 3 types d'informations : le type d'écosystème ou couverture du sol (forêt, peuplement de conifère, de feuillu et/ou mixte), la condition de l'écosystème (âge, maturité, taille des arbres, présence de bois mort, etc.) et une taille minimale pour soutenir les besoins d'alimentation et reproduction. Une fois cartographiés, nous déterminons les habitats connectés par UTA en appliquant la formule pour la métrique ECA dans les outils Conefor ou en script R avec la couche de résistance produite dans l'étape précédente pour le chemin de moindre coût et une distance de capacité de mouvement quotidien pour l'espèce.

Cet indicateur a été basé sur la cartographie des parcelles d'habitat réalisée pour l'indicateur précédent. Cette formulation de définition d'habitat inclut de manière implicite, un élément de connectivité, car les parcelles de 500 ha peuvent incorporer jusqu'à 40 % (200 ha) d'habitats non essentiels. Il est supposé que les martres puissent accéder à toutes les parties de la parcelle pour combler leurs besoins sur une base quotidienne et saisonnière, même en traversant les habitats non optimaux. Sur la base des connaissances très fines des besoins et mouvements de la martre d'Amérique, nous suggérons d'utiliser cette façon de calculer la superficie connectée par UTA (Figure 4). Pour d'autres espèces, ayant notamment des besoins

en espace moins élevé, la formule de ECA de Saura et al. 2011 peut plus facilement être appliquée, car la compilation devra se faire à l'échelle des COS.

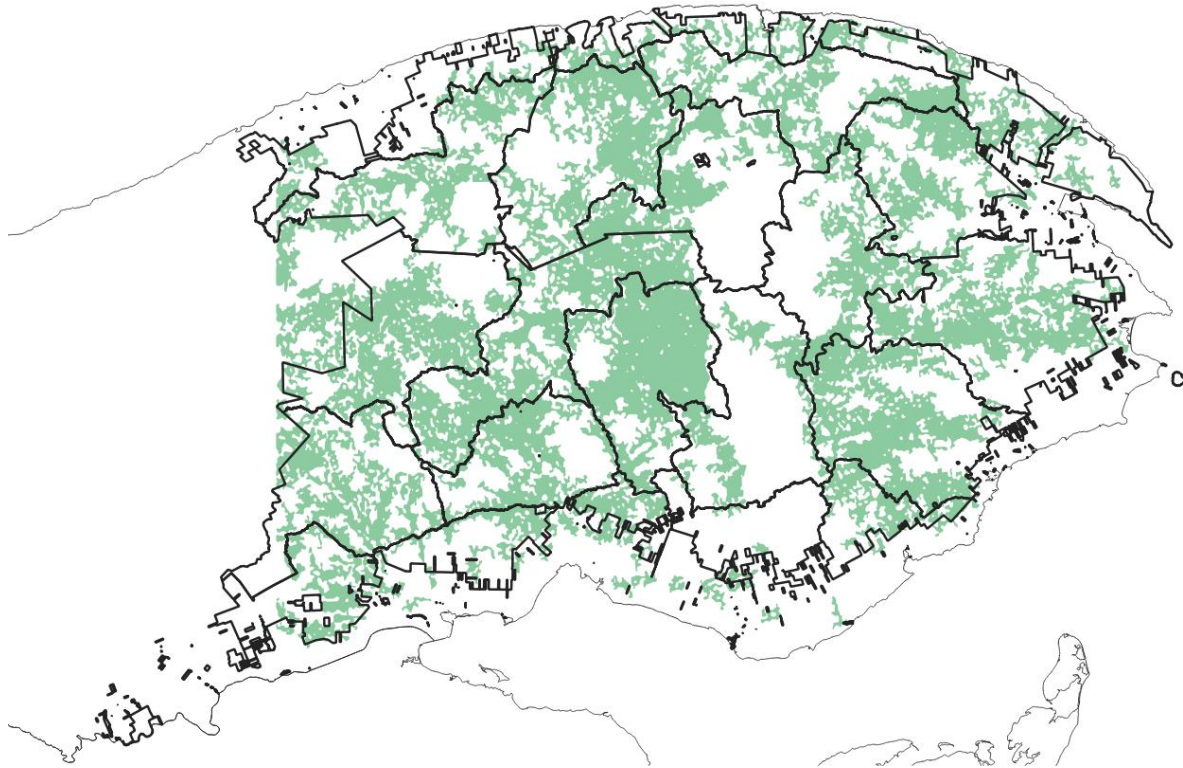


Figure 4. Exemple de répartition des parcelles d'habitat optimal (en vert) pour la martre d'Amérique par Unité Territoriale d'Aménagement (UTA), établie avec les données du premier inventaire forestier.

Selon la littérature scientifique, les densités attendues dans les parcelles d'habitat optimal sont de l'ordre de 0,5 martre adulte par km² (Payer & Harrison 1999, Godbout & Ouellet 2008, Samson et al. 2011). Par ailleurs, les analyses de population estiment qu'une population de 70 à 100 adultes (Lacy & Clark 1993; Hillman 2014, Linnell et al. 2018) sont nécessaires pour assurer une population viable de martres sur un horizon de 30 à 50 ans. Sur la base de ces deux éléments d'information, nous pouvons estimer le nombre de martres potentielles soutenues par les parcelles d'habitat dans chaque UTA et déterminer si celles-ci contiennent suffisamment d'habitats pour le soutien d'une population locale viable. Toutefois, les UTA n'étant pas toutes de la même taille, elles n'auront donc pas nécessairement la même capacité de soutien des populations.

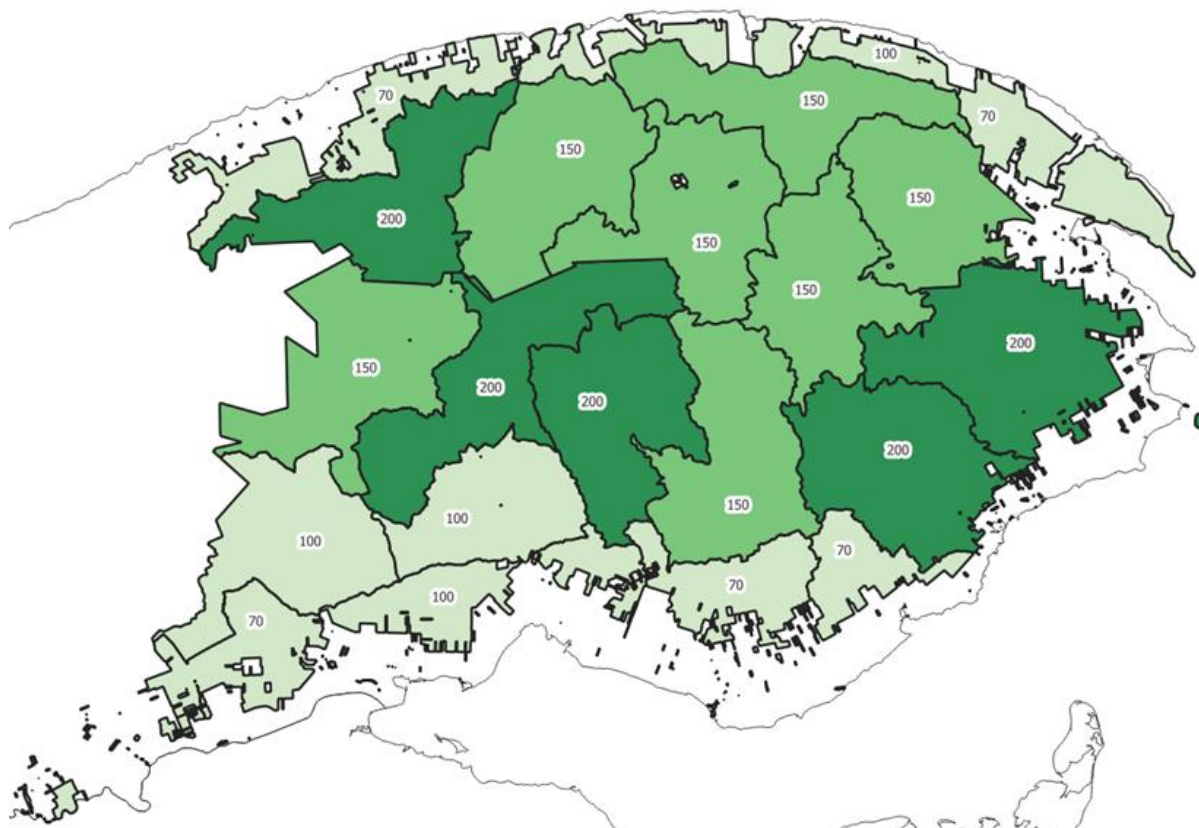


Figure 5. Cibles sur le nombre potentiel de martres d’Amérique pouvant être soutenu par les parcelles d’habitat optimal établies à partir des données historiques d’inventaires forestiers dans la région de la Gaspésie.

Pour établir une cible d’habitat appropriée dans chaque UTA, nous avons réalisé une analyse historique des changements dans la superficie en parcelles d’habitats par UTA dans les quatre derniers inventaires écoforestiers. La cible a alors été fixée à partir du 80e percentile des valeurs observées dans chaque UTA, arrondies aux valeurs 70, 100, 150 et 200 les plus près (Figure 6). Les UTA ayant une superficie plus petite devraient donc être en mesure de fournir suffisamment d’habitat optimal pour soutenir une population de 70 à 100 martres adultes sur une période de 30 à 50 ans. Les UTA les plus grandes pourront de leur côté fournir suffisamment d’habitats optimaux pour soutenir des populations locales de martres plus importantes (150 à 200 adultes), sur une période plus longue.

Les seuils pour l’état de l’indicateur ont également été établis à partir des inventaires forestiers historiques. Dans le premier inventaire dans les années 1970s, la majorité des UTA (76 %) contenaient suffisamment de parcelles d’habitats pour atteindre la cible fixée pour une population locale viable (Tableau 5), et cette proportion a diminué par la suite, notamment à cause de l’épidémie de tordeuse qui a sévi dans la région durant les années 1980s. Le seuil de l’état jugé bon pour cet indicateur a donc été fixé à 75 % (Tableau 7). La tendance de l’indicateur est déterminée par un changement d’état, un changement dans la proportion d’UTA ayant atteint ou dépassé leur cible, ou un changement dans la superficie totale en parcelles d’habitat dans l’ensemble des UTA.

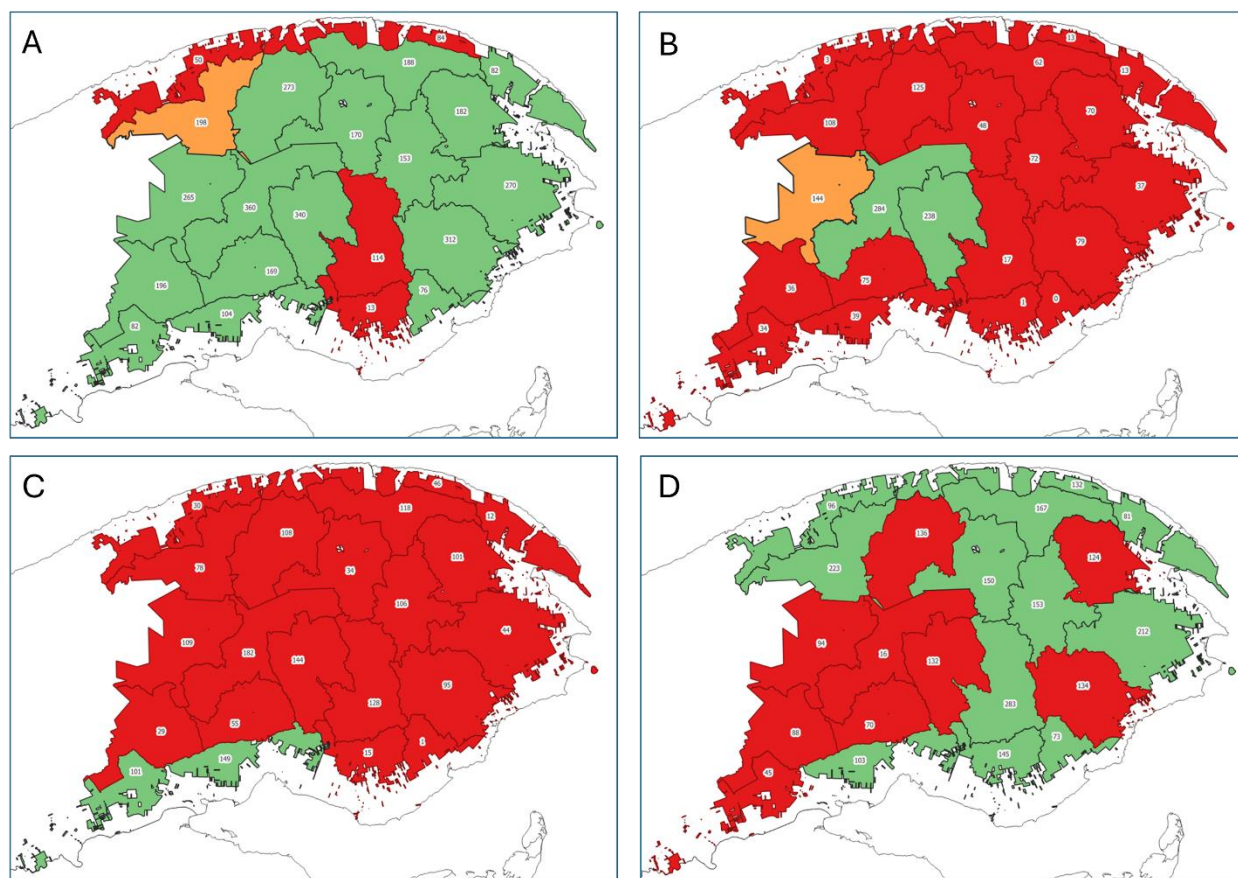


Figure 6. Nombre potentiel de martres d'Amérique adulte soutenue par les parcelles d'habitat optimal dans les différentes UTA déterminé par le (A) premier (B) deuxième (C) troisième et (D) quatrième inventaire écoforestier dans la région de la Gaspésie. La couleur de UTA indique si la cible établie a été atteinte (vert) ou non (rouge). La couleur orange identifie les UTA dont le nombre potentiel est proche de la cible établie sans l'avoir atteint.

Tableau 6. État et tendance de l'indicateur sur le nombre d'UTA capables de soutenir des populations locales viables entre le premier et le quatrième inventaire forestier.

INVENTAIRE	NOMBRE D'UTA > SEUIL	% DU NOMBRE TOTAL D'UTA	SUPERFICIE TOTALE EN PARCELLES D'HABITAT (KM ²)	NOMBRE POTENTIEL DE MARTRES ADULTES	ÉTAT	TENDANCE
1e	16	76 %	7942	3971	Bon	?
2e	2	10 %	3102	1551	Faible	↓
3e	2	10 %	3646	1823	Faible	↑
4e	12	57 %	5953	2977	Passable	↑

Tableau 7. Seuils établis pour la proportion des UTA dont la superficie totale en parcelles d'habitat est égale ou supérieure à la cible déterminée pour chacune d'elles.

% UTA DONT LA CIBLE EST ATTEINTE OU DÉPASSÉE	ÉTAT
≥75 %	Bon
50-74 %	Passable
<50 %	Mauvais

5. CONCLUSION

5.1 PROPOSITION DE LA REFORMULATION DU VOIC CONNECTIVITÉ

Nous proposons que le VOIC connectivité soit mis à jour en intégrant les avancements dans les connaissances scientifiques dans le domaine de la connectivité écologique qui ont émergé au cours de la dernière décennie. Le Tableau 8 résume les ajustements proposés au VOIC en se basant sur les recommandations énumérées dans la section 2 et l'évaluation des indicateurs proposés dans la section 4.

Toutefois, nous sommes conscients du grand nombre de VOIC et d'indicateurs que la TGIRT et MRNF doivent prendre en considération dans la planification forestière. Il est fortement recommandé d'évaluer la redondance qui pourrait exister quant à l'incidence de la mise en application du VOIC connectivité et des autres VOIC en vigueur (ex. : celui sur l'original, le lynx, gélinotte, la répartition spatiale, structure d'âge, etc.) sur l'aménagement du territoire afin de déterminer la valeur ajoutée qu'apportent les indicateurs proposés ici. Dans ce contexte, il est aussi envisageable que l'indicateur proposé à l'échelle de l'ensemble de la forêt aménagée en Gaspésie soit celui portant sur le nombre d'UTA capable de soutenir une population locale viable, puisse être utilisé comme un outil d'aide à la décision et non un indicateur officiel contraignant à la planification forestière.

Tableau 8. Recommandations proposées au VOIC sur la connectivité de 2017.

ÉNONCÉ DE 2017	PROPOSITIONS
<p>Valeur : Connectivité entre les grands pôles de conservation</p>	<p>Valeur : Maintenir la connectivité <u>fonctionnelle</u> entre les grands pôles de conservation <u>et dans la forêt aménagée environnante</u> pour <u>contribuer à la persistance des espèces</u> dans les écosystèmes forestiers de la Gaspésie</p>
<p>Objectif : Assurer la connectivité entre les grands pôles de conservation.</p>	<p>Objectif : Assurer la <u>connectivité fonctionnelle</u> entre les grands pôles de conservation ainsi que dans la forêt aménagée environnante de manière à s'assurer de la viabilité démographique des <u>espèces associées aux paysages dominés par les vieux peuplements</u> dans le grand écosystème de la Gaspésie.</p>
<p>Indicateur : Pourcentage de grands pôles de conservation identifiés connectés</p>	<p>Indicateur 1 : Nombre de grands pôles de conservation effectivement connectés Indicateur 2 : Nombre de UTA capable de soutenir une population locale viable</p>
<p>Cible : 100 %</p>	<p><u>Pour la martre d'Amérique</u> Cible 1 : au moins 9 des 10 chemins de moindres coûts entre les paires de grands pôles de conservation sont effectivement connectés Cible 2 : au moins 75 % des UTA contiennent suffisamment de parcelles d'habitat optimal pour soutenir une population viable locale</p>

6. 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(4), pp.233-247. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00242-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6)
- Ahern, J. (2011). From fail-safe to safe-to-fail: Sustainability and resilience in the new urban world. *Landscape and Urban Planning*, 100(4), 341–343. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.021>
- Albert, C.H., Rayfield, B., Dumitru, M. & 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. <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/cobi.12943>
- Beier, P., Majka, D.R. & Spencer, W.D., 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology*, 22, 836–851. <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1523-1739.2008.00942.x>
- Boswell, G.P., Britton, N.F. & Franks, N.R., 1998. Habitat fragmentation, percolation theory and the conservation of keystone species. *Proceedings of the Royal Society, B*, vol 265 (1409) <https://doi.org/10.1098/rspb.1998.0521>
- Bull, E.L. & Heater, T.W., 2001. Home range and dispersal of the American marten in northeastern Oregon. *Northwestern Naturalist*, pp.7-11. <https://doi.org/10.2307/3536641>
- Bulman, C.R., Wilson, R.J., Holt, A.R., Bravo, L.G., Early, R.I., Warren, M.S. & Thomas, C.D., 2007. Minimum viable metapopulation size, extinction debt, and the conservation of a declining species. *Ecological Applications*, 17(5), pp.1460-1473. <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/06-1032.1>
- Buskirk, S.W., 1994. An introduction to the genus *Martes*. In: Buskirk, S.W.; Harestad, A.S.; Raphael, M.G., comps., eds. *Martens, sables, and fishers: biology and conservation*. Ithaca, NY. Cornell University Press: 1-10.
- Buskirk, S.W. & Powell, R.A., 1994. Habitat ecology of fishers and American martens. In: Buskirk, S.W.; Harestad, A.S.; Raphael, M.G., comps., eds. *Martens, sables, and fishers: biology and conservation*. Ithaca, NY: Cornell University Press: 283-296. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-005-5956-y>
- Broquet, T., Ray, N., Petit, E., Fryxell, J.M. & Burel, F., 2006. Genetic isolation by distance and landscape connectivity in the American marten (*Martes americana*). *Landscape Ecology*, 21, pp.877-889.
- Chase, J. M., Jeliaskov, A., Ladouceur, E., & Viana, D. S., 2020. Biodiversity conservation through the lens of metacommunity ecology. In *Annals of the New York Academy of Sciences* (Vol. 1469, Issue 1, pp. 86–104). Blackwell Publishing Inc. <https://doi.org/10.1111/nyas.14378>
- Chetkiewicz, C.L.B., St. Clair, C.C. & Boyce, M.S., 2006. Corridors for conservation: integrating pattern and process. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37, pp.317-342. <https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110050>

Drielsma, M. & Ferrier, S., 2009. Rapid evaluation of metapopulation persistence in highly variegated landscapes. *Biological Conservation*, 142(3), pp.529-540.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320708004412>

Driezen, K., Adriaensen, F., Rondinini, C., Doncaster, C.P. & Matthysen, E., 2007. Evaluating least-cost model predictions with empirical dispersal data: a case-study using radiotracking data of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Ecological Modelling*, 209(2-4), pp.314-322.

<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ece3.638>

Godbout, G. & J-P Ouellet. 2008. Habitat selection of American Marten in a logged landscape at the southern fringe of the boreal forest. *Ecoscience*, 15(3): 332-342.

<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.2980/15-3-3091>

Gonzalez, A., Rayfield, B., & Lindo, Z. (2011). The disentangled bank: How loss of habitat fragments and disassembles ecological networks. *American Journal of Botany*, 98(3), 503–516.

<https://doi.org/10.3732/ajb.1000424>

Gonzalez, A., Thompson, P., & Loreau, M. (2017). Spatial ecological networks: planning for sustainability in the long-term. In *Current Opinion in Environmental Sustainability* (Vol. 29, pp. 187–197). Elsevier B.V.

<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.03.012>

Gurrutxaga, M., Rubio, L. & Saura, S., 2011. Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: A transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). *Landscape and Urban Planning*, 101(4), pp. 310-320.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169204611001022>

Heller, N.E. & Zavaleta, E.S., 2009. Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, 142(1), pp.14-32.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.006>

Hillman, Tamara L., 2014. Genetic Health and Population Viability of Reintroduced American Marten in Michigan. MSc Thesis. Grand Valley State University, Michigan. 85 p.

<http://scholarworks.gvsu.edu/theses/741>

Jobin, B., Latendresse, C., Baril, A., Maisonneuve, C., Boutin, C. and Côté, D., 2014. A half-century analysis of landscape dynamics in southern Québec, Canada. *Environmental monitoring and assessment*, 186, pp.2215-2229. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-013-3531-6>

Johnson, C.A., Fryxell, J.M., Thompson, I.D. & Baker, J.A., 2009. Mortality risk increases with natal dispersal distance in American martens. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1671), pp.3361-3367. <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rspb.2008.1958>

Keeley, A. T., Beier, P., & Jenness, J. S. (2021). Connectivity metrics for conservation planning and monitoring. *Biological Conservation*, 255, 109008. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109008>

Katnik, D.D. 1992. Spatial use, territoriality, and summer–autumn selection of habitat in an intensively harvested population of martens on commercial forestland in Maine. MS thesis, University of Maine, Orono, Maine, USA.

- Keitt, T.H., Urban, D.L. & Milne, B.T., 1997. Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Ecology & Society*, vol 1 (1) <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art4/>
- Krosby, M., Tewksbury, J., Haddad, N.M. & Hoekstra, J., 2010. Ecological connectivity for a changing climate. *Conservation Biology*, 24(6), pp.1686-1689. <https://www.jstor.org/stable/40925337>
- Lacy, Robert C. and Clark, Tim W. (1993) "Simulation modeling of American marten (*Martes americana*) populations: vulnerability to extinction," *Great Basin Naturalist*: Vol. 53: No. 3, Article 6. <https://scholarsarchive.byu.edu/gbn/vol53/iss3/6>
- LaRue, M.A. & Nielsen, C.K., 2008. Modelling potential dispersal corridors for cougars in midwestern North America using least-cost path methods. *Ecological Modelling*, 212(3-4), pp.372-381 <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.10.036>
- Lindsey, P.A., Du Toit, J.T. & Mills, M.G.L., 2004. Area and prey requirements of African wild dogs under varying habitat conditions: implications for reintroductions. *South African Journal of Wildlife Research-24-month delayed open access*, 34(1), pp.77-86.
- Linnell, M.A., Moriarty, K., Green, D.S. & Levi, T., 2018. Density and population viability of coastal marten: a rare and geographically isolated small carnivore. *PeerJ*, 6, p.e4530. <https://peerj.com/articles/4530/>
- Liu, S., Deng, L., Dong, S., Zhao, Q., Yang, J. & Wang, C., 2014. Landscape connectivity dynamics based on network analysis in the Xishuangbanna Nature Reserve, China. *Acta Oecologica*, 55, pp.66-77. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1146609X13001744>
- Mawdsley, J.R., O'Malley, R. & Ojima, D.S., 2009. A review of climate-change adaptation strategies for wildlife management and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 23(5), pp.1080-1089. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01264.x>
- Metzger, J.P. & Décamps, H., 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica*, 18(1), pp.1-12. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1146609X97800756>
- Mimet, A., Houet, T., Julliard, R. & Simon, L., 2013. Assessing functional connectivity: a landscape approach for handling multiple ecological requirements. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(5), pp.453-463. <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/2041-210x.12024>
- Mitchell, M. G. E., Bennett, E. M., Gonzalez, A., Lechowicz, M. J., Rhemtulla, J. M., Cardille, J. A., Vanderheyden, K., Poirier-Ghys, G., Renard, D., Delmotte, S., Albert, C. H., Rayfield, B., Dumitru, M., Huang, H.-H., Larouche, M., Liss, K. N., Maguire, D. Y., Martins, K. T., Terrado, M., ... Dancose, K. (2015). The Montérégie Connection: linking landscapes, biodiversity, and ecosystem services to improve decision making. *Ecology and Society*, 20(4). <http://www.jstor.org/stable/26270281>
- Nova Scotia Department of Natural Resources and Renewables. 2023. Recovery Plan for American Marten (*Martes americana*) in Nova Scotia [Final]. Nova Scotia Endangered Species Act Recovery Plan Series. 60 pp <https://novascotia.ca/natr/wildlife/species-at-risk/docs/recovery-plan-american-marten.pdf>

Pauli, J.N., Smith, W.P. & Ben-David, M., 2012. Quantifying dispersal rates and distances in North American martens: a test of enriched isotope labeling. *Journal of Mammalogy*, 93(2), pp.390-398. <https://doi.org/10.1644/11-MAMM-S-163.1>

Payer D. & Harrison, D., 1999. Influences of Timber Harvesting and Trapping on Habitat Selection and Demographic Characteristics of Marten. College of Natural Resources, Forestry and Agriculture, University of Maine, Orono. 68 pages. https://www.researchgate.net/publication/267774927_Influences_of_Timber_Harvesting_and_Trapping_on_Habitat_Selection_and_Demographic_Characteristics_of_Marten

Payer, D.C. & Harrison, D.J., 2003. Influence of forest structure on habitat use by American marten in an industrial forest. *Forest ecology and Management*, 179(1-3), pp.145-156. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112702005170>

Pascual-Hortal, L. & Saura, S., 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape ecology*, 21, pp.959-967. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-006-0013-z>

Perrotte Caron, O., Varady-Szabo, H. et Malenfant, A. 2012. Portrait de l'organisation spatiale du territoire forestier gaspésien définie d'après la mesure de l'intensité de la fragmentation et de la connectivité des forêts. Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles, Gaspé. 59 pages.

Pinna, S., Malenfant, A., Hébert, B., et Côté, M. 2009. Portrait forestier historique de la Gaspésie. Consortium en foresterie Gaspésie Les-Îles. Gaspé, Qc. 204 p.

Potvin, F., Bélanger, L. & Lowell, K., 2000. Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape. *Conservation Biology*, 14(3), pp.844-857. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99036.x>

Opdam, P., Pouwels, R., van Rooij, S., Steingröver, E., & Vos, C. C. (2008). Setting Biodiversity Targets in Participatory Regional Planning: Introducing Ecoprofiles. *Ecol. Soc.* 13, 1–16. doi : 10.5751/ES-02438-130120 <https://www.jstor.org/stable/26267947>

Rayfield, B., Larocque, G., Daniel, C. J. & Gonzalez, A. (2019). Une priorisation pour la conservation des milieux naturels des Basses-terres du Saint-Laurent en fonction de leur importance pour la connectivité. Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques, Québec (Québec). https://quebio.ca/en/connectivity_report

Rayfield, B., Larocque, G., Martins, K. T., Lucet, V., Daniel, C., & Gonzalez, A. (2021). Modélisation de la connectivité de l'habitat terrestre dans les basses-terres du Saint-Laurent selon différents scénarios de changements climatiques et d'occupation des sols. 35 p. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/cadre-ecologique/modelisation-connectivite-basses-terres-saint-laurent.pdf>

Samson, C., P. Forget, S. Larivière, I. Laurion, A.-M. Pelletier & F. Villeneuve. 2011. Ecology of American Marten (*Martes americana*) in an industrial forest of northwestern New Brunswick, Canada - Final Report. Faculté de Foresterie, Université de Moncton, campus d'Edmundston, New Brunswick. xiv + 66 pages <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.20045.41442>

Santini, L., Saura, S. & Rondinini, C., 2016. Connectivity of the global network of protected areas. *Diversity and Distributions*, 22(2), pp.199-211. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/ddi.12390>

Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C. & Rodríguez-Freire, M., 2011. Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators*, 11(2), pp.407-416. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X10001159>

Saura, S., Bodin, Ö. & Fortin, M.J., 2014. EDITOR'S CHOICE: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, 51(1), pp.171-182. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12179>

Sawyer, S.C., Epps, C.W. & Brashares, J.S., 2011. Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes?. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), pp.668-678. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01970.x>

Secrétariat de la Convention sur la Diversité Biologique, 2022. Cadre Mondial de la biodiversité de Kunming à Montréal <https://www.cbd.int/doc/c/0bde/b7c0/00c058bbfd77574515f170bd/cop-15-l-25-fr.pdf>

Stevenson, C.D., Ferryman, M., Nevin, O.T., Ramsey, A.D., Bailey, S. & Watts, K., 2013. Using GPS telemetry to validate least-cost modeling of gray squirrel (*Sciurus carolinensis*) movement within a fragmented landscape. *Ecology and Evolution*, 3(7), pp.2350-2361. <https://doi.org/10.1002/ece3.638>

Stewart, F. E. C., Darlington, S., Volpe, J. P., McAdie, M., & Fisher, J. T. (2019). Corridors best facilitate functional connectivity across a protected area network. *Scientific Reports*, 9(1), 1–9. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47067-x>

Taubert, F., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., Müller, M. S., Rödig, E., ... Huth, A. (2018). *Global patterns of tropical forest fragmentation*. *Nature*, 554(7693), 519–522. <https://sci-hub.se/10.1038/nature25508>

Taylor, S., Drielsma, M., Taylor, R. & Kumar, L., 2016. Applications of rapid evaluation of metapopulation persistence (REMP) in conservation planning for vulnerable fauna species. *Environmental management*, 57, pp.1281-1291. <https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-016-0681-7>

Turner, M.G., Gardner, R.H., O'Neill, R.V. & O'Neill, R.V., 2001. *Landscape ecology in theory and practice* (Vol. 401). Springer New York. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4939-2794-4>

Whitmee S. & D.L. Orme. 2013. Predicting dispersal distance in mammals: a trait-based approach. *Journal of Animal Ecology* 82:211–221. <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2656.2012.02030.x>



www.habitat-nature.com

5818 Blvd Saint-Laurent, Montréal, H2T 1T3, QC

info@habitat-nature.com | (438) 825-4445