

Solutions de mise en œuvre des lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier

Principales orientations

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

Décembre 2015

Équipe de réalisation

| | |
|-------------------|---|
| Frédéric Bujold | Direction de la gestion intégrée des ressources et des habitats fauniques |
| Claude Dussault | Direction de la gestion de la faune — Saguenay–Lac-Saint-Jean |
| Rodrigue Hébert | Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles — Saguenay–Lac-Saint-Jean |
| Sandra Heppell | Direction de la gestion de la faune — Côte-Nord |
| Jean-Pierre Jetté | Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers |
| Sonia Légaré | Direction de la gestion des forêts — Nord-du-Québec |
| Nathalie Lesage | Direction de la planification et de la coordination |
| Antoine Nappi | Bureau du forestier en chef |
| Jérôme Rioux | Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers |
| Isabelle Thibault | Direction de la biodiversité et des maladies de la faune |

Remerciements

Nous remercions M^{mes} Marie-Hélène Bouchard et Audrey Turcotte pour leurs commentaires. Merci également à M. Julien Mainguy pour son soutien et ses conseils pour les différentes analyses ainsi qu'à M^{me} Lynda Martin pour la mise en page du document.

Références à citer :

MFFP (2015). *Solutions de mise en œuvre des lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier — Principales orientations*, rapport du Comité de travail sur les solutions, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 60 p. + 4 annexes.

Avant-propos

En juillet 2013, le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) rendait publiques les Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier, produites par l'Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec. En réponse aux préoccupations d'ordre socioéconomique soulevées par la publication de ces lignes directrices, un groupe de travail interministériel a été mandaté par le MDDEFP pour évaluer de quelle façon les lignes directrices pourraient être intégrées sous une forme intégrale ou adaptée, en tout ou en partie, aux planifications forestières et territoriales.

À la suite de cette analyse, un second groupe de travail intersectoriel du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs a été créé en 2014. L'objectif était de trouver des pistes de solution qui permettraient de proposer des moyens d'action efficaces pour protéger les habitats névralgiques du caribou forestier, sans compromettre la vitalité de l'industrie forestière québécoise ni l'accès aux marchés internationaux.

L'information qui y est présentée ne constitue en aucun cas la position du gouvernement. Elle vise plutôt à présenter un ensemble de solutions afin de favoriser l'élaboration d'un plan d'action gouvernemental sur la gestion de l'habitat, lequel s'inscrira dans un plan d'action global de rétablissement du caribou forestier.

Résumé

Après avoir procédé à une première évaluation de l'effet de l'application des Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier (MFFP, 2015), et ce, relativement à d'éventuelles conséquences importantes sur la possibilité forestière, le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) a mis sur pied un comité de travail en vue de trouver des solutions quant à un scénario d'application de ces lignes directrices qui est acceptable aux yeux de la plupart des acteurs du milieu forestier.

Le comité a procédé à une série d'analyses factuelles qui ont permis d'établir un diagnostic de l'état actuel de l'habitat. Ainsi, les territoires encore peu perturbés et favorables au caribou ont été localisés de même que les habitats encore fréquentés, situés dans la portion sud déjà plus marquée par l'empreinte des activités humaines. D'autres éléments comme le risque lié aux incendies forestiers, l'occupation humaine permanente ou la valeur forestière de certains paysages ont fourni une vaste gamme de renseignements utiles à une prise de décision éclairée.

Les solutions proposées offrent l'occasion de doser les efforts selon l'état du territoire et les conséquences économiques anticipées. L'objectif général consiste à concentrer les efforts de protection sur les éléments clés de l'habitat et là où les chances de succès sont les meilleures en vue de maintenir un habitat fonctionnel sur une très grande partie de l'aire d'application du plan de rétablissement. Pour ce faire, quatre objectifs ont été définis :

1. Maintenir de vastes espaces propices au caribou;
2. Restaurer de vastes espaces propices au caribou;
3. Favoriser la connectivité à l'échelle du grand paysage;
4. S'occuper des habitats propices qui subsistent dans les territoires perturbés.

Le cœur de la stratégie proposée consiste à formellement délimiter de vastes espaces propices au caribou dans les grands paysages encore peu perturbés et où se trouve un habitat de grande qualité pour le caribou. C'est dans ce type de paysages que les chances de succès sont les meilleures pour le maintien des populations de caribous. Ces territoires seraient soumis au respect d'un seuil du taux de perturbation inférieur à 35 %. La façon de déployer les activités de récolte serait aussi revue de manière notamment à éviter l'implantation d'un réseau routier permanent. Des portions importantes des voies d'accès pour la récolte de bois seraient démantelées à l'image de ce qui se fait dans d'autres provinces canadiennes. Ces vastes espaces propices au caribou seraient généralement associés à des aires protégées strictes de manière à bénéficier de l'effet de synergie entre ces deux outils de protection de l'habitat du caribou.

À l'échelle du grand paysage, il existe des zones perturbées (ou en voie de le devenir) qui constituent des bris de connectivité entre de grandes entités de l'habitat du caribou. Des efforts doivent être consentis afin de rétablir cette connectivité ou d'empêcher qu'elle ne s'aggrave. La stratégie consiste également à s'occuper des habitats propices qui subsistent dans les paysages perturbés. La précarité de ces habitats, parfois très utilisés par le caribou, justifie le déploiement d'actions adaptées qui permettront de maintenir certains éléments clés de ces habitats au sein d'un paysage fonctionnel pour l'espèce, tout en constituant un effort pour éviter un recul additionnel de la limite méridionale de son aire de répartition. Dans le cas de la connectivité ou de celui des efforts à consacrer aux habitats perturbés, les principales solutions envisagées consistent à protéger de façon temporaire ou permanente (aire protégée) certains massifs, à démanteler certains chemins lorsque la situation s'y prête et à contrer l'enfeuilletement. La projection de l'évolution des jeunes forêts permettra aussi de prévoir des actions qui favoriseront une restauration active de certains territoires.

À partir des résultats de ce rapport, les autorités du Ministère pourront se donner un plan d'action qui conduira à l'adoption d'une stratégie visant l'aménagement de l'habitat du caribou forestier, laquelle constituera un élément majeur du plan gouvernemental de rétablissement de l'espèce. La prochaine étape consistera à définir plus

finement les endroits précis où les différentes modalités pourront s'appliquer. C'est sur cette nouvelle base cartographique que des évaluations détaillées des conséquences de ces décisions pourront être réalisées et que des mesures d'atténuation pourront être appliquées selon chacune des situations locales rencontrées.

Table des matières

| | |
|--|-----|
| Résumé | iii |
| Liste des figures..... | vii |
| Liste des tableaux..... | vi |
| Liste des annexes..... | vii |
| 1. Introduction | 1 |
| 2. Diagnostic | 2 |
| 2.1 Effectuer un découpage du territoire pour en établir le profil | 2 |
| 2.2 Dresser les profils à partir des variables pertinentes | 3 |
| 2.2.1 Profil actuel des perturbations par COS/UTR..... | 4 |
| 2.2.2 Profil des perturbations par COS/UTR selon le modèle d'évolution naturelle théorique.... | 11 |
| 2.2.3 Indice de qualité de l'habitat pour le caribou forestier par COS/UTR..... | 15 |
| 2.2.4 Fréquentation documentée du caribou forestier..... | 19 |
| 2.2.5 Valeur forestière..... | 20 |
| 2.2.6 Registre des aires protégées..... | 21 |
| 2.3 Établir les grands paysages | 22 |
| 2.3.1 Caractérisation des paysages faiblement perturbés | 25 |
| 2.3.2 Caractérisation des paysages de perturbations temporaires | 26 |
| 2.3.3 Caractérisation des paysages de perturbations permanentes | 28 |
| 2.4 Populations isolées | 29 |
| 3. Objectifs poursuivis..... | 31 |
| 3.1 Objectif 1 : Maintenir de vastes espaces propices au caribou..... | 31 |
| 3.2 Objectif 2 : Restaurer de vastes espaces propices au caribou..... | 32 |
| 3.3 Objectif 3 : Favoriser la connectivité entre les grands espaces..... | 33 |
| 3.4 Objectif 4 : S'occuper des habitats propices qui subsistent dans les territoires perturbés | 34 |
| 3.5 Objectif 5 : Maintien des populations isolées | 36 |
| 4. Moyens de mise en œuvre des lignes directrices | 36 |
| 4.1 Limite nordique..... | 36 |
| 4.2 Établissement d'aires protégées | 37 |
| 4.3 Protection temporaire de massifs..... | 39 |
| 4.4 Gestion des voies d'accès..... | 39 |
| 4.4.1 Gestion des voies d'accès déjà aménagées | 40 |
| 4.4.2 Gestion des voies d'accès futures | 40 |
| 4.5 Gestion des milieux à lichens..... | 41 |
| 4.6 Modulation des modalités d'aménagement écosystémique | 42 |
| 4.6.1 Organisation spatiale des forêts dans la pessière à mousses | 42 |
| 4.6.2 Composition forestière | 42 |
| 4.7 Le développement des infrastructures anthropiques | 43 |
| 5. Application des solutions | 43 |
| 5.1 Vastes espaces propices au caribou | 43 |

| | | |
|-----|--|----|
| 5.2 | Vastes espaces propices en restauration | 44 |
| 5.3 | Zones importantes pour la connectivité | 45 |
| 5.4 | Habitats propices en territoires perturbés | 45 |
| 5.5 | Populations isolées | 45 |
| 6. | Suivi | 48 |
| 7. | Conclusion | 49 |
| 8. | Références..... | 50 |

Liste des figures

| | | |
|------------|--|----|
| Figure 1. | Aires d'application du plan de rétablissement et découpage du territoire en compartiments d'organisation spatiale, en unités territoriales de référence et en unités au nord de la limite des forêts sous aménagement..... | 3 |
| Figure 2. | Taux de perturbation permanente par COS ou UTR..... | 6 |
| Figure 3. | Taux de perturbation totale par COS ou UTR..... | 7 |
| Figure 4. | Taux de perturbation liée aux droits accordés sur le territoire par COS ou UTR..... | 8 |
| Figure 5. | Taux de perturbation liée à l'usage d'un droit sur le territoire par COS ou UTR..... | 9 |
| Figure 6. | Ambiance de perturbations permanentes sur 5 000 km ² rapportés à l'échelle du COS ou de l'UTR..... | 10 |
| Figure 7. | Ambiance de perturbations totales sur 5 000 km ² rapportés à l'échelle du COS ou de l'UTR..... | 11 |
| Figure 8. | Évolution du taux de perturbation totale par COS ou UTR selon le modèle d'évolution naturelle théorique..... | 12 |
| Figure 9. | Évolution de l'ambiance de perturbations totales sur 5 000 km ² par COS ou UTR selon le modèle d'évolution naturelle théorique..... | 13 |
| Figure 10. | Nombre d'années requises pour un COS ou une UTR selon le modèle d'évolution naturelle théorique pour atteindre un seuil de perturbation totale sous les 35 % sans restauration active de chemins..... | 14 |
| Figure 11. | Indice de qualité de l'habitat pour le caribou forestier par COS ou par UTR selon les valeurs moyennes de probabilité d'occurrence relative obtenues à partir des modèles de sélection de l'habitat (Leblond et coll., 2015; Bastille-Rousseau et coll., 2012) et délimitation des superficies où ces deux modèles ont été utilisés..... | 16 |
| Figure 12. | Variation spatiale dans les valeurs associées à l'analyse de la densité de noyaux de ravages de caribous forestiers issus des inventaires aériens, par COS ou UTR et superficies inventoriées de 1999 à 2014 ayant servi pour l'analyse de densité de noyaux..... | 17 |
| Figure 13. | Fréquentation effective du caribou forestier d'après les observations et les connaissances pour les territoires les plus au nord et à l'est de l'aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier..... | 20 |
| Figure 14. | Concentration de peuplements productifs par COS ou UTR selon une analyse de voisinage effectuée sur une superficie de 500 km ² | 21 |
| Figure 15. | Détermination des COS ou des UTR permettant de consolider des aires protégées déjà inscrites au Registre des aires protégées..... | 22 |
| Figure 16. | Délimitation des types de grands paysages dans l'aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier..... | 23 |
| Figure 17. | Caractérisation des paysages faiblement perturbés par leurs caractéristiques dominantes..... | 26 |
| Figure 18. | Caractérisation des paysages de perturbations temporaires par leurs caractéristiques dominantes..... | 27 |
| Figure 19. | Caractérisation des paysages de perturbations permanentes par leurs caractéristiques dominantes..... | 28 |
| Figure 20. | Localisation des massifs forestiers résiduels dans les paysages de perturbations permanentes et les paysages de perturbations temporaires à l'aide de l'ambiance de perturbations totales à 50 km ² et à 1 000 km ² | 29 |
| Figure 21. | Taux de perturbation totale par COS/UTR et localisation des massifs forestiers résiduels dans le Plan d'aménagement du caribou de Val-d'Or à l'aide de l'ambiance de perturbations totales à 50 km ² | 30 |

| | | |
|---------------|--|----|
| Figure 22. | Taux de perturbation totale par COS/UTR et localisation des massifs forestiers résiduels dans le Plan d'aménagement du caribou de Charlevoix à l'aide de l'ambiance de perturbations totales à 50 km ² | 31 |
| Figure 23. | Exemple d'utilisation de la restauration de VEP pour augmenter la superficie d'un VEP. | 33 |
| Figure 24. | Exemple d'exercice visant à favoriser la restauration de la connectivité entre les VEP. | 34 |
| Figure 25. | Secteurs prioritaires pour l'établissement potentiel d'aires protégées vouées à la protection du caribou forestier, répertoriés par l'Équipe de rétablissement du caribou forestier (Leblond et coll., 2015)..... | 38 |
| Figure A1.1. | Exemple de l'importance des perturbations anthropiques (chemins et villégiature) à l'échelle d'un COS..... | 58 |
| Figure A1.2. | Secteur d'analyse — Analyse du réseau routier (stratégie de rationalisation du réseau routier). | 59 |
| Figure A1.3. | Exemple d'effets de la stratégie de démantèlement de chemins lors de la planification des interventions. | 60 |
| Figure A1.4. | Exemple de l'évolution du taux de perturbation des scénarios à l'étude pour les unités caribou Pasteur (a), Manouane (b) et Praslin (c)..... | 63 |
| Figure A4.1. | Aires d'application du plan de rétablissement et découpage du territoire en compartiments d'organisation spatiale (COS) en unités territoriales de référence (UTR) et en unités au nord de la limite des forêts sous aménagement. | 73 |
| Figure A4.2. | Taux de perturbation permanente par COS ou UTR. | 74 |
| Figure A4.3. | Taux de perturbation totale par COS ou UTR..... | 75 |
| Figure A4.4. | Taux de perturbation liée aux droits accordés sur le territoire par COS ou UTR. | 76 |
| Figure A4.5. | Taux de perturbation lié à l'usage d'un droit sur le territoire par COS ou UTR. | 77 |
| Figure A4.6. | Ambiance de perturbations permanentes sur une superficie de 5 000 km ² rapportés à l'échelle du COS ou de l'UTR. | 78 |
| Figure A4.7. | Ambiance de perturbations totales sur une superficie de 5 000 km ² rapportés à l'échelle du COS ou de l'UTR. | 79 |
| Figure A4.8. | Évolution du taux de perturbation totale par COS ou UTR selon modèle d'évolution naturelle théorique. | 80 |
| Figure A4.9. | Évolution de l'ambiance de perturbations totales sur 5 000 km ² par COS ou UTR selon modèle d'évolution naturelle théorique. | 81 |
| Figure A4.10. | Nombre d'années requises pour un COS ou une UTR selon le modèle d'évolution naturelle théorique pour atteindre un seuil de perturbation totale sous les 35 % sans restauration active de chemins. | 82 |
| Figure A4.11. | Indice de qualité de l'habitat pour le caribou forestier par COS ou par UTR selon les valeurs moyennes de probabilité d'occurrence relative obtenues à partir des modèles de sélection de l'habitat (Leblond et coll., 2015; Bastille-Rousseau et coll.; 2012) et délimitation des superficies où ces deux modèles ont été utilisés..... | 83 |
| Figure A4.12. | Variation spatiale dans les valeurs associées à l'analyse de la densité de noyaux de ravages de caribous forestiers issus des inventaires aériens, par COS ou UTR et superficies inventoriées de 1999 à 2014 ayant servi à l'analyse de la densité de noyaux..... | 84 |
| Figure A4.13. | Fréquentation effective du caribou forestier d'après les observations et les connaissances pour les territoires les plus au nord et à l'est de l'aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier. | 85 |
| Figure A4.14. | Concentration de peuplements productifs par COS ou UTR selon une analyse de voisinage effectuée sur 500 km ² | 86 |

| | |
|--|----|
| Figure A4.15. Détermination des COS ou des UTR permettant de consolider des aires protégées déjà inscrites au Registre des aires protégées..... | 87 |
| Figure A4.16. Délimitation des grands types de paysage dans l'aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier..... | 88 |
| Figure A4.17. Caractérisation des paysages faiblement perturbés par leurs caractéristiques dominantes. | 89 |
| Figure A4.18. Caractérisation des paysages de perturbations temporaires par leurs caractéristiques dominantes..... | 90 |
| Figure A4.19. Caractérisation des paysages de perturbations permanentes par leurs caractéristiques dominantes..... | 91 |
| Figure A4.20. Localisation des massifs forestiers résiduels dans les paysages de perturbations permanentes et les paysages de perturbations temporaires à l'aide de l'ambiance de perturbations totales à 50 km ² et à 1 000 km ² | 92 |
| Figure A4.21. Taux de perturbation totale par COS/UTR et localisation des massifs forestiers résiduels dans le Plan d'aménagement du caribou de Val-d'Or à l'aide de l'ambiance de perturbation totale à 50 km ² | 93 |
| Figure A4.22. Taux de perturbation totale par COS/UTR et localisation des massifs forestiers résiduels dans le Plan d'aménagement du caribou de Charlevoix à l'aide de l'ambiance de perturbations totales à 50 km ² | 94 |
| Figure A4.23. Exemple d'utilisation de la restauration de VEP pour augmenter la superficie d'un VEP. | 95 |
| Figure A4.24. Exemple d'exercice visant à favoriser la restauration de la connectivité entre les VEP. | 96 |
| Figure A4.25. Secteurs prioritaires pour l'établissement potentiel d'aires protégées vouées à la protection du caribou forestier, répertoriés par l'Équipe de rétablissement du caribou forestier (Leblond et coll., 2015)..... | 97 |

Liste des tableaux

| | | |
|---------------|---|----|
| Tableau 1. | Probabilité d'autosuffisance des populations de caribous forestiers en fonction de différents taux de perturbation de l'habitat..... | 2 |
| Tableau 2. | Regroupements utilisés pour le calcul du taux de perturbation..... | 5 |
| Tableau 3. | Regroupements utilisés pour le calcul du taux de perturbation..... | 19 |
| Tableau 4. | Établissement des catégories de paysages en fonction du potentiel de portée des solutions et de leur état actuel (les couleurs des catégories sont les mêmes que dans les figures 17, 18 et 19)..... | 25 |
| Tableau 5. | Résumé de l'application des solutions dans l'aménagement de l'habitat du caribou selon les objectifs poursuivis..... | 47 |
| Tableau A1.1. | Contribution relative des différents groupes de perturbations pour chacune des zones du plan et des régions administratives..... | 55 |
| Tableau A1.2. | Évaluation sommaire des coûts pour le démantèlement de chemins selon les différentes étapes..... | 57 |
| Tableau A1.3. | Résumé des analyses de sensibilité menées sur l'effet du démantèlement des chemins. Les résultats montrent que l'effet de cette solution varie fortement en fonction du contexte de chaque unité d'aménagement..... | 64 |
| Tableau A2.1. | Estimation des coûts directs (\$/m ³) des chantiers traditionnels et optimisés..... | 68 |

Liste des annexes

| | |
|--|----|
| Annexe 1 – Stratégie de gestion des voies d'accès | 55 |
| Annexe 2 – Résumé des frais d'exploitation de la nouvelle approche opérationnelle d'agglomération de coupes proposée afin de réduire les perturbations permanentes..... | 67 |
| Annexe 3 – État de la situation de la gestion des prédateurs | 70 |
| Annexe 4 – Figures 1 à 25 détaillées | 73 |

1. Introduction

En juillet 2013, le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) rendait publiques les *Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier* (*Rangifer tarandus caribou*) produites par l'Équipe de rétablissement du caribou forestier (2013a). La publication de ce document a soulevé des préoccupations quant aux impacts économiques que pourrait engendrer l'application de ces lignes directrices, et ce, particulièrement à l'égard des possibilités forestières. Un groupe de travail interministériel a ainsi été mandaté pour explorer comment les lignes directrices pourraient être intégrées ou adaptées, en tout ou en partie, aux planifications forestières et territoriales. Ce groupe de travail était composé de représentants du MDDEFP, du Bureau du forestier en chef (BFEC) et des secteurs Mines, Forêts, Énergie et Opérations régionales du ministère des Ressources naturelles de l'époque.

Les mandats propres au groupe de travail consistaient à préciser l'état actuel de l'habitat (taux de perturbation, nature des perturbations, aires protégées, massifs résiduels, etc.), à définir les éléments de planification territoriale pouvant avoir des effets sur l'habitat du caribou (perturbations, aires protégées, etc.) et à simuler l'évolution temporelle des taux de perturbation selon différents scénarios d'application des lignes directrices. Ce groupe de travail a également amorcé une réflexion sur les principales mesures qui permettraient de réduire les taux de perturbation en vue d'assurer l'autosuffisance des populations de caribous ainsi que sur les synergies possibles entre les orientations gouvernementales en matière de protection et d'aménagement du territoire (aires protégées, aménagement écosystémique des forêts) et les lignes directrices. Finalement, ce groupe de travail a examiné différents scénarios (stratégie actuelle, mise en œuvre intégrale des nouvelles lignes directrices, etc.) en tenant compte des probabilités de persistance des populations de caribous et de l'influence de ces scénarios sur l'activité socioéconomique.

Selon les analyses réalisées par ce groupe de travail, si les stratégies d'aménagement demeurent inchangées, les taux de perturbation projetés risquent de compromettre le maintien et le rétablissement des populations de caribous dans les forêts aménagées de l'aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier (MFFP, 2015). Bien que les forêts aménagées couvrent seulement le quart de l'aire d'application du plan de rétablissement, elles abritent près de la moitié de la population estimée de caribous forestiers (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013b). Les simulations du groupe de travail ont également révélé que l'application des lignes directrices permettrait une amélioration de la situation de l'habitat du caribou en faisant passer la superficie d'habitat qui offre des probabilités acceptables de persistance du caribou de 30 à 60 % dans un horizon de 100 ans. Toutefois, l'application intégrale de ces lignes directrices engendrerait des répercussions sur les possibilités forestières de 15 % à l'échelle des trois régions administratives concernées de l'aire d'application continue du caribou (6 % pour le Nord-du-Québec, 18 % pour le Saguenay–Lac-Saint-Jean et 19 % pour la Côte-Nord; MFFP, 2015). Ces répercussions sur les possibilités forestières pourraient s'avérer socialement et économiquement difficiles à accepter. D'autres conséquences relatives aux activités de mise en valeur du territoire (accès aux ressources, villégiature, etc.) sont appréhendées. En ce qui concerne les populations isolées de Val-d'Or et de Charlevoix, les perturbations permanentes de l'habitat sont très importantes et font que les lignes directrices ont très peu d'effets sur les taux de perturbation et les possibilités forestières.

C'est dans ce contexte qu'un second groupe de travail intersectoriel du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs a été créé en 2014 afin de présenter aux autorités gouvernementales les outils pour bien viser et établir un équilibre entre les efforts économiques à consentir et les précautions à prendre en vue de la conservation du caribou forestier. Les moyens qui seront éventuellement retenus devront favoriser l'établissement d'objectifs

précis à atteindre et facilement intégrables dans les plans d'aménagement forestier intégré (PAFI). Ils devront viser à maximiser la synergie entre les efforts consacrés aux aires protégées et à prioriser ceux relatifs aux caractéristiques des territoires aménagés. La mise en œuvre de certaines autres pistes de solutions complémentaires, notamment en regard du développement de la villégiature privée, par exemple, nécessitera l'implication et la collaboration d'autres ministères et intervenants.

Le présent rapport fait état des principales pistes de solution pouvant être appliquées aux différents paysages de l'aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier. Ces pistes de solutions représentent les grandes orientations envisageables permettant de proposer des moyens d'action efficaces pour maintenir un paysage fonctionnel tout en protégeant les habitats névralgiques du caribou forestier, sans compromettre la vitalité de l'industrie forestière québécoise ni l'accès aux marchés internationaux. Finalement, ce rapport ainsi que l'évaluation des possibilités retenues par les autorités permettront d'alimenter une position gouvernementale sur la gestion de l'habitat qui s'inscrira dans un plan d'action global de rétablissement du caribou forestier, en s'assurant de minimiser les impacts économiques.

2. Diagnostic

Afin de déterminer les solutions à appliquer selon le contexte de chacun des secteurs, il a été nécessaire, dans un premier temps, de décrire l'état de l'habitat selon différents critères. Les étapes ayant mené à ce diagnostic sont présentées ci-dessous. Les classes de perturbations présentées pour chacune des figures (sauf exception) font référence aux classes liées à l'autosuffisance des populations de caribous (tableau 1).

Tableau 1. Probabilité d'autosuffisance des populations de caribous forestiers en fonction de différents taux de perturbation de l'habitat.

| Taux de perturbation (%) | Catégorie de perturbation | Probabilité d'autosuffisance (%) | Certitude quant au maintien de la population |
|--------------------------|---------------------------|----------------------------------|--|
| ≤ 10 | Très faible | > 90 | Très probable |
| 11 à 35 | Faible | 60 à 90 | Probable |
| 36 à 45 | Modérée | 40 à 60 | Aussi probable qu'improbable |
| 46 à 75 | Élevée | 10 à 40 | Improbable |
| ≥ 76 | Très élevée | < 10 | Très improbable |

Selon Environnement Canada (2011).

2.1 Effectuer un découpage du territoire pour en établir le profil

L'aire d'application du plan de rétablissement est divisée en cinq grandes zones selon la présence du caribou migrateur, les activités anthropiques et l'isolement de certaines populations : le secteur nord, le secteur centre, le secteur est, le secteur sud (figure 1) et les populations isolées. Le secteur sud correspond à la portion de l'aire d'application du plan de rétablissement qui fait l'objet d'un aménagement forestier et qui se trouve au sud de la limite nordique des forêts attribuables.

Afin de traiter les données sur l'aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier, nous avons choisi de subdiviser le territoire en plus petites entités (figure 1). Ainsi, le territoire qui se trouve sous aménagement forestier a été subdivisé sur la base du compartiment d'organisation spatiale (COS), lorsque disponible. Ces compartiments sont l'unité de base permettant de planifier le déploiement des agglomérations

de coupes ainsi que le maintien de massifs forestiers tout au long de l'exercice de planification sur la majorité du territoire couvert par le domaine bioclimatique de la pessière noire à mousses dans le cadre des PAFI. Il s'agit d'une subdivision de l'unité d'aménagement (UA). La taille d'un COS peut varier de 30 à 150 km² et peut atteindre jusqu'à 250 km² dans les plans d'aménagement de l'habitat du caribou forestier. Le COS, lorsqu'il existe, constitue la plus petite entité de suivi et de contrainte disponible pour l'exercice de modélisation des calculs des possibilités forestières.

Lorsqu'il n'y a pas de délimitation de COS, comme c'est le cas dans la sapinière à bouleau blanc et sur le territoire d'application du chapitre 3 de la Paix des Braves, ce sont les unités territoriales de référence (UTR) qui sont utilisées. Elles sont généralement inférieures à 300 km² dans la sapinière à bouleau blanc et à 500 km² dans la pessière noire à mousses. Ainsi, il est possible à cette échelle de suivre dans le temps, selon divers scénarios, l'évolution de différentes variables et même de restreindre le calcul à certaines cibles.

Finalement, pour la portion de l'aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier qui se trouve au nord de la limite nordique, le territoire a été découpé en parcelles de 10 km sur 10 km (100 km²).

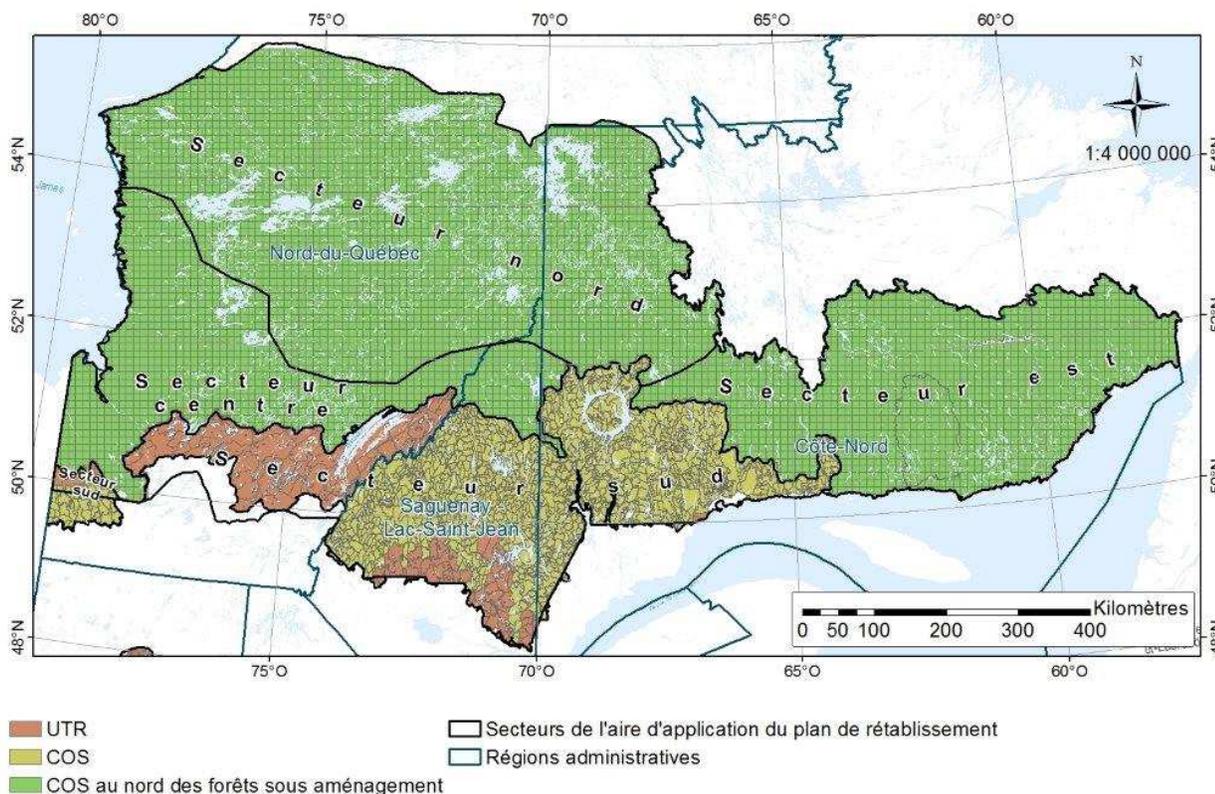


Figure 1. Aires d'application du plan de rétablissement et découpage du territoire en compartiments d'organisation spatiale, en unités territoriales de référence et en unités au nord de la limite des forêts sous aménagement.

2.2 Dresser les profils à partir des variables pertinentes

Plusieurs variables ont été utilisées pour dresser les profils de l'aire d'application du plan de rétablissement :

- Profil actuel des perturbations :

- taux de perturbation permanente;
- taux de perturbation totale;
- taux de perturbation liée aux droits accordés sur le territoire;
- taux de perturbation provenant des chemins à maintenir pour assurer l'usage des droits accordés sur le territoire;
- ambiance de perturbations permanentes sur un voisinage de 5 000 km²;
- ambiance de perturbations totales sur un voisinage de 5 000 km².
- Profil des perturbations selon le modèle d'évolution naturelle théorique :
 - taux de perturbation;
 - ambiance de perturbations sur un voisinage de 5 000 km²;
 - période de retour à de faibles taux de perturbation.
- Indice de qualité de l'habitat pour le caribou forestier :
 - probabilité d'occurrence relative du caribou forestier;
 - utilisation hivernale par le caribou forestier;
 - gradation de l'indice de qualité de l'habitat pour le caribou forestier.
- Valeur forestière;
- Registre des aires protégées;
- Fréquentation documentée du caribou forestier.

Les valeurs pour chacune des variables utilisées pour les traitements cartographiques ont été calculées pour chacun des COS ou des UTR à l'aide de l'outil Statistiques zonales (table) de Spatial Analyst pour ArcMap 10.1. Les valeurs rapportées à l'échelle du COS/UTR servent ensuite à dresser le profil de chacune des variables.

2.2.1 Profil actuel des perturbations par COS/UTR

Le profil des perturbations pour l'ensemble de l'aire d'application du plan de rétablissement présente l'ensemble des types de perturbations anthropiques et naturelles, permanentes et temporaires, quant à la probabilité de persistance du caribou forestier (tableau 2; MFFP, 2015). Ce profil a permis de cartographier les perturbations selon deux types de données : le taux de perturbation par COS/UTR et l'ambiance de perturbations (rapportée à l'échelle du COS/UTR).

Le taux de perturbation représente la proportion de la superficie caractérisée par une perturbation au sein du COS/UTR. L'analyse du profil des perturbations a permis de faire ressortir quatre variables : le taux de perturbation permanente, le taux de perturbation totale, le taux de perturbation liée aux droits accordés sur le territoire et le taux de perturbation découlant des chemins à maintenir pour assurer l'usage des droits accordés sur le territoire.

Tableau 2. Regroupements utilisés pour le calcul du taux de perturbation.

| Groupe | Type de perturbation |
|----------------------------------|--|
| Perturbations permanentes | |
| A | Chemins de classes hors norme, 1 et 2 |
| | Infrastructures de transport |
| | Sites ou équipements à des fins d'utilité publique |
| | Sites ou équipements à des fins commerciales ou industrielles |
| B | Sites ou équipements à des fins personnelles (autres équipements) |
| | Sites ou équipements à des fins récréatives, éducatives, culturelles |
| | Sites ou équipements de transport ou de production d'énergie |
| C | Baux de villégiature |
| D | Baux d'abris sommaires |
| E | Chemins de classes 3, 4, non classés et inconnus |
| Perturbations temporaires | |
| F | Incendies |
| G | Coupes forestières et chemins d'hiver |

D'autre part, les profils des perturbations ont été utilisés pour évaluer l'ambiance de perturbations pour l'ensemble de l'aire d'application du plan de rétablissement (MFFP, 2015). L'analyse d'ambiance a été réalisée à l'aide de l'outil Statistiques focales de Spatial Analyst pour ArcMap 10.1. Elle vise à évaluer la qualité de l'habitat sur le pourtour de chaque unité de territoire. On attribue à chaque pixel de 1 ha la moyenne des valeurs des pixels de son voisinage selon une distance et une forme prédéfinies (un cercle de 5 000 km² dans le présent exercice). L'ambiance de perturbations permet de définir de plus grandes entités qui serviront de base à la détermination de grands paysages homogènes selon le taux et le type de perturbation. En effet, c'est sur des entités d'au moins 5 000 km² que l'on peut estimer la probabilité de persistance du caribou forestier. Ainsi, l'analyse d'ambiance permet de mesurer cette probabilité de persistance sans égard de limites territoriales strictes. Il sera donc possible de proposer de nouvelles délimitations plus optimales quant à la persistance du caribou forestier, et ce, de façon à mieux rationaliser les efforts.

a. Taux de perturbation permanente

Le taux de perturbation permanente est calculé à partir de la proportion de la superficie représentant une perturbation permanente au sein du COS/UTR (figure 2). Ainsi, le résultat est le taux de perturbation au sein du COS/UTR engendré par les chemins de classes hors norme, 1 et 2, les infrastructures de transport, les différents sites et équipements, les baux de villégiature et les chemins de classes 3, 4, non classés et inconnus (tableau 2). Ce taux de perturbation représente le taux le plus bas atteignable dans un COS/UTR, à moins d'entreprendre des actions de restauration telles que la remise en production des superficies forestières. Le taux de perturbation permanente par COS/UTR permet de déterminer ceux qui contribuent de façon permanente à maintenir les taux de perturbation au sein de plus grands paysages.

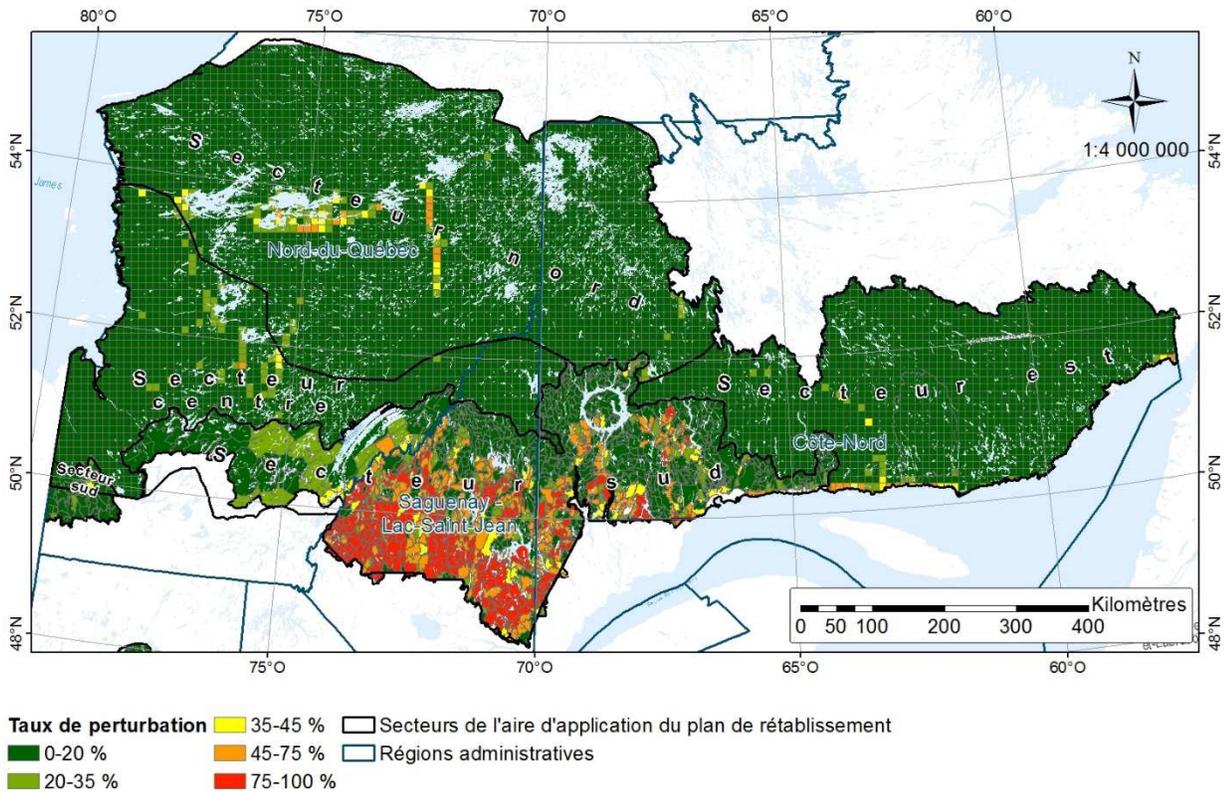


Figure 2. Taux de perturbation permanente par COS ou UTR.

Le taux de perturbation permanente au-delà de 45 % est principalement enregistré dans la partie centre de l'aire d'application du plan de rétablissement (Saguenay–Lac-Saint-Jean) et au sud du 50° 30' N (figure 2). Les perturbations sont particulièrement élevées (plus de 75 %) au sud du 50° parallèle. Les autres principales concentrations de perturbations sont enregistrées au sud et à l'est du réservoir Manicouagan. Ailleurs, dans l'aire d'application du plan de rétablissement, les perturbations permanentes sont inférieures à 35 %.

b. Taux de perturbation totale

Le taux de perturbation totale est calculé de la même façon que le taux de perturbation permanente (figure 3), à la différence qu'il intègre également les perturbations engendrées par les incendies, les coupes forestières et les chemins d'hiver. Ces dernières perturbations se résorbent avec le temps jusqu'à ne plus représenter une perturbation après 50 ans. Le taux de perturbation totale par COS/UTR permet de déterminer celles qui contribuent à maintenir des taux élevés au sein de plus grands paysages.

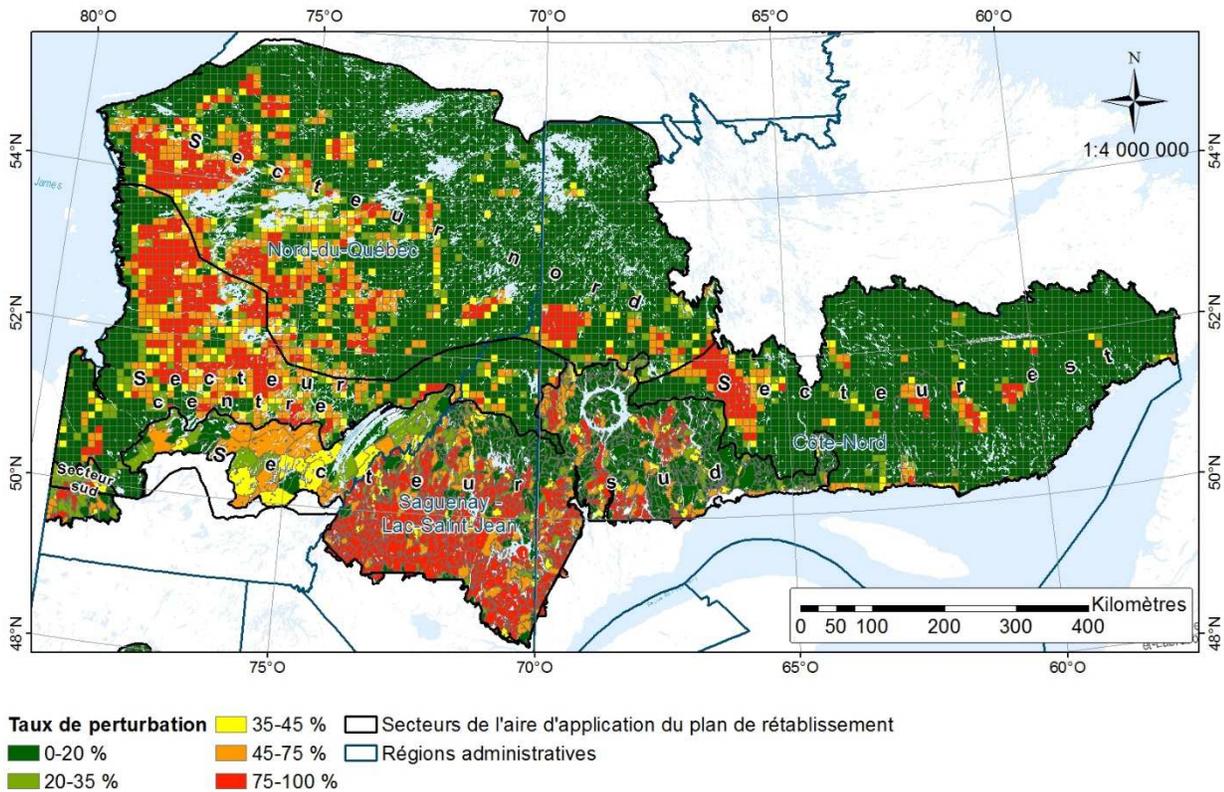


Figure 3. Taux de perturbation totale par COS ou UTR.

À l’instar de la représentation des perturbations permanentes (figure 2), les perturbations totales sont très importantes au Saguenay–Lac-Saint-Jean au sud du 50° 30' N (figure 3). Dans cette partie du territoire, les perturbations qui se sont ajoutées aux perturbations permanentes sont principalement liées aux coupes forestières.

Dans la région du Nord-du-Québec, on note que les perturbations qui surviennent au sud du lac Mistassini se rapprochent de la zone d’incertitude quant à l’autosuffisance des populations de caribous, soit des taux de perturbation de 35 à 45 %. Elles sont principalement liées à la fois aux coupes et aux chemins forestiers. Dans le nord-ouest du Québec, on note une forte concentration de plusieurs milliers de kilomètres carrés de perturbations au-delà du seuil de 45 %. Dans cette portion du territoire, ces perturbations sont principalement liées aux incendies de forêt. Bien que ce type de perturbation soit de nature temporaire, cela ne signifie pas nécessairement qu’après une période de 50 ans les conditions seront propices au caribou. En effet, les courts cycles de feu peuvent occasionner une ouverture de territoire qui, en matière d’abri, peut s’avérer défavorable au caribou.

Sur la Côte-Nord, les perturbations qui se sont ajoutées aux perturbations permanentes sont liées aux coupes forestières qui se font au sud du réservoir Manicouagan et aux incendies qui éclatent à l’ouest, au nord et à l’est de ce même réservoir.

a. Taux de perturbation liée aux droits accordés sur le territoire

Le taux de perturbation relatif aux droits accordés sur le territoire reprend les différents groupes de perturbations permanentes (A, B, C et D; tableau 1), mais en exclut les perturbations liées aux chemins de classes 3, 4, non

classés et inconnus. Cette variable permet de déterminer les COS/UTR où un accès doit être maintenu pour ne pas nuire aux usages autorisés sur le territoire (figure 4). Afin de mieux discerner les perturbations liées aux droits accordés, les intervalles de classes de perturbation de la figure ont été réduits comparativement aux classes liées à l'autosuffisance des populations. Cette variable permet de déterminer les COS/UTR où un accès doit être maintenu pour ne pas nuire aux usages et aux différents droits accordés sur le territoire.

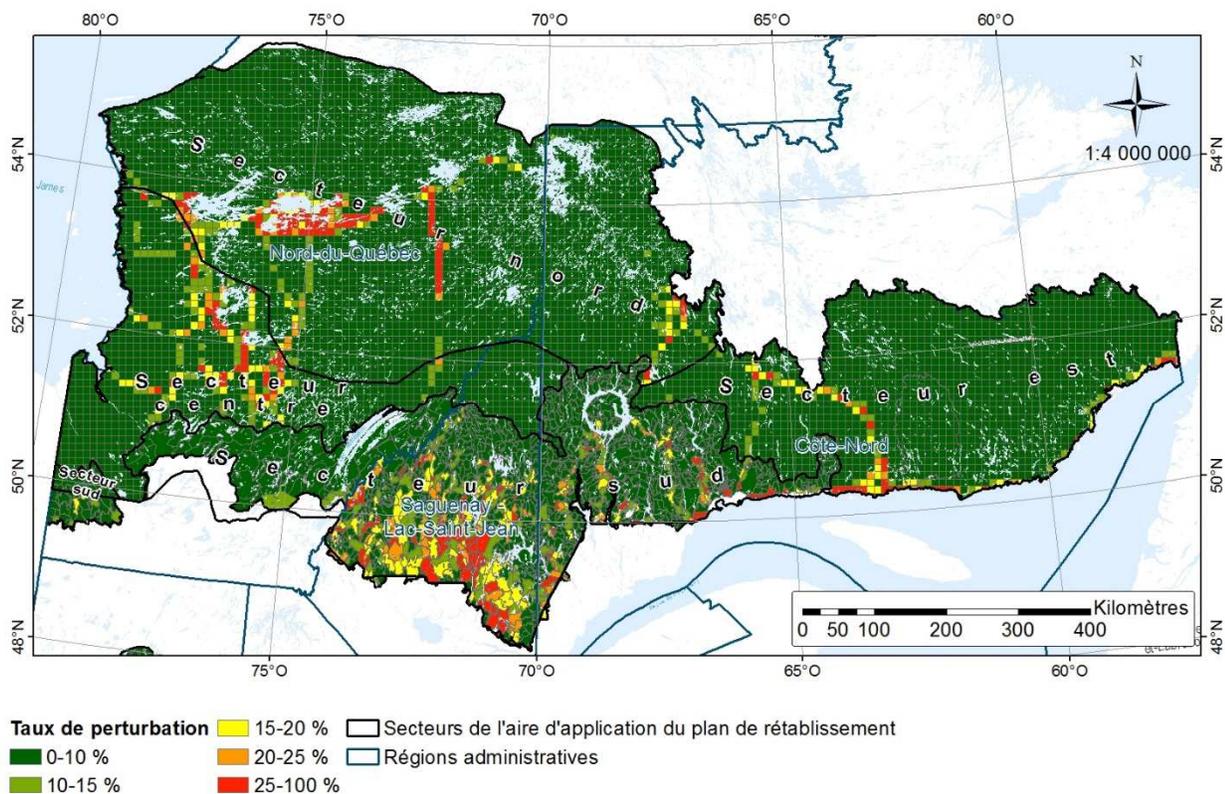


Figure 4. Taux de perturbation liée aux droits accordés sur le territoire par COS ou UTR.

Dans la région du Nord-du-Québec, les principales perturbations sont liées aux infrastructures énergétiques comme les lignes de transport (figure 4). Dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean, ces perturbations sont notamment liées à la villégiature, alors que, sur la Côte-Nord, il s’agit principalement d’infrastructures soutenant l’activité industrielle comme des chemins de fer, des routes ou des lignes de transport d’électricité.

b. Taux de perturbation causée par des chemins à maintenir pour assurer l’usage des droits accordés sur le territoire

Le taux de perturbation causé par des chemins à maintenir pour assurer l’usage des droits accordés sur le territoire a été estimé à l’aide d’un exercice de désignation des chemins relatifs à un droit sur le territoire. Il s’agit des chemins menant à des infrastructures de transport, à différents endroits, à des équipements et à des sites de villégiature (baux; tableau 2). Cette analyse a été effectuée dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean. Les valeurs estimées lors de cet exercice ont été retenues pour les COS/UTR de cette région. Pour les COS/UTR des régions de la Côte-Nord et du Nord-du-Québec, nous avons calculé une relation permettant d’estimer le taux de perturbation causée par les chemins à maintenir pour assurer l’usage des droits accordés sur le

territoire (Tpa) en fonction du taux de perturbation liée aux droits accordés sur le territoire (Tpd) (figure 5). La relation estimée à partir des valeurs des COS/UTR du Saguenay–Lac-Saint-Jean est :

$$Tpa = 108,54 (Tpd) + 5,98 (R^2 = 0,7).$$

Finalement, cette donnée permet d'estimer, pour chacun des COS/UTR et dans un scénario sans perturbations additionnelles, le taux de perturbation qui résulterait à long terme si l'on procédait à une végétalisation de tous les chemins qui ne servent pas à un usage. Par extension, cette donnée permet de mesurer l'effort ainsi que la portée d'une éventuelle restauration active du territoire dans le but de réduire le taux de perturbation.

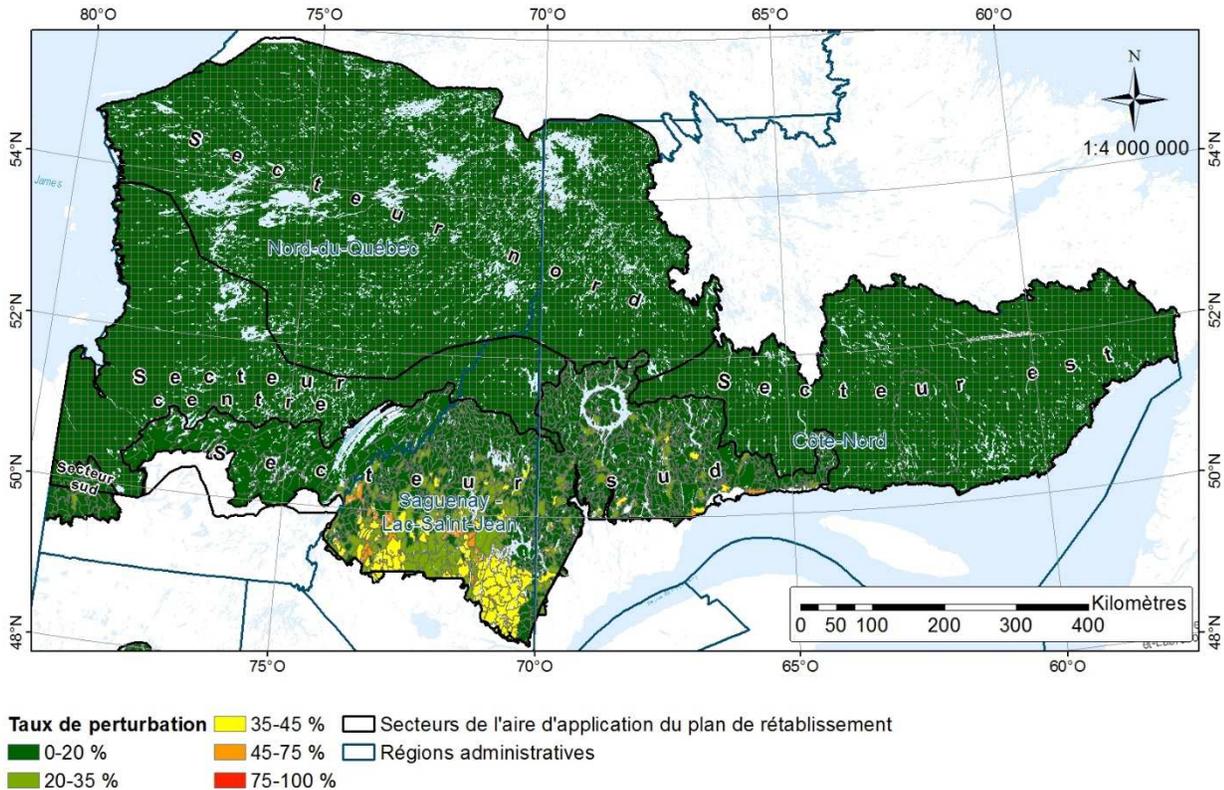


Figure 5. Taux de perturbation liée à l'usage d'un droit sur le territoire par COS ou UTR.

Ainsi, nous pouvons déterminer les portions de territoire où l'option de restauration et de végétalisation des chemins n'est pas réalisable. À l'extérieur de ces portions de territoire, la végétalisation pourrait théoriquement permettre de ramener les taux de perturbation sous les 35 % en l'absence de nouvelles perturbations.

Si l'on fermait tous les chemins ne servant pas à un usage, les milieux les plus perturbés se concentreraient principalement dans la partie méridionale du Saguenay–Lac-Saint-Jean où les taux de perturbation se situeraient dans la zone d'incertitude de l'autosuffisance des populations de caribou, soit des taux de perturbation de 35 à 45 %.

a. *Ambiance de perturbations permanentes sur un voisinage de 5 000 km²*

L'analyse de voisinage a été réalisée à partir du profil des perturbations permanentes (tableau 1 et figure 2) et s'est effectuée dans un rayon de 40 km, soit le rayon approximatif d'un cercle de 5 000 km². La valeur moyenne a ensuite été rapportée à l'échelle du COS/UTR (figure 6). Cette information permet de cibler les grands

paysages de perturbations permanentes qui peuvent poser problème quant à la probabilité de persistance du caribou forestier sans une restauration active.

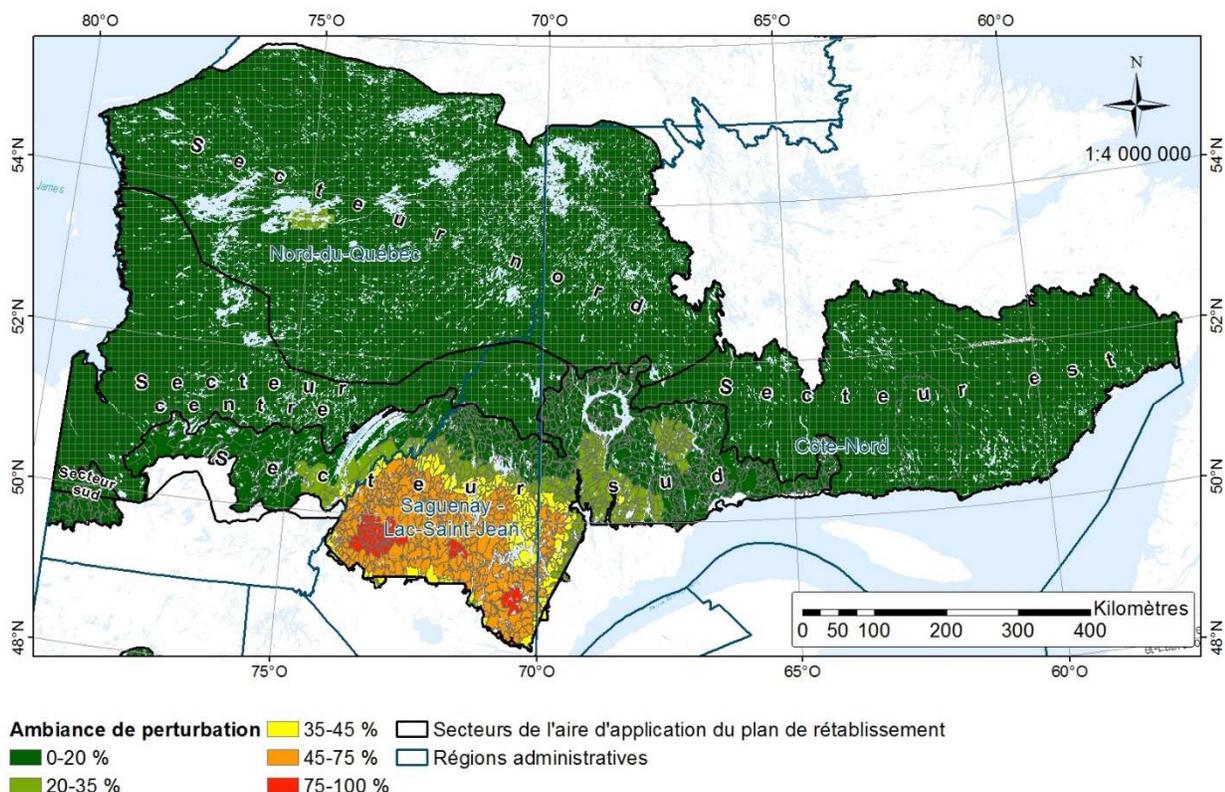


Figure 6. Ambiance de perturbations permanentes sur 5 000 km² rapportés à l'échelle du COS ou de l'UTR.

Cette analyse permet de conclure que c'est au Saguenay–Lac-Saint-Jean que les paysages sont les plus perturbés de façon permanente (figure 6). Dans ces territoires, l'ambiance de perturbations permanentes pourrait rendre difficile la possibilité de rétablir des paysages permettant d'assurer l'autosuffisance du caribou. La zone d'ambiance propice au caribou se situe en marge du 50° 30' N., à la hauteur du réservoir Manouane et du lac Mistassini dans la région du Nord-du-Québec. Ce profil est le reflet de la situation présentée dans la figure 2.

b. Ambiance de perturbations totales dans un voisinage de 5 000 km²

L'analyse de voisinage a été faite à partir de l'ensemble des groupes de perturbations (permanentes et temporaires; tableau 2 et figure 3) et a aussi été effectuée dans un rayon d'analyse de 40 km (figure 7). À partir de cette information, il est possible de déterminer les grands paysages fortement et faiblement perturbés. La combinaison de cette information avec l'ambiance de perturbations permanentes (figure 6) permet de cibler des paysages à dominance de perturbations temporaires où il est possible de rétablir le taux de perturbation dans le temps sans poser d'actions directes.

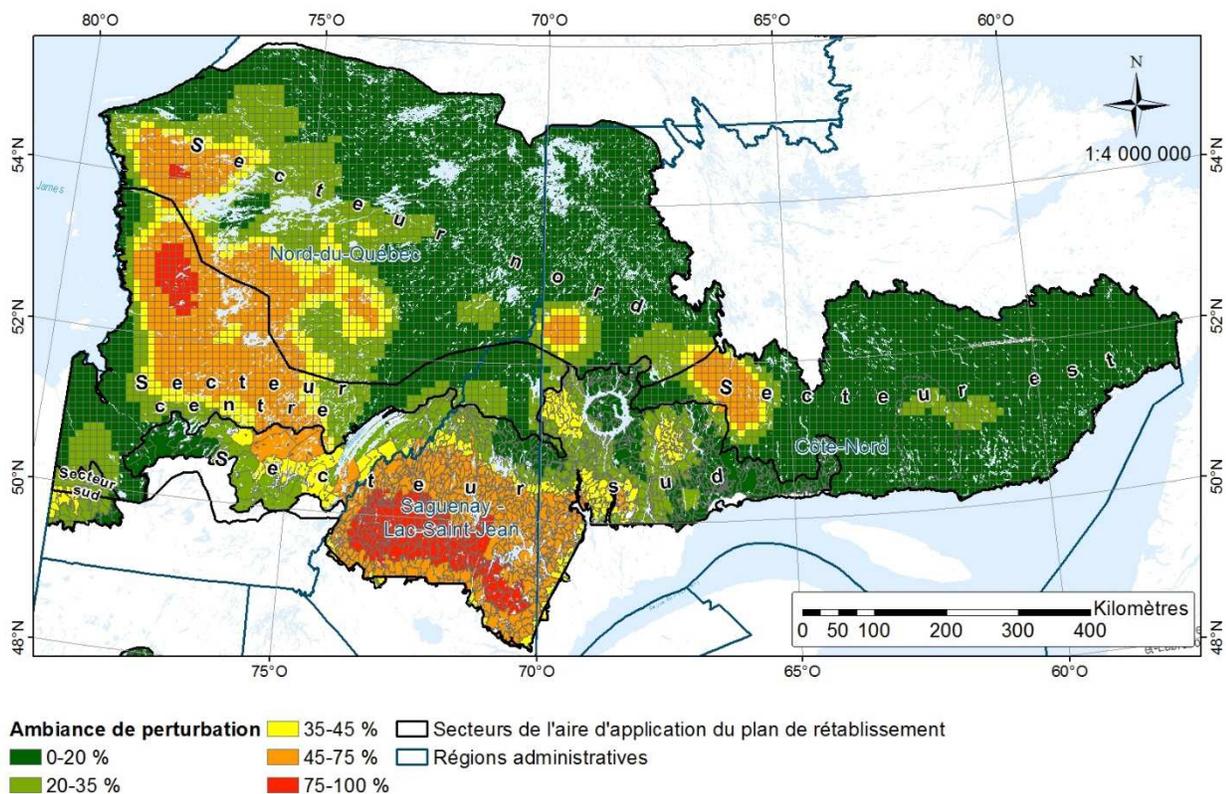


Figure 7. Ambiance de perturbations totales sur 5 000 km² rapportés à l'échelle du COS ou de l'UTR.

En comparant les figures 6 et 7, les perturbations qui se sont ajoutées sont principalement liées aux perturbations temporaires comme les incendies. C'est notamment le cas dans les régions du Nord-du-Québec et de la Côte-Nord, alors que ce sont principalement les coupes et les chemins qui y sont associés qui contribuent à l'augmentation des perturbations totales au Saguenay–Lac-Saint-Jean, tout comme au sud du réservoir Manicouagan sur la Côte-Nord. Ces perturbations pourraient se résorber dans le temps, à l'exception des chemins, mais, tel que nous l'avons mentionné précédemment, la forte récurrence des incendies dans le Nord-du-Québec ne signifie pas un retour d'habitat favorable au caribou.

2.2.2 Profil des perturbations par COS/UTR selon le modèle d'évolution naturelle théorique¹

Afin de tester des scénarios d'application des lignes directrices, le Groupe de travail sur l'intégration des lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier a dressé des profils évolutifs (MFFP, 2015). Ces profils évolutifs ont permis de suivre différentes variables, dont le taux de perturbation totale sur 100 ans. En projetant cette évolution, il est possible de définir les options de restauration. L'un des modèles utilisés est le scénario d'évolution naturelle théorique, lequel permet de dresser le profil évolutif de l'habitat du caribou sans récolte et sans perturbations naturelles. Ce dernier permet d'évaluer le potentiel de restauration de l'habitat sans intervention active. Ainsi, le taux minimal de perturbation est atteint dans 50 ans ou moins, selon l'âge actuel des perturbations temporaires. Le taux est qualifié de théorique, car il repose sur l'hypothèse qu'en plus de ne pas y avoir de récolte aucun incendie n'aura lieu à l'avenir. La récurrence des incendies est prise en compte lors de la caractérisation des paysages (section 2.3).

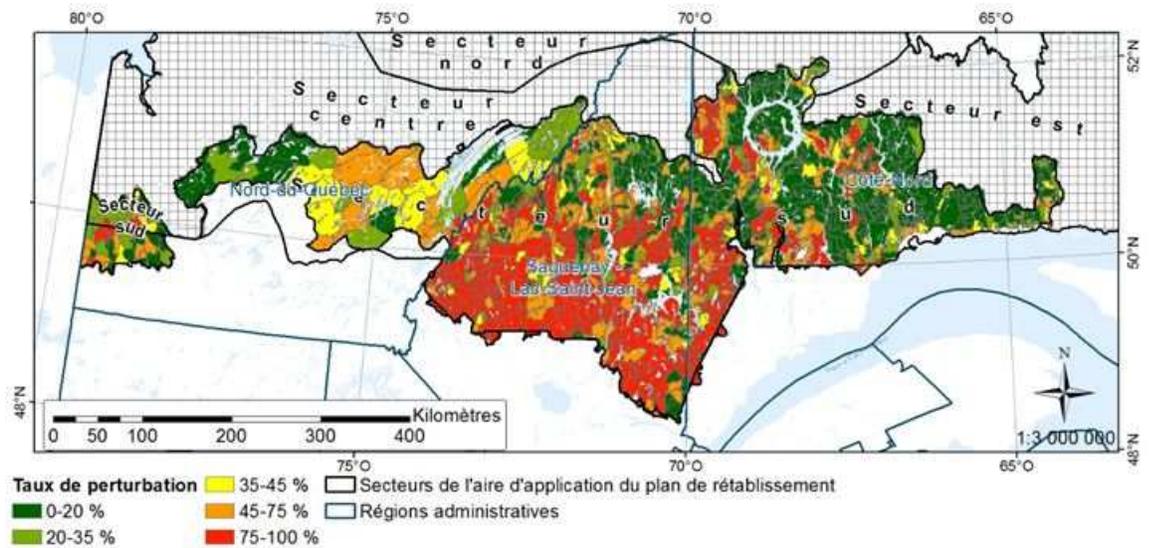
¹ Les modèles d'évolution du BFEC suivent les indicateurs pendant cinq ans. Par exemple, les résultats d'un indicateur à la période 3 représentent l'état de cet indicateur après 15 années d'évolution.

a. Taux de perturbation

Les résultats du modèle d'évolution naturelle théorique permettent de suivre le taux de perturbation dans le temps à différentes échelles. La plus petite échelle de suivi du modèle est le COS/UTR. Les résultats ainsi obtenus ont été associés à la couverture des COS/UTR pour obtenir le taux de perturbation de chacun d'eux à différents moments.

Le résultat pour le taux actuel est le résultat obtenu à l'aide du modèle au moment présent. Il s'agit d'une mise à jour des données de 2008 par une simulation de coupes forestières jusqu'en 2013. C'est à partir de 2013 que le modèle devient une évolution naturelle théorique (figure 8a). Ensuite, le profil théorique des COS/UTR selon une évolution naturelle des peuplements après 50 ans a été dressé (figure 8b). Le taux de perturbation à 50 ans correspond au minimum atteignable pour le COS/UTR et, par conséquent, le taux de perturbation permanente du COS/UTR.

a) Taux de perturbation actuel



b) Taux de perturbation après 50 années

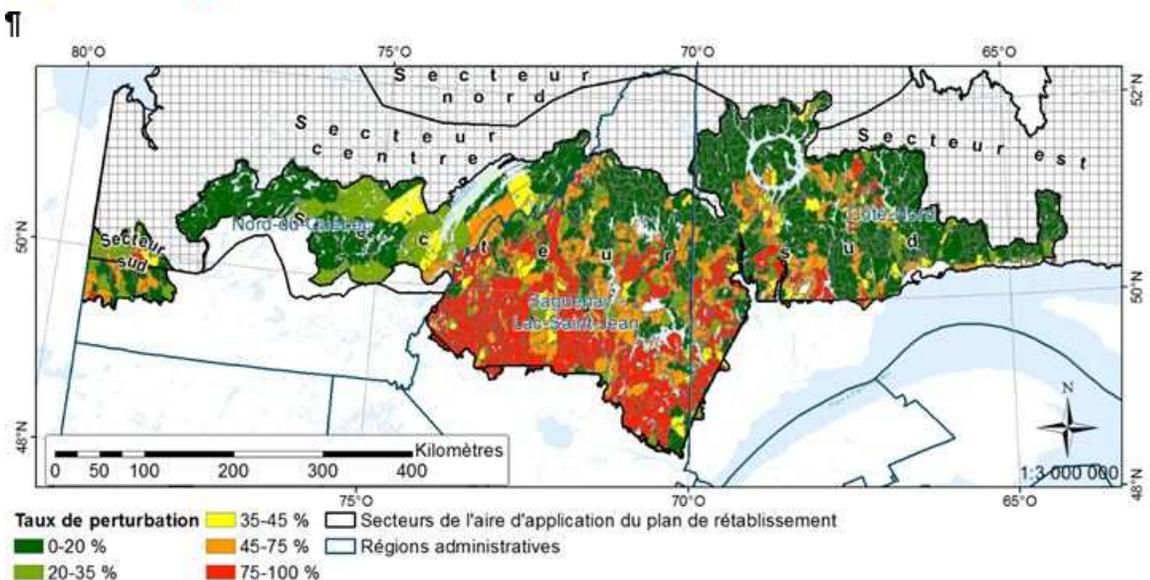


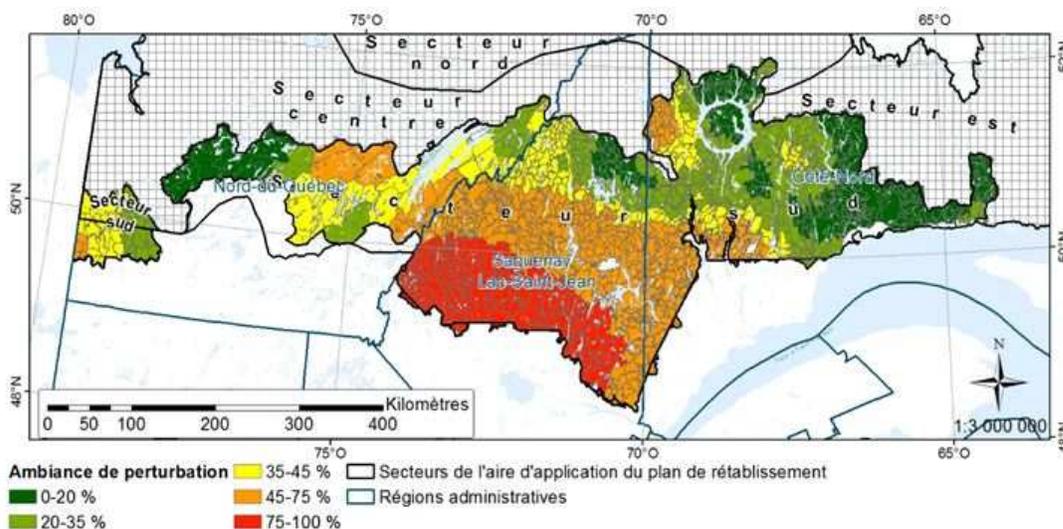
Figure 8. Évolution du taux de perturbation totale par COS ou UTR selon le modèle d'évolution naturelle théorique.

Les résultats de cette analyse suggèrent que le taux de perturbation après 50 ans s'améliore particulièrement à l'ouest du lac Mistassini. La situation passe alors d'un taux de perturbation de 35 à 75 % à moins de 35 % pour la plus grande partie du territoire. C'est également le cas pour le secteur situé à l'ouest du réservoir Manicouagan. Ailleurs sur le territoire, on note quelques améliorations, mais de façon ténue.

b. Ambiance de perturbations dans un voisinage de 5 000 km²

Tout comme pour le profil actuel des perturbations, une analyse d'ambiance a été menée à partir des résultats du modèle d'évolution naturelle. À cette fin, la couverture des résultats des taux de perturbation par COS/UTR a été transformée en raster. Chaque pixel d'un COS/UTR s'est vu attribuer la valeur moyenne du COS/UTR. Ensuite, l'ambiance a été calculée dans un rayon de 40 km en utilisant les valeurs moyennes de chacun des pixels. L'analyse de voisinage a été calculée pour le moment présent (figure 9a) et après 50 années d'évolution naturelle (figure 9b). L'analyse d'ambiance permet d'évaluer le meilleur potentiel d'ambiance de perturbations, sans nouvelle perturbation anthropique et naturelle et, par conséquent, de projeter la probabilité d'autosuffisance des populations de caribous atteignable sans restauration.

a) Ambiance de perturbation actuelle



b) Ambiance de perturbation après 50 années

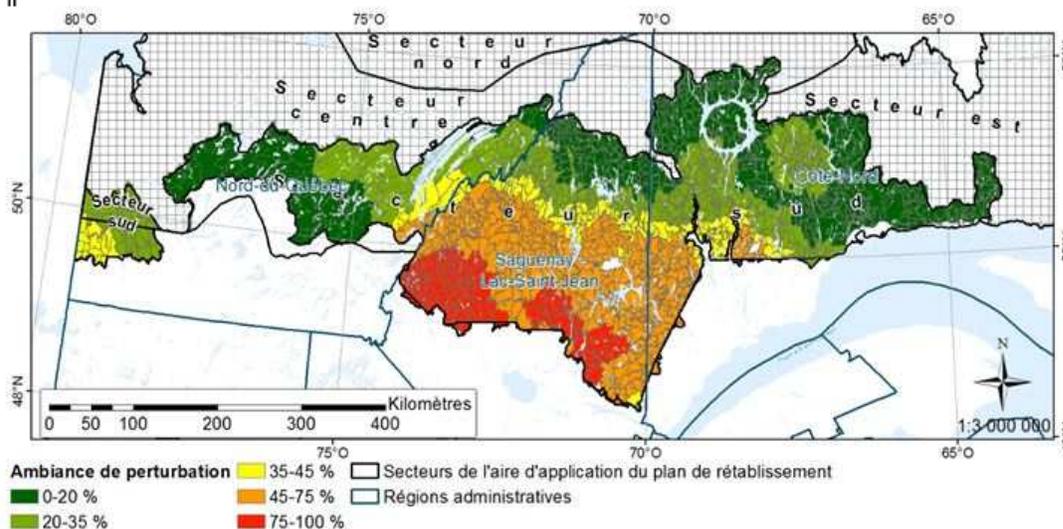


Figure 9. Évolution de l'ambiance de perturbations totales sur 5 000 km² par COS ou UTR selon le modèle d'évolution naturelle théorique.

À l'ouest du lac Mistassini, l'analyse suggère qu'il est possible de créer une ambiance de perturbation favorable à l'autosuffisance du caribou. Dans la portion sud du lac Saint-Jean, on peut améliorer l'ambiance de perturbation, mais celle-ci demeure tout de même de 45 à 75 %. Par contre, à l'est du lac Mistassini, on pourrait recouvrer une ambiance de perturbations inférieure à 35 %. Enfin, sur la Côte-Nord, on pourrait également recouvrer des ambiances de perturbations plus favorables dans certains secteurs. Bref, sans envisager le démantèlement des chemins, les options de restauration sont rares. Comme les incendies sont récurrents, la seule option de restauration passive semble être le recours à des chemins d'hiver.

c. Période de retour à de faibles taux de perturbation

À partir des résultats des taux de perturbation par période selon le modèle d'évolution naturelle théorique, il est possible d'évaluer à quelle période chacun des COS/UTR atteint un taux de perturbation inférieur à 35 %, soit le taux associé à une probabilité de persistance du caribou forestier de 60 %. Ainsi, chaque COS/UTR s'est vu attribuer une valeur de 5 à 50 ans, selon le temps nécessaire pour atteindre théoriquement une valeur égale ou inférieure à 35 % (figure 10). Pour les COS/UTR dont le taux de perturbation permanente est supérieur à 35 %, cette valeur n'est pas atteignable sans effort de restauration active.

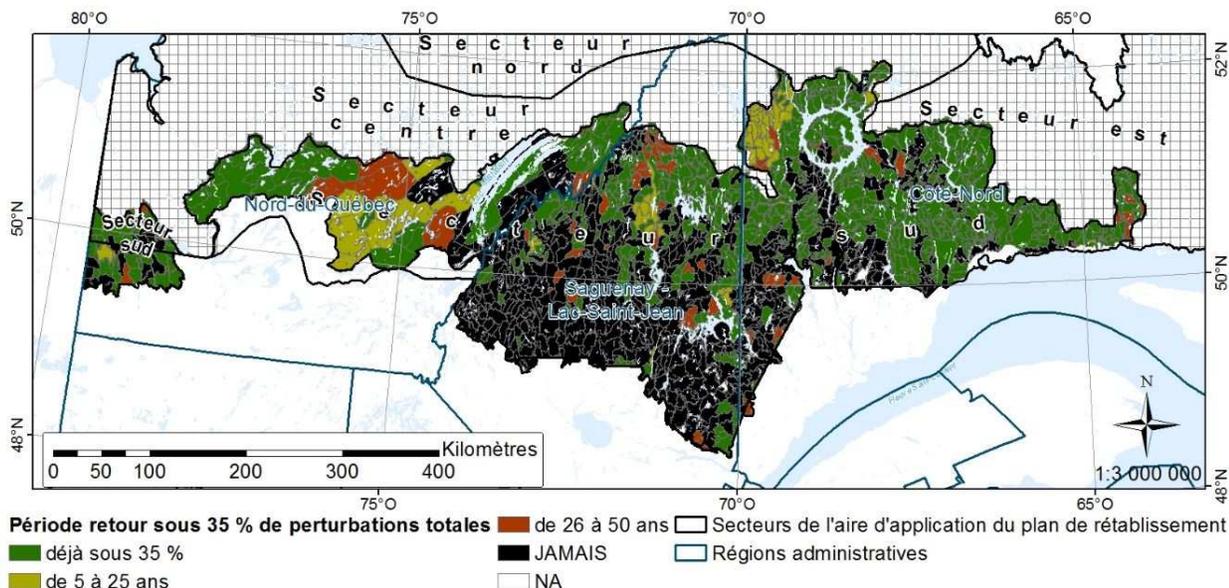


Figure 10. Nombre d'années requises pour un COS ou une UTR selon le modèle d'évolution naturelle théorique pour atteindre un seuil de perturbation totale sous les 35 % sans restauration active de chemins.

Dans la forêt sous aménagement, compte tenu des différentes perturbations dans l'habitat du caribou, il sera difficile de ramener le taux de perturbation sous un seuil de 35 % dans une bonne partie de l'aire d'application du plan de rétablissement (figure 10). Cette situation a particulièrement cours au Saguenay–Lac-Saint-Jean. Par contre, à l'est du lac Mistassini, une partie du territoire est déjà sous le seuil de 35 % ou pourra l'être d'ici 5 à 50 ans. Au nord du Saguenay–Lac-Saint-Jean et sur une bonne partie du territoire de la Côte-Nord, les taux de perturbation sont déjà sous le seuil de 35 %.

2.2.3 Indice de qualité de l'habitat pour le caribou forestier par COS/UTR

Le taux de perturbation est un indicateur de la probabilité de persistance de la population de caribous forestiers, puisque les secteurs hautement perturbés offrent une probabilité de persistance nettement inférieure à ceux qui ne le sont pas (Environnement Canada, 2011; tableau 1). Toutefois, la valeur que revêt un secteur quant au caribou ne dépend pas uniquement des variables associées au taux de perturbation. Ainsi, un secteur caractérisé à la fois par de bons habitats pour le caribou et d'un taux de perturbation élevé peut tout de même supporter un certain nombre de caribous, mais la persistance de cet état de fait n'est pas nécessairement garantie à moyen ou à long terme. Inversement, un paysage faiblement perturbé ne supportera pas nécessairement une population de caribous si l'habitat qu'on y trouve ne satisfait pas à ses besoins vitaux. Afin de considérer les diverses situations possibles, nous avons utilisé des variables permettant d'évaluer la valeur des habitats trouvés dans un secteur donné pour le caribou. Cette évaluation a été faite pour chaque COS/UTR à l'aide de modèles de probabilité d'occurrence relative du caribou (figure 11) et des localisations des aires utilisées par les caribous forestiers selon les observations recueillies lors des inventaires aériens hivernaux (figure 12). Ces deux approches sont complémentaires et permettent de déterminer les secteurs que le caribou fréquente ou a du moins une probabilité plus élevée de fréquenter. En couplant ces données avec celles liées aux taux de perturbation (figures 3 et 7), il est possible de déterminer les secteurs où nos actions pour maintenir ou restaurer les habitats perturbés sont plus susceptibles d'avoir une incidence sur le rétablissement du caribou.

a. Probabilité d'occurrence relative du caribou forestier

La probabilité d'occurrence par COS/UTR a été établie à l'aide de deux modèles de sélection d'habitats disponibles pour le Québec (Bastille-Rousseau et coll., 2012; Leblond et coll., 2015). Ces modèles, dits de type RSF (*Resource Selection Function*), ont été élaborés à partir des attributs des habitats disponibles et de la sélection qu'en font les caribous forestiers sur une base annuelle à l'aide d'un suivi télémétrique, c'est-à-dire selon l'utilisation de l'habitat faite par des caribous munis de colliers émetteurs. Les cartes de probabilité relative d'occurrence sont constituées des rasters. Chacun des pixels contenus dans un raster a une valeur plus ou moins élevée qui reflète la probabilité d'occurrence relative en fonction des attributs du milieu. Pour notre analyse, nous avons utilisé le modèle de Leblond et coll. (2015) pour toute la portion où il pouvait s'appliquer. Ce modèle a été élaboré à partir d'une cartographie écoforestière unifiée du Programme d'inventaire écoforestier nordique (PIEN) et du Système d'inventaire écoforestier (SIEF). Il représente donc les habitats trouvés de part et d'autre de la limite nordique des forêts attribuables. Cette cartographie a été combinée à une cartographie du réseau routier forestier datant de 2013 pour déterminer les secteurs où il est le plus probable de trouver des caribous forestiers. Ce modèle a été élaboré à partir de localisations de caribous forestiers qui évoluent en milieu relativement peu perturbé à proximité de la limite nordique des forêts attribuables. Conséquemment, les caractéristiques des habitats sélectionnés par ces caribous reflètent davantage ce que les caribous recherchent véritablement sans l'influence des perturbations humaines. Par contre, ce modèle ne couvre pas toute l'aire d'application du plan de rétablissement. En effet, pour une petite portion de territoire située au sud de l'aire d'application du plan de rétablissement, le modèle de Bastille-Rousseau et coll. (2012), dont les mises à jour datent de 2010, a été utilisé (figure 11) afin de compléter l'information relative à ce secteur. Il a été conçu principalement à partir de localisations de caribous qui évoluent dans le secteur sud de l'aire d'application du plan de rétablissement et dont le comportement était influencé par des perturbations anthropiques dans le paysage. Les données des deux modèles ont été distribuées en cinq classes d'effectifs en fonction de leur rang en matière de probabilité d'occurrence. La probabilité d'occurrence du caribou au sein du COS/UTR représente un rang de 1 à 100 (1 représentant les meilleures probabilités d'occurrence), selon le résultat de la moyenne des valeurs de chacun des pixels du COS/UTR, selon les 10 classes (figure 11).

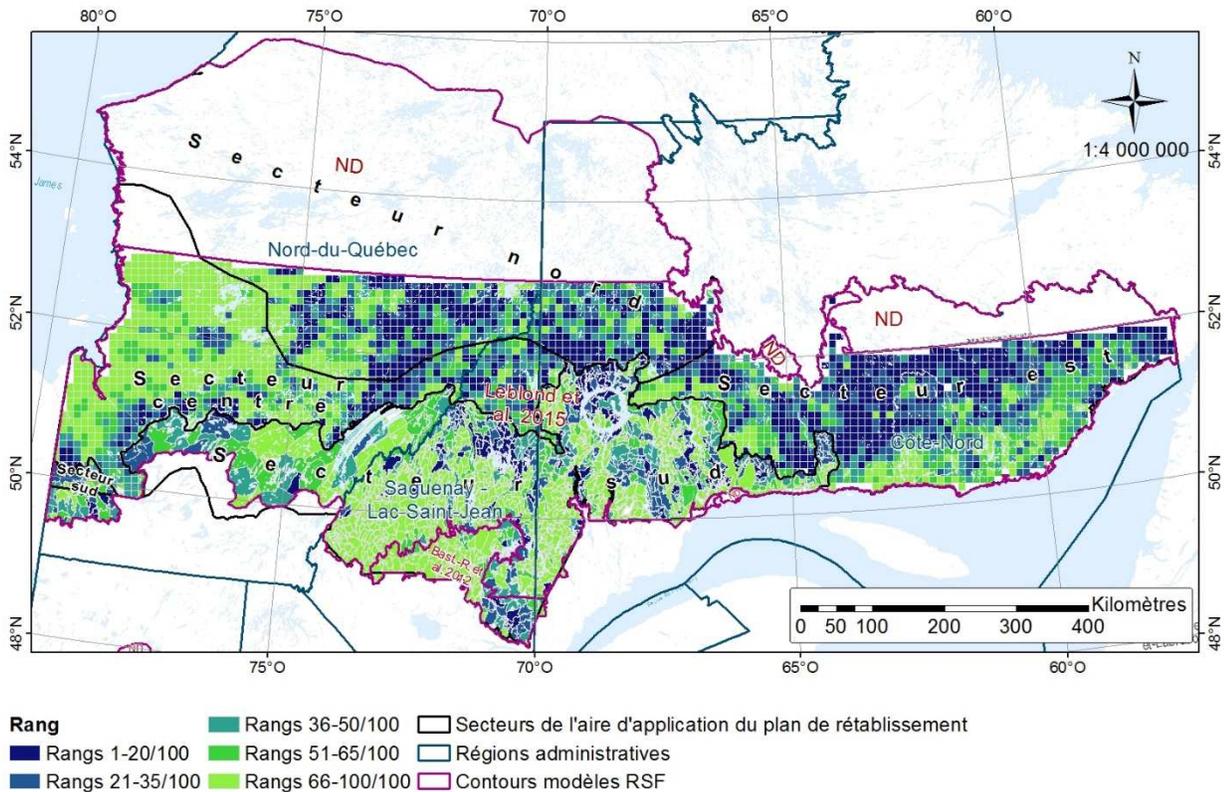


Figure 11. Indice de qualité de l'habitat pour le caribou forestier par COS ou par UTR selon les valeurs moyennes de probabilité d'occurrence relative obtenues à partir des modèles de sélection de l'habitat (Leblond et coll., 2015; Bastille-Rousseau et coll., 2012) et délimitation des superficies où ces deux modèles ont été utilisés.

Pour la portion du territoire considéré au sein duquel les modèles s'appliquent, les meilleures probabilités d'occurrence pour le caribou se situent du nord du lac Mistassini jusqu'à la Basse-Côte-Nord (figure 11). Au sud et à l'ouest du lac Mistassini, les probabilités d'occurrences diminuent considérablement, tout comme celles associées à la partie du territoire se trouvant au sud du 50° 30' N. au Saguenay-Lac-Saint-Jean ainsi qu'à celles associées à une frange de territoire au sud de la Basse-Côte-Nord.

b. Utilisation hivernale par le caribou forestier

Les localisations des aires fréquentées par le caribou lors des inventaires aériens hivernaux ont été utilisées afin de préciser et de compléter l'information obtenue à partir des modèles prédisant la probabilité d'occurrence relative du caribou. Les habitats utilisés en hiver sont d'une grande importance, puisque les caribous se regroupent dans ces derniers étant donné qu'ils supportent une importante biomasse de lichens terrestres, la principale source de nourriture du caribou. Ces habitats d'hiver offrent également une protection contre les prédateurs. Les localisations de tous les groupes de caribous observés lors des inventaires réalisés de 1999 à 2014² ont été utilisées afin de déterminer les secteurs importants pour cet écotype, en assignant à l'aire utilisée les coordonnées de son centroïde. Lorsqu'un territoire avait été inventorié plus d'une fois de 1999 à 2014,

² (Paré et Jourdain, 2002, St-Pierre et Rivard, 2002; Courtois et coll., 2003; Dussault, 2003, 2004, 2013; Rochette, 2003a,b, 2007; Rochette et Gingras, 2001, 2003, 2004, 2005, 2006; Dussault et Gravel, 2008; Guay et Peltier, 2008; Paré et coll., 2009; Bourbonnais et Rochette, 2012; Genivar, 2012a, 2012b; Roche, 2012; SNC-Lavalin, 2012; Heppell et coll., 2013; Hydro Québec, 2014; WSP, 2014; Heppell, 2015; Heppell et Mainguy, en préparation, MFFP, en préparation)

seules les données du plus récent inventaire étaient retenues. Pour chacun des groupes de caribous observés, l'information sur le nombre d'individus qui le composait était enregistrée. À partir de ces données, une analyse de densité de noyaux a été faite à l'aide de l'outil Densité de noyau de Spatial Analyst pour ArcMap 10.1. Cette analyse permet de calculer la densité des entités (groupes d'individus) qui se trouvent vraisemblablement dans le voisinage de ces entités confirmées par observation afin de déterminer les secteurs les plus fréquentés. Le nombre d'individus dans chacun des groupes a été utilisé pour pondérer l'importance des secteurs dans cette analyse. La valeur obtenue est diffusée en unité de surface (pixel). La zone de recherche utilisée était de 40 km, soit le rayon approximatif d'un cercle de 5 000 km². Les valeurs obtenues pour chacun des pixels ont ensuite été utilisées pour calculer la moyenne au sein de chaque COS/UTR. La valeur du COS/UTR représente un rang de 1 à 100 selon le résultat de la moyenne des valeurs obtenues, 1 représentant la plus forte densité de noyaux (figure 12).

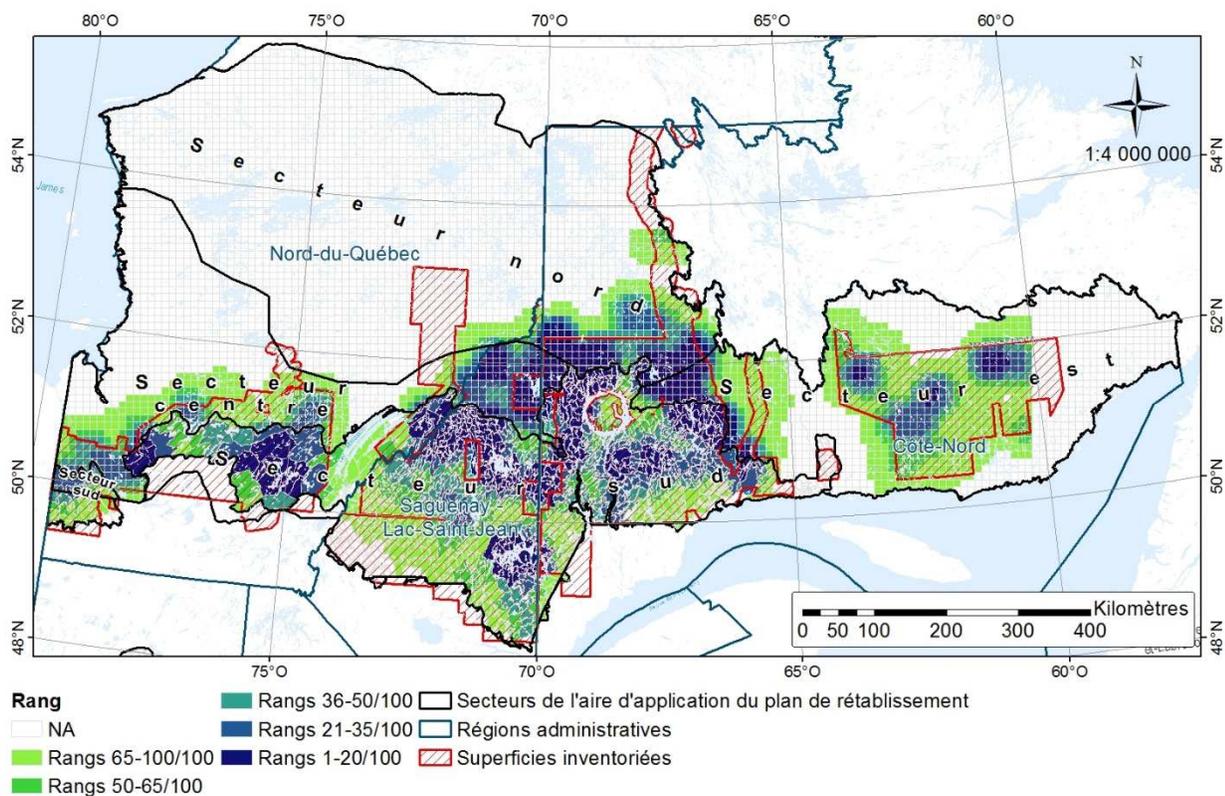


Figure 12. Variation spatiale dans les valeurs associées à l'analyse de la densité de noyaux de ravages de caribous forestiers issus des inventaires aériens, par COS ou UTR et superficies inventoriées de 1999 à 2014 ayant servi pour l'analyse de densité de noyaux.

L'analyse par densité de noyaux permet de déterminer les secteurs où l'on trouve les plus fortes concentrations de caribous durant la période hivernale parmi les territoires qui ont été inventoriés de 1999 à 2014. Malgré les forts taux de perturbation qui ont été documentés au Saguenay–Lac-Saint-Jean (figures 3 et 7), on note tout de même une forte concentration de caribous forestiers en période hivernale autour du réservoir Pipmuacan, de même qu'une fréquentation hivernale jusque dans la portion sud de la limite de l'aire d'application du Plan (figure 12). Toutefois, dans la partie sud-ouest de cette région, on note une absence de caribou lors des inventaires aériens. Un autre fait important à noter est que, dans certaines zones inventoriées plus au nord,

aucun caribou n'a été observé bien qu'il s'agisse de territoires de grande superficie (par exemple, la zone en forme de « T » située au nord-est du lac Mistassini). En effet, à l'exception de l'inventaire fait le plus à l'ouest, ces inventaires ont été faits dans des zones dont l'ambiance est pourtant favorable au caribou (figure 7), puisque les taux de perturbation totale sont faibles. Cependant, on peut penser que les conditions d'habitat dans ces secteurs inventoriés peuvent être peu favorables au caribou, possiblement à cause des forêts trop ouvertes à ces latitudes. Cette hypothèse est envisageable compte tenu de la diminution du couvert forestier documentée du sud vers le nord (voir section 2.2.4).

Les données de probabilité d'occurrences relatives et celles associées aux inventaires aériens hivernaux ne couvrent pas l'ensemble de l'aire d'application du plan de rétablissement (figures 11 et 12), notamment pour une grande partie au nord de cette aire d'application. Ainsi, certaines portions de territoire n'ont pu être caractérisées à l'aide d'un indice de qualité de l'habitat. On doit souligner que certaines portions de territoire dans les zones nord et centre ont été inventoriées sans qu'un seul caribou soit observé (figure 12). De plus, de grandes zones des secteurs nord et centre offrent un potentiel jugé comme étant très faible quant à la présence de caribous forestiers (voir section 2.2.6). Pour ces raisons, nous avons choisi de considérer arbitrairement les portions de territoire pour lesquelles il n'existait pas de données en tant que secteurs ne faisant pas partie de ceux offrant la meilleure possibilité quant à la présence de caribous forestiers.

Les densités de caribou forestier par 100 km² ont été estimées pour chacun des secteurs de l'aire d'application du plan de rétablissement (tableau 3). On observe que cette densité est relativement faible pour le secteur nord, bien que 81 % des superficies couvertes par les inventaires aériens comportaient des habitats classés parmi les meilleurs 50 %. Inversement, les densités du secteur sud, soit la forêt sous aménagement, sont beaucoup plus élevées bien que 36 % seulement des inventaires aient été réalisés dans les habitats classés parmi les meilleurs 50 %. Malgré une ambiance de perturbations moins favorable au caribou (figure 7), accompagnée d'une faible probabilité d'autosuffisance des populations, c'est principalement au sud de la limite nordique (secteur sud du plan de rétablissement) qu'on observe une plus grande fréquentation par le caribou par rapport aux trois autres secteurs (tableau 3). En effet, on les trouve principalement dans la portion sud à l'ouest du lac Mistassini, sur une large portion au sud de la limite nordique du Saguenay–Lac-Saint-Jean et de la Côte-Nord, ainsi que dans la partie nord de la Basse-Côte-Nord. À l'inverse, les secteurs situés dans les zones de fortes récurrences d'incendies, principalement dans l'ouest du Québec (secteur centre), présentent des habitats de faible qualité et une faible fréquentation. On note également une absence d'habitat de qualité et de fréquentation dans la partie sud-ouest du Saguenay–Lac-Saint-Jean, là où l'ambiance de perturbations est également élevée (figure 7) et où peu de caribous ont été recensés (figure 12).

Tableau 3. Regroupements utilisés pour le calcul du taux de perturbation.

| Secteur | Densité de caribou/100 km ² | Couverture d'inventaire | Habitats classés parmi les meilleurs... | | | | |
|--------------|--|-------------------------------|---|---------------------------|---------------------------|---------------------------|----------------------------|
| | | | 0-20 % km ² | 0-35 % km ² | 0-50 % km ² | 0-65 % km ² | 0-100 % km ² |
| Nord | 0,14-0,40 | Superficie (km ²) | 11 765 | 15 474 | 18 984 | 21 362 | 23 299 |
| | | Proportion | 50 % | 66 % | 81 % | 92 % | 100 % |
| Est | 1,34-1,88 | Superficie (km ²) | 18 141 | 30 627 | 39 389 | 45 685 | 52 831 |
| | | Proportion | 34 % | 58 % | 75 % | 86 % | 100 % |
| Centre | 1,03-1,41 | Superficie (km ²) | 6 200 | 13 451 | 22 129 | 28 963 | 38 406 |
| | | Proportion | 16 % | 35 % | 58 % | 75 % | 100 % |
| Sud | 1,34-1,88 | Superficie (km ²) | 13 583 | 32 192 | 54 256 | 79 963 | 149 938 |
| | | Proportion | 9 % | 21 % | 36 % | 53 % | 100 % |
| Total | | Superficie (km ²) | 49 689 | 91 744 | 134 758 | 175 973 | 264 474 |
| | | Proportion | 19 % | 35 % | 51 % | 67 % | 100 % |

2.2.4 Fréquentation documentée du caribou forestier

Des inventaires aériens, des travaux de suivis télémétriques ou des connaissances locales récentes permettent de confirmer que le caribou forestier fréquente toujours la vaste majorité de l'aire d'application du plan de rétablissement à un moment ou à un autre de son cycle vital (figure 13).

Toutefois, l'expansion progressive des troupeaux de caribous migrateurs au cours des années 1980 a occasionné une mixité des deux écotypes dans la zone nord de l'aire d'application du plan de rétablissement. L'intensification de la chasse au caribou migrateur dans ce secteur, au cours des années suivantes et jusqu'à tout récemment, a vraisemblablement engendré l'éradication des populations de caribous forestiers dans la plupart des secteurs historiquement fréquentés dans le Moyen Nord, de sorte qu'à présent aucune mention de caribou forestier ne nous parvient de ce secteur (V. Brodeur, comm. pers.). La présence du caribou est donc actuellement considérée comme improbable dans la portion de l'aire de répartition du caribou située au nord des grands réservoirs du complexe La Grande, dans la région du Nord-du-Québec (figure 13).

Certaines portions du secteur nord de l'aire d'application du plan de rétablissement offrent des habitats potentiels pour le caribou forestier selon les cartes caractérisant l'habitat (c.-à-d. à partir de modèles de probabilité d'occurrence, modèles de qualité de l'habitat ou images satellitaires) et sont localisées à proximité de secteurs pour lesquels la présence du caribou est confirmée. Toutefois, aucun inventaire ou mention récente ne permet de confirmer que le caribou fréquente toujours ce secteur. Pour cette portion de l'aire d'application du Plan, la présence du caribou est considérée comme incertaine.

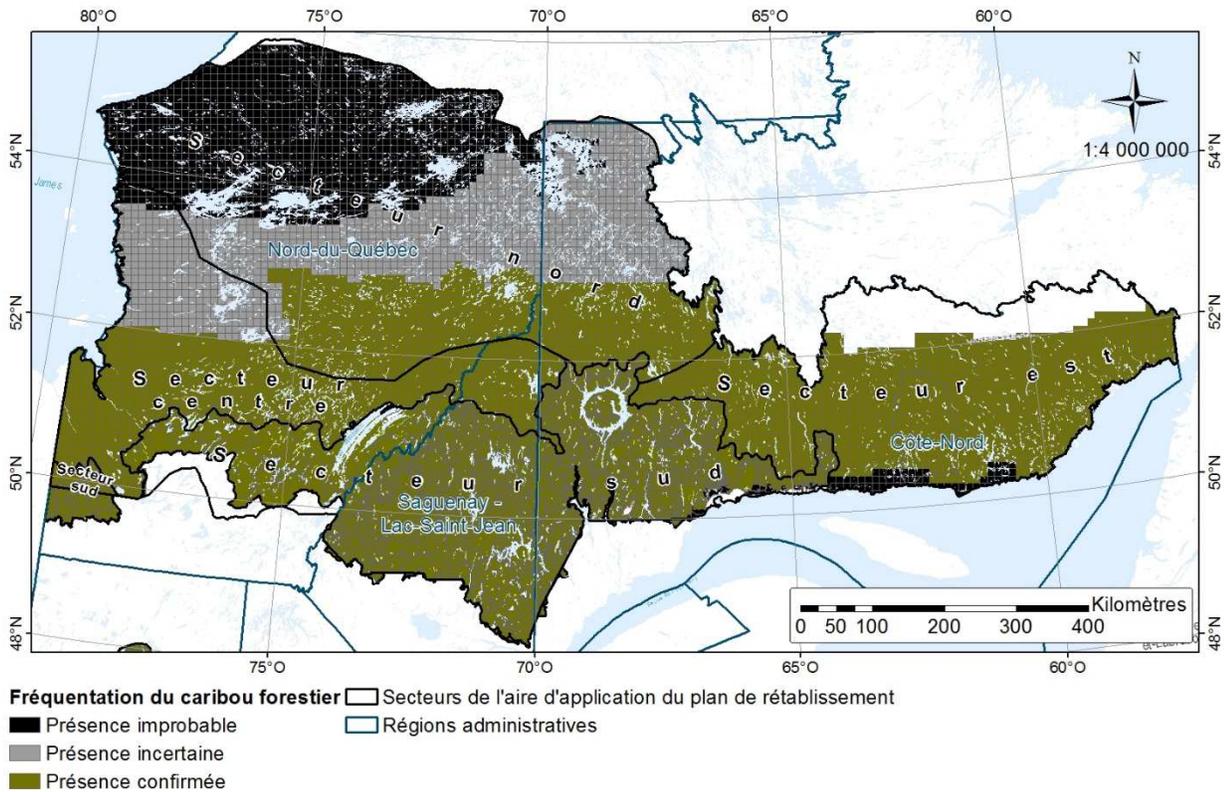


Figure 13. Fréquentation effective du caribou forestier d'après les observations et les connaissances pour les territoires les plus au nord et à l'est de l'aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier.

2.2.5 Valeur forestière

Afin d'obtenir une estimation de la productivité des territoires pour anticiper les effets potentiels sur le calcul des possibilités forestières, l'ensemble des unités d'aménagement touchées par l'aire d'application du plan de rétablissement a été caractérisé sur la base des superficies pouvant faire l'objet d'aménagement forestier. Aux fins de cette analyse, les polygones exclus des calculs des possibilités forestières ont été déterminés et les autres polygones ont été classés selon une classification simple de la productivité, en deux classes, à partir du type écologique. L'ensemble des peuplements est donc divisé en trois classes : exclus, inclus peu productifs et inclus productifs. Pour un COS donné, une faible valeur doit être interprétée comme un territoire où la proportion de la superficie soustraite à l'aménagement forestier (pentes fortes, aires protégées, etc.) et de peuplements peu productifs est élevée. Ainsi, pour ce profil, les polygones exclus et les polygones peu productifs ont reçu la valeur 0, alors que la valeur 1 a été attribuée aux polygones productifs. Ainsi, le taux de peuplements productifs a été calculé pour chacun des COS/UTR.

Comme pour les taux de perturbation, nous avons évalué l'ambiance de la valeur forestière du paysage pour chacun des pixels. L'analyse a été réalisée à l'aide de l'outil Statistiques focales de Spatial Analyst pour ArcMap 10.1. Afin d'obtenir une échelle s'approchant le plus de celle de la planification des contraintes d'aménagement (compromis entre le COS et l'UTR), les analyses d'ambiance ont été menées dans un rayon de 13 km, soit le rayon approximatif d'un cercle de 500 km². L'analyse d'ambiance a été faite à partir d'un raster où les polygones exclus et les polygones inclus peu productifs ont reçu la valeur 0, alors que la valeur 1 a été

attribuée aux polygones productifs. Ainsi, selon le résultat, pour un pixel donné, une faible valeur doit être interprétée comme un territoire où la concentration de la superficie soustraite à l'aménagement forestier (pentes fortes, aires protégées, etc.) et de peuplements peu productifs est élevée. La moyenne d'ambiance a ensuite été rapportée à l'échelle du COS/UTR (figure 14). Cette évaluation ne représente qu'un aspect de la valeur forestière parmi d'autres, comme la distance à l'usine, les essences, etc.

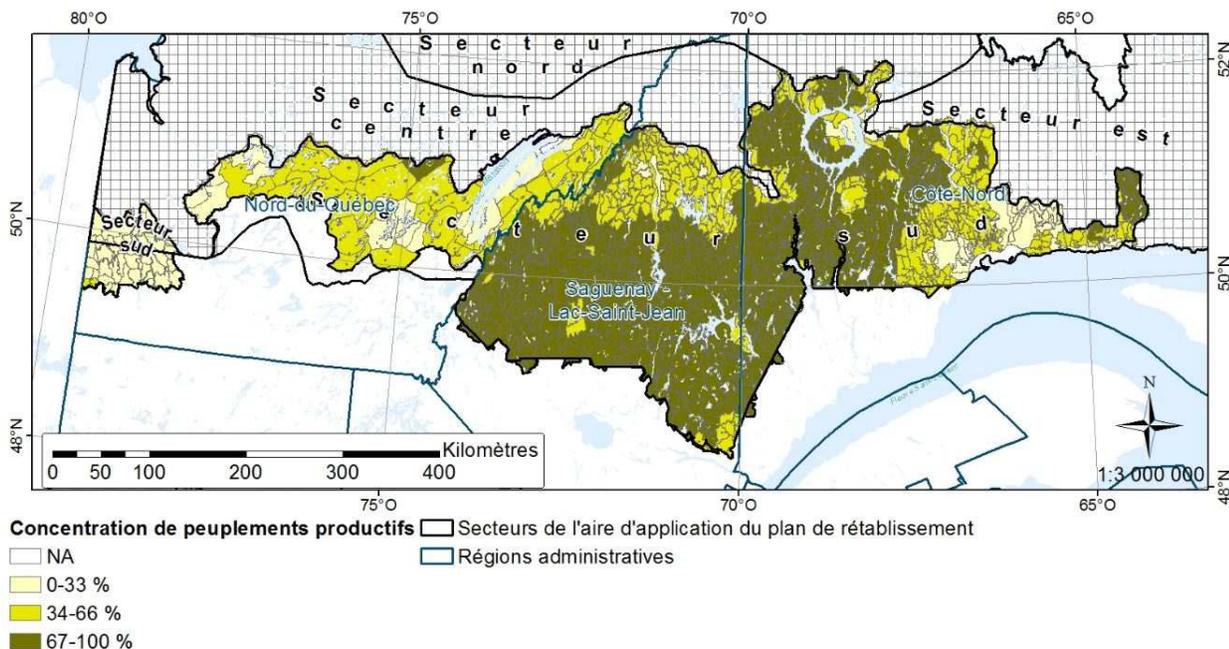


Figure 14. Concentration de peuplements productifs par COS ou UTR selon une analyse de voisinage effectuée sur une superficie de 500 km².

On note un gradient nord-sud quant aux plus fortes concentrations de peuplements productifs. C'est principalement au Saguenay–Lac-Saint-Jean et sur la Haute et la Moyenne-Côte-Nord qu'on trouve les plus grandes concentrations. Au nord de ces territoires (à l'est du lac Mistassini), la diminution de la concentration des peuplements productifs est possiblement liée à l'ouverture des peuplements à la suite d'une forte récurrence d'incendies. À l'ouest du lac Mistassini, la diminution de la concentration des peuplements productifs est liée notamment à la récurrence des incendies et à la vaste étendue de milieux humides. Sur la Basse-Côte-Nord, on trouve notamment des aires protégées, mais aussi des dépôts de surface de faible épaisseur.

2.2.6 Registre des aires protégées

Le Registre des aires protégées a été utilisé afin de déterminer le territoire offrant de fortes possibilités à la consolidation par des aires protégées. Les aires protégées candidates pour une consolidation sont celles qui ont une superficie suffisante pour représenter un apport important par rapport à l'unité d'analyse utilisée, le COS ou l'UTR, et contribuer à maintenir des taux de perturbation plus bas. Ainsi, les aires protégées de plus de 50 km² ont été sélectionnées à partir du Registre (figure 14). Les COS ou les UTR pouvant représenter une possibilité pour la consolidation par la création d'aires protégées sont ceux qui se trouvent à moins de 12,6 km des aires protégées sélectionnées, soit l'équivalent de 500 km² (figure 15).

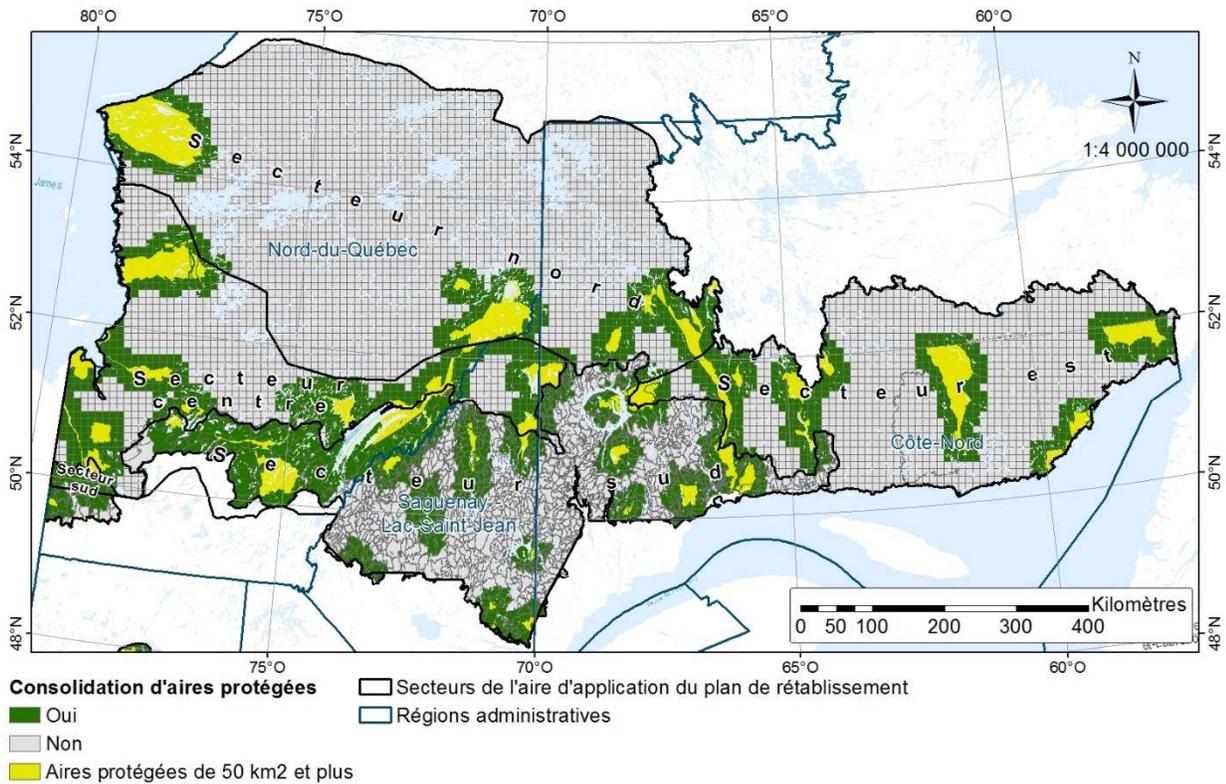


Figure 15. Détermination des COS ou des UTR permettant de consolider des aires protégées déjà inscrites au Registre des aires protégées.

2.3 Établir les grands paysages

Afin de dresser un profil des grands paysages de l'aire d'application du plan de rétablissement, nous avons considéré plusieurs des variables présentées à la section 2.2. L'objectif de l'exercice était de caractériser les grands paysages homogènes en fonction de leur état actuel, de leur évolution potentielle et des possibilités d'application des solutions. Cet exercice nous a permis de définir trois grands types de paysages (figure 16) :

- Les paysages faiblement perturbés sont ceux qui sont actuellement caractérisés par une ambiance de perturbations totales sous les 35 %;
- Les paysages de perturbations temporaires sont ceux qui sont actuellement caractérisés par une ambiance de perturbations totales de plus de 35 %, mais qui pourraient revenir sous ce seuil en l'absence de perturbations anthropiques ou naturelles;
- Les paysages de perturbations permanentes sont ceux qui sont actuellement caractérisés par un taux de perturbation de plus de 35 % et qui ne pourraient pas revenir sous ce seuil sans effort de restauration active, car au moins 35 % des perturbations sont permanentes.

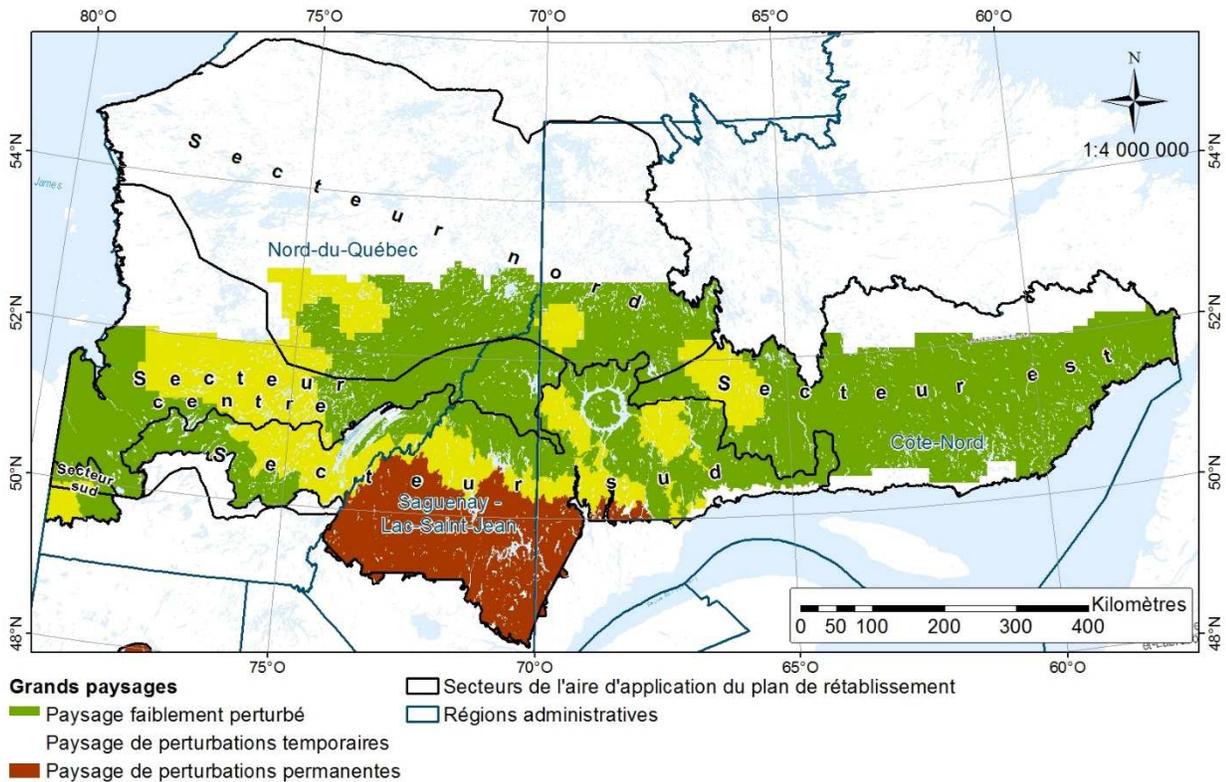


Figure 16. Délimitation des types de grands paysages dans l'aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier.

Afin de délimiter les grands paysages faiblement perturbés (figure 16), nous avons déterminé les COS/UTR pour lesquels l'ambiance de perturbations totales était inférieure à 35 % (figure 7), tout en s'assurant d'enlever tous les COS ou les UTR pour lesquels le taux de perturbation permanente est supérieur à 35 % (figure 2). En effet, non seulement ces dernières ne contribuent pas à maintenir une faible ambiance de perturbations, mais leur influence ne s'amenuisera pas avec le temps (figures 9 et 10). Par la suite, le résultat de la sélection a été traité de façon à ne conserver que les agrégats de COS/UTR et d'UTR de plus de 5 000 km², échelle d'analyse permettant de juger de la probabilité de persistance du caribou forestier. Les paysages faiblement perturbés sont situés principalement en marge et au nord de la limite nordique, dans l'ouest du Québec, sur la Basse-Côte-Nord, ainsi que sur la Moyenne-Côte-Nord. Bien que faiblement perturbés, ils ne constituent pas nécessairement tous de bons habitats pour le caribou (figure 11).

L'aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier compte également des paysages de perturbations temporaires (figure 16). Ces grands paysages ont été répertoriés à partir des COS/UTR ne faisant pas partie des grands paysages faiblement perturbés et ayant une ambiance de perturbations permanentes inférieure à 35 % (figure 6). Afin d'éviter la contribution des COS/UTR affichant un trop fort taux de perturbation permanente, nous avons retiré de la sélection ceux dont le taux de perturbation permanente était supérieur à 45 % (figure 2), de même que ceux dont la fréquentation par le caribou forestier est jugée improbable ou incertaine (figure 13). Comme pour les grands paysages faiblement perturbés, nous avons par la suite traité le résultat de la sélection de façon à ne conserver que les agrégats de COS/UTR de plus de 5 000 km². Ainsi, ces paysages sont localisés principalement à l'ouest du lac Mistassini dans la région du Nord-du-Québec, vraisemblablement dans la zone de forte récurrence des incendies, au sud de la limite nordique du Saguenay-

Lac-Saint-Jean, dans la zone actuelle de l'exploitation forestière, et à l'est, au nord et à l'ouest du réservoir Manicouagan sur la Côte-Nord. Dans ces derniers cas, il s'agit d'incendies (figure 3).

Le reste de l'aire d'application du plan de rétablissement a été désigné comme de grands paysages de perturbations permanentes (figure 16). En effet, ces territoires sont formés de COS et d'UTR dont l'ambiance de perturbations permanentes est supérieure à 35 % (figure 6). Ils sont concentrés essentiellement au Saguenay–Lac-Saint-Jean.

Les paysages ont, par la suite, été caractérisés plus finement sur la base des variables suivantes :

- Les COS/UTR avec la plus grande valeur pour le caribou forestier (parmi les 0 à 35 % meilleures probabilités d'occurrence et d'utilisation hivernale [figures 11 et 12]);
- Les COS/UTR permettant la consolidation par des aires protégées (figure 14);
- Les COS/UTR avec une faible concentration de peuplements productifs (figure 13);
- Les COS/UTR situés dans un territoire ayant un court cycle de feu (moins de 150 ans);
- Les COS/UTR avec un taux de perturbation totale sous les 35 % (figure 3);
- Les COS/UTR avec une fréquentation par le caribou forestier documentée (figure 15).

La superposition ou non de ces caractéristiques pour l'un ou l'autre des COS/UTR permet une analyse multicritère pour l'application de modalités sur les différents secteurs de l'aire d'application du plan de rétablissement. Par exemple, des actions dans un secteur représentant une grande valeur pour le caribou, permettant de consolider une aire protégée et se situant dans un secteur avec une faible concentration de peuplements productifs, pourraient avoir une grande portée. Ainsi, il a été possible de faire ressortir des paysages en fonction d'une catégorie dont le numéro indique un rang pour juger de la valeur relative quant à la portée potentielle des actions (tableau 4). Dans les paysages de perturbations permanentes pour les mêmes caractéristiques de valeur pour le caribou, de consolidation par des aires protégées et de concentration de peuplements productifs, les COS/UTR affichant un taux de perturbation totale inférieur à 35 % sont élevés d'une catégorie, jusqu'à concurrence de 5 (tableau 4).

Tableau 4. Établissement des catégories de paysages en fonction du potentiel de portée des solutions et de leur état actuel (les couleurs des catégories sont les mêmes que dans les figures 17, 18 et 19).

| Paysage de perturbations permanentes | Forte valeur pour le caribou | Consolidation par des aires protégées | Faible concentration de peuplements productifs | Catégorie de paysage | |
|--------------------------------------|------------------------------|---------------------------------------|--|----------------------|---------------------|
| Non | Oui | Oui | Oui | 5 | |
| | Oui | Oui | Non | 4 | |
| | Oui | Non | Oui | 4 | |
| | Oui | Non | Non | 3 | |
| | Non | S. O. | S. O. | Autre | |
| | | | | < 35 % perturbation | > 35 % perturbation |
| Oui | Oui | Oui | Oui | 5 | 5 |
| | Oui | Oui | Non | 5 | 4 |
| | Oui | Non | Oui | 5 | 4 |
| | Oui | Non | Non | 4 | 3 |
| | Non | Oui | Oui | 3 | 2 |
| | Non | Oui | Non | 2 | 1 |
| | Non | Non | Oui | 2 | 1 |
| | Non | Non | Non | 1 | Autre |

S.O. : Sans objet.

2.3.1 Caractérisation des paysages faiblement perturbés

Deux types de grandes zones se distinguent dans les paysages faiblement perturbés (figure 17) : des zones de faible intérêt et des zones d'habitat favorable. Les zones de faible intérêt se trouvent au nord de l'aire d'application du plan de rétablissement et le long de la côte de la Basse-Côte-Nord. On y trouve des superficies où la fréquentation par le caribou est considérée comme incertaine ou improbable (catégorie « Autre » ; figure 13). Ces paysages représentent peu d'intérêt pour le caribou.

Le reste est principalement caractérisé par une bonne valeur pour le caribou, avec quelques secteurs à faible valeur (principalement le long de la baie James). Dans cette zone, la forte valeur pour le caribou se superpose fréquemment à un potentiel de consolidation par des aires protégées et à une faible concentration de peuplements productifs. En forêt sous aménagement (secteur sud), les paysages faiblement perturbés de catégorie 5 (forte valeur pour le caribou, bon potentiel de consolidation par des aires protégées et faible concentration de peuplements productifs) sont ceux où un choix de conservation pour le caribou représente un maximum de synergie et un minimum d'effort selon les variables prises en considération. Viennent ensuite les paysages faiblement perturbés de catégorie 4 qui ont une forte valeur pour le caribou et qui peuvent représenter une bonne synergie en raison du potentiel de consolidation par des aires protégées ou de la faible concentration de peuplements productifs. On trouve les paysages de catégories 4 et 5 en alternance dans une bande est-ouest étant plus large sur la Côte-Nord et au Lac-Saint-Jean. Sur la Côte-Nord, on en trouve une bonne proportion dans la forêt sous aménagement. Au Lac-Saint-Jean, en forêt sous aménagement, ils ne représentent qu'une mince bande de 50 km qui s'interrompt au lac Mistassini. Dans le Nord-du-Québec, que ce soit au sud ou au nord de la limite nordique, ces paysages représentent une bande mince limitée au nord par des paysages faiblement perturbés de faible valeur pour le caribou et des paysages de perturbations temporaires. Finalement, quelques paysages faiblement perturbés (catégorie 3) représenteraient un plus gros effort de conservation en raison d'une forte concentration de peuplements productifs et de l'absence d'aire

protégée consolidable à proximité. Ces paysages se trouvent majoritairement sur la Côte-Nord, au sud-ouest et au sud-est du réservoir Manicouagan.

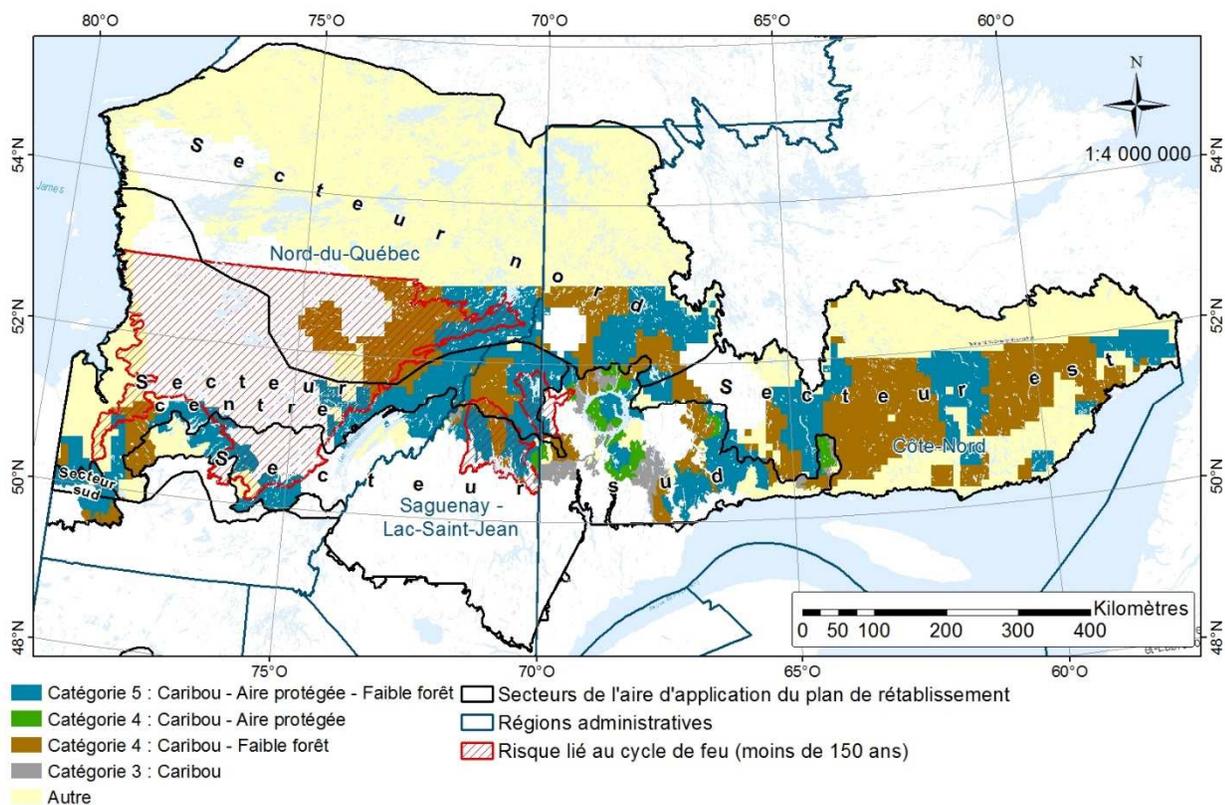


Figure 17. Caractérisation des paysages faiblement perturbés par leurs caractéristiques dominantes.

Il est important de noter que les paysages faiblement perturbés de bonne valeur pour le caribou sont traversés par une bande de paysages de perturbations temporaires qui entraîne une discontinuité de bons habitats à l'ouest du lac Mistassini et qui se prolonge au nord de la limite nordique jusqu'à atteindre des territoires où la présence du caribou est jugée improbable ou incertaine.

Il est à noter que la forte concentration de peuplements productifs ne s'applique qu'à la zone sous exploitation forestière, puisque le reste est considéré comme exclu du calcul des possibilités forestières.

2.3.2 Caractérisation des paysages de perturbations temporaires

Les paysages de perturbations temporaires ont un taux de perturbation supérieur à 35 %, mais dans une perspective de restauration, ils représentent des paysages où la restauration passive est théoriquement possible (scénario sans coupes et sans incendies). Toutefois, une forte proportion des paysages de perturbations temporaires se distingue par sa faible qualité pour le caribou (figure 18). On les trouve principalement au nord de la limite nordique, dans la région Nord-du-Québec où la forte récurrence d'incendies dans ces paysages peut expliquer la faible valeur pour le caribou. Dans la forêt s'étendant au sud de la limite nordique, on trouve également des paysages de faible valeur à l'est du lac Mistassini et dans quelques territoires épars des trois régions.

Dans la portion sous aménagement de la région du Nord-du-Québec, les paysages de perturbations temporaires sont principalement de catégorie 5 (forte valeur pour le caribou, bon potentiel de consolidation par des aires protégées et faible concentration de peuplements productifs). Les modalités d'aménagement forestier particulières à cette région peuvent expliquer cet état. En effet, les conditions du milieu favorisent le recours aux chemins d'hiver, ce qui ne confère pas un caractère permanent aux perturbations engendrées par l'aménagement forestier (figure 10).

Dans la portion sous aménagement du Lac-Saint-Jean, les paysages de perturbations temporaires représentent une mince bande entre les paysages faiblement perturbés et les paysages de perturbations permanentes. Cet état est principalement dû à la progression du front de coupe. Ainsi, ces paysages pourraient devenir des paysages de perturbations permanentes avec le maintien de la stratégie d'aménagement actuelle. D'ailleurs, très peu de ces paysages pourraient redevenir des paysages faiblement perturbés en l'absence de coupes et d'incendies (figure 10).

Sur la Côte-Nord, deux secteurs situés au nord de la limite nordique représentent des superficies touchées par des incendies. Dans la forêt sous aménagement, on trouve essentiellement des paysages de catégorie 4, principalement ceux où se superposent une forte valeur pour le caribou et une faible concentration de peuplements productifs. Ces peuplements suivent un axe nord-sud entre la rivière Manicouagan et la rivière aux Outardes. Un secteur situé à l'est du réservoir Manicouagan présente les mêmes caractéristiques. Dans cette région, comme au Lac-Saint-Jean, ces territoires ne présentent pas de fortes probabilités de restauration passive, à l'exception d'un secteur situé à l'ouest du réservoir Manicouagan (figure 10). Toutefois, ce dernier se trouve dans un secteur de forte récurrence de feu.

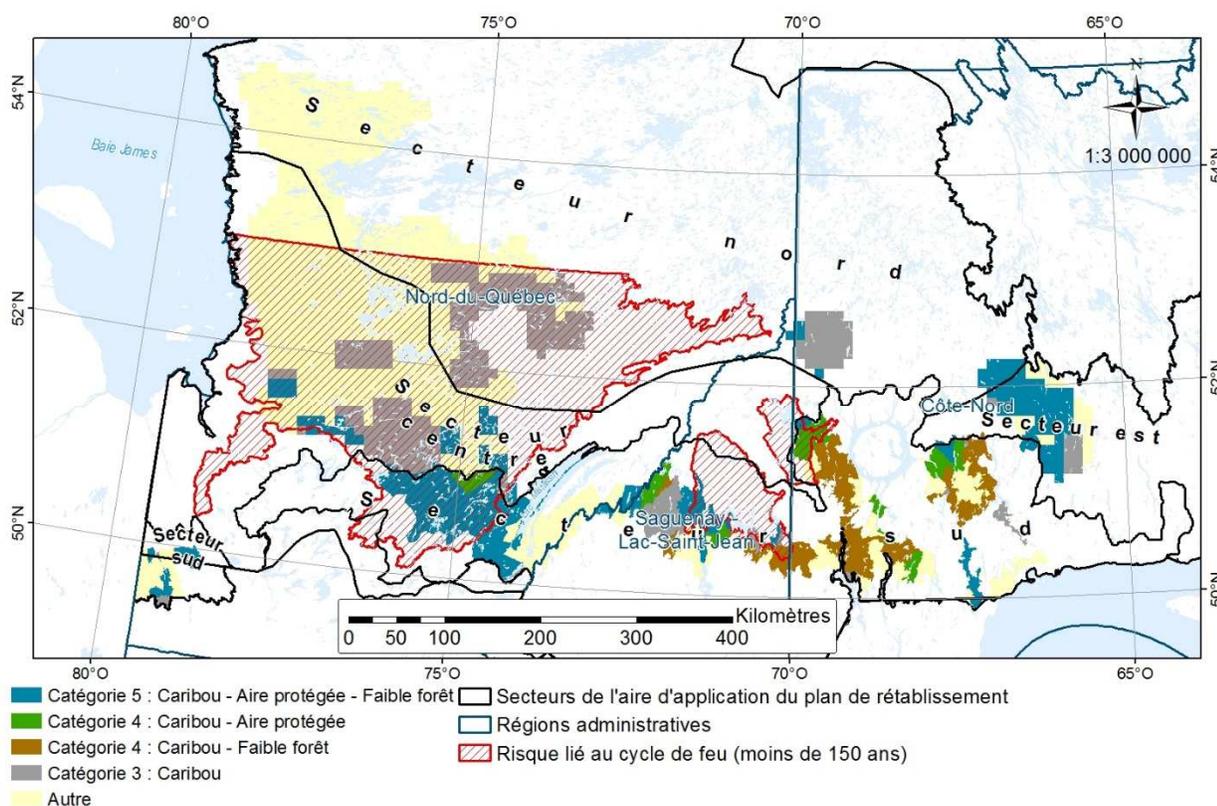


Figure 18. Caractérisation des paysages de perturbations temporaires par leurs caractéristiques dominantes.

2.3.3 Caractérisation des paysages de perturbations permanentes

Les paysages de perturbations permanentes sont caractérisés en fonction du taux de perturbation totale. Les paysages sont d'abord départagés selon qu'ils ont un taux de perturbation totale supérieur ou inférieur à 35 % pour déterminer si des efforts de restauration sont requis. Afin de faire ressortir cet aspect, les COS/UTR affichant un taux de perturbation totale inférieur à 35 % sont élevés d'une catégorie (tableau 4).

Parmi les paysages de perturbations permanentes, il n'existe plus beaucoup de secteurs présentant une catégorie 5 ou 4. Ceux-ci, ainsi que les secteurs de catégorie 3, se trouvent dans une bande discontinue orientée nord-sud à partir du réservoir Manouane jusqu'au Saguenay, et de façon éparse au nord des paysages de perturbations permanentes. La bande nord-sud est complétée par des secteurs où la valeur caribou demeure bonne, mais où les taux de perturbation de plus de 35 % laissent présager une faible probabilité de persistance. Toutefois, une bonne proportion de ces secteurs pourrait représenter des possibilités de consolidation par des aires protégées. Dans le paysage de perturbations permanentes, l'enjeu de connectivité et de fragmentation de l'habitat semble clairement se dessiner. Pour assurer le maintien du caribou dans ce secteur, la consolidation des secteurs de bonne qualité est incontournable et il paraît important de profiter des synergies et des quelques secteurs désignés comme représentant un effort moins considérable (taux de perturbation inférieur à 35 %). De plus, une grande portion située au sud-ouest de ces paysages ne constitue plus, et ce de façon continue, une bonne valeur pour le caribou forestier. Dans ce secteur, les efforts à déployer pour assurer le maintien (et même le retour) d'une bonne valeur pour le caribou seraient considérables.

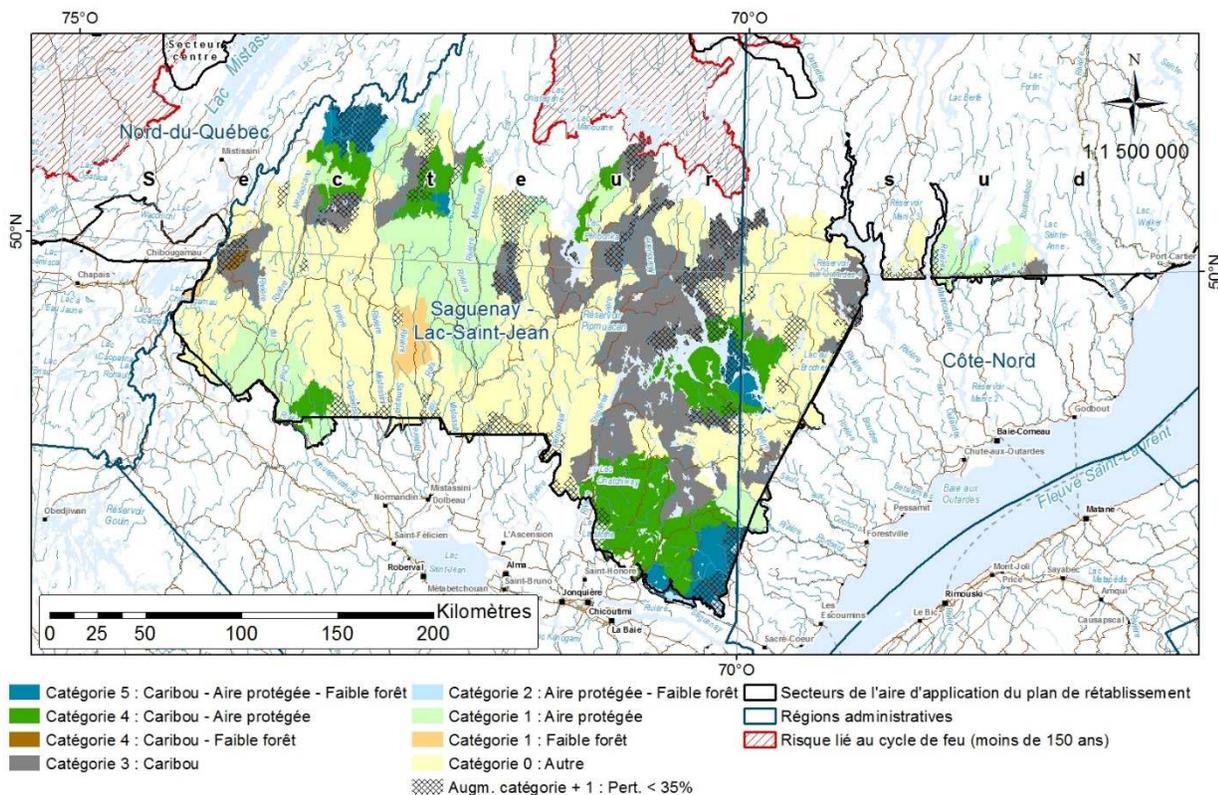


Figure 19. Caractérisation des paysages de perturbations permanentes par leurs caractéristiques dominantes.

Finalement, afin d'orienter les pistes de solutions pour les habitats résiduels, nous avons procédé à une analyse visant à déterminer les massifs forestiers potentiels. Nous avons donc procédé à une nouvelle analyse de voisinage à l'aide de l'outil Statistiques focales de Spatial Analyst pour ArcMap 10.1 de la même façon qu'à la section 2.2.1 f, à la différence près que nous l'avons effectuée sur 50 km² et 1 000 km². De cette façon, les résultats font ressortir le potentiel des massifs forestiers de plus 50 km² qui représentent une base opérationnelle pour l'aménagement forestier ainsi que les massifs de plus 1 000 km² qui sont privilégiés par les lignes directrices (figure 20). L'analyse permet de confirmer une carence en massifs faiblement perturbés de forte dimension (plus de 1 000 km²) dans les paysages de perturbations permanentes.

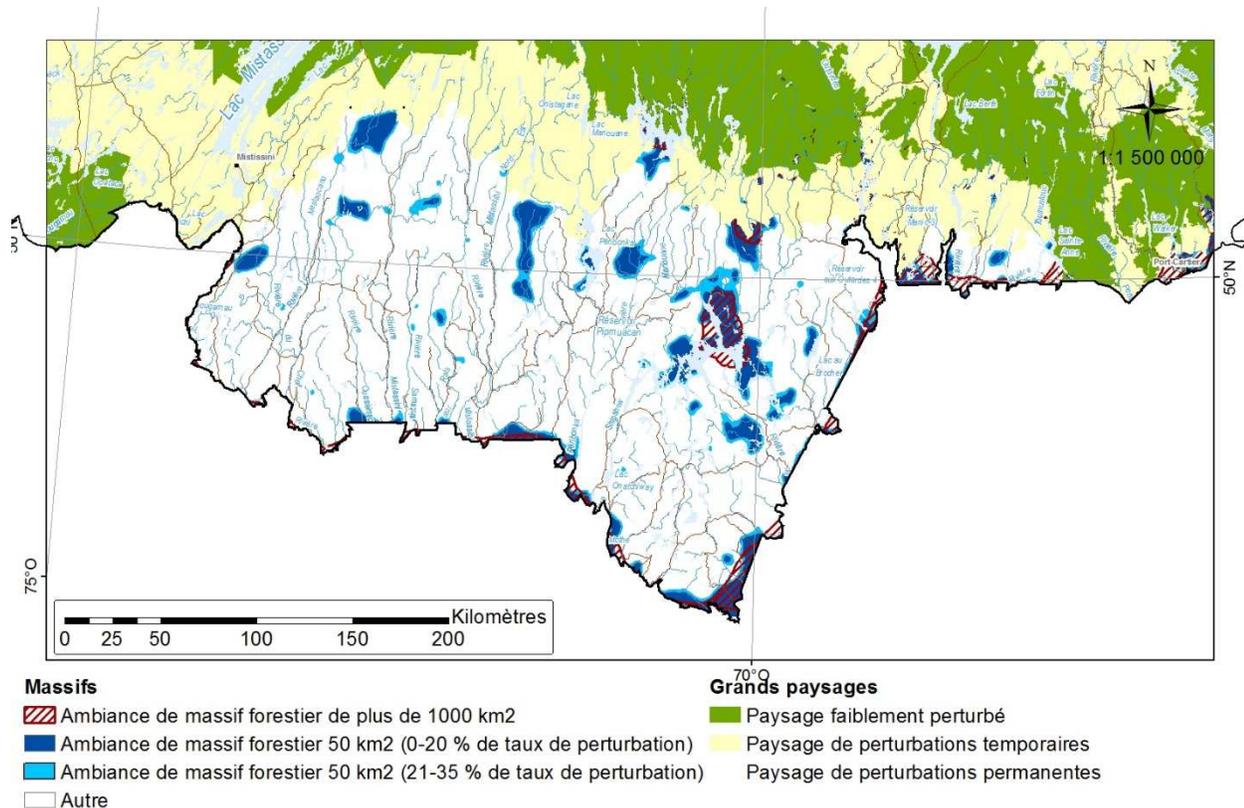


Figure 20. Localisation des massifs forestiers résiduels dans les paysages de perturbations permanentes et les paysages de perturbations temporaires à l'aide de l'ambiance de perturbations totales à 50 km² et à 1 000 km².

2.4 Populations isolées

Il a été possible de déterminer les taux de perturbations à l'aide des COS/UTR pour chacune des populations isolées de Val-d'Or (figure 21) et de Charlevoix (figure 22). Afin de déterminer les massifs résiduels, l'analyse d'ambiance des massifs forestiers a été réalisée à une échelle de 50 km² et de 1 000 km². L'analyse à 1 000 km² n'a pas permis de détecter de massifs forestiers avec des taux de perturbation sous les 35 %.

Ainsi, dans l'aire du Plan d'aménagement du caribou de Val-d'Or (2 145 km²), on constate que le taux de perturbation excède 45 % sur la presque totalité du territoire et que, sur les deux tiers de la superficie, il dépasse les 75 %. L'analyse d'ambiance montre peu de massifs forestiers (figure 21). La situation est similaire en ce qui concerne la population de Charlevoix. En effet, les trois quarts de la superficie sont perturbés à plus de 75 %.

L'analyse d'ambiance montre davantage de massifs forestiers au sud et à l'ouest de l'aire de répartition du caribou. Ces massifs sont associés au parc national de la Jacques-Cartier (figure 22).

Compte tenu de la situation observée pour ces deux populations isolées, elle devrait être considérée au même titre que la situation des caribous fréquentant la zone de restauration de vastes espaces propices au caribou de l'aire continue de répartition de ce dernier.

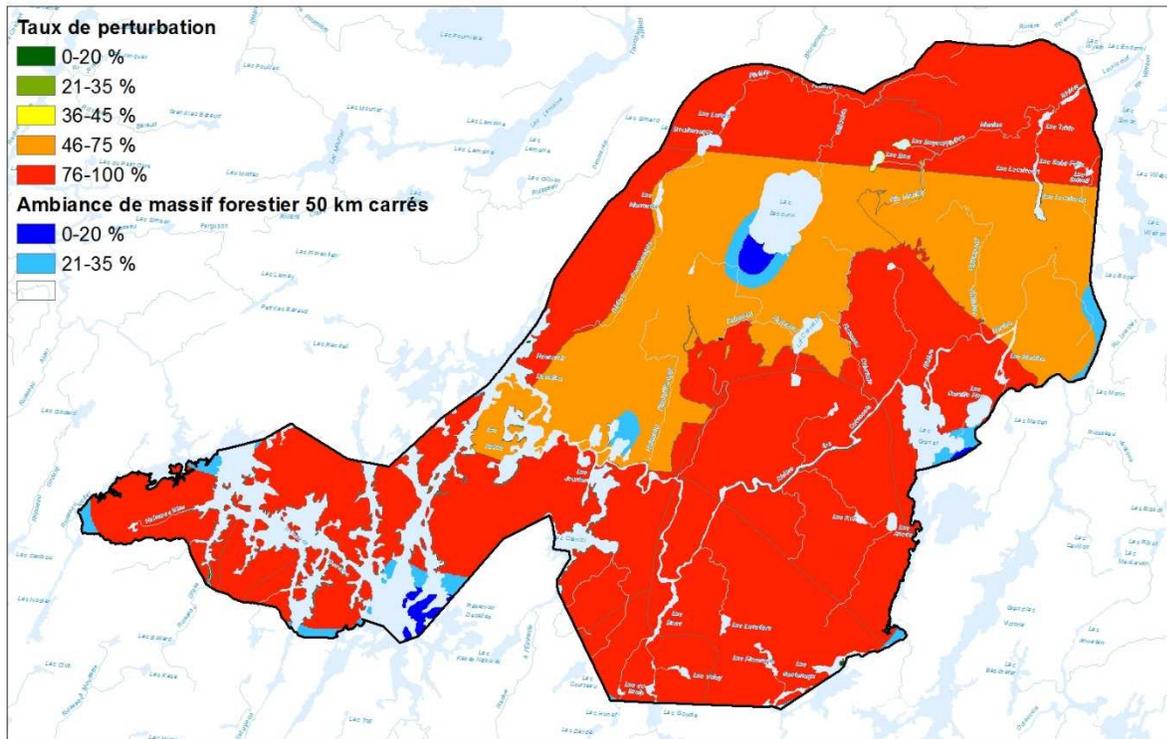


Figure 21. Taux de perturbation totale par COS/UTR et localisation des massifs forestiers résiduels dans le Plan d'aménagement du caribou de Val-d'Or à l'aide de l'ambiance de perturbations totales à 50 km².

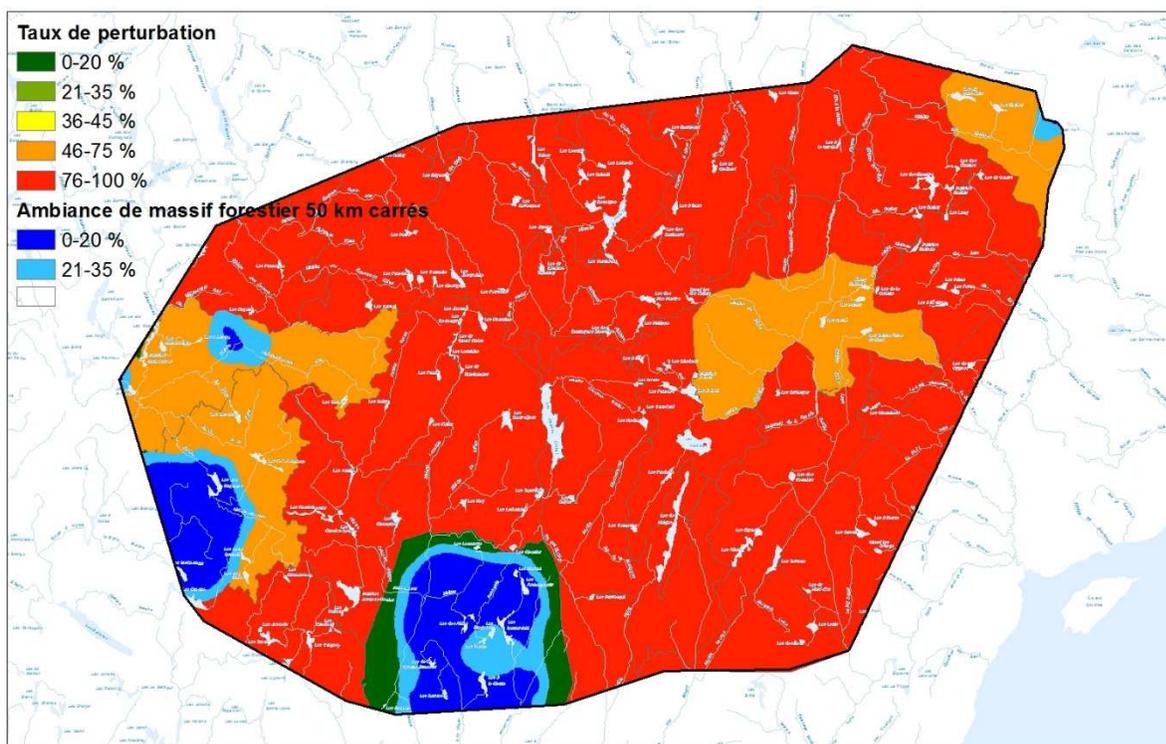


Figure 22. Taux de perturbation totale par COS/UTR et localisation des massifs forestiers résiduels dans le Plan d'aménagement du caribou de Charlevoix à l'aide de l'ambiance de perturbations totales à 50 km².

3. Objectifs poursuivis

3.1 Objectif 1 : Maintenir de vastes espaces propices au caribou

Le caribou forestier a besoin de grands espaces continus où le taux de perturbation est faible et où la qualité de l'habitat est propice (VEP : vastes espaces propices au caribou). L'objectif vise le maintien de tels territoires qui assureront la survie du caribou sur une portion importante de l'aire d'application du plan de rétablissement. Ces paysages de grandes dimensions (de plus de 5 000 km²) doivent avoir une bonne valeur pour le caribou en matière de probabilité d'occurrences, de façon à s'assurer qu'ils ont de bonnes chances d'être utilisés. De plus, ces paysages doivent être faiblement perturbés (taux de perturbation inférieur à 35 %) afin de maximiser la probabilité d'autosuffisance des populations de caribous ($\geq 60\%$). Dans ces secteurs, les conditions pour le maintien du caribou forestier sont propices et les interventions visent à conserver ces conditions favorables. Ainsi, dans ces VEP, la cible maximale de taux de perturbation (et de l'ambiance du taux de perturbation) devrait être de 35 %. Les meilleurs paysages candidats pour être considérés comme des VEP sont présentés dans la figure 18 comme étant les catégories 3 à 5.

Les paysages de catégorie 5 pourraient être considérés en premier lieu, car ils bénéficient de l'ambiance d'une ou de plusieurs aires protégées pour maintenir de faibles taux de perturbation, puisqu'ils se trouvent dans des paysages où la concentration de peuplements productifs est plus faible. Ils constituent de bonnes superficies au

nord de la limite nordique, mais ils existent également au sud de celle-ci, particulièrement au nord de Sept-Îles et de Port-Cartier et entre les montagnes Blanches et l'extrémité nord-est du lac Mistassini. Après une discontinuité d'une centaine de kilomètres, ces paysages refont leur apparition dans une bande qui se rend jusqu'à la frontière avec l'Ontario.

Les paysages de catégorie 5 sont souvent entrecoupés de paysages de catégorie 4. Ceux-ci viennent au deuxième rang comme candidats pour les VEP. Ils représentent soit une synergie entre de faibles concentrations de peuplements productifs (dans la majorité des cas), soit une synergie entre des aires protégées.

Finalement viennent les paysages de catégorie 3. Contrairement aux autres paysages, ceux-ci ne présentent pas de synergie entre les aires protégées ou entre de faibles concentrations de peuplements productifs, mais constituent des paysages de qualité qui peuvent être critiques sur le plan de la connectivité. Il faut toutefois garder en tête qu'ils pourraient représenter un « coût » plus élevé. Les autres paysages, bien qu'affichant un faible taux de perturbation, ne présentent pas de fortes probabilités d'occurrence pour le caribou.

3.2 Objectif 2 : Restaurer de vastes espaces propices au caribou

Deux types de paysage sont concernés par cet objectif, qui dans les deux cas sont appelés à jouer le rôle de VEP. D'abord, il y a les paysages de perturbations temporaires (figure 18), principalement touchés par les incendies et les secteurs de récolte en hiver. Ceux-ci, en l'absence de perturbations supplémentaires, peuvent se restaurer par eux-mêmes dans le temps. D'autre part, il y a les paysages de perturbations permanentes (figure 19) qui se trouvent dans certains secteurs sous aménagement forestier de l'aire d'application du plan de rétablissement. Ces paysages sont principalement caractérisés par des chemins de classes 3 et 4. Parmi ceux-ci, certains ont un taux de perturbation variant de 35 à 45 %, légèrement supérieur à un taux permettant l'autosuffisance du caribou. Dans ces paysages, une réduction du taux de perturbation permettrait de réhabiliter le secteur pour assurer à long terme le maintien du caribou. Leur contribution au maintien du caribou serait plus optimale dans la mesure où la connectivité est rétablie avec les secteurs dont les taux de perturbation sont inférieurs à 35 %, et particulièrement avec les habitats propices. Les actions devront être orientées de façon à abaisser les taux de perturbation à un degré permettant d'assurer une probabilité de survie acceptable pour le caribou ($\leq 35\%$).

Les principales superficies considérées sont celles qui permettraient à des VEP d'avoir une dimension suffisante pour assurer l'autosuffisance du caribou (au moins 5 000 km²) (figure 23). Comme pour l'établissement des VEP, il est important de considérer les synergies entre la consolidation par des aires protégées et une faible concentration de peuplements productifs. Toutefois, comme la restauration des superficies est la clé de la réussite pour ce type de paysage, il est également important de considérer le risque d'incendie qui pourrait anéantir les efforts de restauration. En effet, il est possible de constater que, dans une grande proportion des paysages de perturbations temporaires, le risque associé aux incendies existe (figure 18). Dans ces superficies, il pourrait donc être plus prudent de s'assurer d'avoir des VEP d'une plus grande dimension pour compenser les effets éventuels d'un incendie sur le taux de perturbation au sein du VEP.

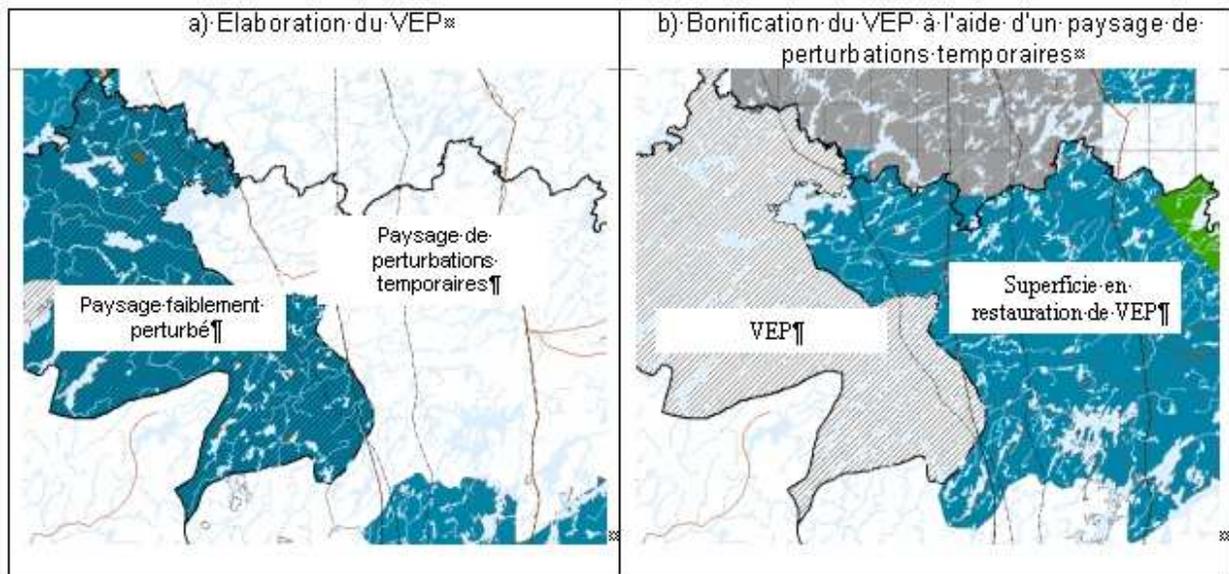


Figure 23. Exemple d'utilisation de la restauration de VEP pour augmenter la superficie d'un VEP.

3.3 Objectif 3 : Favoriser la connectivité entre les grands espaces

Les habitats propices présentent des conditions d'habitat favorables à la fréquentation par le caribou. Même dans des secteurs hautement perturbés, les massifs forestiers résiduels (figure 20 et section 2.3.3) ou les portions de territoires présentant de faibles perturbations permanentes (figures 18 et 19, sections 2.3.2 et 2.3.3) peuvent être considérées comme des éléments structurants pour le maintien, la connectivité ou le rétablissement de l'espèce. À l'opposé, les habitats non propices ne remplissent pas les conditions requises pour le caribou comme de vastes superficies sans couvert forestier. Même dans les secteurs peu touchés par les perturbations, on peut trouver de ces habitats (figure 17 et section 2.3.1).

Les problèmes potentiels de connectivité dans l'aire d'application du plan de rétablissement doivent d'être abordés. Il s'agit de la discontinuité des paysages peu perturbés, considérés comme VEP possibles ou de VEP en restauration. Au sein de ces discontinuités, il faut répertorier les massifs (figure 20) et valider les possibilités de restauration afin d'analyser le potentiel d'agrandissement de ces habitats résiduels (figure 24). En premier lieu, le potentiel de restauration naturelle des COS environnants peut être exploré à l'aide de la figure 10, permettant d'illustrer le nombre d'années requises pour un COS ou une UTR pour atteindre un seuil de perturbation totale de moins de 35 %, dans un contexte d'évolution naturelle théorique. Cette figure permet également de visualiser les taux de perturbation permanente et temporaire (figures 2 et 3) en illustrant les endroits dont le taux de perturbation totale est de plus de 35 % et le taux de perturbation permanente est sous les 35 %. En second lieu et si cela est nécessaire, il peut être envisagé de les restaurer activement en évaluant le démantèlement des chemins dans un COS/UTR à partir des taux de perturbation engendrés par les droits accordés sur le territoire (figure 4) et ceux causés par des chemins à maintenir pour assurer l'usage de ces droits (figure 5). Toutefois, pour ce type de restauration, on doit envisager le démantèlement de tous les chemins non essentiels à l'usage des différents droits accordés sur le territoire public.

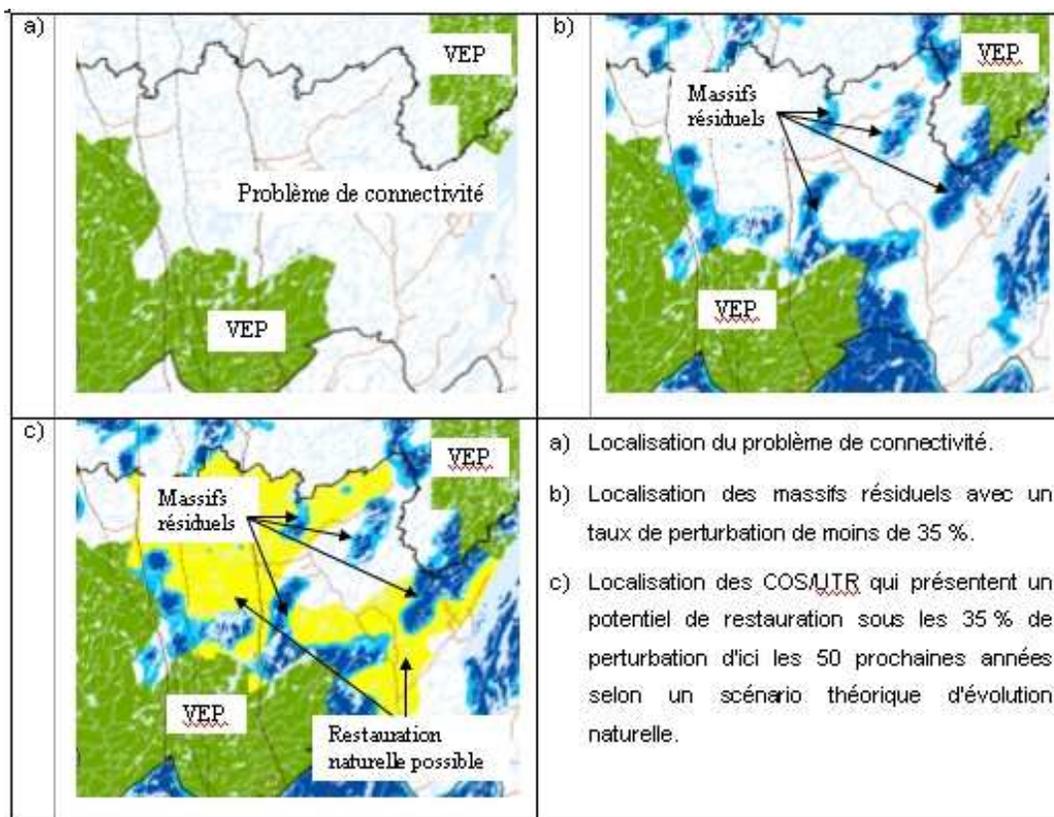


Figure 24. Exemple d'exercice visant à favoriser la restauration de la connectivité entre les VEP.

3.4 Objectif 4 : S'occuper des habitats propices qui subsistent dans les territoires perturbés

Pour cet objectif, les paysages visés se caractérisent par des milieux fortement perturbés, mais où des habitats propices au caribou (actuels et potentiels) subsistent (figures 19 et 20). L'autosuffisance des populations de caribou y est peu probable, avec des probabilités d'autosuffisance variant de 40 à 10 %, correspondant à des taux de perturbation de 45 à 70 %. Ces types de paysages hautement perturbés sont principalement localisés dans la forêt sous aménagement au sud de la limite nordique, et principalement au Saguenay–Lac-Saint-Jean. Les taux de perturbation sont fortement liés au réseau routier de classes 3 et 4. Certains de ces secteurs comprennent des COS/UTR sous le seuil des 35 % ou à tout le moins dans la zone d'incertitude (figure 19). Dans ces secteurs, on vise à maintenir, dans un premier temps, des habitats de qualité interconnectés et, si possible, avec des VEP. Dans un second temps, on vise à maintenir les hardes actuelles et ainsi leur répartition spatiale et, par conséquent, à éviter une régression de l'aire de répartition du caribou. Il s'agit alors de viser des superficies assez considérables (plus de 1 000 km²) avec le plus faible taux de perturbation possible.

En raison de l'occupation actuelle du territoire et de l'ampleur des perturbations, la restauration de ces habitats pourrait nécessiter des efforts importants et soutenus dans le temps ainsi que des investissements majeurs. Il est toutefois possible de maintenir, dans un premier temps, les habitats résiduels toujours utilisés par le caribou et de procéder à la restauration de certains habitats adjacents. Les plans actuels d'aménagement de l'habitat du caribou comprennent un réseau de massifs de protection temporaire. Ces habitats résiduels comportent

également certaines aires protégées (figure 15). Ces différentes entités constituent des habitats à long terme ou pérennes et une assise de départ permettant la reconstruction d'habitats propices au caribou. Si aucune modalité particulière n'est envisagée pour les territoires perturbés, le risque est un recul notable additionnel de la limite sud de l'aire de répartition du caribou. Ainsi, dans la matrice perturbée, la principale orientation d'aménagement doit être axée sur l'attention portée aux massifs résiduels³ (figure 20) et sur la restauration ciblée de certains secteurs.

Pour ce type de paysage, la stratégie consistera à :

- maintenir la protection de certains massifs résiduels (figure 20);
- agrandir (par la restauration) certains massifs résiduels jusqu'à un point permettant une probabilité d'occurrence élevée (p. ex., 80 %; Lesmerises et coll., 2013);
- assurer la restauration ou le maintien de la connectivité (VEC, aires protégées) entre les massifs résiduels et les VEP.

Afin de justifier de tels efforts en zones perturbées, certains indicateurs joueront un rôle déterminant la priorité des efforts à consentir aux différents massifs ciblés. Ainsi, dans la stratégie, les principaux critères analysés seront :

- la superficie (idéalement 1 000 km²; figure 20);
- la qualité de l'habitat pour le caribou (figure 19);
- la connectivité actuelle ou possible avec des habitats pérennes (aires protégées; figure 15), les massifs de protection faisant l'objet d'une protection à long terme ainsi que les VEP (sections 3.1 et 3.2);
- le risque d'engendrer une régression de la limite méridionale de répartition du caribou;
- la faible concentration de peuplements productifs (figure 19).

La superficie des massifs constitue l'un des éléments clés dans le succès d'une telle approche. Cette caractéristique est positivement corrélée avec la probabilité d'occurrence du caribou. Il est reconnu que, pour constituer un massif ayant des probabilités élevées d'être fréquenté à long terme par le caribou, la superficie devrait être de plus de 1 000 km² (Lesmerises et coll., 2013). Étant donné que cette superficie est rarement observée dans les paysages de perturbations permanentes, une plus grande importance devrait être accordée aux plus grands massifs (figure 20).

Le second élément d'importance est la qualité de l'habitat du caribou. À partir des probabilités d'occurrence et des données d'utilisation hivernale, il est possible de qualifier les massifs selon ce critère et d'accorder une plus grande importance aux massifs de qualité ou utilisés par le caribou (figure 19). Le taux de perturbation observé au sein d'un COS peut également donner un aperçu de la qualité de l'habitat (figure 19). Les massifs caractérisés par un taux de perturbation de moins de 20 % (figure 20) constituent généralement des massifs de plus haute qualité pour le caribou.

L'aspect de la connectivité avec un habitat pérenne est d'une grande importance dans la gestion des massifs d'habitats résiduels. Le degré de connectivité actuelle ou potentielle constitue donc aussi un critère important quant à la priorisation des efforts.

Enfin, le dernier critère, soit le risque d'engendrer une régression de la limite méridionale de répartition du caribou, concerne les habitats résiduels situés les plus au sud de chaque région. Une attention particulière devra être portée à ces habitats, puisqu'il est probable que toute perte d'habitats clés dans une matrice

³ Idéalement ces massifs résiduels devraient être d'au moins 1 000 km², de forme arrondie, et dont le taux de perturbation n'excède pas 10 à 20 %. Toutefois, en milieux perturbés, bien que les massifs puissent ne pas satisfaire l'un ou l'autre de ces critères, ils méritent toutefois une attention particulière, surtout lorsque leur utilisation par le caribou forestier est documentée.

perturbée est susceptible d'engendrer un recul additionnel de l'aire de répartition de cette espèce ou la formation de populations isolées à l'instar de celles de Val-d'Or et de Charlevoix. Ainsi, dans la portion sud de l'aire d'application du plan de rétablissement, même si les massifs mesurent moins de 1 000 km², ils devront recevoir une attention particulière s'ils sont toujours utilisés par l'espèce.

Dans l'exercice actuel du MDDELCC de consolidation des aires protégées, il est probable que certains territoires méridionaux soient sélectionnés pour assurer la représentativité de certains écosystèmes. Par conséquent, certaines de ces aires protégées pourraient contribuer à maintenir certains massifs importants et répondre à l'enjeu de l'habitat du caribou. On peut également établir des massifs de protection temporaire lorsque les conditions d'habitat environnantes ne peuvent être améliorées à court terme.

3.5 Objectif 5 : Maintien des populations isolées

On trouve, au sud de l'aire continue de l'aire de répartition du caribou, deux populations isolées, soit celle de Charlevoix et celle de Val-d'Or. Les probabilités d'autosuffisance du caribou y sont actuellement très faibles (inférieures à 10 %) en raison des taux de perturbation de l'habitat très élevés (supérieurs à 70 %). Ainsi, les solutions appliquées aux territoires fréquentés par ces populations viseront à préserver prioritairement ce qui reste de l'habitat du caribou dans ces secteurs et à restaurer les habitats perturbés de façon à abaisser le plus possible le taux de perturbation et, si possible, le ramener sous le seuil critique de 45 %. Comme le taux de perturbation permanente y est très élevé, les efforts à déployer pour la restauration de l'habitat seraient considérables et s'étaleraient sur plusieurs décennies.

4. Moyens de mise en œuvre des lignes directrices

Les solutions présentées dans cette section décrivent les différentes solutions dont on dispose pour atteindre les objectifs souhaités tout en visant l'atténuation des répercussions sur les possibilités forestières. Chacune des solutions y est ici présentée individuellement, mais ultimement, la section 5 permettra d'établir comment ces solutions seront orchestrées pour atteindre les grands objectifs poursuivis à l'échelle du paysage.

4.1 Limite nordique

Le Québec est la seule province canadienne à avoir enchâssé dans une loi une limite territoriale au-delà de laquelle le bois n'est pas attribué pour la transformation industrielle. Cette limite nordique des forêts attribuables offre une protection à de très grands territoires dont une part importante constitue des habitats favorables au caribou. Toutefois, ce n'est pas l'ensemble du territoire situé au-delà de la limite nordique qui constitue un habitat propice au caribou. Certains territoires ont un taux de perturbation relativement élevé, alors que d'autres ont des caractéristiques qui en font un habitat de moins bonne qualité pour le caribou. Le taux de perturbation élevé à certains endroits s'explique en grande partie par le passage du feu qui, dans certaines régions, contribue de façon notable, mais temporaire au taux de perturbation. Par exemple, dans le nord-est de la région du Nord-du-Québec, les taux de perturbation excèdent des seuils de 35 et de 45 % au nord de la limite nordique avec des cycles de feu moyens par unité de paysage qui oscillent entre 44 et 94 années (MRN, 2013). La figure 7 illustre bien l'effet de la forte récurrence des incendies sur le taux de perturbation dans le nord-ouest du Québec. D'autres perturbations, comme les développements énergétiques et miniers, contribuent à plus petite échelle, mais de façon plus permanente au taux de perturbation au nord de la limite nordique. Par ailleurs, la qualité de l'habitat varie sur le territoire au nord de la limite nordique, principalement à cause du type de forêts

qui l'occupent. La figure 11 présente une synthèse des connaissances relatives à la qualité de l'habitat. Cette figure montre que certains vastes territoires situés au nord de la limite nordique offrent une très bonne qualité d'habitat, alors qu'une grande proportion du territoire est occupée par des habitats beaucoup moins favorables. Par conséquent, la limite nordique contribue notablement à la stratégie de conservation de l'habitat du caribou forestier, mais elle doit être évaluée en tenant compte des perturbations naturelles qui y ont cours et de la qualité de l'habitat que l'on y trouve.

4.2 Établissement d'aires protégées

Les aires protégées strictes constituent un moyen à privilégier pour préserver les massifs résiduels utilisés par le caribou dans les paysages hautement perturbés, maintenir de façon permanente des massifs intacts en forêt aménagée dans les paysages peu perturbés et contribuer à gérer les taux de perturbation de l'habitat. À cet effet, le caribou forestier constitue un élément majeur considéré dans la stratégie gouvernementale actuelle sur les aires protégées qui consiste à atteindre 12 % d'aires protégées en 2015.

L'action 2a) du Plan de rétablissement du caribou forestier 2013-2023 (Équipe de rétablissement du caribou forestier au Québec, 2013b) recommande également la création de grandes aires protégées de taille supérieure à 1 000 km², interconnectées et réparties uniformément dans le paysage. Quelques grandes aires protégées d'environ 10 000 km², qui représentent la superficie nécessaire pour combler les besoins spatiaux d'une harde (Courtois, 2003; Équipe de rétablissement du caribou forestier au Québec, 2013b), sont aussi recommandées afin de servir de police d'assurance et pour contrer les effets des grands incendies et des changements climatiques.

Comme le caribou forestier représente un enjeu de conservation majeur dans la forêt boréale et qu'il agit comme espèce parapluie (Renaud, 2011), des aires protégées devraient viser particulièrement cet écotype et être établies dans des secteurs possédant un fort potentiel d'utilisation par le caribou forestier. Afin de contribuer efficacement à la protection de cette espèce, les aires protégées devraient posséder les caractéristiques suivantes :

- Être localisées dans des habitats de qualité élevée selon les modèles de probabilité relative d'occurrence disponibles (Bastille-Rousseau et coll., 2012; Leblond et coll., 2015), lesquels sont étroitement corrélés aux perturbations de l'habitat;
- Être localisées dans des secteurs utilisés par le caribou forestier selon les connaissances dont dispose le Ministère (figures 11 et 12);
- Posséder une taille qui assure une forte probabilité d'utilisation à long terme par le caribou. Les travaux de Lesmerises et coll. (2013) ont démontré que les massifs résiduels devraient avoir une taille minimale de 1 000 km² afin d'assurer une probabilité d'utilisation par le caribou supérieure à 80 % (figures 17, 18, 19 et 20);
- Avoir une forme arrondie le plus possible afin de limiter l'effet de bordure qui accentue les risques de prédation;
- Faire partie d'un réseau de massifs forestiers peu perturbés afin de permettre les déplacements sécuritaires du caribou entre les différents habitats saisonniers et les échanges génétiques entre les hardes (figures 17, 18 et 19). Pour ce faire, les aires protégées devraient être réparties de façon équilibrée dans l'aire d'application du plan de rétablissement et interconnectées.

Selon ces critères, des secteurs prioritaires pour l'implantation potentielle d'aires protégées vouées à la protection de l'espèce ont été déterminés, autant en forêt aménagée qu'au nord de celle-ci (figure 25) (Leblond et coll., 2015). On devra s'assurer qu'une partie des aires protégées qui seront créées dans ces secteurs potentiels le sera en forêt aménagée, étant donné les risques d'extinction locale élevés à cet endroit et l'urgence

d'implanter des mesures de protection de l'habitat. Les aires protégées prévues en zone de forêt aménagée contribueront aux quatre grands objectifs poursuivis (VEP, zones de connectivité, etc.).

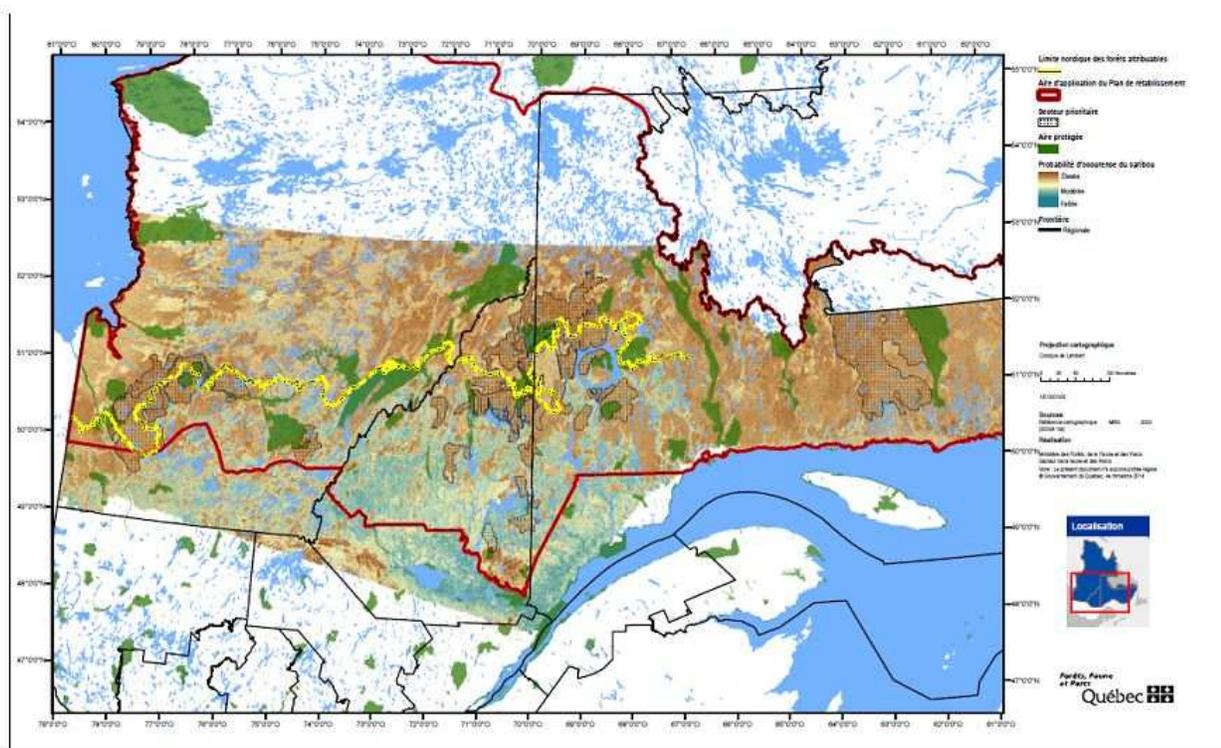


Figure 25. Secteurs prioritaires pour l'établissement potentiel d'aires protégées vouées à la protection du caribou forestier, répertoriés par l'Équipe de rétablissement du caribou forestier (Leblond et coll., 2015).

En 2014, le MDDELCC, le MFFP et le MERN (ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles) ont mis sur pied un comité technique interministériel sur les aires protégées. Son mandat est d'examiner les options les plus réalistes afin d'en établir les bénéfiques pour la protection du caribou et pour la représentativité du réseau des aires protégées et d'en calculer les répercussions forestières et économiques au sein de la zone de forêt aménagée. D'autres contraintes territoriales sont également prises en compte, notamment minières et énergétiques. Plusieurs scénarios sont actuellement testés, entre autres au regard de leur contribution à la gestion des taux de perturbation et de leurs conséquences sur les possibilités forestières.

Globalement, on constate que les grandes aires protégées localisées en paysages peu perturbés sont les territoires qui contribuent le plus significativement à la gestion du taux de perturbation dans le temps. À l'inverse, les petites aires protégées situées en paysages fortement perturbés n'ont que peu d'influence sur l'évolution du taux de perturbation, puisque celui-ci est déjà élevé.

Toutefois, au-delà de l'effet d'une aire protégée sur l'évolution du taux de perturbation, la taille d'une aire protégée, sa configuration ainsi que sa contribution à la protection de l'habitat sont des éléments à considérer dans le choix d'un territoire. Ainsi, une aire protégée localisée dans un secteur névralgique utilisé par le caribou en paysage fortement perturbé aura peu d'effet sur l'évolution du taux de perturbation, mais permettra de protéger un massif résiduel important pour le caribou ou pour la connectivité de son habitat.

Enfin, pour les aires protégées de taille inférieure à 1 000 km² situées en milieu perturbé, une restauration de l'habitat (p. ex., démantèlement et végétalisation des chemins, maîtrise des feuillus) pourrait être réalisée afin d'accroître les chances de succès du rétablissement du caribou forestier sur le territoire. Toutefois, le succès d'une telle mesure est incertain étant donné que le processus de restauration de l'habitat du caribou s'échelonne sur plusieurs décennies au cours desquelles des perturbations naturelles peuvent survenir. Une aire protégée de petite superficie peut malgré tout contribuer au rétablissement dans la mesure où on la considère dans son environnement et où elle peut permettre à un plus grand secteur de répondre à des caractéristiques voulues pour le caribou. D'autre part, la possibilité de créer des aires protégées polyvalentes pourrait être utilisée pour améliorer la protection du caribou forestier en bonifiant le réseau d'aires protégées strictes.

4.3 Protection temporaire de massifs

La protection temporaire de grands massifs forestiers peu perturbés (plus de 1 000 km² et moins de 20 % de perturbations selon les lignes directrices), adjacents ou non à des aires protégées, est un moyen de conserver de grandes superficies contiguës d'habitats de qualité qui correspondent au besoin du caribou forestier. Comme pour les aires protégées, cette solution contribuera de façon majeure à la gestion du taux de perturbation dans les VEP ainsi qu'à la protection de massifs résiduels dans les zones importantes pour la connectivité et les habitats propices en territoires perturbés. Cependant, le recrutement de grands massifs qui pourront remplacer ceux qui sont actuellement protégés présente des obstacles croissants avec le taux des perturbations actuelles sur le territoire. Le recrutement de massifs exempts de perturbations permanentes (chemins, villégiature, etc.), de tailles suffisamment grandes pour les besoins du caribou forestier et localisés dans des secteurs qui permettent le maintien de la connectivité à l'échelle locale et régionale, peut effectivement être problématique et requérir un changement dans nos façons de faire. Aussi, dans les zones importantes pour la connectivité et les habitats propices en territoires perturbés, la protection temporaire de massifs de petites superficies (inférieurs à 1 000 km²) sera nécessaire dans une optique de restauration de l'habitat, et particulièrement s'ils sont toujours utilisés par le caribou. La planification d'un réseau de massifs forestiers en continu représente aussi un défi technique et demandera le développement de plusieurs outils de planification. L'influence sur les possibilités forestières s'accroîtra également selon le taux de perturbation survenant sur le territoire. Effectivement, dans les secteurs très perturbés ou dans les futurs VEP, la reconstruction de massifs pourrait représenter une solution dont les avantages s'approchent de ceux des aires protégées tout en ayant une influence moindre sur le plan économique.

4.4 Gestion des voies d'accès

Le territoire est sillonné par des milliers de kilomètres de chemins construits en vue de permettre l'accès au territoire et à ses multiples ressources, particulièrement en forêt aménagée. Ce réseau routier représente un actif considérable pour les industries qui mettent en valeur les ressources du territoire forestier et pour les communautés locales qui le fréquentent pour leurs activités.

En contrepartie, il est généralement reconnu que les routes perturbent grandement non seulement le caribou (Hins et coll., 2009; Tremblay-Gendron, 2012; Lesmerises et coll., 2013), mais également la biodiversité au sens large (Trombulak et Frissell, 2000; Benítez-López et coll., 2010). En effet, le réseau routier contribue à la fragmentation de l'habitat du caribou et influence notamment son comportement et la dynamique prédateur-proie qui en découle (Renaud et coll., 2010; Leclerc et coll., 2012; Fortin et coll., 2013; Leblond, 2013; Wittmer et coll., 2007). Compte tenu de l'importance de cet enjeu sur la biodiversité générale des écosystèmes boréaux

et, par le fait même, sur le rétablissement du caribou forestier, il convient de trouver des moyens qui pourront être déployés afin de minimiser les effets des voies d'accès.

Les chemins forestiers déjà aménagés et les autres infrastructures de transport génèrent près de 50 % de perturbations (classes A et E) en forêt aménagée (tableau A1.1 de l'annexe 1). Le caractère permanent des perturbations associées aux chemins forestiers découle principalement de deux facteurs. Dans un premier temps, l'utilisation qui en est faite par les autres industries et par le public (chasseurs, pêcheurs, villégiateurs, etc.) allonge grandement leur durée de vie, parfois indéfiniment. Ces ouvrages sont aussi utilisés à des fins d'aménagement forestier tout au long de la séquence des travaux. Dans un deuxième temps, l'altération des conditions édaphiques et l'exposition à la lumière favorisent l'enfeuillement de ces sites, ce qui, à son tour, a des effets négatifs sur la dynamique prédateur-proie de l'espèce. Également, la compaction des surfaces de roulement retarde leur régénération naturelle et facilite le déplacement des prédateurs.

En conséquence, une stratégie cohérente des voies d'accès est indispensable pour favoriser le maintien d'habitats de qualité pour le caribou forestier. La réflexion concernant la faisabilité d'une telle stratégie à grand déploiement se veut complexe compte tenu de certains aspects techniques, mais plus particulièrement compte tenu des coûts des interventions (annexe 1). L'acceptabilité sociale quant au choix de limiter l'accès au territoire doit également être un élément important à considérer. Finalement, il faut également prévoir d'adapter l'ensemble de nos planifications pour assurer la cohérence des actions et favoriser l'atteinte de nos objectifs (p. ex., restreindre le développement dans certaines zones).

Les principales actions entourant la gestion des voies varient en fonction des réseaux futurs et déjà aménagés (annexe 1).

4.4.1 Gestion des voies d'accès déjà aménagées

Le démantèlement (intervention qui, au minimum, stabilise et restaure les lieux, ce qui peut inclure ou non une végétalisation ou une remise en production [voir l'annexe 2 pour plus de détails]) des voies d'accès est une solution qui peut s'inscrire dans une stratégie de restauration de l'habitat du caribou à long terme. Toutefois, considérant les coûts majeurs et les enjeux importants d'acceptabilité sociale, l'applicabilité de cette solution ne peut être escomptée à grande échelle. Par contre, il est tout à fait plausible de penser que certains secteurs (peu occupés par l'homme et stratégiques pour l'habitat du caribou) pourraient faire l'objet d'une telle approche synergique entre d'autres actions pour tirer profit d'un contexte favorable.

4.4.2 Gestion des voies d'accès futures

La gestion des voies d'accès futures offre un plus grand potentiel de retombées positives en raison de deux principaux éléments. Le premier est qu'il sera plus facile sur le plan de l'acceptabilité sociale de mettre en œuvre cette solution dans les territoires peu occupés et pour lesquels la démarche sera intégrée à la stratégie d'aménagement dès le début du processus (PAFI, consultations publiques, etc.). Le second est que, sur le plan économique, il est possible d'adapter l'approche opérationnelle en optimisant les coûts totaux, soit en incluant ceux du démantèlement de la plupart des chemins (annexe 1). Une étude externe conclut qu'il est possible de minimiser les frais additionnels d'exploitation, notamment en réduisant la taille du réseau routier et en augmentant la distance de débardage dans les agglomérations de coupes (annexe 2). Des tests exploratoires menés sur quelques UA démontrent que, dans certains cas, le démantèlement de la majorité du réseau routier futur atténue notablement l'effet sur les possibilités forestières lorsque l'on souhaite appliquer une contrainte de 35 % sur le taux de perturbation dans un territoire donné (annexe 2). L'utilisation de chemins d'hiver constitue également une autre solution, puisque ce type d'infrastructure n'engendre pas de perturbation jugée

permanente et les coûts de leur démantèlement sont beaucoup moins élevés que pour les chemins avec mise en forme.

4.5 Gestion des milieux à lichens

Le feu constitue un élément majeur qui influence la dynamique de la pessière noire (Gagnon et Morin, 2001). À la suite d'un incendie dans un peuplement pur d'épinettes noires porteuses de graines viables ainsi qu'en conditions de survie adéquates des semis, on assiste à la régénération d'un peuplement d'épinettes noires similaire à celui d'origine. Dans le cas contraire où le peuplement d'origine accuserait, par exemple, un déficit en graines en raison d'épisodes de feu rapprochés, on note une régression de la proportion d'épinettes noires dans le peuplement pour laisser la place aux espèces compagnes ou encore aux lichens, en l'absence d'espèces compagnes. Dans ce dernier cas, on assiste à l'ouverture du peuplement.

Le caribou forestier évolue en forêt résineuse où le lichen constitue sa principale source de nourriture. Comme les pessières noires ouvertes à lichens connaissent une progression (Gagnon et Morin, 2001; Girard et coll., 2008) au détriment des massifs de forêts fermées d'épinettes noires, des projets ont vu le jour pour remettre en production (reboiser) ces milieux. Ces projets contribueraient à maintenir, voire à accroître la superficie forestière productive dans la mesure où ces milieux ne seraient pas touchés par de futurs incendies. Bien que le lichen constitue une part importante de la nourriture du caribou, les très grandes superficies lichéniques (plusieurs dizaines, voire centaines de kilomètres carrés) ne constituent pas nécessairement un habitat propice au caribou forestier lorsque l'abri se fait rare. Ainsi, de vastes ouvertures de territoire, avec une faible possibilité d'abri adéquat, existent principalement dans la portion nord de l'habitat du caribou. C'est davantage dans cette portion de l'habitat, en particulier là où les cycles de feu sont les plus longs, qu'une remise en production de tels milieux pourrait s'avérer propice à long terme au caribou (abri), tout en conservant des îlots de lichens (nourriture) dans une proportion suffisante (qui reste à déterminer) pour les besoins du caribou. Dans l'attente d'une meilleure évaluation, une superficie de 10 % du territoire à reboiser devrait être conservée en lichens (au moins 4 ha d'un seul tenant).

Cette solution s'avérera efficace à long terme alors qu'un habitat se sera reconstitué. La remise en production forestière pourrait s'avérer bénéfique à la fois pour maintenir le capital forestier et réhabiliter l'habitat du caribou. Toutefois, l'exploitation forestière de ces futurs peuplements devra se faire dans une perspective de maintien du caribou, c'est-à-dire en gérant le taux de perturbation.

Dans les secteurs localisés plus au sud de l'aire de répartition du caribou, la proportion des milieux à lichens est moins importante et ces derniers deviennent un enjeu de conservation important pour le caribou. Il pourrait même arriver que dans certaines portions du territoire, compte tenu des pratiques sylvicoles antérieures, certains milieux à lichens aient maintenant disparu et cela pourrait représenter une contrainte quant au maintien de l'espèce. Dans un tel cas, des remises en production lichénique (Hogue-Hugron, 2010) pourraient s'avérer bénéfiques.

Ainsi, dans les milieux hautement perturbés par les activités humaines, là où l'on trouve des habitats résiduels, on ne devrait pas procéder à la remise en production des milieux à lichens. On devrait plutôt procéder à une évaluation de la capacité des milieux à lichens résiduels à supporter le caribou forestier et, au besoin, procéder à une remise en production de lichen (Hogue-Hugron, 2010). En attendant, le principe de précaution devrait s'appliquer en protégeant ces milieux.

4.6 Modulation des modalités d'aménagement écosystémique

4.6.1 Organisation spatiale des forêts dans la pessière à mousses

Actuellement, l'approche d'aménagement écosystémique, par l'enjeu de l'organisation spatiale des forêts dans la pessière à mousses, consiste à procéder par agglomérations de coupes à l'échelle du COS (de 30 à 250 km²) (Jetté et coll., 2013a, 2013b). Ces agglomérations de coupes doivent laisser, lors de la première intervention, un minimum de 30 % de forêt résiduelle bien répartie. Par la suite, cette forêt résiduelle peut être récoltée de 35 à 40 ans plus tard, lorsqu'au moins 30 % de la forêt a atteint 7 m. Avec une telle approche, il est difficile de planifier un démantèlement massif du réseau routier après la première intervention, ce qui retarde et empêche même la restauration de ces secteurs perturbés. La majorité du réseau routier doit donc être maintenue en prévision de la deuxième intervention.

Sur le plan financier, le démantèlement des chemins représente un investissement important qui n'est pas pris en compte dans les opérations actuelles. La façon de déployer les interventions forestières vise à minimiser le coût (\$/m³) du bois à l'usine dans le contexte où le réseau routier construit est laissé en place. Par ailleurs, il est important de souligner que la rentabilité de la deuxième intervention est actuellement un enjeu appréhendé sur le plan opérationnel.

Afin d'intégrer le démantèlement des chemins à la stratégie de gestion du réseau routier, certaines modifications doivent être apportées à l'approche d'aménagement écosystémique et opérationnelle dans certains secteurs bien ciblés. Les VEP et les VEP en restauration sont les principales entités territoriales visées par ces changements. En ce qui concerne la répartition des interventions forestières dans la pessière à mousses, les agglomérations de coupes devront être aménagées en une seule intervention afin de permettre le démantèlement de la majorité des chemins dans le but de minimiser les perturbations permanentes. Ainsi, les perturbations seront davantage concentrées. Cette situation tend également à laisser dans certains secteurs de récolte moins de forêts résiduelles, importantes pour le maintien de la biodiversité locale. Toutefois, en considérant que les legs opérationnels (lisière boisée riveraine, pente forte, peuplements non matures, etc.) contribuent au maintien d'au moins 10 à 15 % de forêts résiduelles et que cette proportion est régulièrement observée dans les secteurs ayant subi des perturbations naturelles, ce degré de rétention pourrait être visé dans certaines agglomérations de coupes. En outre, aux endroits sélectionnés, cette moindre rétention à l'échelle de la perturbation pourrait être compensée par la création d'agglomérations plus petites (de 30 à 100 km² par exemple) et, à l'échelle du grand paysage, par le maintien de paysages qui se rapprochent davantage des conditions naturelles (faible taux de perturbation, empreinte permanente restreinte, etc.). Sur le plan légal, une dérogation réglementaire au Règlement sur l'aménagement durable des forêts (RADF) sera nécessaire pour appliquer ce changement.

De plus, les règles d'adjacence des agglomérations de coupes interCOS devront être validées afin de déterminer si elles permettent le maintien de l'ambiance de perturbations visée dans les VEP. Si des modifications sont requises, le respect de l'ambiance de perturbations souhaité pourrait être un simple critère additionnel à l'approche en cours.

4.6.2 Composition forestière

Pour répondre aux différents enjeux de composition forestière, les modalités d'aménagement écosystémique prévoient une démarche d'analyse régionale réalisée par des experts locaux. Les solutions pour répondre aux différents enjeux de composition sont établies régionalement pour chacune des unités d'aménagement. En regard de l'habitat du caribou forestier, l'envahissement des strates résineuses par les feuillus intolérants constitue le principal enjeu, puisque cette espèce requiert de vastes massifs à dominance résineuse. Bien qu'il

existe d'autres solutions comme les coupes partielles, l'avenue la plus facilement applicable dans un scénario d'aménagement de l'habitat du caribou par agglomération de coupes totales est le traitement d'éducation de la régénération aux stades de semis ou de gaulis. Dans cette catégorie, les principaux traitements envisageables sont le dégagement, le nettoyage et l'éclaircie précommerciale (MRN, 2013). Le nettoyage est l'intervention qui cadre le mieux avec l'objectif poursuivi, soit de maîtriser les feuillus, mais également de maintenir une certaine irrégularité (naturalité) dans le peuplement après traitement.

Il n'est pas question ici de proposer une modulation des stratégies forestières quant à cet enjeu, mais plutôt de s'assurer que les efforts déployés pour contrer l'enfeuillage sont également optimaux pour le maintien ou la restauration de l'habitat du caribou. À l'échelle du grand paysage, la maîtrise de l'enfeuillage se veut plus bénéfique dans les zones vouées à la restauration de VEP, dans les paysages névralgiques pour la connectivité ainsi que dans les secteurs situés à proximité où des efforts sont déployés dans les habitats fragmentés des territoires perturbés. Il persiste actuellement une grande incertitude quant à la qualité future de l'habitat dans les paysages de seconde venue (et quant à la fréquentation du caribou) où est apparue par endroit une certaine forme d'occupation du territoire. Dans ces cas, des actions permettant le maintien de la matrice résineuse des paysages aménagés comptent parmi les meilleures options sylvicoles dont nous disposons pour satisfaire au besoin de l'espèce.

4.7 Le développement des infrastructures anthropiques

Le développement de la villégiature et les activités qui en découlent créent des zones d'influence autour de ces sites (Lesmerises, 2011). Ces infrastructures contribuent à produire des perturbations permanentes dans le paysage, notamment par le maintien des infrastructures routières. La villégiature contribue donc, en elle-même et par son accès dans une moindre mesure, au taux de perturbation de l'habitat (MFFP, 2015). Ainsi, une révision de la stratégie de développement est à entreprendre, de concert avec la réflexion sur la gestion des accès, afin de limiter le développement de la villégiature dans les paysages faiblement perturbés comme les VEP et les paysages à restaurer. Il en serait de même pour les secteurs névralgiques pour le caribou forestier dans les paysages à fort taux de perturbation. Ces préoccupations interpellent le MERN quant à l'élaboration d'une stratégie visant le développement d'infrastructures dans l'aire d'application du plan de rétablissement.

5. Application des solutions

Les diverses avenues de solutions soulevées précédemment peuvent s'appliquer de façon variable selon l'état du territoire et en fonction des quatre grands objectifs poursuivis. Ainsi, on tiendra compte notamment du taux de perturbation de l'habitat, du type de perturbation (temporaire ou permanente) et de la présence de massifs résiduels pour définir des types de paysages selon lesquels les objectifs ont été définis. Ces différents types de paysages commandent une modulation particulière de l'usage des solutions envisageables. Les principales solutions envisagées dans chacun des types de paysages sont présentées ci-dessous.

5.1 Vastes espaces propices au caribou

Les territoires actuellement peu perturbés sur une grande superficie contiguë offrent l'occasion de délimiter de vastes espaces propices au caribou, c'est-à-dire des endroits où les probabilités de survie de l'espèce seront très bonnes. Ces espaces seront prioritairement voués au caribou. En conséquence, le respect du seuil d'un taux de perturbation inférieur à 35 % primera les autres objectifs d'aménagement. Dans ce territoire, plusieurs

solutions complémentaires peuvent contribuer à respecter ce seuil tout en permettant des activités de prélèvement de matière ligneuse.

Un des premiers éléments de solution consiste à associer un VEP à une aire protégée ou à la création d'une nouvelle aire protégée. Cela permet de cristalliser une partie de territoire dont le faible taux de perturbation bénéficiera à l'ensemble de la zone aménagée. Une grande synergie est donc à prévoir entre les VEP et les aires protégées. En d'autres termes, la création d'une nouvelle aire protégée dans un VEP n'a pas d'effet additif. Toutefois, soulignons que le concept de VEP peut très bien s'appliquer en l'absence d'aires protégées.

Avec le type d'aménagement forestier actuellement pratiqué, l'application d'un seuil maximal de perturbation influence grandement le niveau de récolte en raison de la progression constante des perturbations permanentes engendrées par le réseau routier. Le démantèlement de la majorité du réseau routier est une seconde solution d'importance à envisager dans ces paysages. Cela favorisera une restauration naturelle de l'habitat, ce qui dans certains territoires permettra d'atténuer les répercussions sur les possibilités forestières. Les défis d'un tel virage sont nombreux : augmentation des frais d'exploitation, acceptabilité sociale, arrimage avec le mode de répartition spatiale des interventions dans la pessière à mousses. Pour y arriver, nous proposons une modification majeure de l'approche opérationnelle actuelle sous divers aspects qui facilitera le démantèlement de chemins, tout en minimisant l'augmentation des frais d'exploitation. Les changements consisteront essentiellement à aménager des agglomérations de coupes en une seule entrée afin de concentrer davantage les perturbations (voir section 4.3.2) ainsi qu'à augmenter les distances de débardage afin de minimiser l'ampleur du réseau routier à démanteler. Sur le plan de l'acceptabilité sociale, l'inclusion de ces diverses modalités dans les plans d'aménagement forestier intégré et les consultations publiques qui en découlent est une condition essentielle à la réussite de ces changements majeurs. Néanmoins, malgré les modalités présentées précédemment, une faible augmentation des frais d'exploitation est à prévoir si l'on souhaite atténuer les répercussions sur les possibilités de récolte.

Dans les VEP, une autre solution d'importance, toujours liée au réseau routier, sera de maximiser les opérations hivernales. Même si le caractère de la perturbation n'est pas jugé comme permanent pour ces chemins, la remise en production de la plupart des chemins d'hiver est souhaitée et beaucoup moins coûteuse que celle des chemins avec mise en forme.

Dans une moindre mesure, d'autres solutions pourront être appliquées dans ces territoires. Par exemple, l'utilisation de massifs de protection temporaire pourrait être utile afin de maintenir, pendant un certain temps, des habitats de grande qualité ou fortement utilisés par le caribou. La remise en production de pessières ouvertes à lichens pourra aussi contribuer à l'augmentation de la production forestière à long terme, tout en contribuant à une certaine restauration de la qualité de l'habitat si les chemins d'accès sont gérés adéquatement. Enfin, le contrôle du développement des infrastructures anthropiques permettra de limiter les taux de perturbation.

5.2 Vastes espaces propices en restauration

Les principales solutions à être appliquées sont les mêmes que pour les VEP, car l'objectif à long terme est de reconstituer le même type de paysage peu perturbé et favorable au caribou. La distinction repose principalement sur le fait que si des actions de restauration active doivent être posées, seule l'option du démantèlement de chemins peut contribuer à une restauration suffisante d'habitats pour éventuellement devenir un VEP. Dans ces cas, toutes les options de démantèlement devront être envisagées en considérant les différents droits (et leurs usages) octroyés sur le territoire. Toutefois, dans les secteurs dominés par de grandes perturbations naturelles, de telles actions ne seront pas nécessaires.

5.3 Zones importantes pour la connectivité

Les zones importantes pour la connectivité sont constituées de territoires où celle-ci est actuellement déficiente ou de territoires où des bris de connectivité pourraient survenir prochainement. Là où la connectivité est actuellement déficiente, les solutions appliquées viseront d'abord à consolider les habitats résiduels et, par la suite, à rétablir une connectivité suffisante par la restauration d'habitats propices dans ces petits paysages. Les aires protégées et les massifs de protection temporaires sont les premières options à prendre en considération pour assurer la consolidation des habitats résiduels. Par la suite, les options de restauration (naturelle ou active par le démantèlement de chemins) devront être examinées afin d'améliorer ou de recréer une ambiance d'habitats favorables à l'espèce. Dans ce type de paysage perturbé, des actions plus intensives pour contrer l'enfeuillage dans les jeunes peuplements sont recommandées afin de rendre ces habitats moins favorables aux prédateurs.

Si de nouvelles interventions forestières doivent être menées dans ces secteurs, tout devra être en place pour réduire et minimiser les perturbations permanentes. Le recours aux opérations d'hiver ou la mise en place de la nouvelle approche opérationnelle suivie du démantèlement de la majorité des chemins devra être envisagé. Enfin, puisque le lichen constitue un élément essentiel de l'alimentation du caribou, la disponibilité des milieux à lichens devra être assurée dans ces secteurs. Ainsi, on devrait maintenir les milieux à lichens dans le paysage et ne pas procéder à la remise en production ligneuse dans ce type de milieu. D'autre part, comme les méthodes traditionnelles d'exploitation ont détruit par le passé des milieux à lichens, il pourrait alors s'avérer nécessaire de reconstituer ces milieux dans des secteurs névralgiques.

5.4 Habitats propices en territoires perturbés

En territoires perturbés, les solutions envisagées seront relativement similaires à celles déployées dans les zones d'importance pour la connectivité (section 5.3). Les premières options à envisager seront les aires protégées et les massifs de protection temporaire. Par la suite, les solutions viseront à augmenter la taille des habitats résiduels par une restauration naturelle et active (démantèlement de chemins) de l'habitat et à rétablir une connectivité fine entre les massifs résiduels ou avec de vastes espaces propices. Dans de tels paysages perturbés, les solutions viseront également à augmenter la qualité de l'habitat pour le caribou et à rendre les habitats moins propices aux prédateurs. C'est pour cette raison que des actions de remise en production de cladonie et de maîtrise de l'enfeuillage peuvent être proposées. En ce qui concerne les futures opérations forestières dans ce type de paysage, il sera primordial de limiter l'augmentation de l'empreinte permanente. Cet objectif d'aménagement peut être atteint par une optimisation des chantiers d'hiver ou une modulation des opérations forestières (p. ex., augmentation de la distance de débardage) menant au démantèlement de certains tronçons routiers. Étant donné que l'occupation humaine y est déjà plus grande, cette option sera utilisée en concentrant son usage aux endroits où les résultats positifs seront les plus probables et en tenant compte des droits octroyés sur le territoire.

5.5 Populations isolées

En regard des populations isolées, les territoires concernés sont tous voués à une restauration de l'habitat. Contrairement à la forme de zonage proposée pour la grande population continue de la forêt boréale, la viabilité de populations entières et spatialement bien localisées en dépend. Dans ce contexte particulier, la presque totalité des outils dont on dispose peut être mise à contribution. Une des premières étapes consiste à évaluer la

contribution des aires protégées actuelles ou potentielles. Afin de combler les besoins de protection d'habitats clés à plus court terme, l'utilisation de massifs de protection temporaires peut constituer une solution pertinente.

Ces territoires étant caractérisés par des taux trop élevés de perturbation permanente, d'autres actions devront viser la restauration d'un habitat de qualité. Dans cette optique, toutes les options de restauration, principalement actives par le démantèlement de chemins forestiers, devront être étudiées en détail. Cette voie de solution implique une analyse rigoureuse du réseau routier en fonction des différents droits accordés sur le territoire ainsi que de la planification des futurs travaux d'aménagement forestier. Pour l'instant, cette solution est la seule pouvant contribuer à diminuer le taux de perturbation permanente. Parmi les autres solutions menant à l'augmentation de la qualité de l'habitat, la remise en production de secteurs à cladonie et la maîtrise intensive de l'enfeuillage sont certes des mesures à promouvoir dans ces paysages.

Le contexte d'aménagement forestier de la sapinière à bouleau blanc (Charlevoix et Val-d'Or) se prête moins bien au déploiement d'une stratégie de récolte modulée en une passe avec de grandes agglomérations de coupes. Néanmoins, des actions plus ponctuelles peuvent permettre d'atténuer la progression de l'empreinte permanente dans ces secteurs. Par exemple, l'aménagement de petites agglomérations de coupes comportant de grandes distances de débardage et accompagnées du démantèlement des chemins ou des chantiers d'hiver offre des solutions qui peuvent permettre d'atteindre cet objectif.

Dans certains cas, il est appréhendé que les présentes mesures de restauration d'habitat ne soient pas suffisantes à court terme pour assurer le rétablissement de ces populations. D'autres mesures telles que la gestion des prédateurs ou l'isolement des femelles en période de mise bas peuvent inciter à déployer des efforts de restauration jusqu'à l'aménagement d'habitats de qualité suffisante. Toutefois, ces mesures ne doivent en aucun temps se substituer aux efforts de restauration de l'habitat.

Tableau 5. Résumé de l'application des solutions dans l'aménagement de l'habitat du caribou selon les objectifs poursuivis

| Solutions | PAYSAGES | | | | |
|---|---|---|---|--|---|
| | Vastes espaces propices au caribou (3.1)* | Vastes espaces propices à restaurer (3.2) | Zones de connectivité (3.3) | Habitats propices qui subsistent en territoires perturbés (3.4) | Populations isolées (3.5) |
| Types de paysages | Paysages faiblement perturbés (état actuel < 35 %) | Paysages de perturbations temporaires (état actuel > 35 %, perturbation permanente < 35 %) ou Paysages de perturbations permanentes (état actuel > 35 %, perturbations permanentes > 35 %) | | Paysages de perturbations permanentes (état actuel 35 %, perturbation permanente > 35 %) | |
| Cible de perturbations à maintenir ou à atteindre | | < 35 % | < 35 %, < 45 % ou actions ciblées | Selon les meilleures possibilités qu'offre le paysage ou actions ciblées | |
| Limite nordique (4.1) | Objectifs peuvent être atteints selon la qualité d'habitat | | | S. O. | |
| Aires protégées (4.2) | Grande aire protégée | | | Plus petite aire protégée | |
| Protection temporaire de massifs (4.3) | Protection ciblée de certains habitats clés | | | Consolidation des habitats résiduels clés | |
| Gestion des voies d'accès (4.4) | | | | | |
| Gestion des voies d'accès déjà aménagées (4.4.1) | Au besoin, démantèlement des voies d'accès | Démantèlement des voies d'accès | | Démantèlement ciblé des voies d'accès | |
| Gestion des voies d'accès futures (4.4.2) | Nouvelle approche opérationnelle et démantèlement des voies d'accès, favoriser la construction de chemins d'hiver | | Nouvelle approche opérationnelle et démantèlement des voies d'accès ciblées, favoriser la construction de chemins d'hiver | | |
| Gestion des milieux à lichens (4.5) | Remise en production ligneuse des grandes superficies en lichen | | Protection des milieux à lichens et remise en production en lichen ciblée | | |
| Modulation des modalités d'aménagement écosystémique (4.6) | | | | | |
| Organisation spatiale des forêts dans la pessière à mousses (4.6.1) | Agglomération de coupes en une passe | | Petites agglomérations de coupes en une passe | | Modalités adaptées relativement à l'organisation spatiale des interventions |
| Composition forestière (4.6.2) | Maîtrise de l'enfeuillage lorsque nécessaire | | | | |
| Développement des infrastructures anthropiques (4.7) | Contrôle rigoureux du développement des infrastructures | | Contrôle ciblé du développement des infrastructures | | |

* Fait référence au numéro de la section du rapport.

S. O. : Sans objet.

6. Suivi

La mise en place de solutions visant à gérer les taux de perturbation dans l'habitat du caribou forestier commande que des protocoles de suivi soient appliqués afin de suivre l'évolution des taux de perturbation dans l'habitat au fil du temps et d'évaluer l'efficacité des solutions sur le maintien et le rétablissement des populations de caribous.

Certaines solutions préconisées découlent de constatations pour lesquelles les solutions proposées pourraient renverser la tendance à la hausse des taux de perturbation. À titre d'exemple, les études montrent que les taux de perturbation dans l'habitat constituent une menace pour le caribou. Les chemins étant une source de perturbation importante, il semble qu'une remise en production des chemins constitue une solution permettant de limiter les taux de perturbation. Toutefois, l'efficacité d'une telle méthode sur la persistance du caribou n'a pas été démontrée. C'est pourquoi on doit suivre le succès de la remise en production des chemins d'une part, et, d'autre part, valider que le démantèlement des chemins permet au caribou forestier de persister dans l'habitat environnant. Par conséquent, un programme de suivi des populations qui visera à la fois à faire le point sur l'état du cheptel et à évaluer l'efficacité des solutions devrait être proposé.

Le suivi des indicateurs de la qualité de l'habitat, en particulier celui sur le taux de perturbation, doit se faire au sein d'unités de référence bien définies. Ces unités de références appliquées dans l'ensemble de l'aire d'application du plan de rétablissement doivent s'harmoniser en fonction de chacun des territoires visés par les objectifs (voir section 3) ainsi que des unités de gestion territoriale déjà établies (COS, aires de trappes cries, UTA). Ces unités de référence serviront à calculer les taux de perturbation à chaque période de planification ainsi que leur écart par rapport aux cibles prévues (p. ex., tableau 5). Cette information s'avère essentielle afin d'évaluer l'effet des stratégies, et ce, tant à court terme dans le cadre de l'élaboration des plans d'aménagement forestier intégrés tactiques qu'à plus long terme dans celui de la simulation dans le temps des taux de perturbation (modèles de calcul des possibilités forestières).

L'analyse des perturbations touchant le paysage doit se faire à une échelle appropriée pour considérer l'ensemble des besoins du caribou en habitat et pour établir un diagnostic à l'échelle des hardes. Bien qu'ayant peu de références quant aux superficies utilisées par les hardes, on sait qu'elles peuvent être très grandes dans certains cas ($> 10\,000\text{ km}^2$). L'échelle utilisée et conséquemment la taille des unités d'analyse doivent non seulement permettre de répondre aux besoins de l'espèce, mais aussi considérer le découpage du territoire actuellement utilisé pour sa gestion. À titre d'exemple, une unité d'analyse à l'échelle du domaine vital d'un individu ($\approx 1\,000\text{ km}^2$) pourrait s'avérer trop contraignante pour l'aménagement forestier, considérant le taux maximal de perturbation visé. De plus, dans le cas où une unité d'analyse de $1\,000\text{ km}^2$ représenterait un massif forestier continu, la possibilité de perturber ce massif sur 35 % de sa superficie viendrait y réduire la probabilité d'occurrence des caribous dans ce massif. Dans un tel cas, il faudrait agglomérer plusieurs unités d'analyse pour obtenir, à l'échelle du paysage, un plan d'aménagement qui permet à la fois le maintien du caribou et le maintien d'autres activités (p. ex., aménagement forestier).

À l'opposé, une très grande unité d'analyse pourrait avoir un effet indésirable. En effet, on pourrait atteindre l'objectif de perturbation recherché en maintenant une partie de l'unité d'analyse propice au caribou, tout en éliminant les conditions propices à ce dernier dans une autre portion de l'unité d'analyse. Ainsi, plus la superficie de l'unité d'analyse serait grande, plus cet effet pourrait se produire. Dans un tel contexte, le choix de la superficie de l'unité d'analyse repose sur un compromis entre l'aspect opérationnel de la planification forestière et la possibilité de maintenir des conditions propices au caribou sur l'ensemble de l'aire d'application du Plan.

L'unité d'analyse proposée repose donc non pas sur la superficie occupée par une harde, mais plutôt sur une portion du paysage dans laquelle peut vivre le caribou, et ce, dans l'ensemble de l'habitat du caribou. Il est suggéré d'établir ces unités de références à environ 5 000 km².

7. Conclusion

Les objectifs et les moyens présentés dans ce rapport offrent des options au gouvernement pour que celui-ci établisse une stratégie en vue de l'aménagement de l'habitat du caribou qui représente un compromis raisonnable entre les besoins du caribou et la vitalité économique des communautés dépendantes de la forêt. Notre connaissance de l'état du territoire, en matière de perturbations des forêts ou de qualité de l'habitat, nous amène à conclure que ce n'est pas toute l'aire d'application du plan de rétablissement qui présente des conditions propices au maintien et au rétablissement du caribou forestier. La localisation des meilleurs habitats permet de mieux cibler les interventions, donc d'atténuer les répercussions sur la possibilité forestière tout en augmentant les chances de succès des efforts consentis. Les objectifs énoncés dans ce rapport visent à bien cibler les efforts portant sur les éléments clés de l'habitat pour contribuer au maintien du caribou sur une portion importante de l'aire d'application du plan de rétablissement. La combinaison des différents moyens décrits dans ce rapport permettra d'élaborer une stratégie adaptée aux caractéristiques propres à chacun des territoires visés.

Une première analyse des répercussions sur les possibilités forestières des nouvelles lignes directrices recommandées par l'équipe de rétablissement a d'abord été réalisée par un groupe de travail interministériel (MFFP, 2015). Le présent rapport constitue une autre étape importante dans la démarche ministérielle visant l'application de ces lignes directrices dans un souci d'atténuation des répercussions économiques. À partir des objectifs énoncés et des moyens décrits, il est possible maintenant de décider des actions concrètes à poser à différents endroits de l'aire d'application du plan de rétablissement. La somme de ces actions constituera la stratégie gouvernementale pour l'aménagement de l'habitat du caribou. Le choix des actions concrètes ainsi que leur territoire précis d'application rend possible une deuxième étape d'analyse des conséquences socioéconomiques de la stratégie envisagée. Sur la base de cette analyse, des modifications fines pourront être apportées à celle-ci dans le respect des objectifs poursuivis. Comme des effets négatifs sur les possibilités forestières nous apparaissent incontournables à plusieurs endroits, des mesures d'atténuation économique devraient être envisagées afin de minimiser les conséquences socioéconomiques pour les communautés touchées.

Bien que la protection et la restauration de l'habitat représentent un enjeu majeur pour le maintien du caribou forestier, d'autres actions complémentaires doivent également être proposées afin de maximiser les chances de maintien de l'espèce. C'est pourquoi la stratégie pour l'aménagement de l'habitat du caribou s'inscrit dans le cadre plus global d'un plan gouvernemental de rétablissement du caribou forestier où d'autres actions seront simultanément planifiées.

8. Références

- BASTILLE-ROUSSEAU, G., C. DUSSAULT, S. COUTURIER, D. FORTIN, M.-H. ST-LAURENT, P. DRAPEAU, C. DUSSAULT et V. BRODEUR (2012). *Sélection d'habitat du caribou forestier en forêt boréale québécoise*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, 66 p.
- BEAUCHESNE, D., M. CADOTTE, C. DUSSAULT et M.-H. ST-LAURENT (2014). *Revue de littérature critique sur le contrôle des prédateurs dans un contexte de conservation du caribou forestier au Québec*, rapport scientifique présenté au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Rimouski, Québec, 44 p. + vii.
- BEKOFF, M. (2014). "An 'experiment' under the guise of conservation involved massive killing", *Animal Emotions* [<https://www.psychologytoday.com/blog/animal-emotions/201502/killing-canadian-wolves-violated-accepted-welfare-guidelines>].
- BENITEZ-LOPEZ, A., R. ALKEMADE et P. A. VERWEIJ (2010). "The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird population: A meta-analysis", *Biological Conservation*, 143(2010): 1307-1316.
- BOURBONNAIS, N. et B. ROCHETTE (2012). *Inventaire aérien du caribou forestier dans le secteur des rivières Manicouagan et Toulouste en mars 2009*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise de la faune, des forêts et du territoire de la Côte-Nord, 31 p.
- COURTOIS, R. (2003). *La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu*, thèse de doctorat, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 350 p.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, L. BRETON, A. GINGRAS et C. DUSSAULT (2003). "Population dynamics and space use of forest-dwelling caribou in fragmented landscapes", chapitre 6 dans *La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu*, thèse de doctorat, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 350 p.
- DUSSAULT, C. (2003). *Inventaire du caribou forestier (Rangifer tarandus) à l'hiver 2003 au Saguenay-Lac-Saint-Jean*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay-Lac-Saint-Jean, 9 p.
- DUSSAULT, C. (2004). *Inventaire du caribou forestier à l'hiver 2004 au Saguenay-Lac-Saint-Jean*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay-Lac-Saint-Jean, 9 p.
- DUSSAULT, C. (2013). *Inventaire du caribou forestier à l'hiver 2012 au Saguenay-Lac-Saint-Jean*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay-Lac-Saint-Jean, 20 p.
- DUSSAULT, C. et S. GRAVEL (2008). *Inventaire du caribou forestier à l'hiver 2007 au Saguenay-Lac-Saint-Jean*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay-Lac-Saint-Jean, 9 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA (2011). *Évaluation scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (Rangifer tarandus caribou) au Canada*, mise à jour 2011, 116 p. et annexes.
- ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER DU QUÉBEC (2013a). *Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou)*, produit pour le compte du ministère du Développement durable, de la Faune et des Parcs, 24 p. + 1 annexe [<http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/faune/especes/lignes-directrices-amenagement-habitat.pdf>].
- ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER DU QUÉBEC (2013b). *Plan de rétablissement du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) au Québec — 2013-2023*, produit pour le compte du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Faune Québec, 110 p. [<http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/faune/especes/Plan-retablissement2013-2023.pdf>].
- FORTIN, D., P.-L. BUONO, A. FORTIN, N. COURBIN, C. TYE GINGRAS, P. R. MOORCROFT, R. COURTOIS et C. DUSSAULT (2013). "Movement responses of caribou to human-induced habitat edges lead to their aggregation near anthropogenic features", *American Naturalist*, 181(6): 827-836.

- GAGNON, R. et H. MORIN (2001). « Les forêts d'épinette noire du Québec : dynamique, perturbations et biodiversité », *Le Naturaliste canadien*, 125: 26-35.
- GENIVAR (2012a). *Rapport d'activités de permis SEG*.
- GENIVAR (2012b). *Rapport d'étude – Inventaire et suivis télémétriques du caribou forestier du Nitassinan de Nutashkuan* — Projet FAEP 2011-2012, rapport d'étude de GENIVAR présenté au Conseil de la Nation innue de Nutashkuan, 13 p. et annexes.
- GIRARD, F., S. PAYETTE et R. GAGNON (2008). "Rapid expansion of lichen woodlands within the closed-crown boreal forest zone over the last 50 years caused by stand disturbances in eastern Canada", *Journal of Biogeography*, 35(3): 529-537.
- GUAY, D. et J. PELTIER (2008). *Inventaire aérien du caribou forestier dans le secteur des rivières Praslin et Betsiamites en février 2006*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 12 p.
- HEPPELL, S. (2015). *Inventaire aérien du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) au nord du réservoir Manicouagan en mars 2014*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Côte-Nord, 18 p. + annexes.
- HEPPELL, S. et J. MAINGUY (en préparation). *Compte-rendu des opérations de l'hiver 2014 sur le caribou forestier dans l'unité d'aménagement 093-52*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Côte-Nord et Direction de la faune terrestre et de l'avifaune.
- HEPPELL, S., A. MASSE, A. ST-LOUIS et I. THIBAUT (2013). *Projet d'acquisition de connaissances sur le caribou forestier dans l'aire d'entraînement militaire CYA 733 — Rapport final — travaux 2012-2013*, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec, 36 p.
- HINS, C., J.-P. OUELLET, C. DUSSAULT et M.-H. ST-LAURENT (2009). "Habitat selection by forest-dwelling caribou in managed boreal forest of eastern Canada: Evidence of a landscape configuration effect", *Forest Ecology and Management*, 257: 636-643.
- HOGUE-HUGRON, S. (2010). *La recolonisation spontanée des bancs d'emprunt et essais de restauration à l'aide de bryophytes et de lichens*, mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, ix + 104 p.
- HYDRO-QUÉBEC (2014). *Centrales de l'Eastmain-1-A et de la Sarcelle et dérivation Rupert : Suivi de l'original 2014*.
- JETTÉ, J.-P., M. LEBLANC, M. BOUCHARD et N. VILLENEUVE (2013a). *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré, Partie I – Analyse des enjeux*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 150 p.
- JETTÉ, J.-P., M. LEBLANC, M. BOUCHARD, N. VILLENEUVE et S. DÉRY (2013b). *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré, Partie II – Solution aux enjeux*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 159 p.
- LEBLOND, M. (2013). *Impacts des routes sur le comportement et la survie du caribou forestier*, thèse de doctorat, Université du Québec à Rimouski, 192 p.
- LEBLOND, M., C. DUSSAULT, D. BOISJOLY, J. MAINGUY, P. DRAPEAU, M.-H., ST-LAURENT, P.-O., BOUDREAU et S. GALLAIS (2015). *Identification de secteurs prioritaires pour la création de grandes aires protégées pour le caribou forestier*, pour le Groupe de mise en œuvre sur les aires protégées de l'Équipe de rétablissement du caribou forestier au Québec, Équipe de rétablissement du caribou forestier au Québec, Québec, 28 p. + annexe.
- LECLERC, M., C. DUSSAULT et M.-H. ST-LAURENT (2012). "Multiscale assessment of the impacts of roads and cutovers on calving site selection in woodland caribou", *Forest ecology and management*, 286: 59-65.

- LESMERISES, R. (2011). *Évaluation de la valeur des massifs de forêt résiduelle pour la conservation du caribou forestier* (Rangifer tarandus caribou), mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 113 p.
- LESMERISES, R., J.-P. OUELLET et M.-H. ST-LAURENT (2013). "The influence of landscape matrix on isolated patch use by wide-ranging animals: conservation lessons for woodland caribou", *Ecology and Evolution*, 3(9): 2880-2891.
- MFFP (2015). *Analyse de l'intégration des lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier (2013) dans la planification territoriale*, rapport du Groupe de travail sur l'intégration des lignes directrices 2013, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques et Bureau du forestier en chef, ix + 42 p. + 1 annexe (document préliminaire).
- MFFP (en préparation). *Inventaire de la population de caribous forestiers de la harde Assinica en mars 2013*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune du Nord-du-Québec et Gouvernement de la nation crie.
- MRN (2013). *Rapport du comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables*, Secteur des forêts, 148 p. + 6 annexes.
- MRNF (2007). Techniques de fermeture de chemins du domaine de l'État, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 33 p. [https://bmbb.gouv.qc.ca/media/21251/technique_fermeture_chemins_2007.pdf].
- PARÉ, M. et L. JOURDAIN (2002). *Rapport sur l'inventaire aérien du caribou dans la partie sud-ouest de la Municipalité de la Baie-James*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue, 17 p.
- PARÉ, M., L. JOURDAIN et M. BÉLANGER (2009). *Rapport sur l'inventaire du caribou dans la partie sud-ouest de la Municipalité de la Baie-James, en mars 2006*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune, Rouyn-Noranda, 13 p.
- RENAUD, L.-A. (2011). *Rôles potentiels des aires protégées dans une stratégie territoriale de rétablissement du caribou forestier*, revue de littérature présentée au Groupe de mise en œuvre sur les aires protégées de l'Équipe de rétablissement du caribou forestier au Québec, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 71 p. et annexes.
- RENAUD, L.-A., M. LEBLOND, D. BEAUCHESNE et M.-H. ST-LAURENT (2010). *Synthèse des connaissances relatives aux impacts du réseau routier sur l'écologie du caribou forestier*, rapport présenté à l'Équipe de rétablissement du caribou forestier, Groupe de mise en œuvre sur le développement anthropique, Université du Québec à Rimouski, Université Concordia, 21 p.
- ROCHE (2012). *Rapport d'activités de permis SEG*.
- ROCHETTE, B. (2003a). *Compte rendu des opérations du printemps 2002, dans le cadre de l'entente Kruger-FAPAQ-MRN sur le caribou forestier dans l'aire commune 093-20*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 12 p.
- ROCHETTE, B. (2003b). *Compte rendu des opérations du printemps 2003 dans le cadre de l'entente Kruger-FAPAQ-MRN sur le caribou forestier dans l'aire commune 093-20*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 8 p.
- ROCHETTE, B. (2007). *Compte rendu des travaux d'inventaire du caribou forestier effectués dans le secteur Manic-Outardes en mars 2007*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 12 p.
- ROCHETTE, B. et A. GINGRAS (2001). *Inventaire aérien de l'île René-Levasseur*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 10 p. + 4 annexes.
- ROCHETTE, B. et A. GINGRAS (2003). *Inventaire aérien du caribou forestier dans le secteur Manicouagan/Toulnostouc en mars 2003*, Société de la Faune et des Parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 10 p.

- ROCHETTE, B. et A. GINGRAS (2004). *Inventaire aérien du caribou forestier dans les secteurs Manicouagan/Moisie en mars 2004*, ministère des Ressources naturelles de la Faune et des Parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 15 p.
- ROCHETTE, B. et A. GINGRAS (2005). *Compte rendu des opérations de l'année 2004-2005 dans le cadre de l'entente Kruger-MRNF (secteurs Faune Québec et Forêt Québec) sur le caribou forestier dans l'aire commune 093-20*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Secteur Faune Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 12 p.
- ROCHETTE, B. et A. GINGRAS (2006). *Inventaire aérien du caribou forestier dans les secteurs Natashquan, Rivière-Saint-Jean et Moisie en mars 2005*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, secteur Faune Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 16 p.
- SNC-LAVALLIN (2012). *Rapport d'activités de permis SEG*.
- ST-PIERRE, D. et S. RIVARD (2002). *Inventaire aérien du caribou dans le secteur sud du projet de parc Mistassini-Albanel-Témiscamie-Monts Otish*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Nord-du-Québec, 6 p.
- SUTHERLAND, B. J. (2000). *Comparison of five treatments used to rehabilitate compacted landings*, FERIC, Vancouver, B.C., 1(16), 12 p.
- TREMBLAY-GENDRON, S. (2012). *Influence des proies sur le déplacement d'un prédateur : étude du système loup-origanal-caribou*, mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski.
- TROMBULAK, S. C. et C. A. FRISSELL (2000). "Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities", *Conservation Biology*, 14(1): 18-30.
- WITTMER, H. U., B. N. MCLELLAN, R. SERROUYA et C. D. APPS (2007). "Changes in landscape composition influence the decline of a threatened woodland caribou population", *Journal of Animal Ecology*, 76: 568-579.
- WSP (2014). *Rapport d'étude— Inventaire et suivis télémétriques du caribou forestier du Nitassinan de Nutashkuan — Projet FAEP 2013-2014*, rapport d'étude de GENIVAR présenté au Conseil de la Nation innue de Nutashkuan, 13 p. et annexes.

ANNEXE 1

Stratégie de gestion des voies d'accès

Annexe 1 – Stratégie de gestion des voies d'accès

Les analyses préliminaires qui ont été réalisées dans le cadre des travaux du MFFP (2015) démontrent que les chemins forestiers et les autres infrastructures de transport (classes A et E) provoquent près de 50 % des perturbations en forêt aménagée (tableau A1.1). Cela correspond à la zone sud de l'aire de répartition du caribou forestier. Ainsi, la contribution supplémentaire des perturbations temporaires causées par les coupes (10 %) et les incendies (5 %) est relativement faible (tableau A1.1). Mentionnons que la zone d'influence des perturbations à caractère permanent (p. ex., chemins) a préséance sur celle des perturbations temporaires (coupes) lors du calcul des taux de perturbation cumulés.

Tableau A1.1. Contribution relative des différents groupes de perturbations pour chacune des zones du plan et des régions administratives.

| Zone du plan | Région administrative | Contribution relative (%) de chaque groupe de perturbation | | | | | | | Taux de perturbation Total (%) |
|---------------|-----------------------|--|----------|----------|----------|-----------|-----------|-----------|--------------------------------|
| | | A | B | C | D | E | F | G | |
| Sud | 10 | 2 | 2 | 0 | 0 | 12 | 14 | 13 | 43 |
| | 02 | 8 | 2 | 2 | 0 | 43 | 5 | 10 | 69 |
| | 09 | 2 | 2 | 1 | 0 | 17 | 7 | 5 | 34 |
| | Total | 8 | 2 | 2 | 0 | 42 | 5 | 10 | 69 |
| Centre | 10 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 38 | 0 | 43 |
| | 02 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 0 | 16 |
| | Total | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 18 | 0 | 18 |
| Est | 09 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0 | 12 |
| Nord | 10 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 22 | 0 | 25 |
| | 09 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 12 | 0 | 13 |
| | Total | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 20 | 0 | 22 |

- A Chemins de classes hors norme, 1 et 2 et infrastructures de transport
- B Sites ou équipement à des fins d'utilité publique, à des fins commerciales ou industrielles, à des fins personnelles (autres équipements), à des fins récréatives, éducatives, culturelles ainsi que sites ou équipements ou de production énergétique
- C Baux de villégiature
- D Baux d'abri sommaire
- E Chemins de classes 3, 4, non classés et inconnus
- F Incendies
- G Coupes forestières et chemins d'hiver

En conséquence, une stratégie cohérente des voies d'accès est indispensable pour favoriser le maintien d'habitats de qualité pour le caribou forestier. Cette stratégie doit chercher à trouver des solutions qui permettront d'atténuer l'empreinte du réseau sur l'habitat, tant pour les voies d'accès déjà aménagées que futures. Les objectifs de la stratégie viseront à :

- minimiser les perturbations permanentes (pertes d'habitats);
- minimiser l'accès aux véhicules motorisés (dérangement humain);
- minimiser les risques de prédation (voies d'accès pour les prédateurs, possibilités de rencontre);
- augmenter la protection des sites de mise bas;
- remettre en production des superficies de chemins;

- mieux émuler les perturbations naturelles;
- prendre en compte d'autres enjeux environnementaux;
- minimiser l'occupation du territoire après le déploiement du nouveau réseau routier.

Les sections suivantes présentent les détails associés à la stratégie des voies d'accès qui s'articulent autour de deux axes : la gestion des voies d'accès déjà aménagées (axe 1) ainsi que la gestion des futures voies d'accès (axe 2).

Axe 1 : Gestion des voies d'accès déjà aménagées

La fermeture⁴ et le démantèlement⁵ avec végétalisation des chemins ou des tronçons de chemins des voies d'accès semblent être des solutions envisageables qui permettraient d'atténuer les effets cumulatifs des perturbations sur l'habitat. Ces pratiques sont de plus en plus répandues en Amérique du Nord afin de répondre à divers enjeux de protection. Au Canada, d'autres provinces, notamment l'Ontario, l'Alberta et la Saskatchewan, déploient des stratégies similaires. Compte tenu des effets connus ou appréhendés des chemins sur le caribou forestier et leurs prédateurs, il est raisonnable de penser que le démantèlement atteint davantage les objectifs poursuivis de restauration de l'habitat que la seule fermeture par blocage.

1.1 Méthodes de fermeture de chemins

Le démantèlement du réseau routier implique plusieurs opérations (MRNF, 2007) qui serviront à répondre aux objectifs précités.

a) Fermeture physique des accès (blocage)

Restreindre l'utilisation des voies d'accès est une condition essentielle pour favoriser leur réhabilitation et minimiser le dérangement anthropique du caribou. Cela peut se faire à l'aide de blocs de béton à des endroits stratégiques ou par l'enlèvement de ponceaux. L'utilisation d'affichage adéquat aux endroits stratégiques est nécessaire et il faut prévoir la diffusion d'information aux différents utilisateurs avant la réalisation des travaux.

b) Enlèvement des ouvrages de franchissement de cours d'eau des tronçons des chemins prévus pour la désactivation

La prise en compte des répercussions sur l'habitat du poisson est un aspect incontournable lors de la désactivation des routes forestières, puisqu'il ne sera plus possible d'entretenir ces infrastructures. Les travaux nécessaires pour l'excavation et la stabilisation des berges peuvent être onéreux en fonction du nombre requis d'interventions. C'est un élément à considérer dans la planification des interventions.

c) Décompactage des surfaces de roulement et épandage de matière organique

Dans certains cas, il sera nécessaire de procéder au décompactage des surfaces de roulement pour favoriser la pénétration de l'eau et la reprise de la régénération. Bien que différentes techniques et divers équipements puissent être envisagés pour remanier ces surfaces sur la base de différentes observations de travaux qui ont été réalisés en Ontario (Sutherland, 2000), l'utilisation d'un bouteur muni d'une défonceuse serait la technique la plus efficace. Pour des surfaces qui présentent des degrés de compaction plus faible, on peut envisager l'utilisation de scarificateurs à disques courants pour remanier les surfaces. L'ajout de matières organiques sur le matériau minéral du chemin facilitera la rétention d'eau et l'apport en nutriment. Cette étape sera importante si

⁴ Technique qui, au minimum, bloque l'accès aux véhicules motorisés.

⁵ Technique qui, au minimum, stabilise et restaure les lieux. Le démantèlement peut inclure ou non une végétalisation ou une remise en production en essences commerciales.

la planification prévoit le reboisement en essences commerciales dans le chemin (surface de roulement et accotements).

d) Reboisement

Le reboisement en essences commerciales (épinette noire, pin gris) des surfaces de roulement contribue au démantèlement permanent des accès et redonne aux superficies leur vocation de production ligneuse. Pour certains sites, il est également possible de procéder à une végétalisation en essences arborées ou arbustives sans attrait particulier pour les ongulés (l'aulne crispé, à raison de 1 500 plants/ha).

En résumé, il pourrait en coûter de 3 500 \$ à 4 500 \$ par kilomètre pour procéder à une remise en production des chemins dans un scénario qui n'inclut pas la mise en place d'un blocage (l'enlèvement des ponceaux est jugé suffisant dans la majorité des cas; tableau A1.2). Cette estimation peut toutefois varier étant donné que la majorité des coûts sont liés au démantèlement des ouvrages de franchissement de cours d'eau.

Tableau A1.2. Évaluation sommaire des coûts pour le démantèlement de chemins selon les différentes étapes.

| Techniques | Coûts |
|---|--|
| Blocage | Environ 1 000 \$/intervention |
| Décompactage du chemin (bouteur muni d'une défonceuse) | Productivité moyenne de 750 m/HMP — 400 \$/km |
| Enlèvement des ouvrages de franchissement de cours d'eau | Ponceaux — 1 500 \$/intervention Ouvrages majeurs — 2 500 à 3 000 \$/intervention |
| Épandage de matière organique | Environ 400 \$/km |
| Plantation (EPN, PIG) | 400 \$/ha à 600 \$/ha |

1.2 Analyse du réseau et planification des interventions de démantèlement

L'analyse du réseau routier est une étape indispensable au déploiement des stratégies de démantèlement des chemins. Elle permet de favoriser la cohérence quant aux besoins d'accès au territoire et d'optimiser les interventions.

L'analyse du réseau routier doit donc pouvoir dégager les liens opérationnels qui doivent être maintenus sur le territoire. L'analyse doit aussi permettre de cibler les axes routiers qui donnent accès aux différents usages permis par les droits d'utilisation octroyés. La très grande majorité sera associée aux baux de villégiature, mais il faudra nécessairement considérer toute la gamme des utilisations et des équipements en place qui font l'objet de droits d'utilisation, dont :

- les accès stratégiques à la ressource (généralement les grands accès routiers de classes 1 et 2);
- les utilisations qui font l'objet d'un droit (bail ou autorisation formelle) comme les territoires fauniques structurés, les équipements de production et de transport d'énergie, les antennes de télécommunications, les stations de météorologie, etc.;
- les axes routiers qui donnent accès à des secteurs d'activité majeurs, de notoriété reconnue ou qui répondent à d'autres préoccupations précises (grands lacs de pêche, sécurité publique, etc.). Cela implique un certain discernement de la part de l'analyste.

Les activités non formelles (petits lacs de pêche, secteurs de chasse et équipements qui ne font pas l'objet d'un droit) sont quant à elles plus difficiles à considérer. Les connaissances locales pourront servir à déterminer ces

enjeux. Ultimement, l'analyse doit permettre d'isoler uniquement les axes routiers secondaires donnant accès à la ressource forestière.

1.3 Effets des stratégies de gestion du réseau routier sur les taux de perturbation

Le caractère permanent des perturbations liées au réseau routier est le facteur ayant le plus d'influence sur les taux de perturbation dans le temps, puisqu'il limite le recrutement de superficies qui pourront devenir des habitats utilisables par le caribou forestier. Des gains peuvent être réalisés par la gestion des taux de perturbation de nature permanente en appliquant une stratégie de démantèlement des chemins.

L'exemple ci-dessous permet de visualiser l'effet des perturbations occasionnées par le réseau routier ainsi que par les autres équipements de nature anthropique installés dans un compartiment d'organisation spatiale. Afin de mieux isoler cet effet, les perturbations issues de la récolte et des incendies n'ont pas été considérées. Dans cet exemple, le réseau routier total est de 195 km, dont 81 km sont des chemins d'hiver qui ne sont pas considérés à titre de perturbations permanentes (figure A1.1).

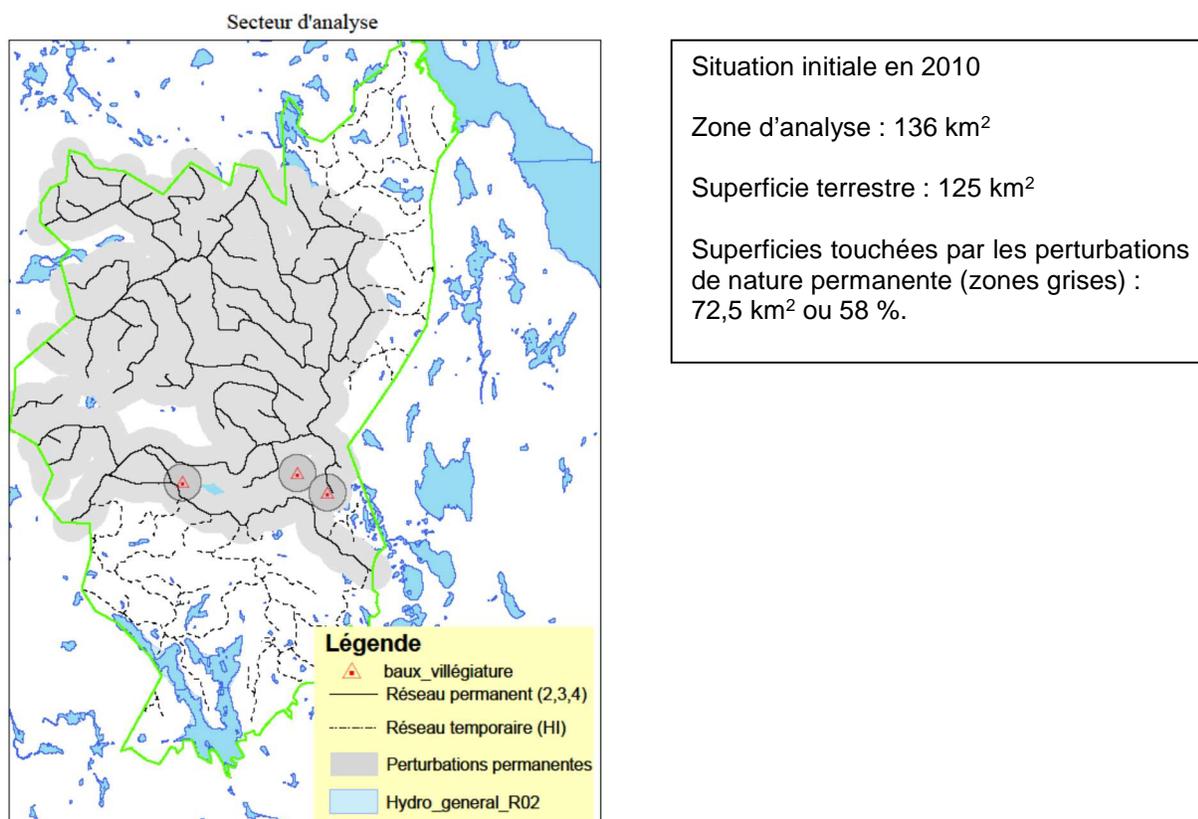


Figure A1.1. Exemple de l'importance des perturbations anthropiques (chemins et villégiature) à l'échelle d'un COS.

Le réseau routier de classes 2, 3 et 4, tel qu'il est représenté dans cet exemple, provoque des perturbations permanentes sur près de 60 % de l'unité d'analyse. L'effet des perturbations liées aux baux de villégiature est négligeable étant donné qu'il est capté par l'effet du réseau routier. Dans un contexte où le seuil de perturbation optimal pour le caribou forestier est de 35 %, cet exemple illustre bien la problématique associée à l'effet du réseau routier.

Lors de la mise en œuvre des stratégies de démantèlement des voies d'accès, l'analyse du réseau routier doit permettre de dégager les accès qui doivent être maintenus pour assurer l'usage des droits consentis *versus* le réseau routier qui donne accès à la ressource forestière et qui pourra être remis en production. Cette analyse doit également intégrer une réflexion sur les coûts et les bénéfices associés aux efforts à déployer ainsi qu'aux gains sur les taux de perturbation (figure A1.2).

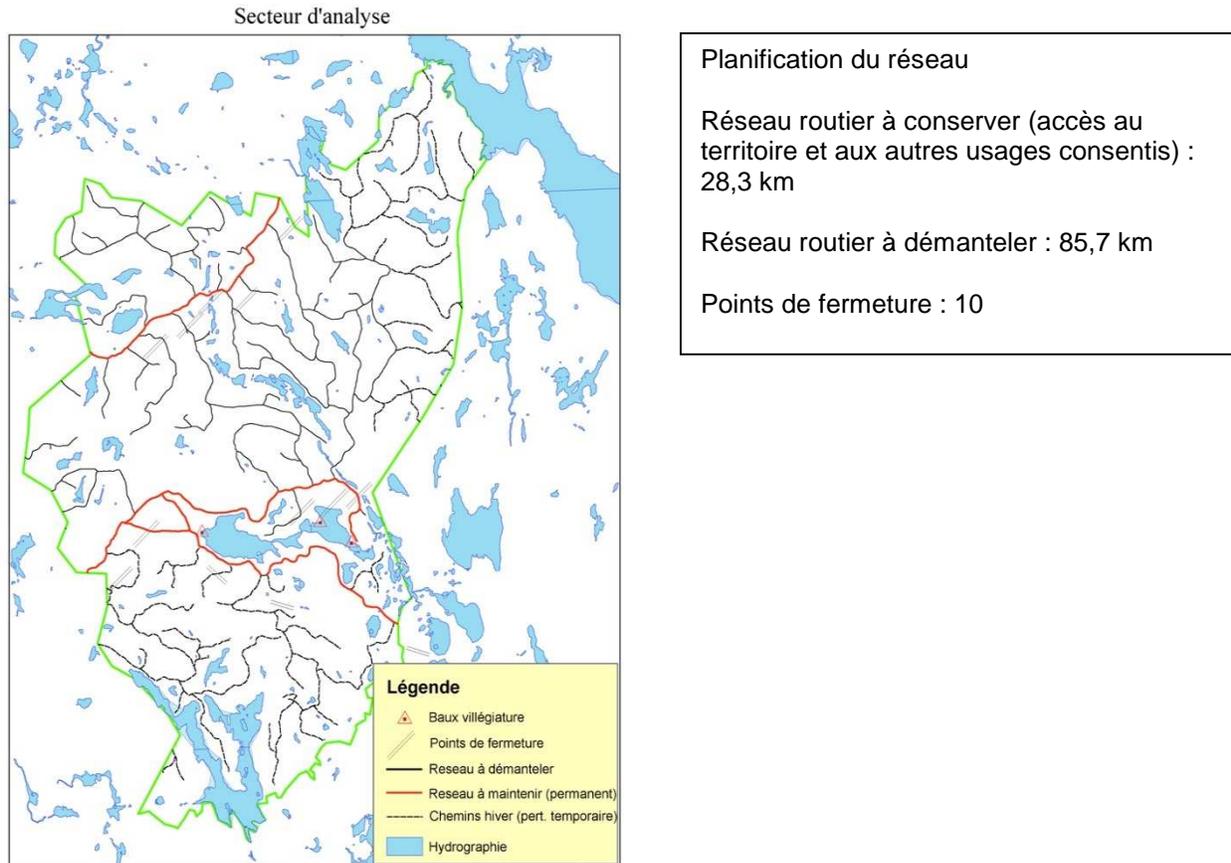


Figure A1.2. Secteur d'analyse — Analyse du réseau routier (stratégie de rationalisation du réseau routier).

La figure A1.3 illustre les effets positifs sur les taux de perturbation permanente associés au démantèlement du réseau routier qui auront été déterminés lors de la planification des interventions. Dans cet exemple, le démantèlement des 85 km de chemins permettrait de passer à des taux de perturbation permanente de 58 à 19 %. En pratique, ils pourront être considérés au même titre que les chemins d'hiver si les accès ont été éliminés et la régénération s'y est installée de façon satisfaisante (horizon de 50 ans).

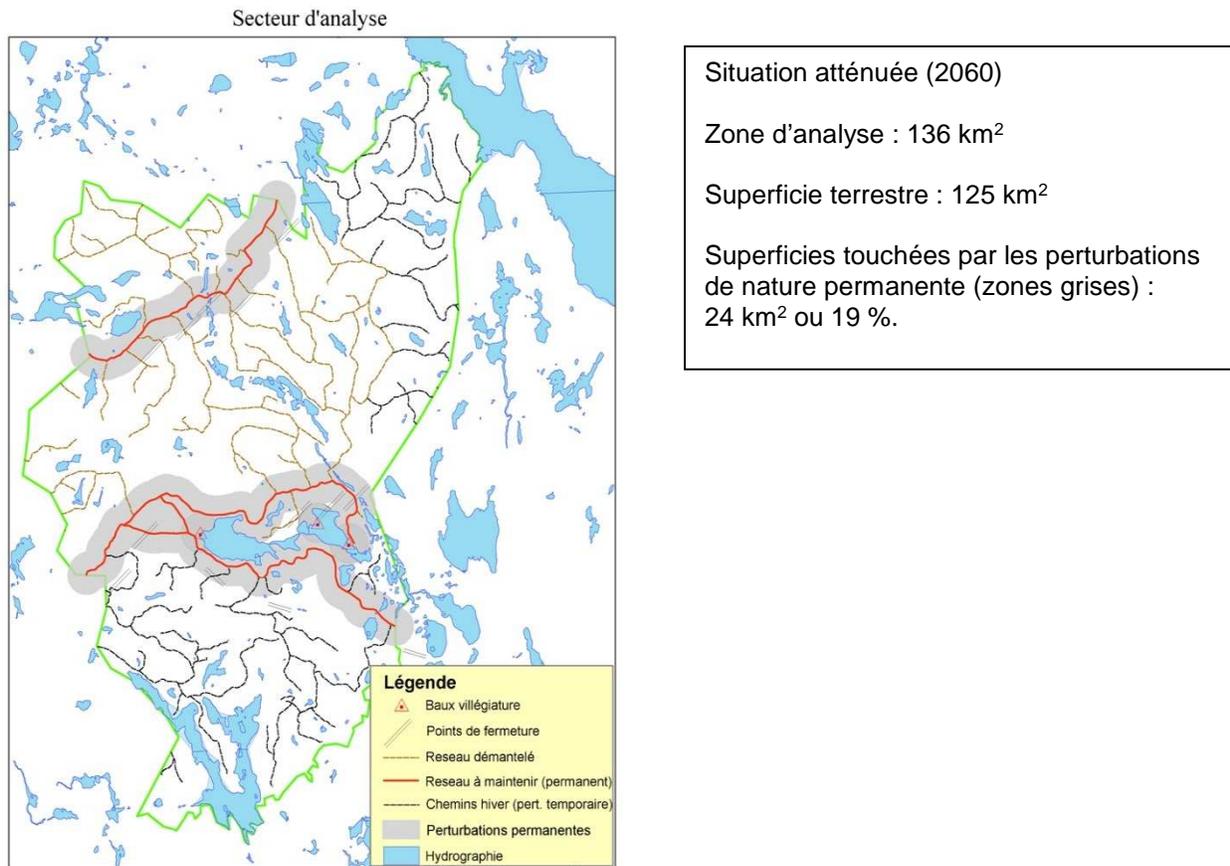


Figure A1.3. Exemple d'effets de la stratégie de démantèlement de chemins lors de la planification des interventions.

Axe 2 : Gestion des futures voies d'accès

La gestion des voies d'accès pour les interventions futures, précédant l'établissement d'un réseau routier majoritairement temporaire dans les chantiers de récolte, est également une solution prometteuse visant à minimiser les répercussions sur les possibilités forestières et l'habitat du caribou forestier. La prise en compte des enjeux associés aux besoins du caribou au moment de la planification des travaux présente des avantages évidents sur le plan opérationnel et surtout en matière d'acceptabilité sociale. L'esprit général de la stratégie dans les secteurs ciblés vise un changement de la vocation « multiple » d'une grande partie du réseau routier à déployer (qui revêt un caractère plus permanent) en vue d'une vocation dite « spécifique », ne donnant accès au territoire forestier que pendant la séquence des travaux (caractère temporaire).

La récolte en période hivernale est une première solution qui semble se prêter naturellement à l'objectif d'atténuer l'empreinte des travaux de récolte et d'instaurer un réseau routier à caractère temporaire. Toutefois, le besoin de maintenir une certaine quantité d'approvisionnement tout au long de l'année, ainsi que d'autres contraintes liées à des aspects de ressources matérielles et humaines, peut nécessiter d'intervenir à d'autres périodes. Le démantèlement de la majorité du réseau routier estival après la récolte est donc inévitable et cette solution n'est pas sans effets sur les frais d'exploitation. Afin de minimiser l'augmentation de ces frais en été,

une nouvelle approche opérationnelle doit être déployée, ce qui nécessitera une adaptation importante aux façons de faire actuelles :

- Procéder à des agglomérations de coupes, dans lesquelles la récolte serait effectuée en une passe, afin de permettre le démantèlement des chemins après la remise en production des superficies récoltées;
- Augmenter les distances de débardage afin de réduire le réseau routier au minimum;
- Procéder au démantèlement ou à la remise en production de la majorité du réseau routier dans les agglomérations de coupes.

Sur le plan opérationnel, la mise en œuvre d'une telle approche est tout à fait réalisable (annexe 2). Dans les conditions réglementaires actuelles, les frais directs d'exploitation additionnels ont été estimés à 0,26 \$/m³ (annexe 3). Étant donné que la majorité de ces frais est liée au démantèlement des ouvrages de franchissement de cours d'eau, des économies importantes seraient possibles avec la construction d'ouvrages temporaires. Une dérogation réglementaire au RNI (Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État) ou RADF pourrait toutefois être nécessaire. Il est important de souligner que des modifications devraient également être apportées aux modalités d'aménagement écosystémique, notamment en ce qui a trait à l'enjeu de l'organisation spatiale des forêts dans la pessière à mousses dans les territoires où s'appliquerait cette solution.

Quant aux opérations d'hiver, cette solution n'offre aucun avantage compte tenu du faible coût de construction des chemins. Aucun changement majeur n'est donc à prévoir quant à ces opérations hormis la remise en production des chemins en soi. Au sein d'un même chantier, l'optimisation des secteurs exploités en hiver *versus* ceux qui le sont en été est aussi d'une grande importance pour minimiser les coûts et faciliter l'application de la stratégie sylvicole.

D'autres formes d'optimisation pourraient être envisagées et analysées afin de dégager des économies lors de la construction des chemins. L'utilisation de chemins de classe 5 avec des camions standards est un bon exemple. Ainsi, si des économies sont possibles dans certains cas, celles-ci pourraient être réinvesties dans le démantèlement des chemins.

2.1 Analyse du réseau routier et planification des interventions

Lors de la planification des opérations forestières et du futur réseau routier, une analyse détaillée sera essentielle afin d'établir les segments névralgiques de chemin forestier à maintenir en place *versus* ceux destinés à être démantelés. Dans ce contexte, les principaux critères qui devront être pris en considération sont :

- les segments routiers névralgiques donnant accès aux territoires environnants;
- les superficies nécessitant des travaux sylvicoles ultérieurs;
- les segments routiers problématiques pour un scénario de démantèlement des chemins (p. ex., un segment routier avec de nombreux ponceaux);
- le coût ou le bénéfice potentiel sur l'atténuation du taux de perturbation dans les secteurs ayant fait l'objet de coupes dans les dernières années;
- le maintien de l'usage des différents droits octroyés sur le territoire (peu fréquent dans le type de paysage visé par cette solution).

Afin de mettre en œuvre une telle modification, la stratégie sylvicole devra être validée. Cela implique que, pour la majorité de la superficie dans ces chantiers, aucune intervention sylvicole ultérieure à la plantation (p. ex., dégagement, éclaircie précommerciale, éclaircie commerciale) ne pourra être réalisée avant la prochaine coupe finale. Si certaines superficies nécessitent des interventions particulières à certains stades de développement

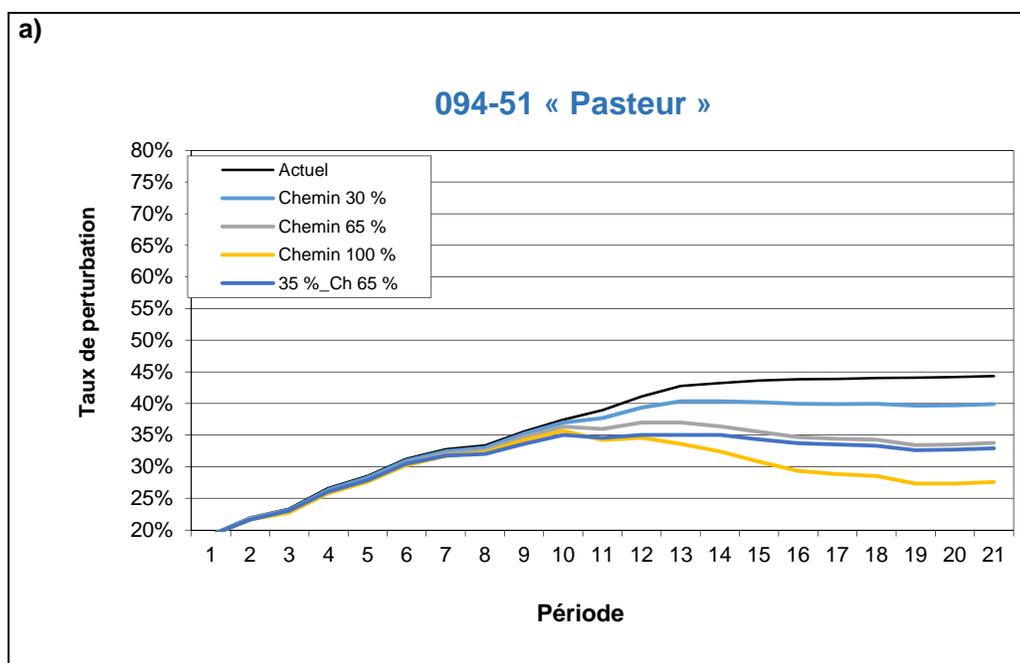
donnés, ces dernières pourront influencer l'analyse qui déterminera le réseau routier névralgique à maintenir en place.

2.2 Effets de la stratégie sur les taux de perturbation et les possibilités forestières

Une analyse de sensibilité sur les taux de perturbation futurs et les possibilités forestières a été menée par le Bureau du forestier en chef dans quatre unités d'aménagement (024-51, 024-52, 094-51 et 095-51) afin d'explorer l'effet du démantèlement des nouveaux chemins. L'effet de trois taux de démantèlement des chemins (30, 65 et 100 % en perturbation temporaire) a été fixé arbitrairement pour explorer l'effet de l'application de cette solution. Un quatrième scénario consistait à évaluer un taux de démantèlement de chemins intermédiaires (65 % de perturbation temporaire) combiné à l'application du seuil de perturbation de 35 % (35 %_ch 65 %).

Comparativement à une stratégie où tous les chemins sont permanents, le démantèlement des chemins se traduit par une réduction de 5 à 20 % (figure A1.4) du taux de perturbation à long terme (plus de 50 ans) selon les différents scénarios. Le démantèlement des chemins permet donc de réduire le taux de perturbation et d'ainsi recréer l'habitat favorable au caribou à long terme. Elle offre également la possibilité d'atténuer les répercussions sur les possibilités forestières lorsqu'une contrainte sur le taux de perturbation est appliquée (tableau A1.3). Ces cas surviennent généralement lorsque le taux de perturbation au départ est faible et que le seuil (p. ex., 35 %) est atteint dans plus de 50 ans (figure 25; 09451 « Pasteur »). Cependant, lorsque l'on cherche à réduire le taux de perturbation à court terme (pendant les premiers 50 ans), cette solution est peu efficace pour atténuer les répercussions, puisqu'elle n'influence pas le nombre de perturbations à court terme. Dans ces cas, une réduction du volume de récolte (p. ex., réduction de la coupe et de la longueur des chemins associés), parallèlement aux autres solutions à l'étude, permet de diminuer le taux de perturbation à court terme.

Dans le contexte d'application dans les VEP, cette solution semble très prometteuse pour atténuer les répercussions sur les possibilités forestières, car le taux de perturbation actuel sera passablement faible dans ces zones. Dans bien des cas, les VEP sont localisés dans la frange résiduelle de la forêt boréale vierge.



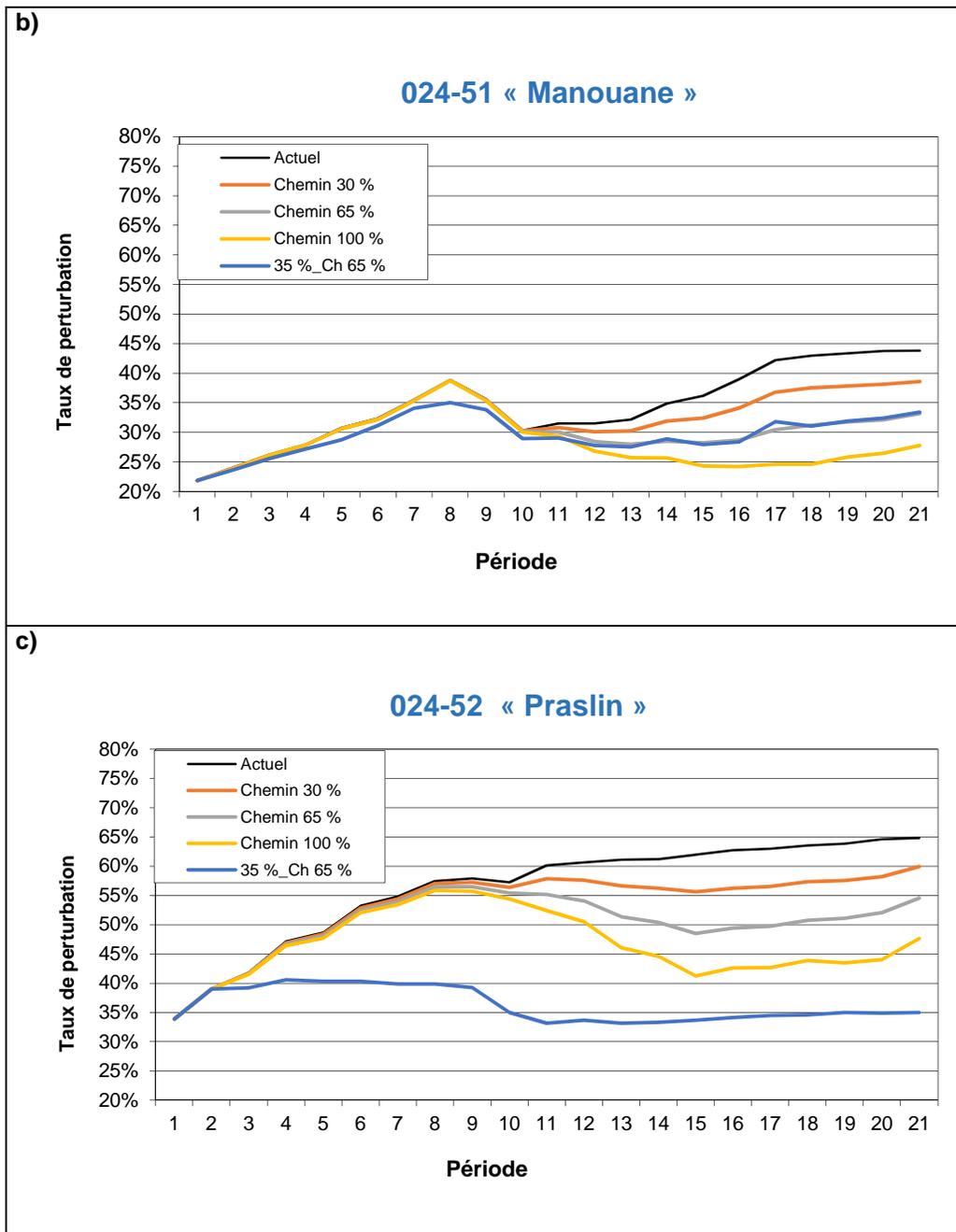


Figure A1.4. Exemple de l'évolution du taux de perturbation des scénarios à l'étude pour les unités caribou Pasteur (a), Manouane (b) et Praslin (c).

Tableau A1.3. Résumé des analyses de sensibilité menées sur l'effet du démantèlement des chemins. Les résultats montrent que l'effet de cette solution varie fortement en fonction du contexte de chaque unité d'aménagement.

| UA\Exemple d'une unité caribou | Répercussions sur les possibilités forestières | Précisions |
|--------------------------------|--|---|
| 094-51 | Initiales ¹ : -12 % Atténuées ² : -4 % | Cette UA comporte trois unités caribou dont le taux de perturbation est inférieur à 35 %. Par conséquent, la contrainte de 35 % a été appliquée à toutes ces unités. En démantelant la majorité du réseau routier, les répercussions sont atténuées de 8 %. |
| 095-51 | Initiales ¹ : -18 % Atténuées ² : 0 % | Cette UA comporte une seule unité caribou dont le taux de perturbation est faible au départ (environ 15 %). En démantelant la majorité du réseau routier, les répercussions deviennent nulles. |
| 024-51 | Initiales ¹ : -1 % Atténuées ² : -1 % | Cette UA comporte deux unités caribou. Le taux de perturbation est inférieur à 35 % pour l'une et est très élevée l'autre. Par conséquent, la contrainte de 35 % a été appliquée à une seule unité. En démantelant la majorité du réseau routier, les faibles répercussions de 1 % n'ont pas été notablement atténuées. |
| 024-52 | Initiales ¹ : -36 % Atténuées ² : -34 % | Cette UA comporte deux unités caribou. Le taux de perturbation est légèrement inférieur à 35 % pour l'une et très élevé pour l'autre. Par conséquent, la contrainte de 35 % a été appliquée à une seule unité. En démantelant la majorité du réseau routier, les répercussions de 36 % n'ont pas été notablement atténuées. |

1 : Les répercussions initiales correspondent au scénario où est appliquée la contrainte de 35 % au taux de perturbation sans que les chemins soient démantelés, comparativement au scénario de référence (scénario d'aménagement actuel avec application des plans caribou sur 30 périodes).

2 : Les répercussions atténuées correspondent au scénario où est appliquée la contrainte de 35 % au taux de perturbation et aux hypothèses de démantèlement du réseau routier (le scénario de 65 % en perturbation temporaire a été retenu, puisque ce dernier est le plus réaliste sur le plan opérationnel) comparativement au scénario de référence (scénario d'aménagement actuel avec application des plans caribou sur 30 périodes).

2.3 Désignation et priorisation des zones d'intervention pour le démantèlement des chemins

Le démantèlement des chemins peut se faire en fonction de deux objectifs différents. Dans un premier temps, la seule fermeture correspond essentiellement à réduire le dérangement anthropique dans l'habitat du caribou. On minimise ainsi les déplacements motorisés et surtout le développement de la villégiature. Par contre, une simple fermeture des chemins n'entrave pas le mouvement des prédateurs qui utilisent le réseau routier pour se déplacer plus facilement.

En association avec une fermeture des chemins, le démantèlement de ceux-ci contribue non seulement à une diminution du dérangement anthropique, mais contribuerait également à réduire l'attrait des chemins pour les prédateurs, ou du moins à entraver leurs déplacements. Bien que l'efficacité doive être validée à long terme, les taux de perturbation dans l'habitat en seraient réduits. La remise en production de ces superficies contribuerait à augmenter les volumes accessibles à la récolte à moyen et long terme.

2.3.1 Zones à priorité élevée

De façon générale, la priorité du déploiement des stratégies de gestion des voies d'accès se fera dans les zones vouées au maintien ou à une restauration active de l'habitat, soit les VEP, les zones de restauration des VEP ainsi que les zones de connectivité.

Les zones de VEP sont caractérisées par la rareté du réseau routier et présentent des taux de perturbation anthropique relativement faibles (< 35 %). Ces zones feront l'objet d'une stratégie de déploiement du réseau routier futur « adapté » (courte durée de vie, équipement amovible, etc.) aux besoins du caribou.

Les zones de restauration peuvent être caractérisées par des perturbations temporaires. Dans ces cas, la priorité sera la même que pour les VEP. Toutefois, les zones de restauration peuvent être caractérisées par un important réseau routier utilisé, en grande partie, à des fins d'opérations forestières. Les utilisations du territoire

à d'autres fins (villégiature concentrée, usage commercial, etc.) y sont plus rares et la rationalisation du réseau (fermeture et abandon de chemins) est plus facilement envisageable.

Les zones de connectivité, quant à elles, sont des territoires qui peuvent être situés ou non dans des zones de restauration, mais qui sont jugées névralgiques afin d'assurer une certaine continuité d'habitats entre les VEP.

2.3.2 Zones à faible priorité

Les zones d'habitats fragmentés sont généralement caractérisées par un réseau routier bien développé et une forte occupation du territoire. Il pourra être plus difficile de déployer une stratégie de désactivation des chemins à grand déploiement. Quoi qu'il en soit, des interventions peuvent être envisagées pour favoriser des habitats offrant de bonnes possibilités à des échelles plus locales.

2.4 Suivi et contrôle des stratégies

La réussite de la stratégie du démantèlement de chemins s'appuie avant tout sur l'hypothèse que ces voies d'accès répondront aux critères suivants dans un horizon de plus ou moins 50 ans :

- ne sont plus utilisés par des engins motorisés (favorise la quiétude de l'animal et favorise la régénération des sites);
- présentent des degrés de régénération acceptables en densité et en essences désirées (ne représentent plus une facilité de déplacement pour les prédateurs ou les proies, ne constituent plus une barrière physique ou fragmentent l'habitat).

Compte tenu de certaines expériences du passé, il est généralement reconnu que l'atteinte de ces objectifs présente des défis de taille. Mais encore, il reste des incertitudes associées à la possibilité de retour à un caractère naturel des voies d'accès sans aménagements intensifs. Dans ce contexte, il sera important que les différentes stratégies déployées soient accompagnées d'un programme de suivi des mesures qui permettra d'en mesurer et d'en documenter l'efficacité. À court terme, les activités de contrôle seront utiles afin de s'assurer du respect des fermetures par le public. À moyen et à long terme, le suivi des mesures appliquées permettra de juger du degré de retour à un caractère naturel de ces superficies et d'y apporter des correctifs au besoin. La réponse du caribou sera également un paramètre très important qui permettra de juger de l'efficacité des stratégies.

ANNEXE 2
**Résumé des frais d'exploitation de la nouvelle approche
opérationnelle d'agglomération de coupes proposée afin de réduire
les perturbations permanentes**

Annexe 2 – Résumé des frais d'exploitation de la nouvelle approche opérationnelle d'agglomération de coupes proposée afin de réduire les perturbations permanentes

Mandat

Un mandat a été confié à FPInnovations afin qu'il propose les modalités optimales d'une nouvelle approche opérationnelle qui inclut le démantèlement de la majorité du réseau routier au sein d'une agglomération de coupes. Le mandat incluait également l'évaluation des coûts directs de cette nouvelle approche comparativement à un scénario classique faisant abstraction du démantèlement des chemins. Les calculs effectués sont théoriques et non spatialisés, mais les différents paramètres utilisés sont issus d'observations faites dans des conditions moyennes d'exploitation.

Principales hypothèses à la base du calcul

Afin de mieux comprendre les intrants des calculs effectués, voici les principales précisions ou hypothèses retenues :

- l'ampleur du chantier de récolte est de 500 000 m³, soit l'équivalent d'une agglomération de coupes (compartiment d'organisation spatiale) d'environ 70 km² (5 263 ha récoltés);
- les calculs ont été effectués seulement à partir des coûts directs;
- en ce qui concerne le chantier d'été, une augmentation de la distance de débardage moyenne de 300 à 500 m permet de réduire l'ampleur du réseau routier d'environ 20 %;
- la distance de transport moyenne est de 200 km pour les deux scénarios avec des camions forestiers standards avec remorques à quatre essieux (charge de 57,5 t);
- le coût moyen de construction de chemins de classe 3 ou 4 est de 28 750 \$/km. Ce coût inclut l'installation moyenne de 1,8 ponceau/km, de trois ponceaux de drainage/km ainsi que de cinq ouvrages de franchissement de cours d'eau majeure par chantier. Quant aux chemins d'hiver, ceux-ci incluent les mêmes paramètres de même que le démantèlement des ponceaux à la fin des opérations d'hiver);
- Le scénario de démantèlement des chemins inclut les interventions suivantes :
 - scarifiage avec boteur avec défonceuse,
 - plantation avec essence commerciale à raison de 2 000 tiges/ha (chemins d'hiver et emprise de chemins d'été) ou avec de l'aulne crispé à 1 500 tiges/ha (surface de roulement de chemins d'été),
 - démantèlement des ponceaux et des ouvrages majeurs franchissant les cours d'eau,
 - le coût total du démantèlement d'un chemin d'été est principalement attribuable à la réhabilitation des ouvrages franchissant les cours d'eau. Le coût moyen total estimé est d'environ 4 000 \$/km à l'échelle d'un tel chantier;
- Dans le chantier optimisé, le pourcentage des chemins à démanteler a été estimé à 90 % pour les chemins d'été (maintien d'un réseau routier névralgique pour l'accès à divers secteurs) et à 75 % pour les chemins d'hiver (complexité de la logistique et accessibilité des portions les plus éloignées);
- Dans le chantier optimisé, les avantages financiers de l'intervention en une passe avec moins de forêts résiduelles (concentration des opérations) n'ont pas été analysés.

Résultats

L'analyse comparative a permis d'évaluer qu'un tel déploiement opérationnel est envisageable, mais qu'il pourrait engendrer une augmentation des coûts d'environ 0,26 \$/m³ (tableau A1.1).

Tableau A2.1. Estimation des coûts directs (\$/m³) des chantiers traditionnels et optimisés

| Paramètres | Chantier traditionnel ¹ | Chantier optimisé ² | |
|----------------------------------|------------------------------------|--------------------------------|-----------------|
| | | Secteur d'été | Secteur d'hiver |
| Récolte et transport | 40,64 \$ | 42,85 \$ | 40,64 \$ |
| Construction de chemins | 9,02 \$ | 9,16 \$ | 6,07 \$ |
| Démantèlement des chemins | S. O. | 0,79 \$ | 0,34 \$ |
| Total | 49,66 \$ | 49,92 \$ | |
| Différence/chantier traditionnel | | +0,26 \$ | |

1. Les coûts (\$/m³) du chantier traditionnel sont estimés à la base avec 50 % des opérations menées en hiver et 50 % en été.

2. Les coûts (\$/m³) du chantier optimisé ont été calculés séparément (été/hiver), mais le total est estimé avec 50 % des opérations menées en hiver et 50 % en été aux fins de comparaison avec le chantier traditionnel.

Autres éléments du rapport

L'utilisation de ponts temporaires n'est actuellement pas autorisée par le Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État. Dans le futur Règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'État, certaines modifications sont envisagées afin de permettre l'utilisation de telles infrastructures dans les chemins avec mise en forme. Par conséquent, l'utilisation d'infrastructures temporaires comme les ponts pourrait contribuer à réaliser des économies importantes à la fois lors de la construction et du démantèlement des futurs chemins d'été.

ANNEXE 3
État de la situation de la gestion des prédateurs

Annexe 3 – État de la situation de la gestion des prédateurs

Les perturbations dans l'habitat du caribou entraînent des modifications sur le plan des relations prédateurs-proies (Beauchesne et coll., 2014). Les principaux prédateurs du caribou sont le loup (*Canis lupus*) et l'ours noir (*Ursus americanus*). Dans le premier cas, une augmentation des peuplements feuillus à la suite des coupes forestières se traduit par un accroissement des populations d'orignaux (*Alces americanus*) qui, à son tour, induit un accroissement des populations de loups, principal prédateur des caribous adultes (Beauchesne et coll., 2014). La hausse de la densité de loups occasionne alors une augmentation de la prédation sur le caribou, principalement chez les adultes. Outre cette augmentation de la représentativité des feuillus, le rajeunissement des peuplements fournit une nourriture abondante en espèces fruitières (bleuets, entre autres). Les petits fruits constituent une ressource alimentaire importante pour l'ours noir (Beauchesne et coll., 2014) et engendrent ainsi une augmentation de sa densité dans les territoires perturbés par les coupes ou les incendies. L'ours noir est un prédateur important des faons et, au Québec, il est le principal prédateur considéré comme responsable de la décroissance des populations de caribous.

La gestion des prédateurs est souvent invoquée pour réduire la pression de prédation sur le caribou et favoriser le rétablissement des populations. Une récente revue de la littérature (Beauchesne et coll., 2014) montre que cette mesure n'est que palliative en ce qui a trait à une restauration de l'habitat. Cette mesure s'avère très coûteuse et, sans des interventions visant l'amélioration de l'habitat, produit des résultats mitigés. D'autre part, en ce qui a trait à l'acceptabilité sociale, cette mesure est souvent mal perçue et risque de susciter la controverse (Bekoff, 2014), particulièrement si elle n'est pas jumelée à une démonstration claire des démarches entreprises pour améliorer l'habitat.

La limitation des populations de loups s'avère plus simple que celle des populations d'ours noirs. En effet, elle se fait en hiver lorsque les réseaux de pistes peuvent guider les intervenants. D'autre part, les loups chassant en meute, il devient alors plus facile de gérer la meute lorsqu'elle est repérée. Les ours étant des hibernants, on ne peut les localiser au cours de l'hiver. Il faut alors les piéger. Comme ils s'attaquent aux faons, il faut appliquer les mesures de gestion au printemps, dans les aires de mise bas. Toutefois, comme il n'existe pas de sites de mise bas communs ou clairement circonscrits, le déploiement d'un système de gestion s'avère difficile, par conséquent, l'efficacité demeure douteuse. Dans le cas de l'ours noir, une complexité supplémentaire vient du fait qu'il n'est pas un prédateur spécialiste des grandes proies comme le loup. De plus, il est connu que seulement certains individus s'attaquent aux faons de caribous (St-Laurent et coll., soumis pour publication). Ainsi, même si la population d'ours est réduite de façon très importante dans un secteur, si l'individu (ou les quelques individus) s'attaquant aux faons n'est pas capturé, le résultat découlant de l'abattage d'un grand nombre d'ours risque d'être presque nul, sans compter le problème éthique associé à cette façon de faire.

Des programmes de gestion des prédateurs sont en vigueur en Colombie-Britannique et en Alberta (Dave Hervieux, comm. pers.). Ces programmes s'appliquent particulièrement aux loups, et ce, sur des superficies relativement petites. Ils s'avèrent efficaces pour freiner le déclin et empêcher l'extinction de populations restreintes, mais ils doivent être soutenus intensivement et à grands frais. Toutefois, le principal prédateur du caribou au Québec étant l'ours noir, pour les raisons mentionnées précédemment, il deviendrait très difficile d'en effectuer la gestion efficace au Québec, particulièrement dans l'aire de répartition continue du caribou. Dans ces vastes étendues, les captures seraient vraisemblablement compensées par l'immigration au fur et à mesure des prélèvements et les opérations y seraient très coûteuses et complexes sur le plan logistique. Par-dessus tout, les densités d'ours relativement élevées et le faible nombre d'ours prédateurs de faons nécessiteraient

l'abattage d'un très grand nombre d'individus avant de penser pouvoir avoir un effet sur le taux de mortalité des caribous.

En résumé, de façon générale, la gestion des prédateurs, lorsqu'elle est effectuée efficacement, peut permettre de freiner le déclin de petites populations isolées occupant de petites superficies comme celles de Charlevoix et de Val-d'Or, mais seulement dans la mesure où les prélèvements sont intensifs et soutenus, et ce, jusqu'à ce qu'une amélioration de l'habitat puisse permettre l'autosuffisance des populations de caribous concernées.

ANNEXE 4
Figures 1 à 25 détaillées

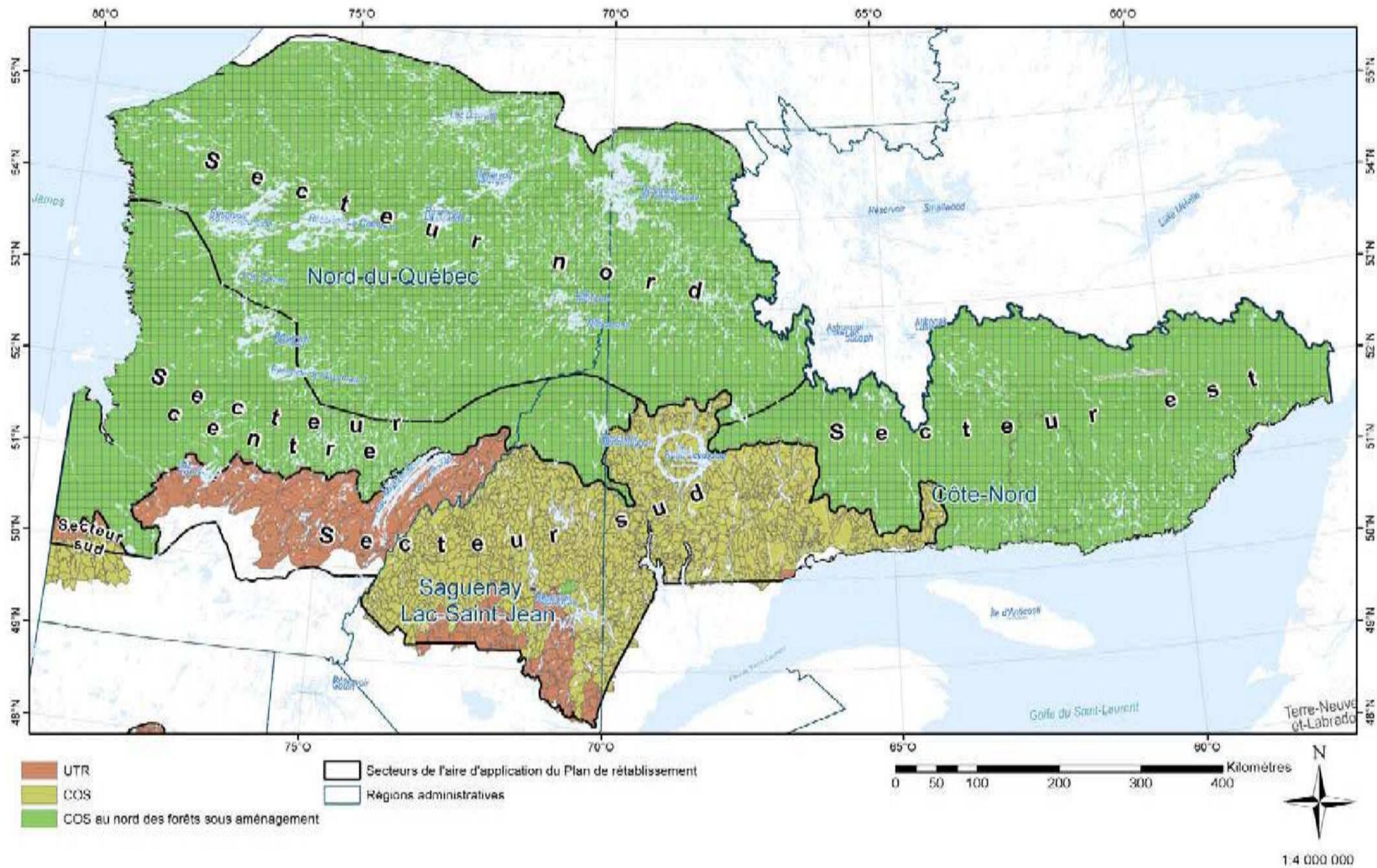


Figure A4.1. Aires d'application du plan de rétablissement et découpage du territoire en compartiments d'organisation spatiale (COS) en unités territoriales de référence (UTR) et en unités au nord de la limite des forêts sous aménagement.

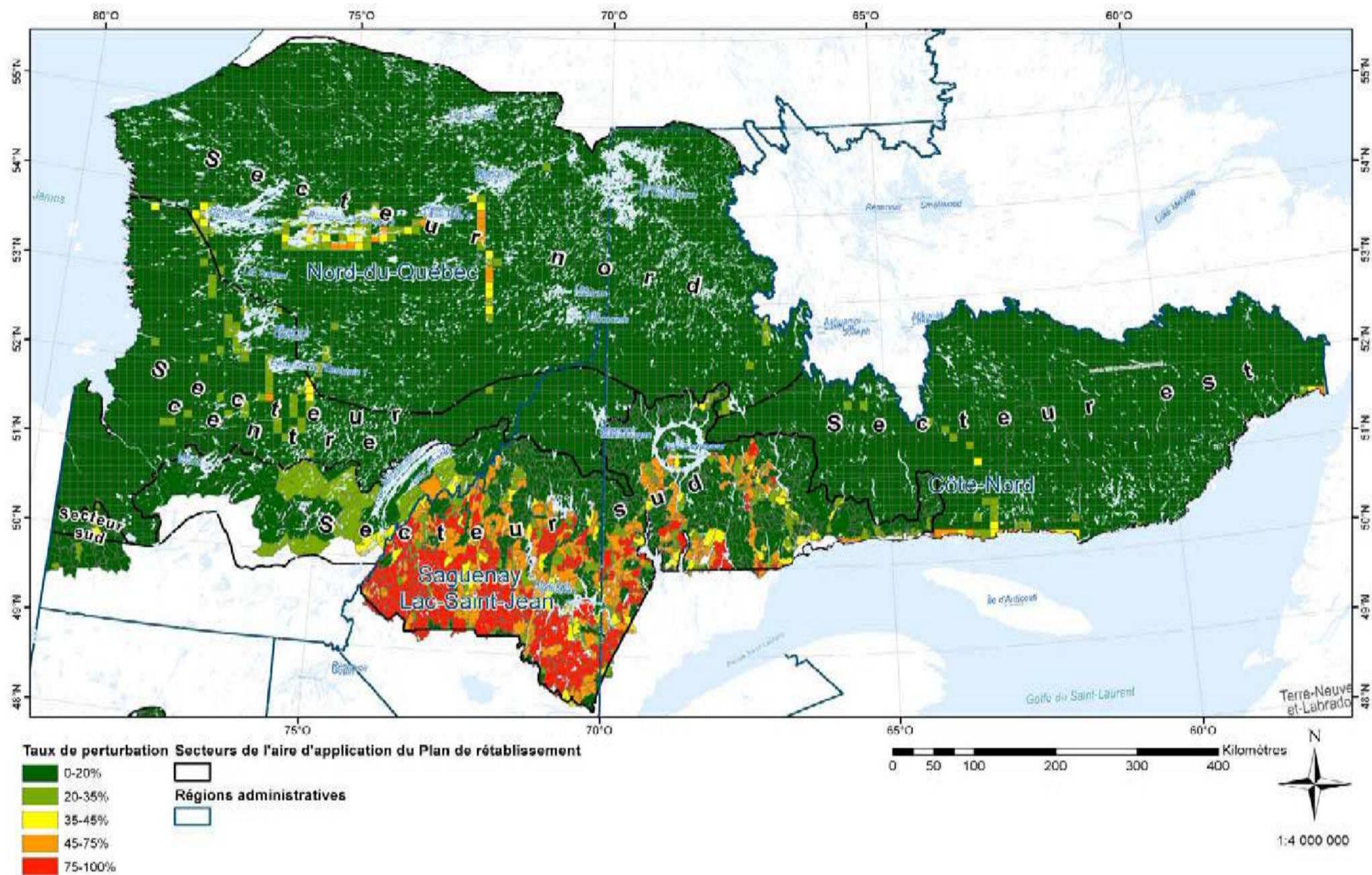


Figure A4.2. Taux de perturbation permanente par COS ou UTR.

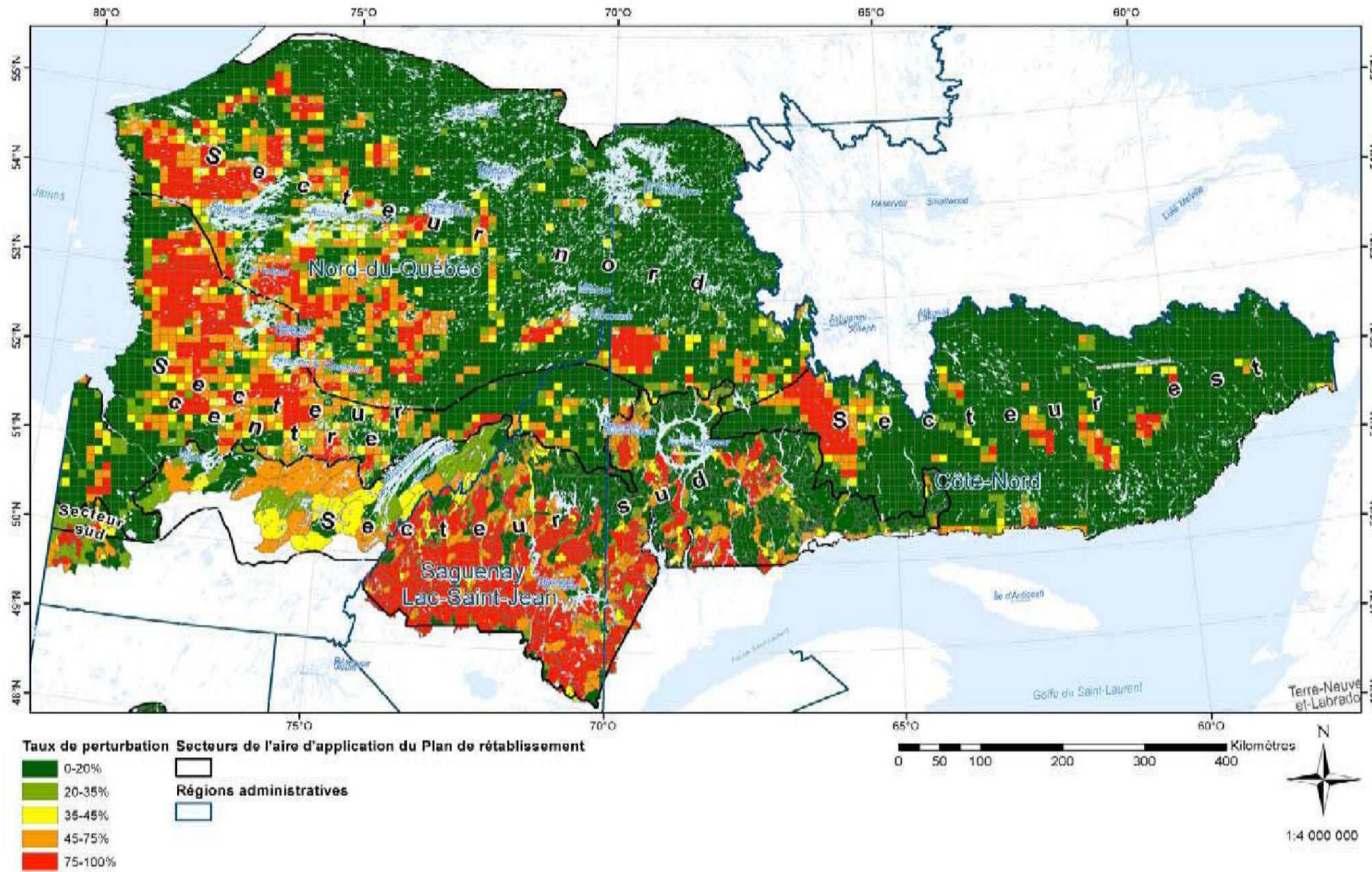


Figure A4.3. Taux de perturbation totale par COS ou UTR.

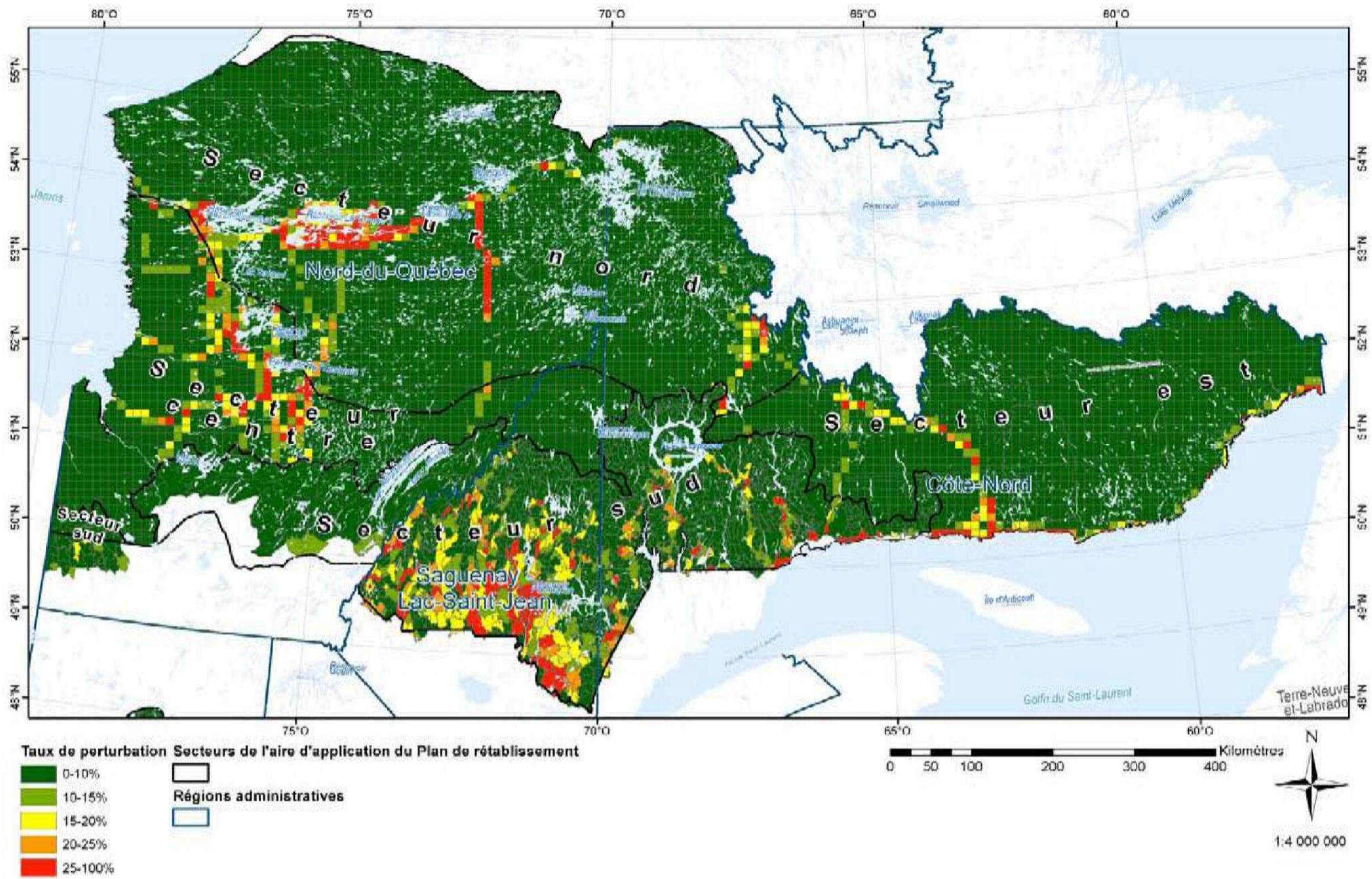


Figure A4.4. Taux de perturbation liée aux droits accordés sur le territoire par COS ou UTR.

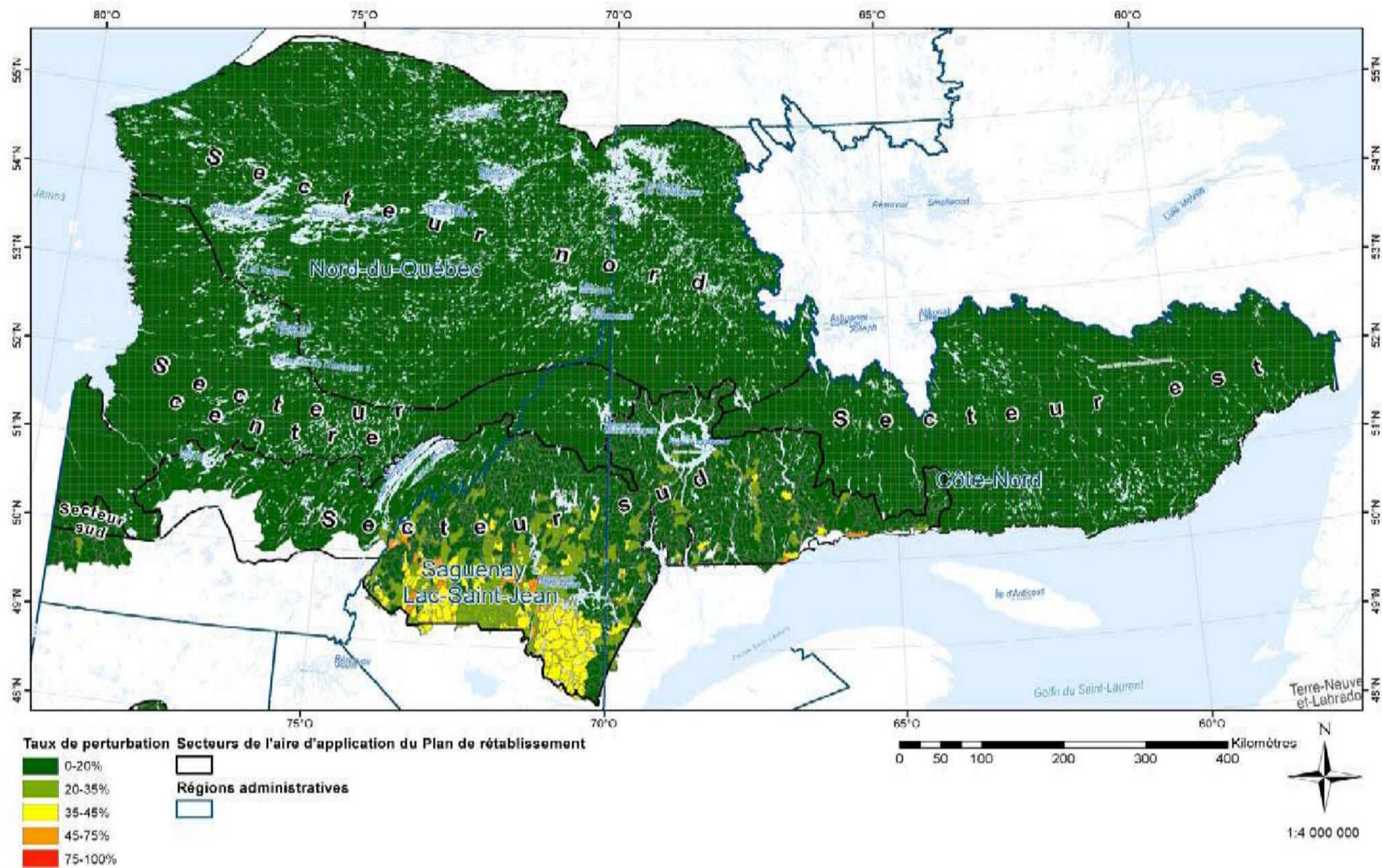


Figure A4.5. Taux de perturbation lié à l'usage d'un droit sur le territoire par COS ou UTR.

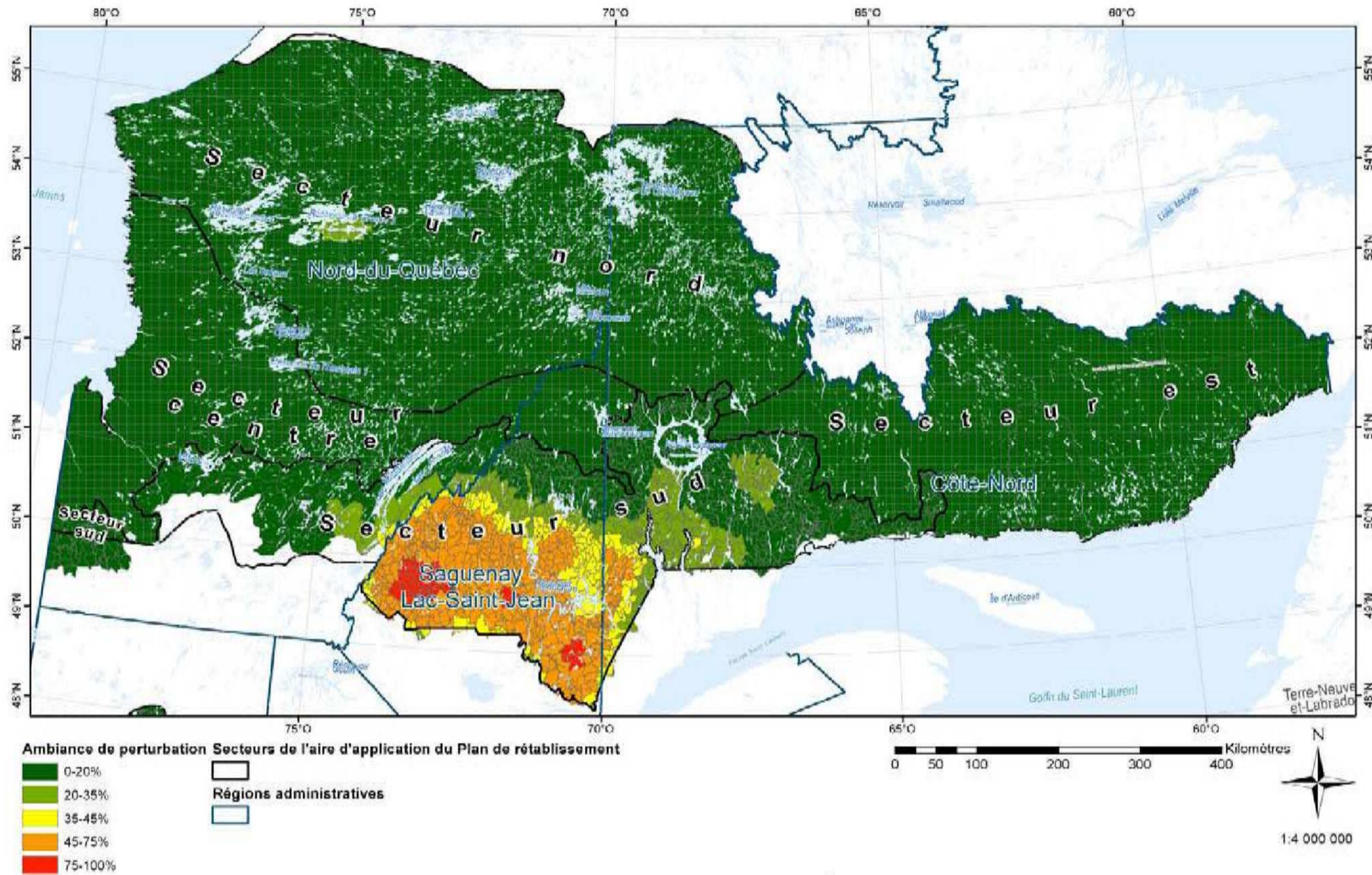


Figure A4.6. Ambiance de perturbations permanentes sur une superficie de 5 000 km² rapportés à l'échelle du COS ou de l'UTR.

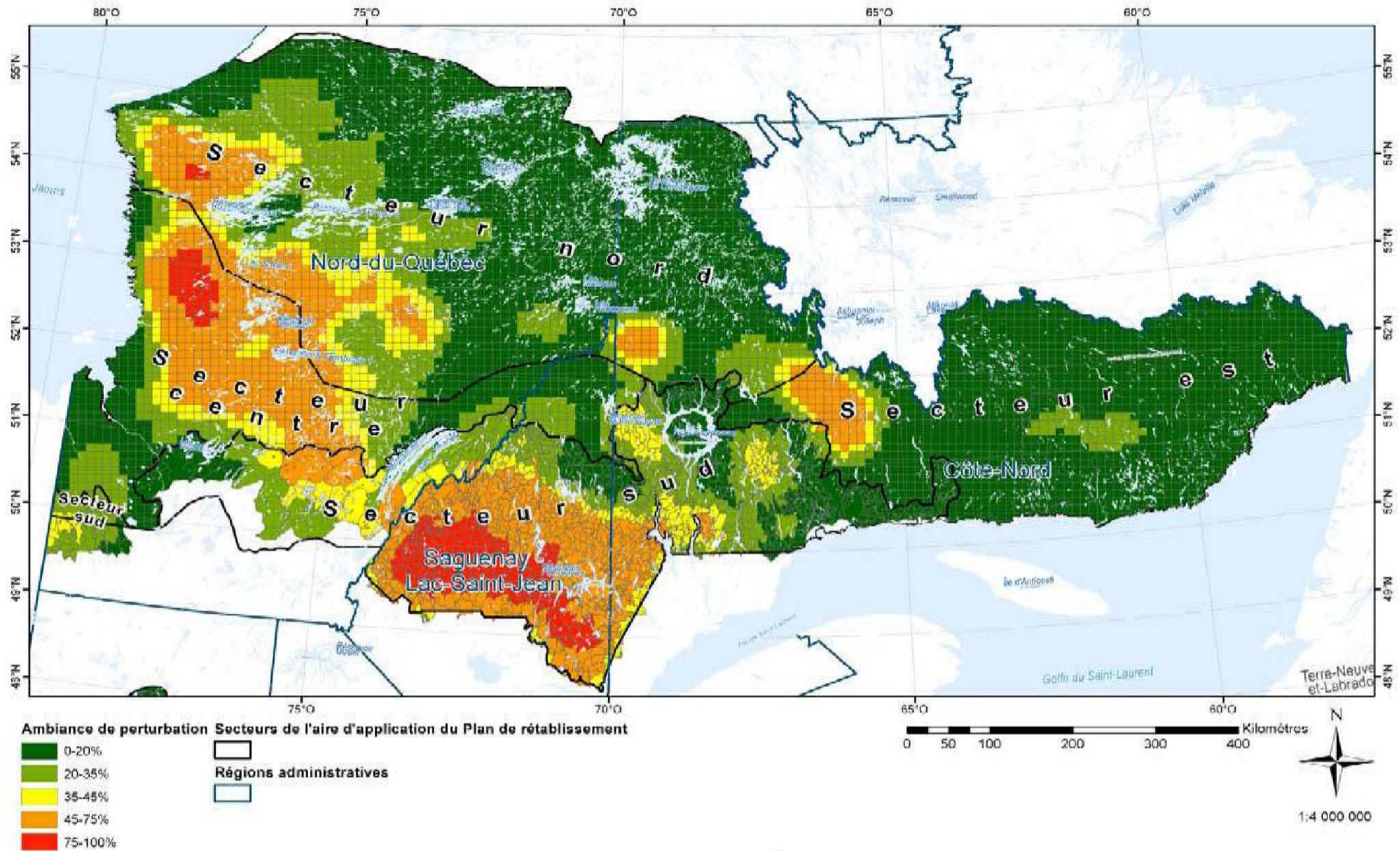
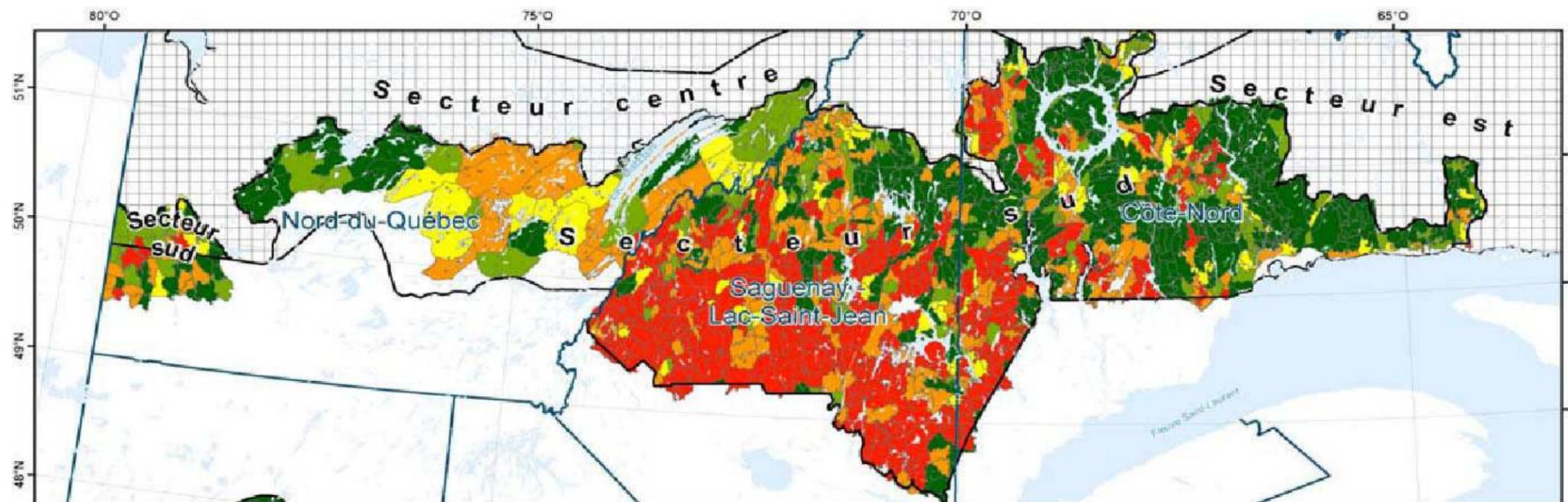


Figure A4.7. Ambiance de perturbations totales sur une superficie de 5 000 km² rapportés à l'échelle du COS ou de l'UTR.

a. Taux de perturbation actuel



b. Taux de perturbation après 50 années

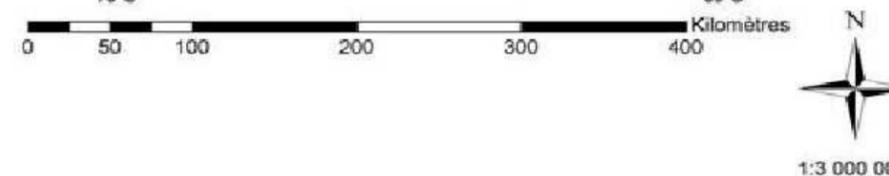
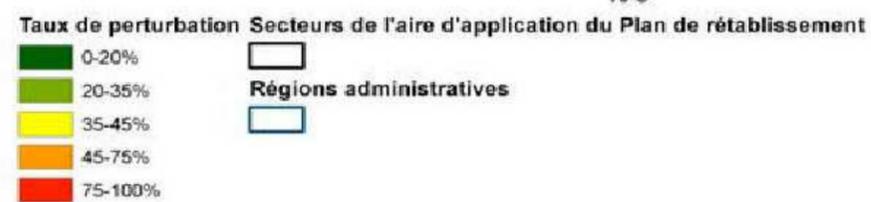
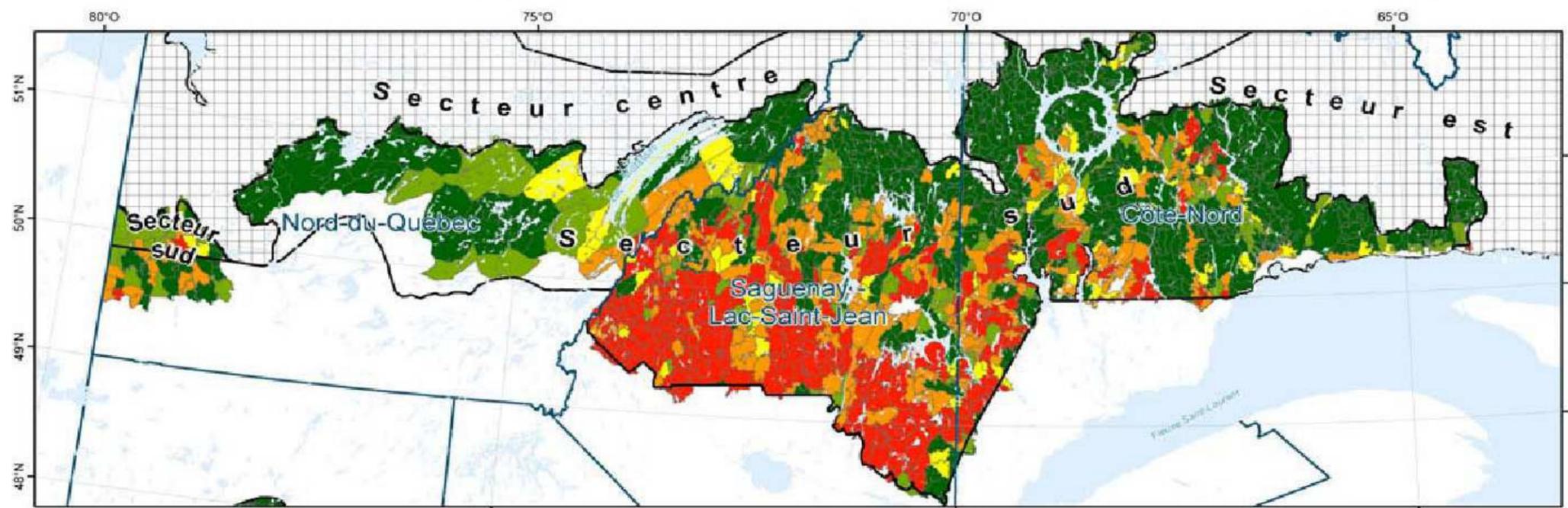
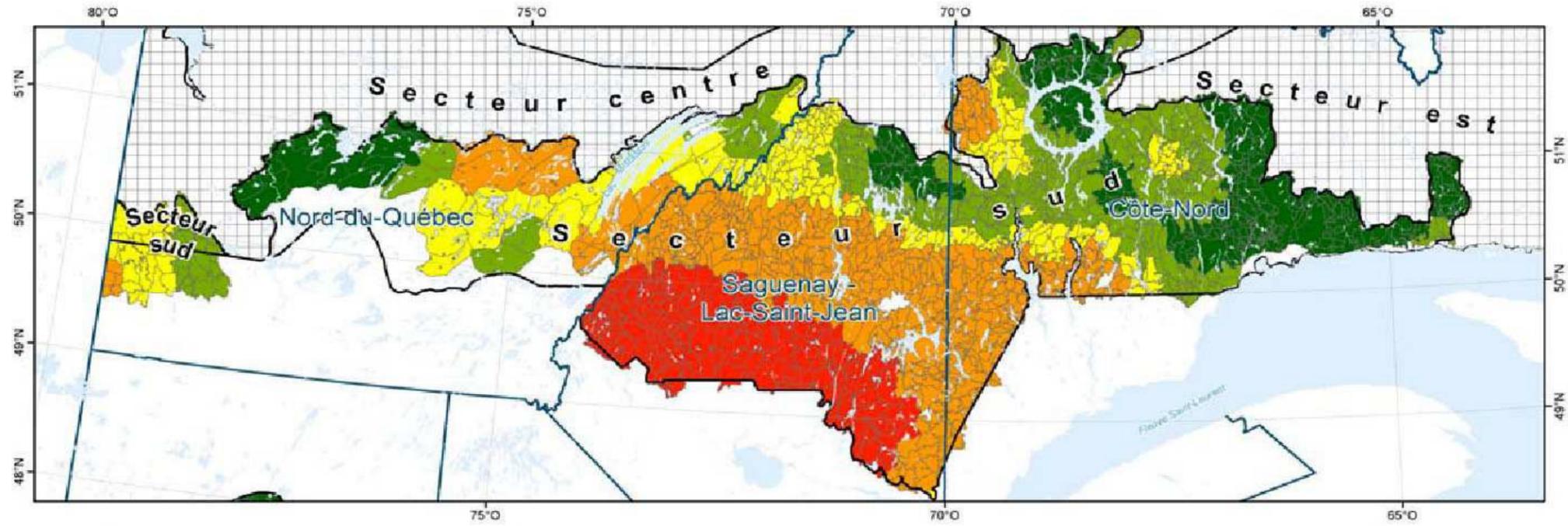


Figure A4.8. Évolution du taux de perturbation totale par COS ou UTR selon modèle d'évolution naturelle théorique.

a) Ambiance de perturbation actuelle



b) Ambiance de perturbation après 50 années

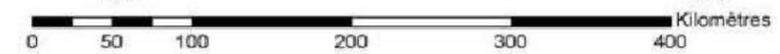
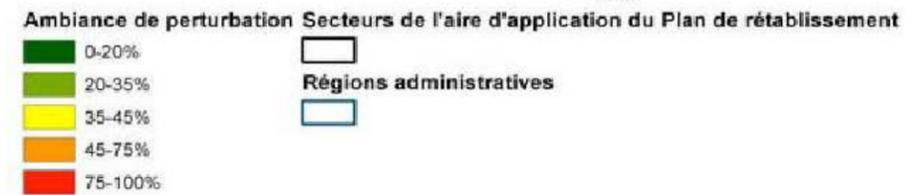
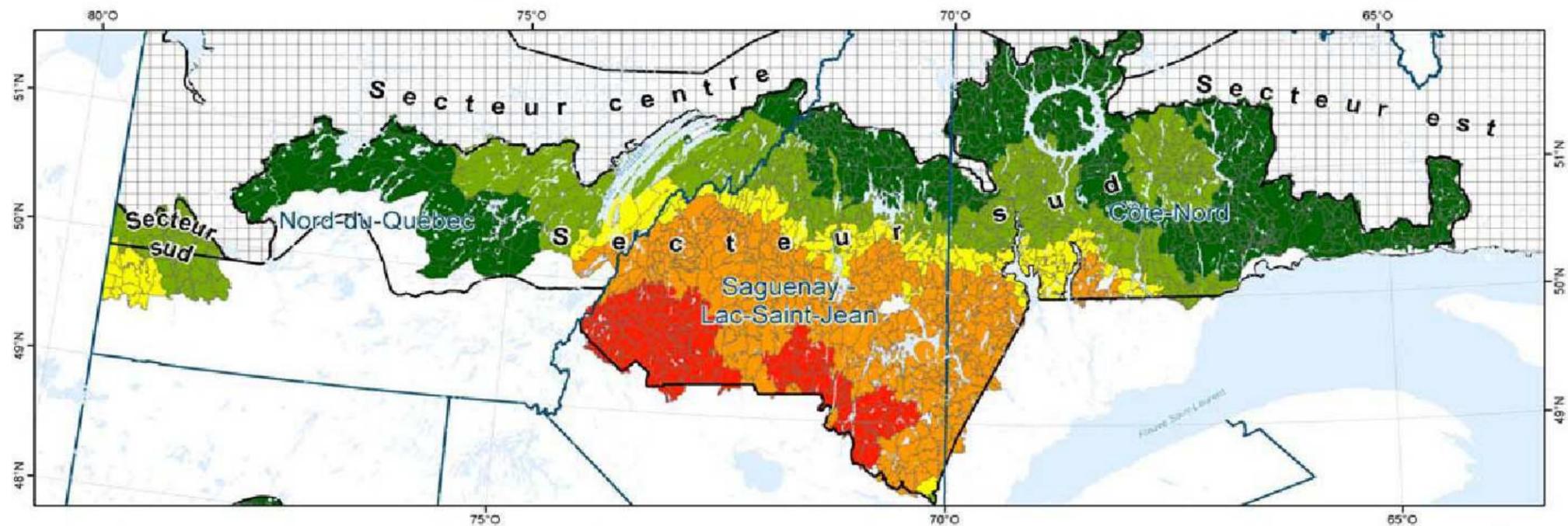


Figure A4.9. Évolution de l'ambiance de perturbations totales sur 5 000 km² par COS ou UTR selon modèle d'évolution naturelle théorique.

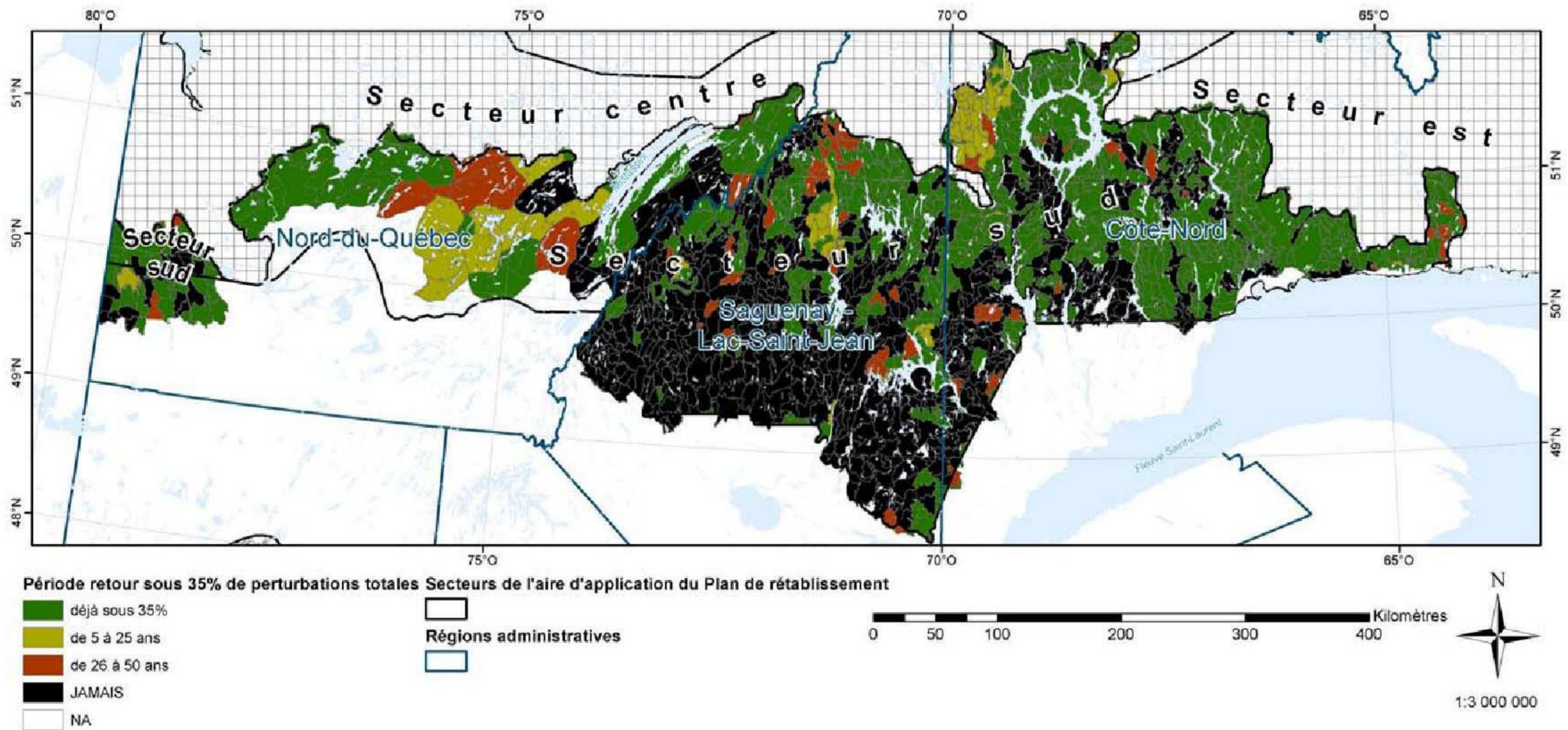


Figure A4.10. Nombre d'années requises pour un COS ou une UTR selon le modèle d'évolution naturelle théorique pour atteindre un seuil de perturbation totale sous les 35 % sans restauration active de chemins.

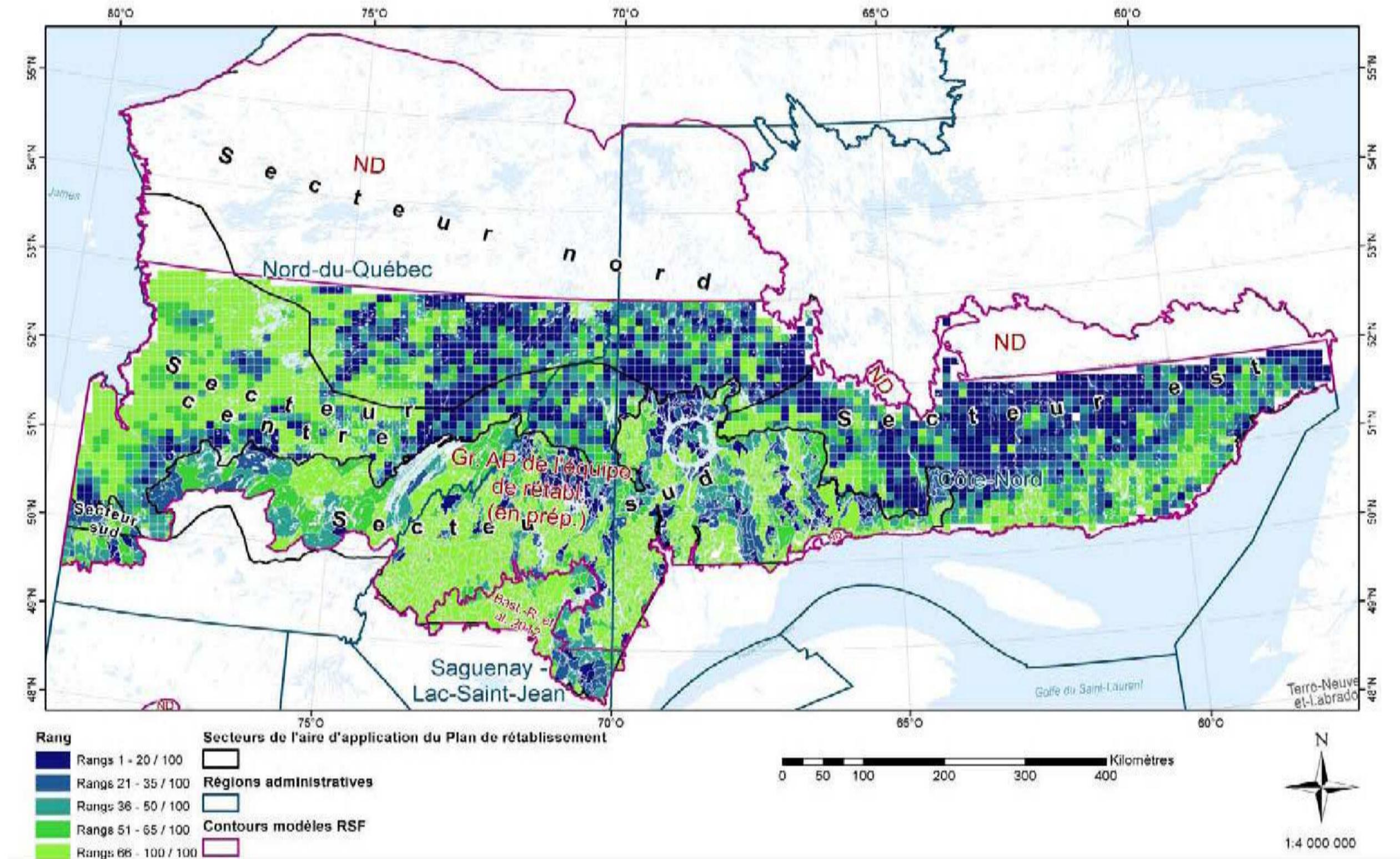


Figure A4.11. Indice de qualité de l'habitat pour le caribou forestier par COS ou par UTR selon les valeurs moyennes de probabilité d'occurrence relative obtenues à partir des modèles de sélection de l'habitat (Leblond et coll., 2015; Bastille-Rousseau et coll., 2012) et délimitation des superficies où ces deux modèles ont été utilisés.

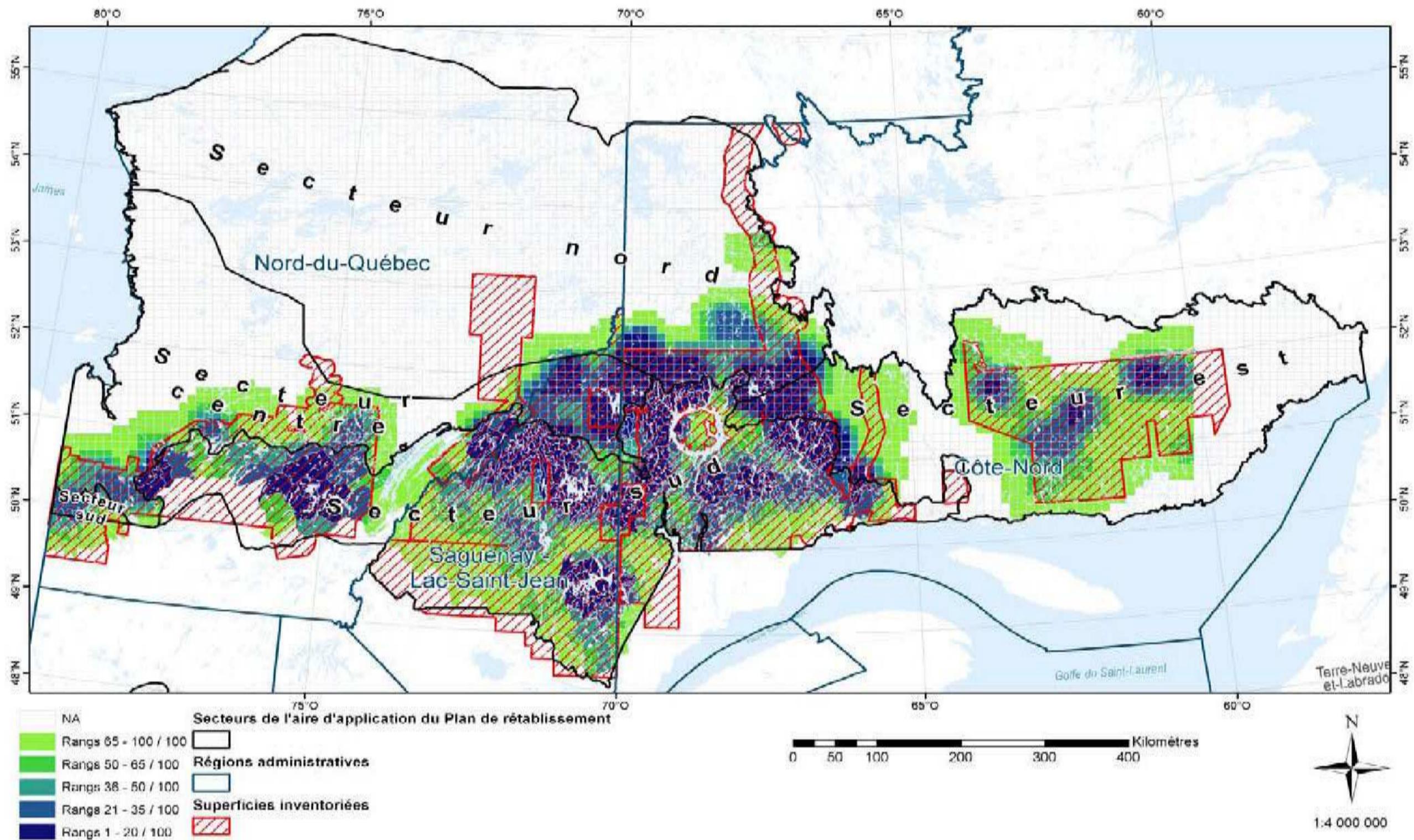


Figure A4.12. Variation spatiale dans les valeurs associées à l'analyse de la densité de noyaux de ravages de caribous forestiers issus des inventaires aériens, par COS ou UTR et superficies inventoriées de 1999 à 2014 ayant servi à l'analyse de la densité de noyaux.

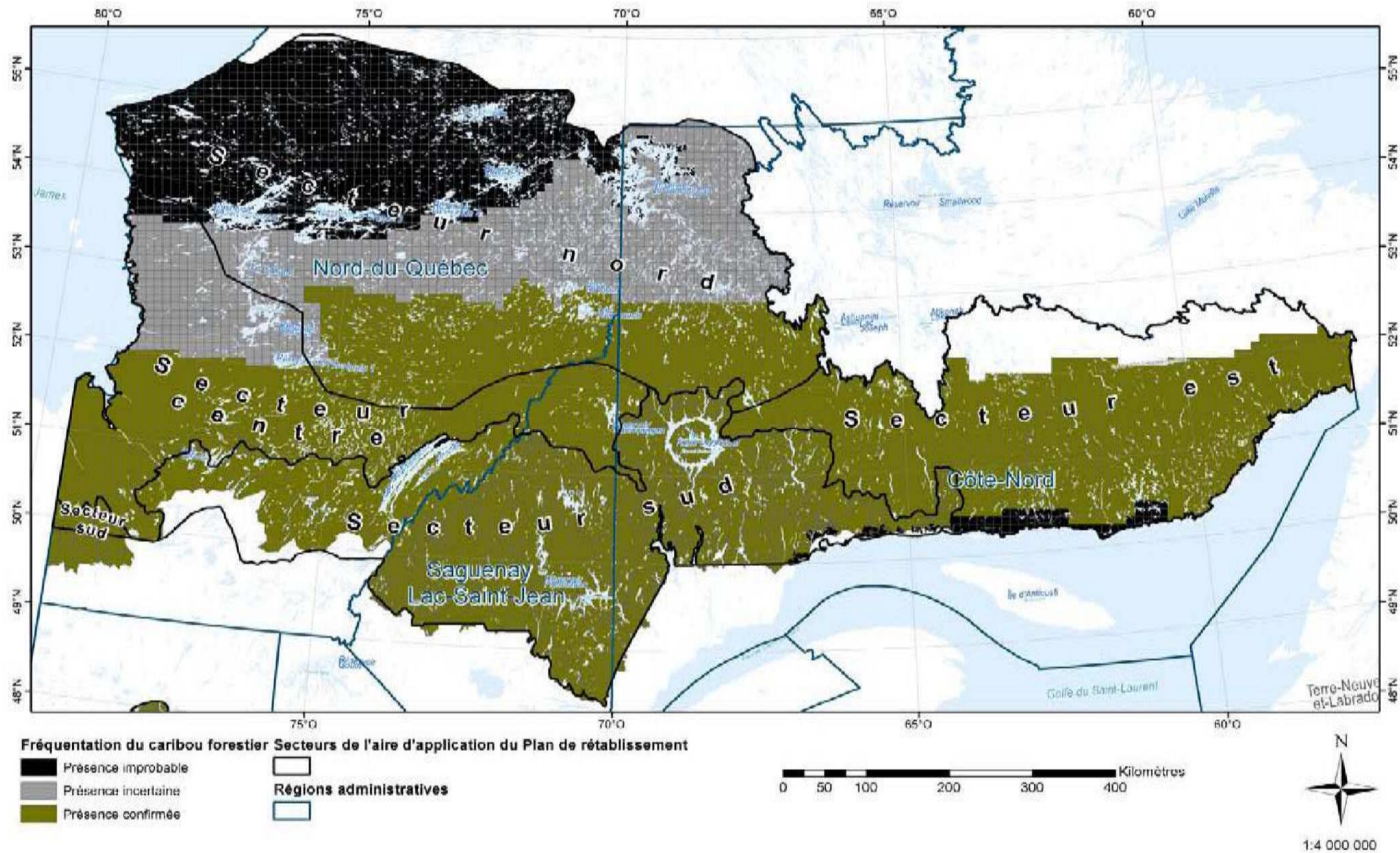


Figure A4.13. Fréquentation effective du caribou forestier d'après les observations et les connaissances pour les territoires les plus au nord et à l'est de l'aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier.

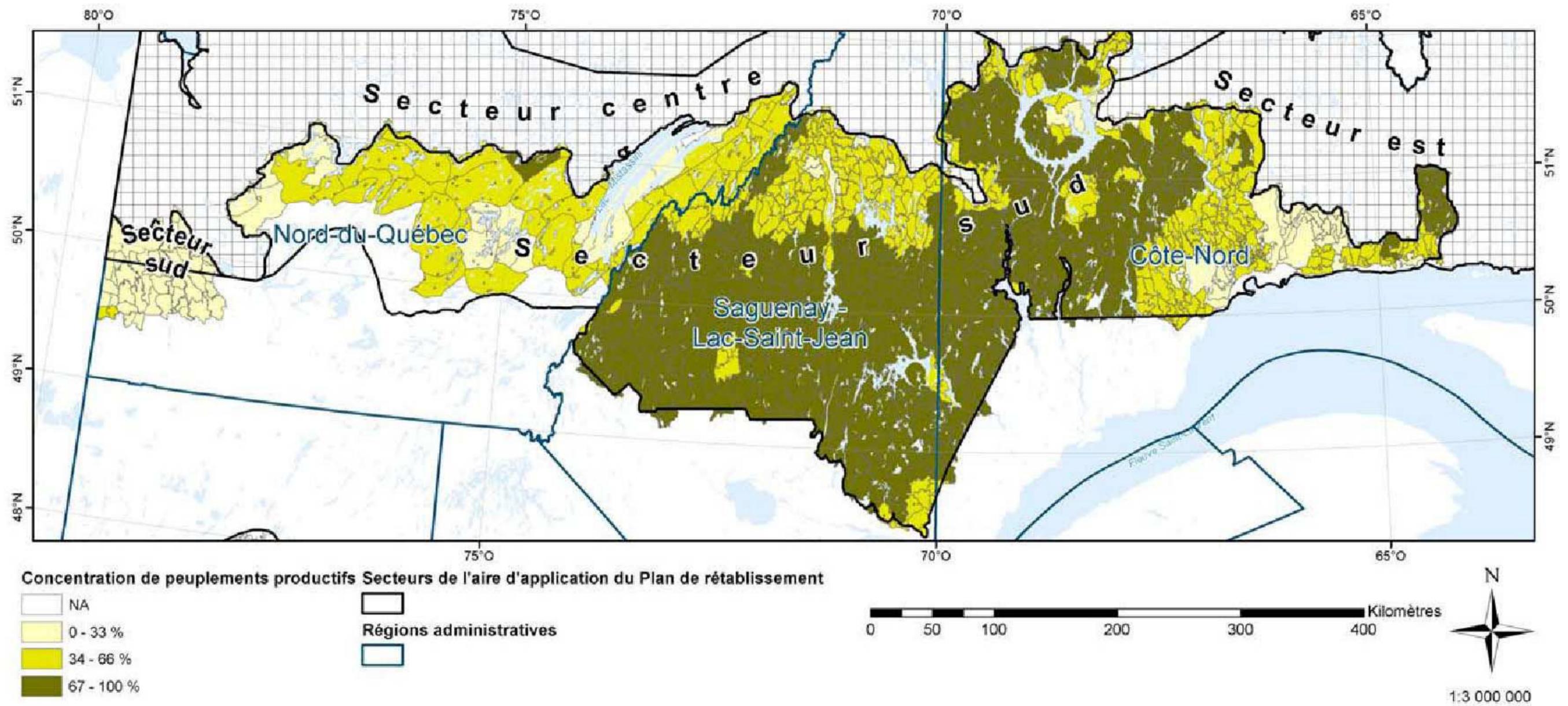


Figure A4.14. Concentration de peuplements productifs par COS ou UTR selon une analyse de voisinage effectuée sur 500 km².

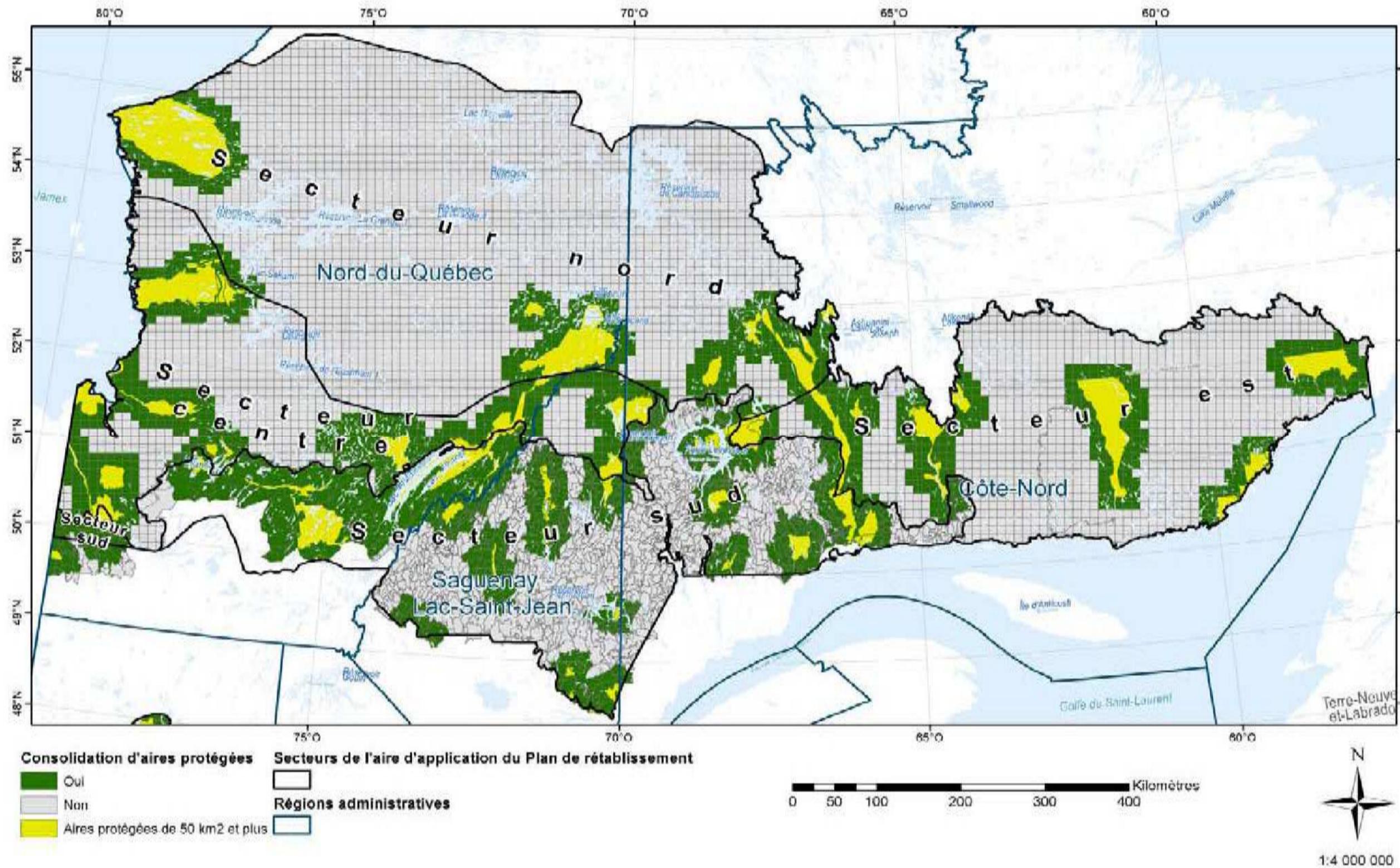


Figure A4.15. Détermination des COS ou des UTR permettant de consolider des aires protégées déjà inscrites au Registre des aires protégées.

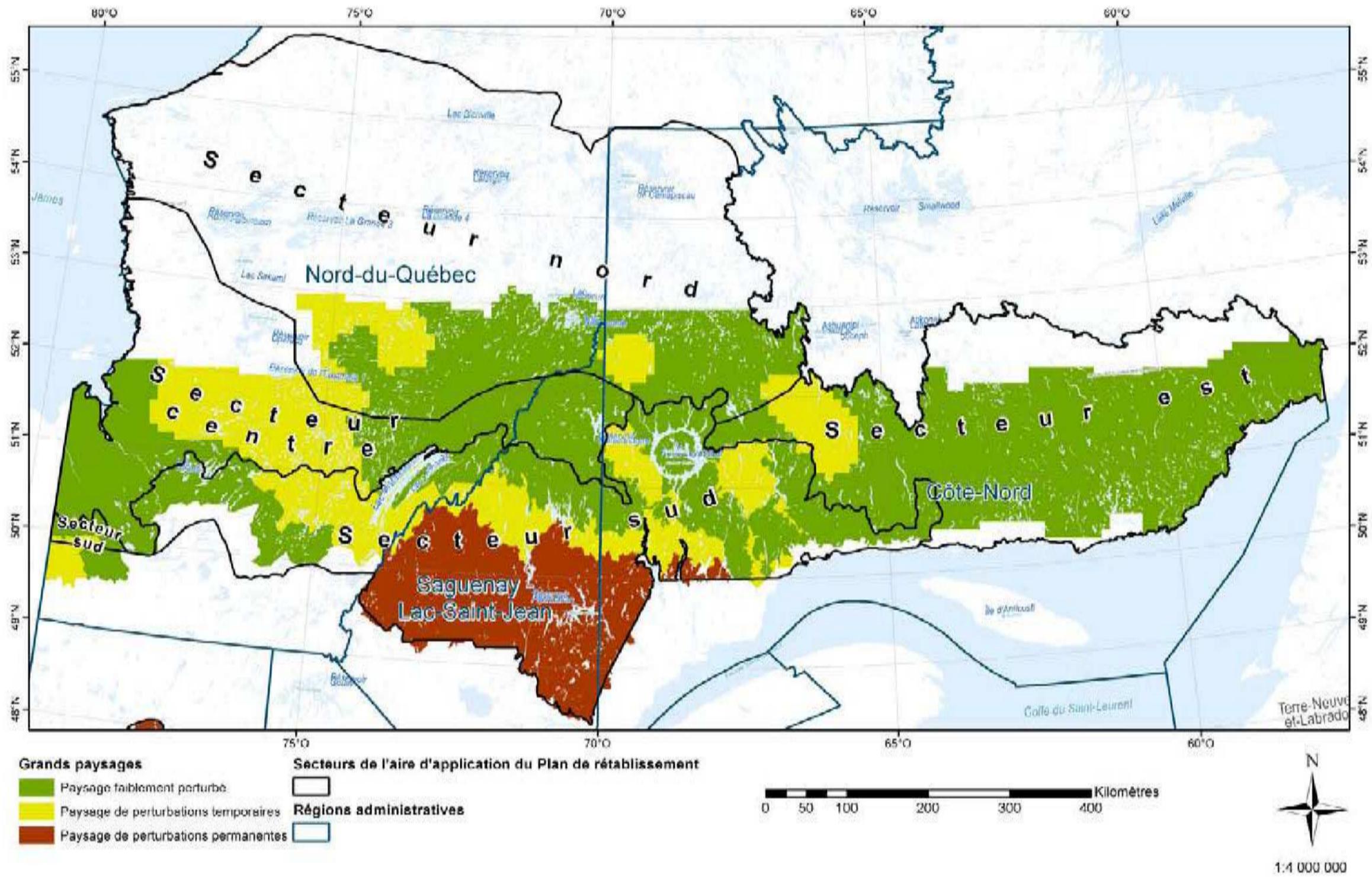


Figure A4.16. Délimitation des grands types de paysage dans l'aire d'application du Plan de rétablissement du caribou forestier.

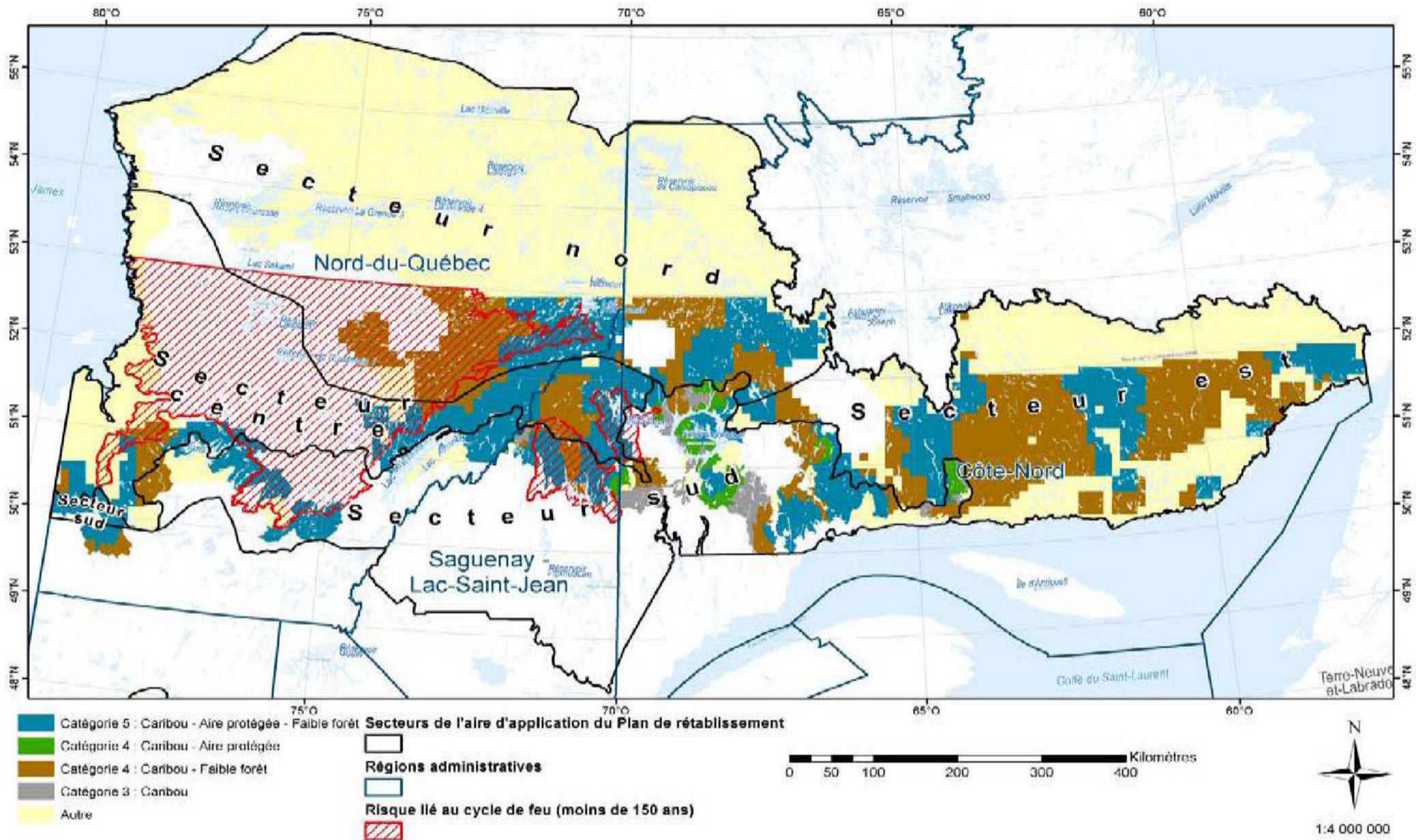


Figure A4.17. Caractérisation des paysages faiblement perturbés par leurs caractéristiques dominantes.

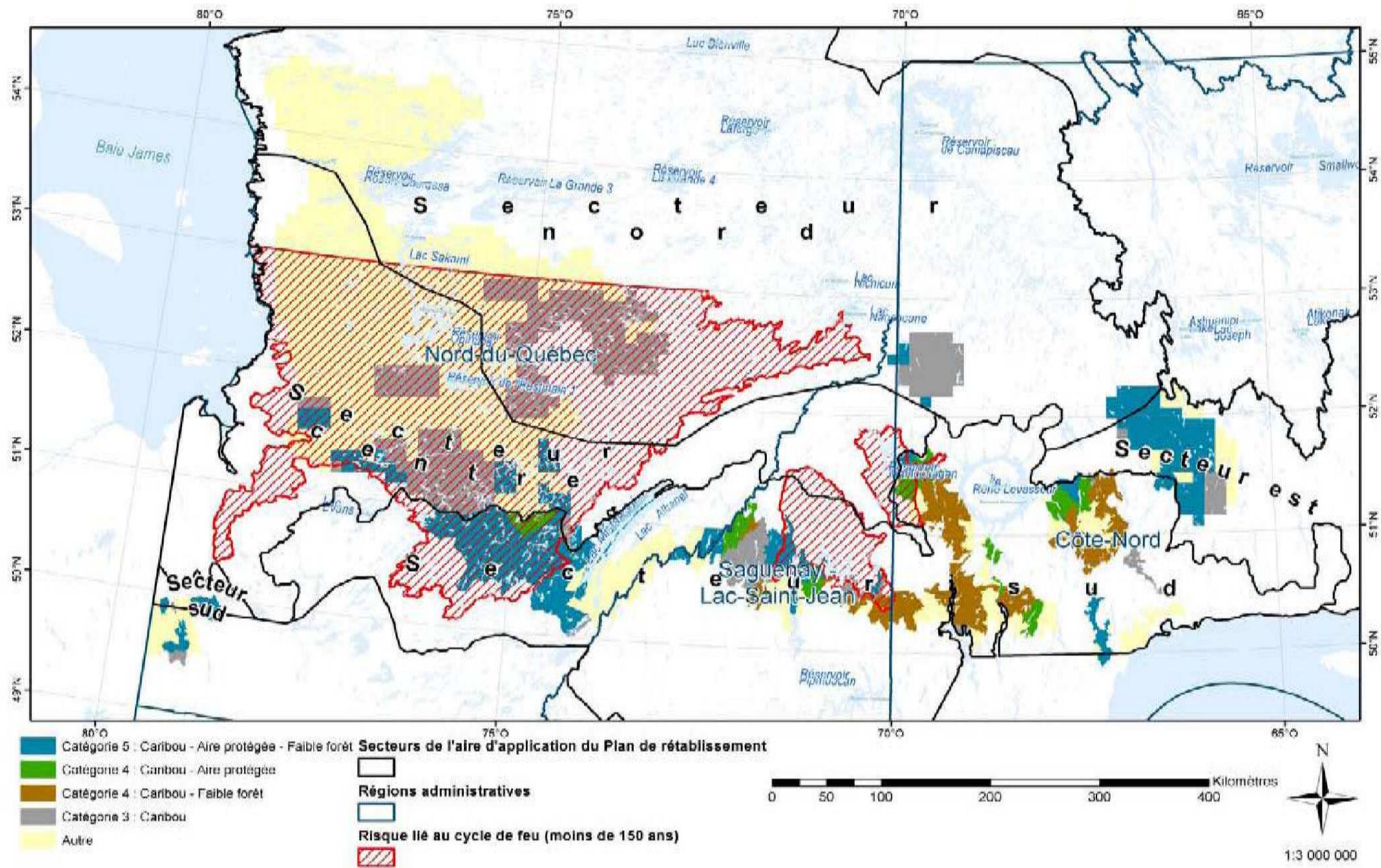


Figure A4.18. Caractérisation des paysages de perturbations temporaires par leurs caractéristiques dominantes.

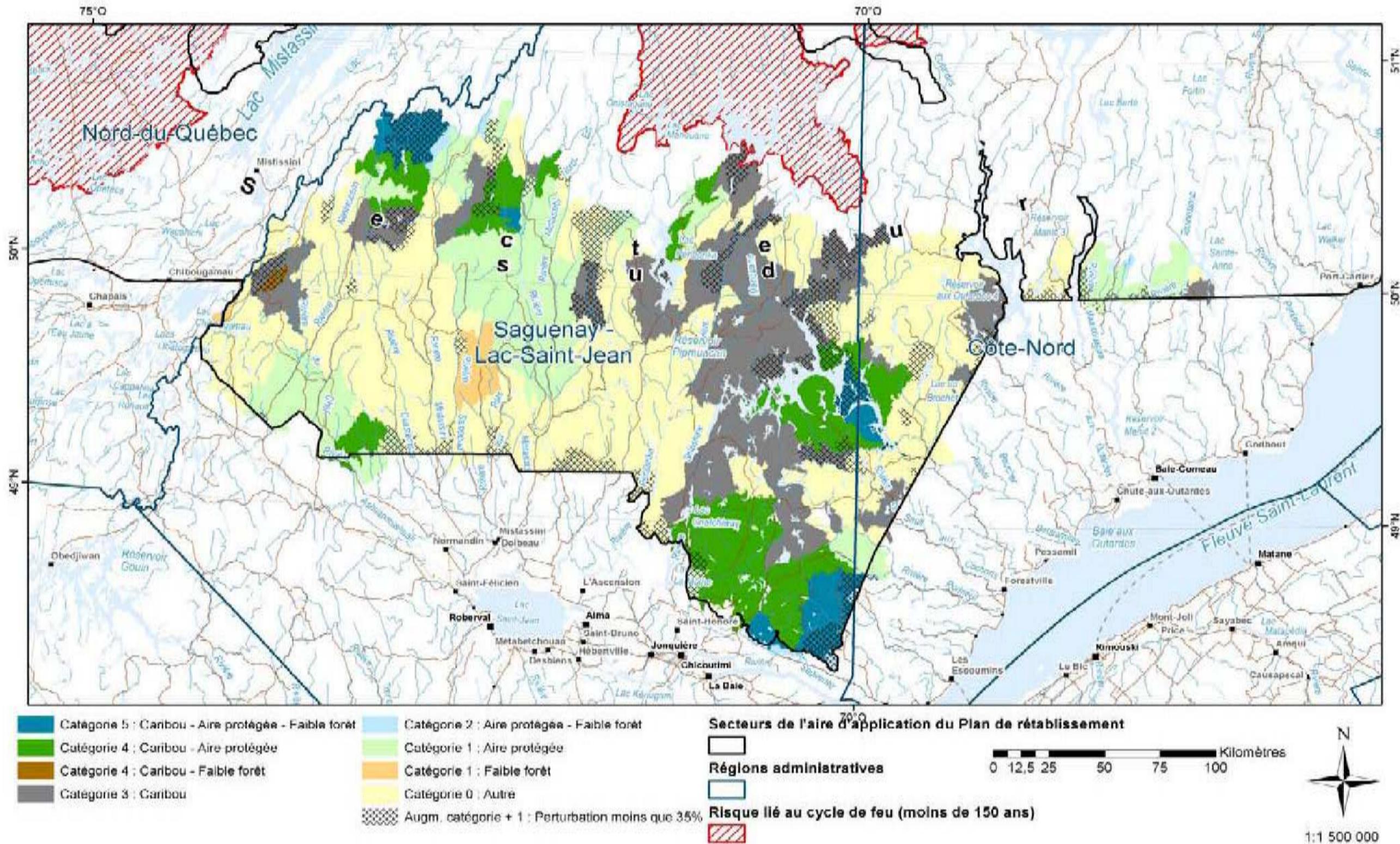


Figure A4.19. Caractérisation des paysages de perturbations permanentes par leurs caractéristiques dominantes.

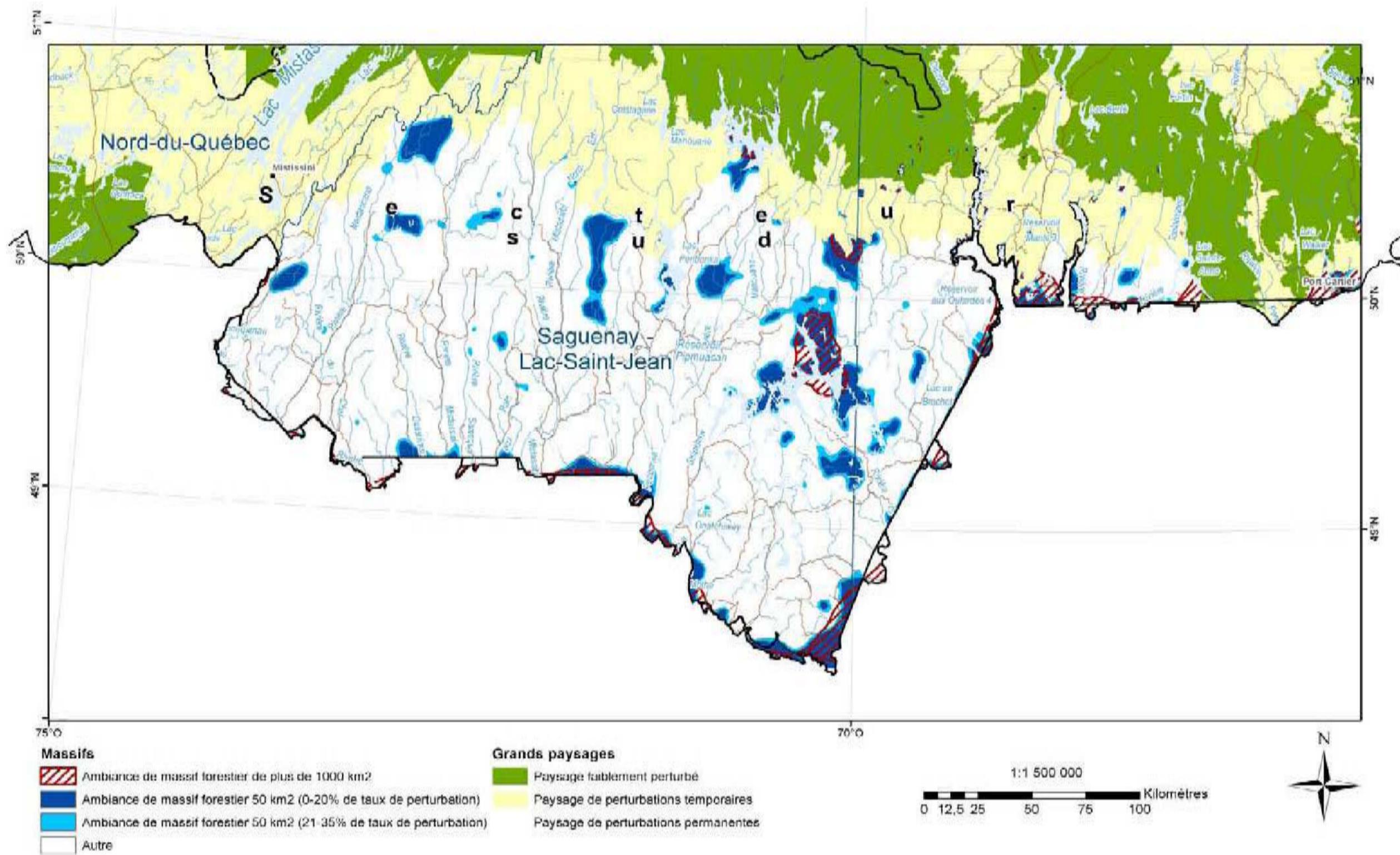


Figure A4.20. Localisation des massifs forestiers résiduels dans les paysages de perturbations permanentes et les paysages de perturbations temporaires à l'aide de l'ambiance de perturbations totales à 50 km² et à 1 000 km².

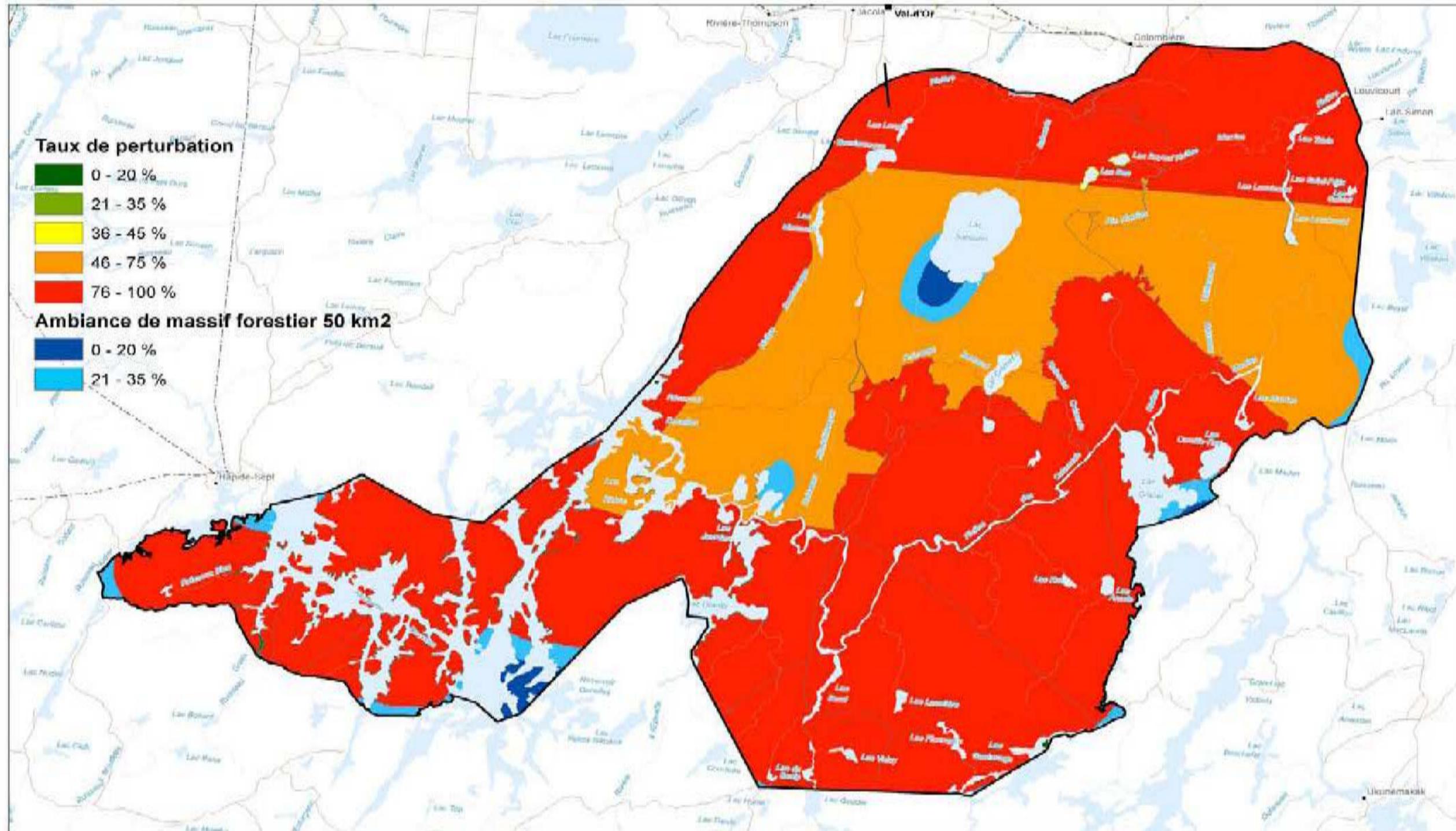


Figure A4.21. Taux de perturbation totale par COS/UTR et localisation des massifs forestiers résiduels dans le Plan d'aménagement du caribou de Val-d'Or à l'aide de l'ambiance de perturbation totale à 50 km².

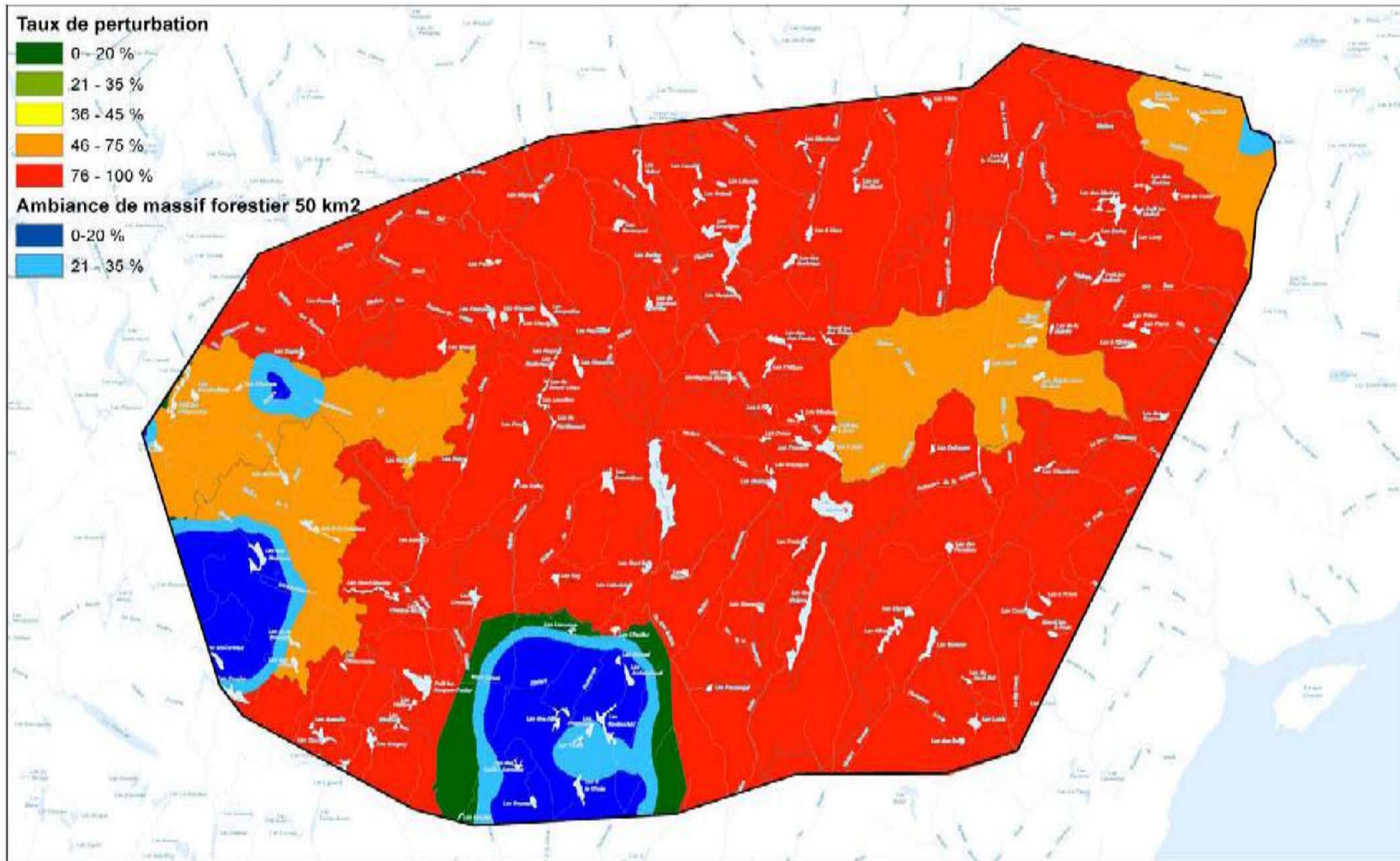


Figure A4.22. Taux de perturbation totale par COS/UTR et localisation des massifs forestiers résiduels dans le Plan d'aménagement du caribou de Charlevoix à l'aide de l'ambiance de perturbations totales à 50 km².

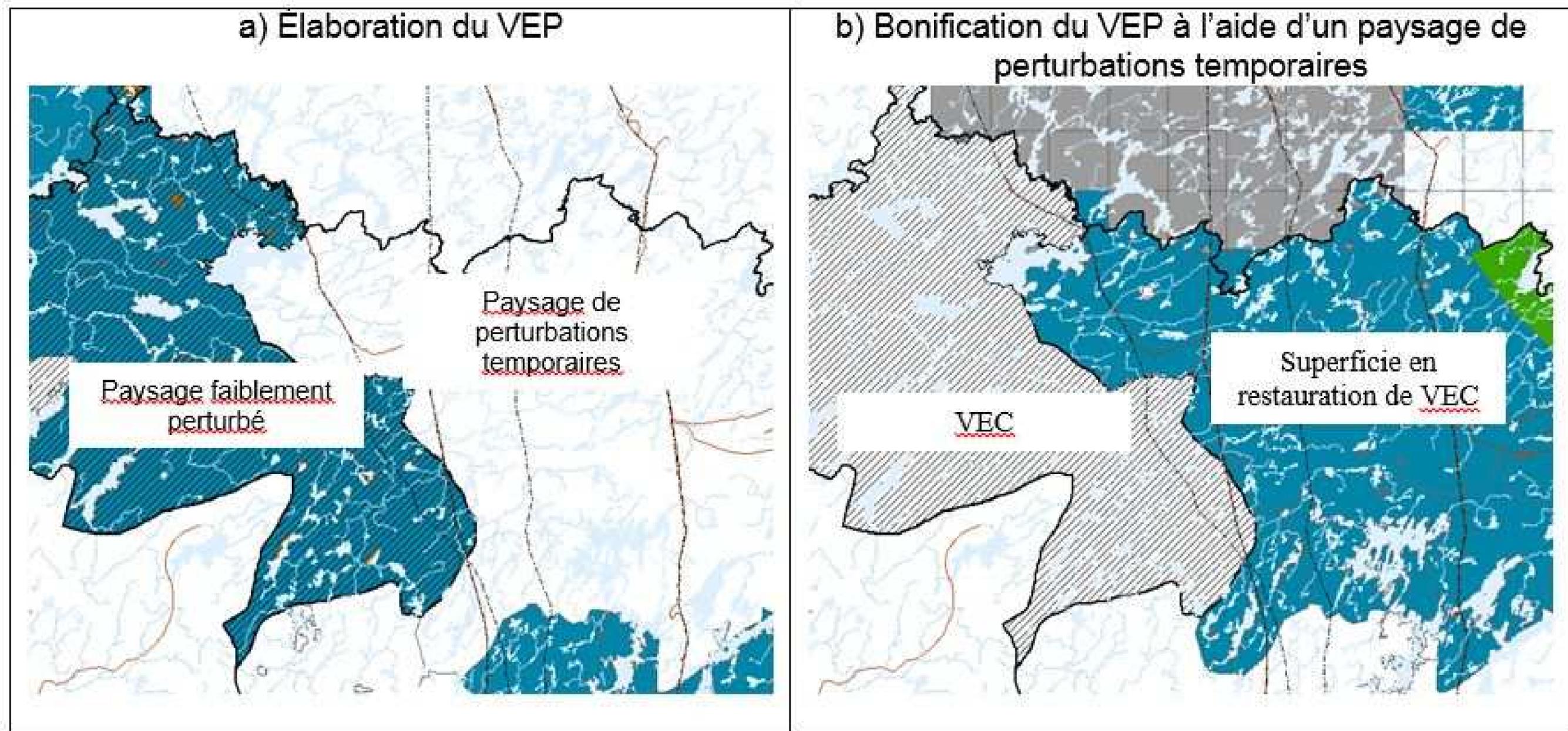


Figure A4.23. Exemple d'utilisation de la restauration de VEP pour augmenter la superficie d'un VEP.

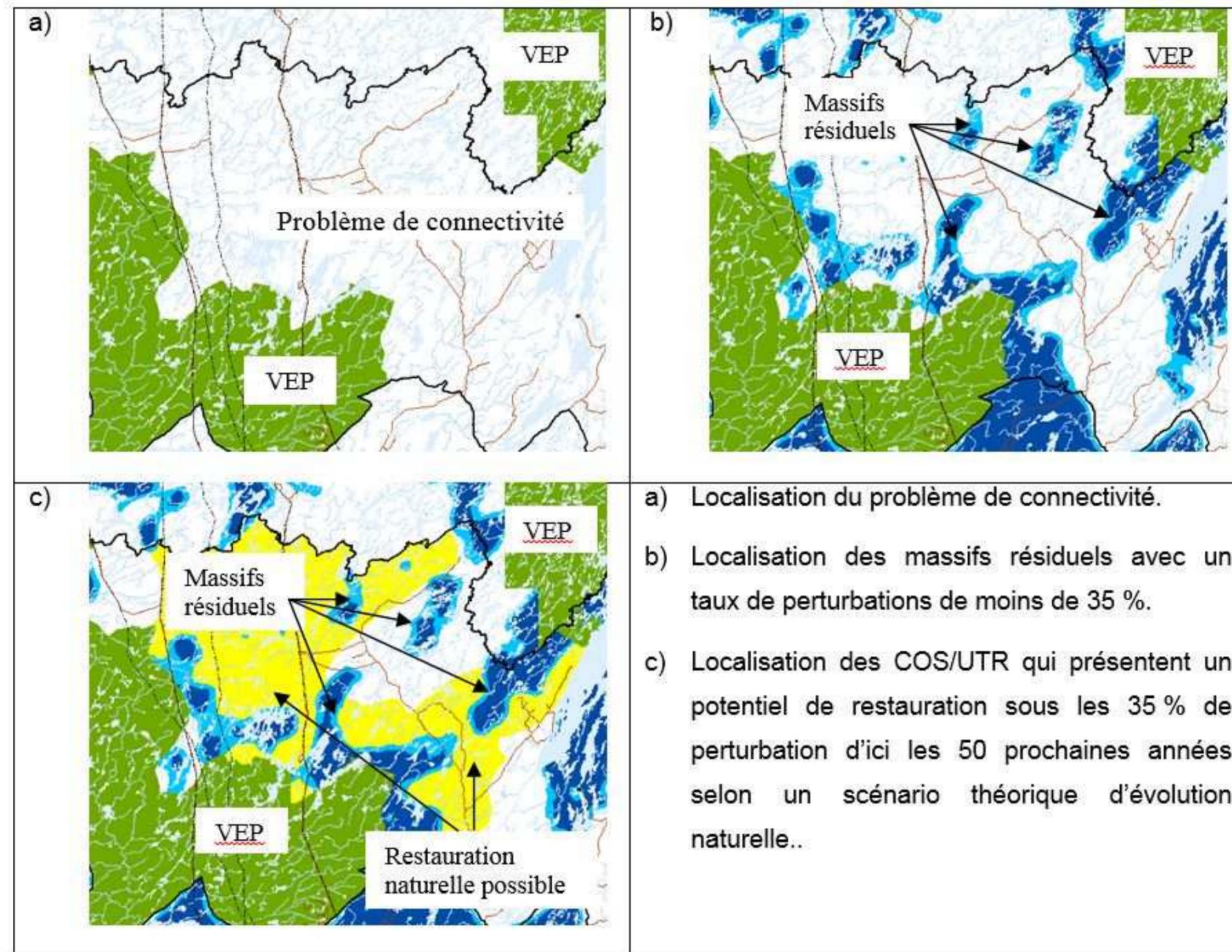


Figure A4.24. Exemple d'exercice visant à favoriser la restauration de la connectivité entre les VEP.

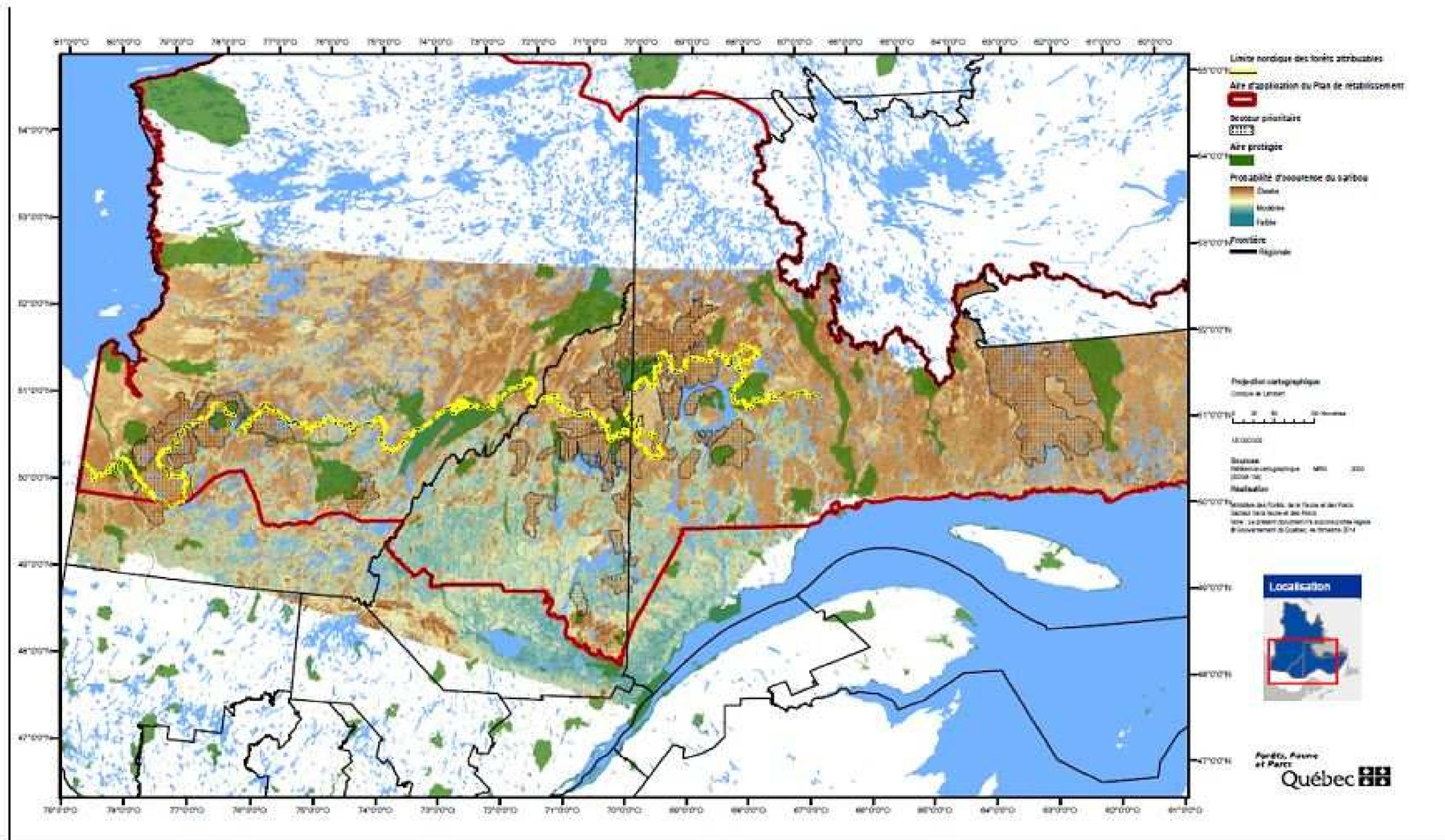


Figure A4.25. Secteurs prioritaires pour l'établissement potentiel d'aires protégées vouées à la protection du caribou forestier, répertoriés par l'Équipe de rétablissement du caribou forestier (Leblond et coll., 2015).