



Atlas des territoires d'intérêt pour la
conservation dans les Basses-terres
du Saint-Laurent – Rapport
méthodologique version 2, incluant la
région de l'Outaouais

Juin 2019

Ce rapport présente les résultats de l'Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent, incluant les résultats des analyses pour la région de l'Outaouais. Il fait suite à une première version de l'Atlas qui a été rendue disponible en octobre 2018. D'autres résultats viendront s'ajouter dans les prochains mois, incluant l'analyse des unités écologiques aquatiques dans les régions où les données LIDAR ne sont actuellement pas disponibles.

Ce document doit être cité de la façon suivante :

Jobin, B., L. Gratton, M.-J. Côté, O. Pfister, D. Lachance, M. Mingelbier, D. Blais, A. Blais et D. Leclair. 2019. Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent – Rapport méthodologique version 2, incluant la région de l'Outaouais. Québec, Environnement et Changement climatique Canada, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Plan d'action Saint-Laurent, 194 p.

Photo de la couverture : © Thinkstockphotos

Publié avec l'autorisation du ministre de l'Environnement
© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2020

Publié avec l'autorisation du ministre de l'Environnement et de
la Lutte contre les changements climatiques du Québec
© Gouvernement du Québec, 2020

N° de cat. : En154-124/2020F-PDF
ISBN : 978-0-660-36200-7

Also available in English under the title: Atlas of Sites of Conservation Interest in the St. Lawrence Lowlands – Methodology Report version 2, including Outaouais region

Équipe de réalisation

Coordination du projet

Benoît Jobin¹

Marie-Josée Côté²

Louise Gratton³

Comité de planification

Nom	Organisation	Rôle	Responsabilité
Benoît Jobin	ECCC ¹	Coordonnateur du projet	Milieus ouverts
Marie-Josée Côté	MELCC ²	Membre de l'équipe de projet	Milieus aquatiques
Louise Gratton	Consultante ³	Facilitatrice, membre de l'équipe de projet	Normes ouvertes, milieux forestiers, flore
Daniel Lachance	MELCC ²	Membre de l'équipe de projet	Milieus humides
Olivier Pfister	MELCC ²	Membre de l'équipe de projet	Milieus forestiers, flore
Marc Mingelbier	MFFP ⁴	Membre de l'équipe de projet	Couloir du Saint-Laurent
Line Couillard	MELCC ²	Membre de l'équipe de projet	Flore

Cartographie et analyse spatiales

- Mathieu Allard¹
- Denis Bellavance²
- Daniel Blais²
- Sophie Benoît²
- Patrick Desautels⁵
- David Leclair⁷
- Danielle Leclerc²
- Férédic Poisson²
- Martine Benoit¹
- Joany Suazo²

Autre collaborateur

- Andréanne Blais⁶
- Martin Joly²
- Annie Lebel⁷
- Kateri Monticone⁸
- Hubert Pelletier⁸
- Normand Villeneuve⁴

¹ Environnement et Changement climatique Canada

² Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

³ Consultante

⁴ Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

⁵ Néogis – Solutions géomatiques

⁶ Conseil régional de l'environnement du Centre-du-Québec

⁷ Bureau d'écologie appliquée

⁸ Conservation de la nature Canada

Remerciements

Nous tenons à remercier toutes les personnes qui ont participé à la réalisation de cet atlas par leur partage de connaissances, de données ou de temps, notamment Jean-François Rail, Josée Tardif, Pierre Aquin, Bruno Drolet, Emmanuelle Fay, Sylvain Giguère, Karine Picard et Pierre-André Bernier du Service canadien de la faune d'Environnement et Changement climatique Canada; Jacques Labrecque, Guy Jolicoeur, Vincent Piché et Tingxian Li du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques; Jocelyn Gosselin, Édith Cadieux, Jason Samson, Antoine Nappi, Nathalie Desrosiers, Claudine Laurendeau, Valérie Simard, Yohann Dubois, Marc-Antoine Couillard, Yves Paradis, Aïssa Sebbane, Hughes Bernard et Marie-Noëlle Blais du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs; Gino Lévesque du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation; Stéphane Lamoureux et Simon Bédard du Regroupement QuébecOiseaux; Stéphanie Côté de Nature-Action Québec; Frédéric Doyon de l'Université du Québec en Outaouais; Pierre Drapeau de l'Université du Québec à Montréal; Marc-André Guertin et Philippe Lebel de l'Université de Sherbrooke; Marc-André Rhéaume de la Fédération des producteurs forestiers du Québec; Michèle Dupont-Hébert du Bureau d'écologie appliquée; Sylvio Demers et Thomas Buffin-Bélanger de l'Université du Québec à Rimouski.

Résumé

L'un des projets indiqués sous le thème de la conservation de la biodiversité du Plan d'action Saint-Laurent est l'élaboration d'un plan intégré de conservation des milieux naturels et de la biodiversité du Saint-Laurent. Pour les Basses-terres du Saint-Laurent, il a été convenu dans un premier temps de produire un atlas des territoires d'intérêt pour la conservation afin de déterminer les sites où les besoins de conservation sont les plus criants. Les cibles de conservation (filtre grossier) retenues sont les milieux forestiers, les milieux humides, les milieux ouverts (friches, cultures pérennes) et les milieux aquatiques. Ce document méthodologique expose la démarche soutenant la production de cet atlas.

Pour chacun des éléments composant les cibles retenues, des sites à considérer pour la conservation ont été déterminés jusqu'à l'atteinte d'un seuil de 20 % de représentativité par unité spatiale de référence (p. ex., contextes de mise en place). Pour y parvenir, une sélection des milieux ayant une plus haute valeur de conservation a été réalisée, soit ceux qui hébergent des occurrences prioritaires et des habitats essentiels d'espèces en péril, des aires protégées, des écosystèmes forestiers exceptionnels et des sites irremplaçables. Des analyses de priorisation multicritère ont ensuite été effectuées si le seuil de 20 % de représentativité n'était pas atteint après l'analyse de sélection. De plus, s'ajoutent des éléments ponctuels d'importance pour la biodiversité (filtre fin), à savoir des habitats ou des occurrences reconnus scientifiquement qui ne sont pas considérés dans l'analyse des cibles de conservation. On parle ici de milieux aquatiques exceptionnels associés au couloir du Saint-Laurent (p. ex., des frayères), des alvars, des colonies d'oiseaux, des éléments fauniques (p. ex., des sites de nidification de l'hirondelle de rivage et du martinet ramoneur) et des occurrences floristiques d'importance. Enfin, une analyse multicible a été produite afin de déterminer des territoires où se concentrent des sites d'intérêt déterminés pour les cibles de conservation du filtre grossier.

Les données géospatiales associées aux sites d'intérêt déterminés dans le présent Atlas sont disponibles. Les utilisateurs pourront donc les consulter pour connaître de façon plus précise la répartition spatiale des sites d'intérêt et la valeur de conservation associée à chacun. Les utilisateurs pourront ainsi adapter l'analyse de ces données à leur réalité territoriale et en fonction d'objectifs particuliers.

La conservation des milieux naturels et des espèces en situation précaire étant une responsabilité partagée, le présent Atlas permettra de rejoindre les priorités des nombreuses organisations qui œuvrent dans le domaine de la conservation des milieux naturels dans les Basses-terres du Saint-Laurent, soit les organismes de conservation, les municipalités, les municipalités régionales de comté (MRC), les organisations gouvernementales et les institutions académiques. De plus, comme l'Atlas se veut un outil d'aide à l'aménagement du territoire, l'élaboration de stratégies de conservation des milieux naturels permettra d'orienter les actions concrètes aux endroits où les besoins sont les plus pressants. Il sera, entre autres, utile à la préparation des plans régionaux des milieux humides et hydriques qui devront être produits suivant l'entrée en vigueur de *la Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques*.

Abstract

One of the projects under the biodiversity conservation theme of the St. Lawrence Action Plan is the development of an integrated plan for conserving the St. Lawrence's natural environments and biodiversity. Identifying sites of interest for biodiversity conservation was the first step in this integrated planning process leading to the production of the Atlas of sites of interest for conservation in the St. Lawrence Lowlands. Conservation targets (coarse filter) selected for this atlas are woodlands, wetlands, open habitats (old fields, perennial crops), and aquatic environments. This report presents the methods that led to the production of this atlas.

For each selected target, sites of interest for conservation were determined up to a representativeness threshold of 20% for a given spatial reference unit (i.e., depositional contexts in the St. Lawrence Lowlands). To do so, sites with high conservation interest were first selected, those sites being located within or adjacent to protected areas or exceptional forested ecosystems, sites hosting species at risk and critical habitats, or those having unique ecological features. A prioritization analysis was then carried out on conservation targets using a multi-criteria analysis when the 20% representativeness threshold was not reached following the selection analysis. Other sites of interest not covered with the coarse filter targets and representing local sites with high conservation value were also determined (fine filter), such as rare aquatic environments of the St. Lawrence River (spawning sites), alvars, colonial bird nesting sites, other faunistic sites (e.g., nesting sites for Bank Swallow and Chimney Swift, etc.) and important floristic sites. Finally, a multitarget analysis was performed to determine regions with high concentration of sites of interest for multiple targets.

Geospatial data of selected sites are publicly available. This will allow users to better visualize the geographical location of those sites of interest for conservation and their associated conservation value. Users will also have the opportunity to adapt the determination of sites of high conservation value given their own spatial territory and conservation objectives.

Because the conservation of sites with high biodiversity value is a shared responsibility; this atlas will reach objectives of several conservation organizations and stakeholders having a strong interest in the conservation of natural sites in the St. Lawrence Lowlands; such as non-governmental organizations, municipalities, MRCs, governments and academic institutions. In addition, because this atlas is intended to be a tool in landscape and land-use planning, we believe that upcoming conservation strategies for natural sites can be oriented towards sites with high conservation value and where there exists urgent needs for conservation using the information provided by this atlas. For example, this atlas could guide the production of regional wetlands and bodies of water plans that will be produced in coming years following the recently adopted *Act respecting the conservation of wetlands and bodies of water*.

Table des matières

1. Introduction	1
1.1. Pourquoi produire un atlas des territoires d'intérêt pour la conservation?	1
1.2. À qui s'adresse l'Atlas des territoires d'intérêt ?	3
1.3. Cadre conceptuel : les normes ouvertes pour la pratique de la conservation	5
2. But de la planification.....	6
3. Équipe de projet	7
4. Vision.....	8
5. Portée du projet.....	8
6. Contexte écologique.....	9
6.1. Géologie et topographie	9
6.2. Hydrographie	11
6.3. Climat	12
6.4. Milieux naturels et biodiversité d'intérêt.....	12
6.5. Aires protégées.....	14
7. Menaces	15
7.1. Développement résidentiel et commercial.....	15
7.2. Agriculture	16
7.3. Modifications des systèmes naturels.....	18
7.4. Corridors de transports et services	19
7.5. Utilisation des ressources biologiques	19
7.6. Espèces envahissantes et problématiques	19
7.7. Pollution.....	21
7.8. Changements climatiques et conditions météorologiques extrêmes.....	22
8. Contexte de conservation	22
9. Cibles de conservation.....	25
9.1. Cibles du filtre grossier.....	25
9.1.1. Milieux forestiers.....	26
9.1.2. Milieux humides	27
9.1.3. Milieux ouverts – friches.....	29
9.1.4. Milieux ouverts – prairies agricoles.....	30
9.1.5. Milieux aquatiques	31
9.2. Cibles du filtre fin.....	32
9.2.1. Couloir du Saint-Laurent.....	32
9.2.1.1. Habitats d'espèces aquatiques en situation précaire	33
9.2.1.2. Frayères reconnues dans la portion fluviale du Saint-Laurent.....	34
9.2.2. Alvares	34
9.2.3. Colonies d'oiseaux.....	34
9.2.4. Éléments fauniques d'importance	35
9.2.4.1. Sites de nidification et dotoirs du martinet ramoneur	35
9.2.4.2. Sites de nidification de l'hirondelle de rivage	35
9.2.4.3. Autres occurrences d'espèces aviaires en péril	35
9.2.5. Occurrences floristiques en situation précaire	35

10. Sources des données.....	36
10.1.Occupation du sol des Basses-terres du Saint-Laurent.....	36
10.2.Unités de référence spatiale : contextes de mise en place.....	38
10.3.Géobase du réseau hydrographique du Québec.....	38
10.4.Autres sources de données.....	38
11. Objectifs de conservation.....	44
12. Méthode pour déterminer les milieux d'intérêt pour la conservation.....	44
12.1.Analyse de sélection.....	46
12.2.Analyse de priorisation.....	53
13. Analyse des données des cibles de conservation du filtre grossier.....	55
13.1.Milieux forestiers.....	55
13.1.1. Unité d'analyse et traitement des données.....	56
13.1.2. Classification des polygones forestiers.....	59
13.1.3. Priorisation des fragments forestiers.....	60
13.1.3.1. Superficie de forêts d'intérieur.....	61
13.1.3.2. Indice de proximité.....	61
13.1.3.3. Proportion de forêts matures.....	62
13.1.3.4. Forme du fragment.....	62
13.1.3.5. Diversité des types écologiques/groupements d'essences.....	62
13.1.3.6. Présence de milieux humides et riverains.....	63
13.1.4. Fragments forestiers chevauchant les limites des Basses-terres du Saint-Laurent.....	63
13.2.Milieux humides.....	64
13.2.1. Unité d'analyse et traitement des données.....	64
13.2.2. Priorisation des complexes de milieux humides.....	67
13.2.2.1. Diversité végétale.....	69
13.2.2.2. Productivité primaire.....	70
13.2.2.3. Superficie.....	72
13.2.2.4. Naturalité de la zone tampon.....	73
13.2.2.5. Proximité d'autres milieux humides.....	74
13.2.2.6. Régularisation hydrologique ou rétention des eaux.....	74
13.2.2.7. Contrôle de l'érosion ou stabilisation des rives.....	77
13.2.2.8. Recharge de la nappe.....	79
13.2.2.9. Contribution à la qualité de l'eau ou captage à court terme des éléments nutritifs et des polluants.....	81
13.2.2.10.Contribution à la séquestration du carbone.....	84
13.3.Friches.....	84
13.3.1. Unité d'analyse et traitement des données.....	84
13.3.2. Priorisation des friches.....	85
13.3.2.1. Superficie.....	88
13.3.2.2. Pourcentage de friche dans la zone tampon.....	88
13.3.2.3. Forme.....	88
13.3.2.4. Distance de milieux humides et aquatiques.....	89
13.3.2.5. Distance d'une emprise de ligne électrique.....	89
13.3.3. Friches situées dans des emprises de ligne électrique.....	89

13.4.Prairies agricoles.....	92
13.4.1. Unité d'analyse et traitement des données.....	92
13.4.2. Priorisation des prairies agricoles au sein des ensembles topographiques	96
13.4.2.1. Pourcentage de milieux agricoles dans chaque ensemble topographique	97
13.4.2.2. Importance relative des cultures pérennes dans l'ensemble topographique	97
13.4.2.3. Pourcentage de cultures pérennes en périphérie (zone tampon de 1 km)	97
13.4.2.4. Superficie moyenne des parcelles de cultures pérennes dans l'ensemble topographique	97
13.4.2.5. Nombre de parcelles de cultures pérennes de plus de 100 ha	98
13.4.2.6. Distance de chaque parcelle de cultures pérennes à un milieu humide.....	98
13.4.2.7. Pourcentage de milieux humides en périphérie (zone tampon de 200 m).....	98
13.5.Milieux aquatiques	99
13.5.1. Cartographie et unité d'analyse	99
13.5.2. Découpage et description.....	99
13.5.2.1. Représentation cartographique.....	100
13.5.2.2. Territoire couvert.....	100
13.5.3. Typologie et classification.....	102
13.5.4. Variables considérées.....	102
13.5.4.1. Facteurs hydrologiques	103
13.5.4.2. Facteurs hydrauliques	104
13.5.4.3. Facteurs hydromorphologiques.....	104
13.5.4.4. Facteurs physicochimiques.....	105
13.5.5. Méthode de classification	105
13.5.6. Typologie des UEA	106
13.5.7. Priorisation des milieux aquatiques.....	110
13.5.7.1. Centralité (représentation du type aquatique).....	110
13.5.7.2. Naturalité (locale et bassin versant)	111
13.5.8. Méthode de calcul.....	111
13.6.Analyse multicible	111
14. Résultats.....	112
14.1.Fragments forestiers d'intérêt.....	112
14.2.Complexes de milieux humides d'intérêt.....	117
14.2.1. La vallée de l'Outaouais.....	121
14.3.Friches d'intérêt	122
14.4.Ensembles topographiques d'intérêt pour les prairies agricoles.....	125
14.5.Milieux aquatiques d'intérêt.....	127
14.6.Territoires d'intérêt du filtre grossier.....	129
14.7.Analyse multicible	132
14.8.Territoires d'intérêt du filtre fin	135
14.8.1. Couloir du Saint-Laurent.....	135
14.8.2. Éléments fauniques d'importance	141
14.8.3. Éléments floristiques d'importance.....	141
15. Plan de conservation dans le cadre des normes ouvertes.....	144
15.1.Analyse de viabilité	144
15.2.Analyse des menaces	145

15.3. Analyse de la situation	145
15.4. Établissement des buts poursuivis par cible de conservation.....	146
15.5. Planification des stratégies et des actions.....	146
15.6. Plan de suivi	147
16. Plans d'action.....	147
17. Données disponibles publiquement.....	149
18. Conclusion et perspectives d'avenir	149
19. Références.....	151
20. Métadonnées pour les cartes.....	174

Liste des tableaux

Tableau 1.	Cibles de conservation du filtre grossier retenues pour l'Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent.....	26
Tableau 2.	Cibles de conservation du filtre fin retenues pour l'Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent.....	33
Tableau 3.	Contextes de mise en place des Basses-terres du Saint-Laurent (BSTL).....	39
Tableau 4.	Superfies des sept classes principales d'occupation du sol dans les contextes de mise en place et les contextes de mise en place régionaux	41
Tableau 5.	Source des données biophysiques utilisées pour produire l'Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent.....	42
Tableau 6.	Critères de sélection retenus pour les milieux forestiers, les milieux humides et les friches.....	46
Tableau 7.	Types d'aires protégées retenus pour la sélection des parcelles d'habitats.....	48
Tableau 8.	Source des données fauniques retenues pour les analyses de sélection	52
Tableau 9.	Caractéristiques des fragments forestiers dans chaque contexte de mise en place régional.....	57
Tableau 10.	Critères principaux et secondaires retenus pour la priorisation des fragments forestiers dans les Basses-terres du Saint-Laurent.....	61
Tableau 11.	Caractéristiques des complexes de milieux humides dans les contextes de mise en place.....	65
Tableau 12.	Critères de priorisation des complexes de milieux humides dans les Basses-terres du Saint-Laurent.....	68
Tableau 13.	Statistiques descriptives de la superficie des friches adéquates dans chaque contexte de mise en place régional.....	86
Tableau 14.	Critères principaux et secondaires retenus pour la priorisation des friches dans les Basses-terres du Saint-Laurent.....	86
Tableau 15.	Statistiques descriptives de la superficie des ensembles topographiques dans les régions naturelles des Basses-terres du Saint-Laurent.....	94
Tableau 16.	Critères principaux et secondaires retenus pour la priorisation des ensembles topographiques dans les Basses-terres du Saint-Laurent.....	96
Tableau 17.	Unités écologiques aquatiques des Basses-terres du Saint-Laurent.....	102
Tableau 18.	Variabes considérées pour la typologie des biotopes aquatiques.....	103
Tableau 19.	Statistiques générales pour la typologie des biotopes aquatiques des Basses-terres du Saint-Laurent.....	109
Tableau 20.	Critères retenus pour la priorisation des unités écologiques aquatiques.....	110
Tableau 21.	Nombre de fragments forestiers retenus dans chaque contexte de mise en place régional.....	113
Tableau 22.	Superficies (ha) des fragments forestiers retenus dans chaque contexte de mise en place régional.....	114
Tableau 23.	Nombre de fragments forestiers sélectionnés avec chaque critère de sélection	115
Tableau 24.	Nombre de complexes de milieux humides retenus dans chaque contexte de mise en place.....	119

Tableau 25. Superficies (ha) de complexes de milieux humides retenus dans chaque contexte de mise en place	119
Tableau 26. Nombre de complexes de milieux humides retenus par chacun des critères de sélection.....	120
Tableau 27. Nombre de friches adéquates retenues pour atteindre le seuil de 20 % dans chaque contexte de mise en place régional.....	122
Tableau 28. Superficie totale des friches et superficie des friches retenues pour atteindre le seuil de 20 % de représentativité	124
Tableau 29. Nombre de friches sélectionnées avec chaque critère de sélection.....	125
Tableau 30. Statistiques descriptives des ensembles topographiques retenus pour atteindre le seuil de 20 % de représentativité dans chaque région naturelle.....	125
Tableau 31. Statistique générale sur les unités écologiques aquatiques d'intérêt pour la conservation par type d'habitats aquatiques selon le seuil de 20 % de représentativité.....	128
Tableau 32. Caractéristiques des sites multicibles et uniques retenus.....	132
Tableau 33. Nombre total de sites retenus de chacune des cibles de conservation au sein des sites multicibles d'intérêt	134

Liste des figures

Figure 1.	Priorités d'action des principaux intervenants du milieu de la conservation au Québec.....	4
Figure 2.	Cycle de gestion adaptative d'un projet selon les normes ouvertes.....	6
Figure 3.	Aire d'étude retenue pour l'Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent.....	9
Figure 4.	Exemple illustrant les friches cartographiées dans les Basses-terres du Saint-Laurent.....	30
Figure 5.	Cartographie de l'occupation du sol dans les Basses-terres du Saint-Laurent....	37
Figure 6.	Contextes de mise en place dans les Basses-terres du Saint-Laurent (Les limites des régions naturelles sont indiquées par le trait rouge.).....	40
Figure 7.	Schéma illustrant la méthode pour déterminer les territoires d'intérêt pour la conservation.....	45
Figure 8.	Localisation des aires protégées publiques et privées (mesures de conservation) et des écosystèmes forestiers exceptionnels présents dans le territoire d'étude.....	47
Figure 9.	Localisation des occurrences floristiques à haute valeur de conservation (habitats essentiels et occurrences prioritaires) (Certaines données ne sont pas illustrées en raison de leur diffusion publique limitée.).....	49
Figure 10.	Localisation des sites d'espèces fauniques à haute valeur de conservation (habitats essentiels et occurrences prioritaires) (Certaines données ne sont pas illustrées en raison de leur diffusion publique limitée.).....	51
Figure 11.	Processus d'attribution des rangs de priorité principale et secondaire aux parcelles d'habitats.....	55
Figure 12.	Répartition des fragments forestiers de 10 ha et plus dans les Basses-terres du Saint-Laurent.....	58
Figure 13.	Répartition des complexes de milieux humides dans les Basses-terres du Saint-Laurent.....	66
Figure 14.	Localisation des 1 288 friches adéquates dans les Basses-terres du Saint-Laurent.....	87
Figure 15.	Exemple illustrant les friches situées dans des emprises de ligne électrique.....	90
Figure 16.	Localisation des friches situées dans les emprises de ligne électrique dans les Basses-terres du Saint-Laurent.....	91
Figure 17.	Ensembles topographiques dans les Basses-terres du Saint-Laurent (n=665) ...	95
Figure 18.	Unités écologiques aquatiques des Basses-terres du Saint-Laurent.....	101
Figure 19a.	Typologie des biotopes aquatiques des Basses-terres du Saint-Laurent.....	107
Figure 19b.	Extrait de la typologie des biotopes aquatiques pour le secteur du bassin versant de la rivière du Chêne.....	108
Figure 20.	Répartition spatiale des fragments forestiers retenus comme territoires d'intérêt.....	116
Figure 21.	Répartition spatiale des complexes de milieux humides retenus comme territoires d'intérêt.....	118

Figure 22.	Répartition des 198 friches retenues dont la superficie cumulée permet d'atteindre le seuil de 20 % de chaque contexte de mise en place régional.....	123
Figure 23.	Répartition spatiale des 124 ensembles topographiques retenus dont la superficie cumulée permet d'atteindre le seuil de 20 % de chaque région naturelle.....	126
Figure 24.	Répartition spatiale des unités écologiques aquatiques d'intérêt pour la conservation des Basses-terres du Saint-Laurent.....	130
Figure 25.	Répartition spatiale des territoires d'intérêt pour la conservation de la biodiversité des Basses-terres du Saint-Laurent.....	131
Figure 26.	Répartition spatiale des sites multicibles d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent.....	133
Figure 27.	Exemple d'un site multicible d'intérêt (Portage-du-Fort, région de l'Outaouais).	134
Figure 28.	Habitats d'espèces de poisson à situation précaire	137
Figure 29.	Habitats essentiels et répartition du dard de sable, du chevalier cuivré, du bar rayé et du béluga dans le territoire d'étude.....	138
Figure 30.	Frayères d'esturgeon jaune reconnues dans le système Saint-Laurent.....	139
Figure 31.	Frayères reconnues dans la portion fluviale du système Saint-Laurent, en amont de Sorel.....	140
Figure 32.	Répartition des colonies d'oiseaux (n=17) et des sites de nidification du martinet ramoneur (n=385), de l'hirondelle de rivage (n=40) et d'autres espèces d'oiseaux menacées ou vulnérables au Québec (n=83) dans les Basses-terres du Saint-Laurent.....	142
Figure 33.	Répartition des 11 alvars (rouge) et des 202 occurrences floristiques ayant un rang de priorité détaillé allant de 10 à 13 (vert) dans le territoire d'étude	143

Liste des annexes

Annexe A.	Espèces terrestres en situation précaire dont la présence a été documentée dans l'aire d'étude	175
Annexe B.	Aires protégées du Registre des aires protégées au Québec présentes dans les Basses-terres du Saint-Laurent	178
Annexe C.	Détermination des rangs de priorité des occurrences floristiques extraites du CDPNQ pour orienter la sélection des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent	182
Annexe D.	Nombre d'occurrences des espèces floristiques retenues pour la sélection des parcelles d'habitats d'intérêt	187
Annexe E.	Description des contextes de mise en place dans les Basses-terres du Saint-Laurent	190
Annexe F.	Variables descriptives des 48 types d'habitats aquatiques (les parangons) des Basses-terres du Saint-Laurent	193

1. Introduction

Depuis 1988, les gouvernements du Canada et du Québec travaillent de concert afin de conserver et de mettre en valeur le fleuve Saint-Laurent dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent (PASL). Dans l'objectif de poursuivre ce travail tout en s'adaptant aux problématiques émergentes auxquelles le Saint-Laurent fait face, les gouvernements du Canada et du Québec se sont engagés en 2011 à renouveler ce partenariat pour une période de quinze ans. Ce plan est aussi connu sous le nom d'Entente Canada-Québec sur le Saint-Laurent (Plan d'action Saint-Laurent, 2018a). Les actions conjointes menées portent sur trois principaux : la conservation de la biodiversité, la pérennité des usages et l'amélioration de la qualité de l'eau.

L'un des projets relevant du thème de la conservation de la biodiversité consiste en l'élaboration d'un plan intégré de conservation des milieux naturels et de la biodiversité du Saint-Laurent. Le Programme de suivi de l'état du Saint-Laurent, instauré en 2003, a démontré que l'intégrité et la fonctionnalité des milieux naturels de l'écosystème fluvial sont étroitement associées aux pressions anthropiques que subissent les terres qui lui sont adjacentes, et ce, bien au-delà des seuls écosystèmes riverains. Il a donc été convenu que le plan de conservation devait s'étendre sur toute la portion québécoise des Basses-terres du Saint-Laurent, c'est-à-dire là où les milieux naturels sont sujets à de fortes pressions anthropiques telles que l'urbanisation et l'agriculture (Latendresse et collab., 2008a), et où se trouvent les plus fortes concentrations d'espèces en situation précaire au Québec (Tardif et collab., 2005).

Dès le départ, la détermination des milieux naturels d'intérêt pour la conservation de la biodiversité s'est imposée comme la première étape dans cet exercice de planification. On parle ici d'un atlas des territoires d'intérêt pour la conservation. L'élaboration de stratégies de conservation des milieux naturels et d'aménagement du territoire permettra ensuite d'orienter les actions concrètes aux endroits où les besoins sont les plus pressants. Ces deux étapes du projet, c'est-à-dire l'atlas et les stratégies de conservation, formeront ensemble le plan de conservation des milieux naturels et de la biodiversité du Saint-Laurent. Le territoire visé par ce projet étant vaste, il a été convenu de produire deux plans de conservation distincts, l'un pour la portion québécoise des Basses-terres du Saint-Laurent et l'autre pour les milieux côtiers de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Le présent document réfère au processus qui a mené à la production de l'Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent.

1.1. Pourquoi produire un Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation ?

La planification de la conservation des milieux naturels dans les Basses-terres du Saint-Laurent n'est pas nouvelle. De fait, le recensement des plans de conservation des milieux naturels d'intérêt réalisés entre 2000 et 2016 sur ce territoire a révélé qu'un grand nombre de plans avaient été produits par divers intervenants (gouvernements, municipalités, organismes de conservation) et à différentes échelles spatiales (municipalités, MRC, bassins versants, régions administratives, etc.) (Lebel, 2013; Dupont-Hébert, 2017). Un plan de conservation couvrant l'ensemble de la

province naturelle des Basses-terres du Saint-Laurent a aussi été produit par Conservation de la nature Canada il y a moins de dix ans (Gratton, 2010). Plusieurs sites à haute valeur écologique qui méritent une protection adéquate sont donc déjà connus. Alors en quoi le présent Atlas sera-t-il différent des exercices précédents?

- 1) Les analyses réalisées dans le cadre de l'Atlas utilisent les données les plus actuelles et les plus précises quant à la répartition des milieux naturels dans les Basses-terres du Saint-Laurent. Une cartographie détaillée de l'occupation du sol de ce territoire a récemment été achevée (ECCC et MDDELCC, 2018). Cette cartographie intègre les données issues de la cartographie détaillée des milieux humides produite par Canards Illimités Canada (CIC) et le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), les cartes écoforestières du quatrième programme décennal d'inventaire, les données sur l'agriculture disponibles à la Financière agricole du Québec ainsi que d'autres sources d'informations complémentaires telles les données sur les friches, le réseau routier et le réseau hydrographique. Une mise à jour des limites des polygones des peuplements forestiers et des milieux anthropiques décrites dans les cartes écoforestières a aussi été effectuée pour l'ensemble du territoire à partir de données spatiales récentes (images satellites, Google Earth, etc.), si bien que la cartographie reflète l'occupation du sol pour la période 2014-2016.
- 2) Les nombreux plans de conservation déjà produits dans le Québec méridional (Lebel, 2013; Dupont-Hébert, 2017) ont principalement considéré les milieux humides, les milieux forestiers et les espèces en situation précaire. Or, d'autres types d'écosystèmes ou des éléments ponctuels d'importance pour le maintien de la biodiversité sont présents dans les Basses-terres du Saint-Laurent et doivent être reconnus et localisés afin d'orienter de façon efficace les actions de conservation. Une des recommandations proposées par Gratton (2010) est de développer et d'inclure à un futur plan de conservation une méthode d'analyse et de planification de la conservation pour les écosystèmes aquatiques. Les avancées récentes dans nos connaissances des habitats aquatiques des eaux intérieures et du couloir du Saint-Laurent (fleuve, estuaire fluvial, estuaire moyen) ont donc permis d'ajouter à l'exercice de planification de la conservation des Basses-terres du Saint-Laurent une première cartographie et une première classification des unités écologiques aquatiques des Basses-terres du Saint-Laurent ainsi qu'une compilation des habitats fluviaux importants dans le couloir du Saint-Laurent, ce qui permet ainsi d'orienter la détermination des écosystèmes aquatiques d'intérêt pour la conservation.
- 3) Les Basses-terres du Saint-Laurent se trouvent dans la région de conservation des oiseaux de la plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié (RCO 13) (Environnement Canada, 2013b). Outre les enjeux liés à la conservation des oiseaux en péril associés aux milieux naturels, cette région est aujourd'hui le plus grand et le plus important écosystème de prairies du nord-est de l'Amérique du Nord et fournit un habitat à des espèces champêtres (Environnement Canada, 2013b). Ce constat a mené à l'intégration des milieux ouverts d'origine anthropique à la planification de la conservation des Basses-terres du Saint-Laurent. Des analyses novatrices ont été mises au point afin d'orienter la conservation des friches et

des matrices agricoles propices au maintien des oiseaux champêtres et autres espèces vivant en milieux ouverts.

- 4) Les analyses réalisées dans le cadre de l'Atlas utilisent les données les plus pertinentes quant à la répartition des milieux naturels et de certains groupes taxinomiques. À cet effet, nous avons aussi fait appel à de nombreux experts des différents groupes taxinomiques afin d'inclure dans l'Atlas les informations les plus actuelles et précises sur la répartition d'espèces en situation précaire de la faune (aviaire, terrestre et aquatique) et de la flore québécoise ainsi que les écosystèmes rares tels que les alvars, les écosystèmes forestiers exceptionnels, les colonies d'oiseaux, les frayères d'importance et des milieux aquatiques considérés comme exceptionnels.
- 5) Les plans de conservation recensés sur le territoire des Basses-terres du Saint-Laurent se sont avérés d'une grande utilité pour orienter la mise en œuvre des actions de conservation aux échelles locales ou régionales. La majorité de ces plans couvrent toutefois des régions situées au sud-ouest du Québec, là où les pressions anthropiques sont les plus fortes (Montérégie, Centre-du-Québec). L'Atlas des Basses-terres du Saint-Laurent permettra ainsi de combler les lacunes dans les régions où une planification de la conservation est manquante et pourra soutenir les besoins des organisations qui disposent de ressources limitées pour effectuer de telles analyses. Il permettra également d'actualiser les plans déjà existants et de les compléter pour des écosystèmes qui n'avaient pas été pris en compte.
- 6) L'unité spatiale de référence retenue pour les analyses de la biodiversité permet de considérer les réalités écologiques régionales à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent. Elle provient d'une classification des districts écologiques issus du Cadre écologique de référence du Québec du MELCC qui sont regroupés en contextes de mise en place régionaux. Ces différents contextes sont basés sur les assemblages des grands types de dépôts et des formes de terrain associés, et conditionnent l'organisation des écosystèmes et l'occupation du territoire (section 10.2).

1.2. À qui s'adresse l'Atlas des territoires d'intérêt?

L'intégration des besoins de conservation pour les grands types d'écosystèmes présents dans les Basses-terres du Saint-Laurent au sein d'un même atlas permet de rejoindre les priorités de conservation de nombreux intervenants du milieu de la conservation au Québec (figure 1), notamment les organismes de conservation, les municipalités, les MRC, les organisations gouvernementales et le milieu académique.

La conservation des milieux naturels et des espèces en situation précaire étant une responsabilité partagée par les nombreux ordres de gouvernement, l'Atlas permet ainsi de rejoindre les priorités des organisations gouvernementales, tant fédérales que provinciales, qui participent au projet. La détermination des territoires d'intérêt pour la conservation des habitats des oiseaux migrateurs dans les Basses-terres du Saint-Laurent vient soutenir la stratégie de conservation des oiseaux

élaborée par Environnement et Changement Climatique Canada (ECC) (Environnement Canada, 2013b).



Figure 1. Priorités d'action des principaux intervenants du milieu de la conservation au Québec

De même, la détermination des habitats importants pour les espèces en situation précaire permettra de soutenir les actions de conservation d'ECCC, du MELCC et du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), en plus d'orienter les entités municipales dans la production des plans régionaux des milieux humides et hydriques exigés d'ici juin 2022 par la nouvelle *Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques* du Québec (Gouvernement du Québec, 2017). L'intégration des priorités de conservation des gouvernements (fédéral et provincial) au sein d'un même document permettra aussi d'optimiser l'utilisation des ressources vers des objectifs communs, par exemple pour orienter les priorités d'action des programmes de financement.

Enfin, parce que l'Atlas permettra de compléter les planifications territoriales existantes, les résultats de ce projet seront utiles aux organisations qui désirent connaître les milieux d'intérêt pour la conservation afin de les orienter dans leurs actions de conservation dans leurs territoires respectifs. La diffusion publique des données géospatiales et des méthodes d'analyse permettra aux intervenants régionaux d'adapter les analyses à leur réalité territoriale et selon leurs besoins.

La méthodologie pourra aussi être exportée à d'autres régions du Québec. Ultimement, il est souhaité que les sites d'intérêt issus des analyses puissent être considérés dans le cadre des responsabilités et des actions des MRC et des municipalités. L'Atlas se veut donc un outil d'aide à l'aménagement du territoire complémentaire aux exercices de planification de la conservation déjà menés dans plusieurs régions des Basses-terres du Saint-Laurent.

1.3. Cadre conceptuel : les normes ouvertes pour la pratique de la conservation

L'approche des « normes ouvertes pour la pratique de la conservation » été adoptée pour la réalisation du plan de conservation des Basses-terres du Saint-Laurent. Il s'agit d'un cadre conceptuel reconnu mondialement dans le domaine de la planification de projets de conservation des espèces, des écosystèmes et des aires protégées, peu importe l'échelle, la durée et la portée de l'initiative de conservation. Ces normes ont été créées par le *Conservation Measures Partnership*⁹, un consortium international d'organismes dont la mission est la protection la nature, en se basant sur des principes éprouvés dans divers domaines de la gestion des ressources naturelles. Elles rassemblent des concepts, des méthodes et une terminologie commune en matière de planification, de gestion, de mise en œuvre et de suivi de projets de conservation.

Les normes ouvertes proposent un cycle de gestion adaptative qui aide à fixer les cibles de conservation, à élaborer des stratégies, à concevoir des actions de conservation, à mesurer leurs effets et à se concentrer sur celles qui se révèlent les plus efficaces (figure 2). Les normes ouvertes ont aussi servi de cadre pour le développement du logiciel de gestion adaptative Miradi¹⁰. Ce logiciel guide les gestionnaires aux différentes étapes des normes ouvertes (CMP, 2013).

⁹ www.conservationmeasures.org/

¹⁰ www.miradi.org

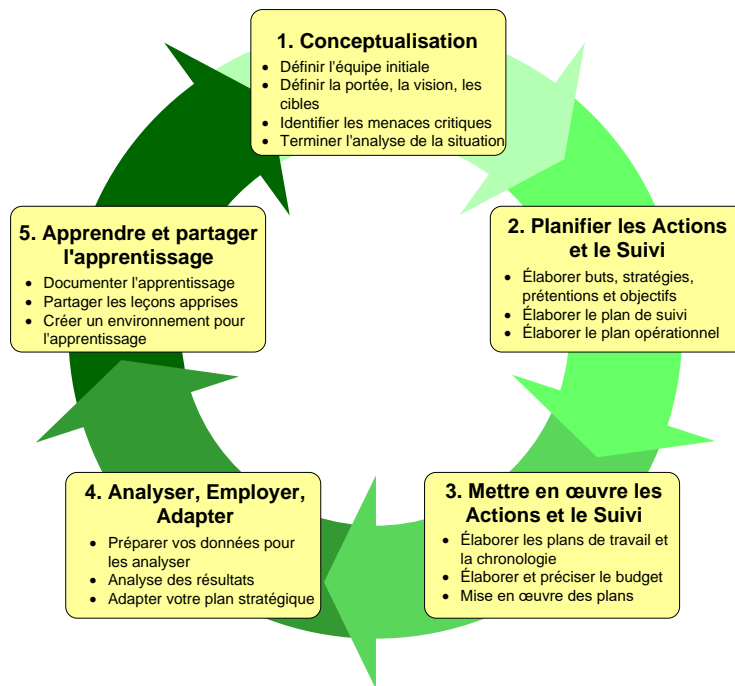


Figure 2. Cycle de gestion adaptative d'un projet selon les normes ouvertes

La production d'un atlas des milieux d'intérêt pour la conservation s'insère dans la première étape des normes ouvertes, soit celle de la conceptualisation. Cette étape consiste à :

- Déterminer le but de la planification;
- Composer une équipe de projet;
- Articuler la portée thématique et géographique du projet;
- Établir une vision de ce qu'on espère réaliser;
- Fixer les cibles de conservation;
- Évaluer les menaces qui pèsent sur les cibles de conservation.

Elle implique également la présentation d'une analyse de la situation en déterminant d'ores et déjà le contexte de conservation, c'est-à-dire les occasions facilitantes ainsi que les parties prenantes qui seront déterminantes dans la planification des actions et des suivis mis en œuvre dans le plan d'action (CMP, 2013).

2. But de la planification

La biodiversité du Saint-Laurent procure plusieurs services écologiques qui profitent aux collectivités. Bien que riche et diversifiée, elle subit de nombreuses pressions et demeure, à bien des égards, fragile. La perte et l'altération des habitats causées par les activités humaines ainsi que l'introduction d'espèces exotiques envahissantes constituent les principales menaces à la diversité biologique dans les Basses-terres du Saint-Laurent. Puisque la conservation est un des enjeux prioritaires du PASL et que les ressources disponibles pour la réalisation de projets de

conservation sont limitées, il a été convenu qu'il fallait augmenter l'efficacité des interventions et élaborer des outils communs de planification pour déterminer les milieux d'intérêt et mettre en œuvre des actions visant le maintien de la biodiversité dans les Basses-terres du Saint-Laurent (Plan d'action Saint-Laurent, 2018a).

Les buts poursuivis par la réalisation du plan de conservation des Basses-terres du Saint-Laurent sont donc les suivants :

- 1) Dans un premier temps, produire un atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent en déterminant les milieux à conserver en priorité pour favoriser le maintien de la biodiversité, plus précisément :
 - a. Les sites naturels qui assureraient le maintien des éléments remarquables de la biodiversité des Basses-terres du Saint-Laurent, tels les écosystèmes rares, les assemblages d'espèces ou les habitats d'espèces rares ou uniques;
 - b. Les sites naturels qui permettraient de représenter les principaux milieux composant les écosystèmes retrouvés dans les Basses-terres du Saint-Laurent jusqu'à un seuil minimal de 20 % de représentativité par unité de référence spatiale;
- 2) Dans un second temps, préparer des plans d'action afin de soutenir les organisations dans l'élaboration et la mise en œuvre des stratégies et des actions de conservation en vue d'atteindre ces objectifs.

3. Équipe de projet

Bien que la réalisation de l'Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent soit dirigée par les gouvernements du Canada et du Québec, la démarche des normes ouvertes pour la conservation recommande que l'équipe de projet comprenne non seulement des organisations responsables, mais aussi des partenaires externes clés pour lesquels les rôles et responsabilités sont clairement établis. Pour la réalisation du plan de conservation des Basses-terres du Saint-Laurent, cette équipe est composée de professionnels d'ECCC, du MELCC, du MFFP et d'une consultante spécialisée dans les normes ouvertes. La composition de l'équipe pourra changer au fil du cycle de gestion.

De plus, pour bénéficier des compétences existantes et des meilleures connaissances disponibles pour aller de l'avant avec le projet, l'équipe de planification du projet s'est adjoint plusieurs conseillers et analystes vers qui elle a pu se tourner pour demander des conseils et des critiques, incluant quelques parties prenantes à la mise en œuvre du plan de conservation. La liste des personnes qui ont contribué au projet se trouve dans les pages liminaires du présent rapport (voir Équipe de réalisation et Remerciements).

4. Vision

L'énoncé de vision est un résumé général de l'état désiré ou de la condition ultime de l'aire d'étude que l'on cherche à atteindre et qui fait consensus auprès des membres de l'équipe de projet (CMP, 2103). L'énoncé de vision dans le cadre du plan de conservation des Basses-terres du Saint-Laurent est le suivant :

Les Basses-terres du Saint-Laurent sont reconnues pour leur remarquable biodiversité composée d'écosystèmes fonctionnels et représentatifs dont plusieurs soutiennent des populations viables d'espèces en situation précaire. D'ici 2050, des habitats nécessaires à la survie de la faune et de la flore terrestres et aquatiques (marais, marécages, tourbières, friches, forêts, cultures pérennes et autres) sont conservés au sein d'un réseau écologique résilient aux changements anticipés. La préservation de ce patrimoine naturel est possible grâce à l'action concertée des différents ordres de gouvernement (fédéral, provincial et municipal), des groupes de conservation, des comités de concertation régionaux, des entreprises et des citoyens qui gèrent les ressources naturelles de façon durable.

5. Portée du projet

La portée de l'Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent est d'ordre géographique, c'est-à-dire qu'il cible un territoire défini pour lequel des stratégies et des actions seront mises en œuvre en vue d'atteindre des objectifs précis de conservation (CMP, 2013). Ainsi, le territoire couvert par l'Atlas correspond sensiblement à la province naturelle¹¹ la plus méridionale du Québec, soit celle des Basses-terres du Saint-Laurent (Li et collab., 2014) (figure 3). Il s'en distingue cependant par l'inclusion à sa limite est de l'archipel de L'Isle-aux-Grues, qui, selon le cadre écologique, fait partie de la province naturelle de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent, et du domaine aquatique de l'estuaire moyen s'étendant en aval jusqu'à Cap-aux-Oies sur la rive nord et Rivière-Ouelle sur la rive sud du fleuve (l'île aux Coudres est exclue du territoire d'étude). Est aussi incluse dans le territoire d'étude la région de Covey Hill située dans le piémont des Adirondacks, en Montérégie, pour tenir compte des communautés fauniques uniques à cette région.

¹¹ Premier niveau de perception du Cadre écologique de référence du Québec élaboré par le MELCC (Li et collab., 2014).

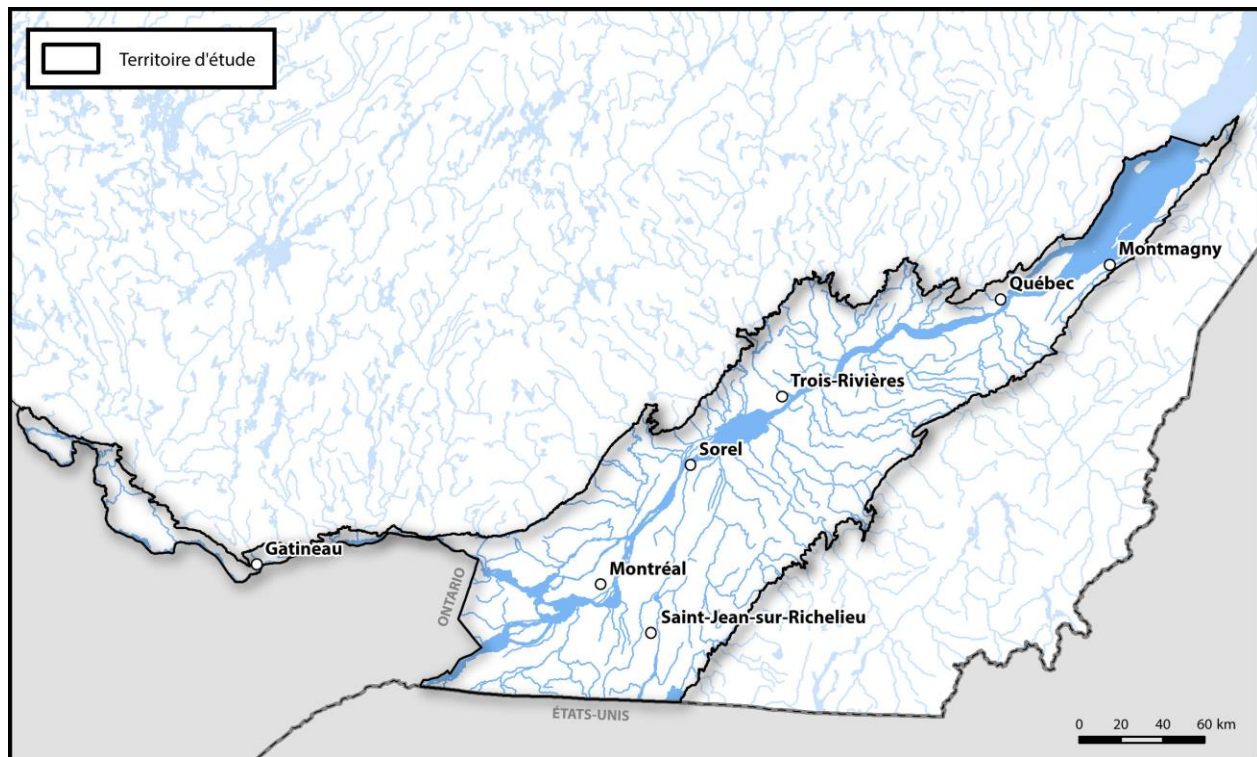


Figure 3. Aire d'étude retenue pour l'Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent

Le territoire analysé occupe une superficie totale de 32 350 km², incluant les zones en eau libre du fleuve. Les Basses-terres du Saint-Laurent sont scindées en deux par le fleuve Saint-Laurent et le paysage est essentiellement celui d'une vaste plaine encadrant cet imposant cours d'eau. Au sud, la limite de ce territoire suit les premiers éléments marquants du relief appalachien et la frontière américaine. Au nord, le territoire inclut les basses terres de la vallée de l'Outaouais et s'accôle au Bouclier canadien au contact parfois abrupt. Il comprend la plaine agricole de la région de l'Outaouais et est interrompu par la frontière ontarienne.

6. Contexte écologique

6.1. Géologie et topographie

L'immense plaine des Basses-terres du Saint-Laurent repose sur les roches sédimentaires d'âge paléozoïque non déformées de la province géologique de la Plate-forme du Saint-Laurent et les roches sédimentaires un peu déformées de l'avant-pays de l'orogénèse des Appalaches. Elles sont composées de grès, dolomies, calcaires, shales, ardoises et schistes (Li et collab., 2014). L'altitude y est généralement inférieure à 150 m. Ce relief de plaine n'est interrompu que par de rares collines dont les plus hautes atteignent à peine 400 m. Les plus notables sont les collines

montréalaises, d'origine intrusive, mises en place au Crétacé, soit les monts Royal, Saint-Bruno, Saint-Hilaire, Saint-Grégoire, Rougemont et Yamaska¹² (Landry et Mercier, 1992).

Au Wisconsinien supérieur, il y a aussi peu que 22 ka (milliers d'années), la majeure partie du Québec était recouverte par l'inlandsis laurentidien, un glacier dont l'épaisseur pouvait atteindre jusqu'à 3 200 m. L'épaisseur était d'au moins 1 500 m sur la vallée du Saint-Laurent (Occhietti et collab., 2011). À cause de sa topographie et de sa faible altitude, le socle rocheux a été complètement recouvert de sédiments minéraux d'âge quaternaire. Le glacier a laissé d'épais dépôts de till carbonaté et riche en argile et limon dérivé du substrat rocheux sur lequel il progressait (Landry et collab., 2013).

À la fin de cette période, commence un réchauffement climatique qui sera ressenti dans tout l'hémisphère nord. Ce réchauffement débute vers la fin du Wisconsinien supérieur (il y a de 18 à 16 ka) et amorce la fonte de l'inlandsis. Avec l'affaissement du continent sous le poids du glacier et le recul des fronts glaciaires, un long bras de mer provenant des eaux de l'Atlantique envahit lentement les Basses-terres du Saint-Laurent pour donner naissance à la mer de Champlain. Entre 12 et 10 ka, cette mer postglaciaire occupait toute la vallée du Saint-Laurent; elle a laissé de nombreuses preuves de sa présence (Landry et collab., 2013). En eau profonde, la mer est devenue un bassin de sédimentation où se sont accumulées les particules fines d'argile et de limon qui dominent dans la partie sud-ouest de la province naturelle. Il n'est pas rare que ces sédiments fins marins atteignent de 20 à 50 m d'épaisseur. Cette abondante sédimentation a contribué à masquer le modèle glaciaire et à construire un relief calme brisé par des deltas constitués de sables et de graviers stratifiés et perchés à différentes altitudes correspondant aux différentes étapes d'émersion du continent. Ces dépôts marins littoraux ont, par endroits, été remodelés par le vent pour former des dunes paraboliques aujourd'hui stabilisées par la végétation (Filion, 1987). Les anciennes rives de la mer de Champlain se trouvent aujourd'hui à un peu plus de 200 m au-dessus du niveau de la mer au nord et entre 150 et 190 m au sud en raison du rehaussement isostatique différentiel de part et d'autre du Saint-Laurent (Elson, 1969). Vers 6,7 ka, les Basses-terres du Saint-Laurent avaient, à peu de choses près, leur configuration actuelle (Landry et Mercier, 1992). Plus on s'éloigne du fleuve Saint-Laurent, plus les dépôts d'origine glaciaire remaniés par les eaux de la mer de Champlain prennent de l'importance (Landry et Mercier, 1992). Dans la plaine, on trouve des affleurements rocheux seulement le long du fleuve et des rivières, aux endroits où l'érosion fluviomarine a été longtemps active ou l'est toujours (Payette et Rochefort, 2001). Ailleurs, les dépressions mal drainées dans les argiles marines et les épandages fluviomarins formés par l'invasion et le retrait de la mer de Champlain ont privilégié les processus de paludification à l'origine des tourbières (Payette et Rochefort, 2001).

¹² Six des neuf collines montréalaises émergent dans les Basses-terres du Saint-Laurent, les trois autres, les monts Shefford, Bromont et Mégantic chevauchent la province naturelle des Appalaches. Trois autres intrusions de la même origine sont totalement enfouies ou presque dans les sédiments marins, à savoir celles de Saint-André et d'Oka (selon les sources, parfois reconnue comme la dixième colline montréalaise), à l'ouest de Montréal, et l'intrusion Iberville, près du mont Saint-Grégoire.

6.2. Hydrographie

Le fleuve Saint-Laurent domine les Basses-terres du Saint-Laurent. Il fait partie du système hydrographique du Saint-Laurent et des Grands Lacs qui draine plus de 25 % des réserves mondiales d'eau douce et influence les processus environnementaux du continent nord-américain. Avec un bassin de drainage de 1,6 million de kilomètres carrés et un débit moyen annuel de 12 600 m³/s (mètre cube par seconde), le Saint-Laurent se classe parmi les 20 plus importants fleuves au monde (Groupe de travail Suivi de l'état du Saint-Laurent, 2014).

Le système Saint-Laurent qui s'étend des Grands Lacs à l'océan Atlantique sur quelque 1 600 km est complexe (Centre Saint-Laurent, 1996). Il est constitué de lacs fluviaux et de tronçons étroits dont les caractéristiques physiographiques et hydrologiques sont très variables dans l'espace et dans le temps. Cette hétérogénéité naturelle influence largement les habitats et les organismes aquatiques, notamment par des patrons d'écoulement de l'eau très contrastés entre les secteurs d'eaux calmes et d'eaux rapides. De plus, un grand nombre d'affluents et d'effluents, naissant dans les Appalaches ou dans le Bouclier canadien, se jettent dans le Saint-Laurent et augmentent fortement sa variabilité hydrologique (en particulier la rivière des Outaouais) jusque dans l'estuaire fluvial soumis à la marée (Morin et Bouchard, 2000; Boyer et collab., 2010). Ces affluents apportent des eaux dont les caractéristiques physicochimiques naturelles sont très distinctes et parfois très dégradées par rapport à celles du fleuve. Dans les faits, sur une bonne partie de son parcours, le fleuve ressemble à une juxtaposition de plusieurs rivières coulant côte à côte, chacune portant une signature différente identifiable sur plus de 100 km dans la portion fluviale (on parle de « masses d'eau »). De surcroît, le fleuve est divisé artificiellement en deux par un chenal de navigation qui limite les échanges entre les rives nord et sud, canalisant l'écoulement de l'eau en son centre. C'est principalement en raison de cette hétérogénéité physique naturelle, couplée aux nombreuses perturbations anthropiques à petite et grande échelle, que l'on observe autant de contrastes dans les communautés de poissons d'un secteur à l'autre du fleuve (La Violette et collab., 2003; Mingelbier et collab., 2008).

Au sein des Basses-terres du Saint-Laurent, le système hydrographique Saint-Laurent comprend trois grandes portions distinctes (Groupe de travail Suivi de l'état du Saint-Laurent, 2014) :

- 1) Un tronçon fluvial, qui débute en amont à la frontière ontarienne et se termine à proximité de Trois-Rivières, constitué d'eau douce et dépourvu de l'influence de la marée. Ce tronçon comporte trois lacs fluviaux (Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre) alternant avec des sections étroites, d'importants rapides résultant de dénivellation de plus de 20 m (Les Cèdres et Lachine) et de nombreuses îles parfois regroupées en archipels (Îles-de-la-Paix, Boucherville, Contrecoeur, Sorel);
- 2) Un estuaire fluvial entre Trois-Rivières et la pointe est de l'île d'Orléans, constitué d'eau douce soumise à une marée dont l'amplitude augmente progressivement vers l'aval et atteint 7 m à la hauteur de la ville de Québec. L'amplitude des marées se traduit aussi par un renversement de courant à marée montante, qui se manifeste à partir du lac Saint-Pierre, mais avec une incidence plus marquée sur les écosystèmes à partir de Grondines vers l'aval;

- 3) Un estuaire moyen, aussi appelé estuaire d'eau saumâtre, dont une partie est incluse dans la région des Basses-terres du Saint-Laurent. L'estuaire moyen débute à la pointe est de l'île d'Orléans et se termine, sur la rive nord, à l'embouchure du Saguenay et, au sud, à la pointe ouest de l'île Verte. En aval de l'extrémité est de l'île d'Orléans, la turbidité atteint brutalement des valeurs maximales qui diminuent ensuite graduellement jusque dans l'estuaire maritime, alors que la salinité de l'eau augmente progressivement de 0 à environ 15 à 20 ‰ (Morissette et collab., 2016).

Le parcours du système Saint-Laurent se poursuit en aval de la limite des Basses-terres du Saint-Laurent avec l'estuaire maritime constitué d'eau salée (de Tadoussac jusqu'à Pointe-des-Monts) et le golfe qui se déverse dans l'océan Atlantique.

Mis à part les trois importants lacs fluviaux du Saint-Laurent (Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre) et ceux de la rivière des Outaouais (des Chats et des Deux-Montagnes), il y a très peu d'autres lacs dans cette province naturelle et la plupart d'entre eux ont une faible superficie. Le plus notable est certainement le lac Champlain qui appartient au bassin versant de la rivière Richelieu et dont seule la portion la plus septentrionale, la baie Missisquoi, se trouve au Québec. Bien que les limites des Basses-terres soient relativement proches de l'embouchure des grands affluents du Saint-Laurent, leurs bassins versants se prolongent loin en amont. Comme ils sont situés au nord et au sud du Saint-Laurent, ils présentent d'importants contrastes climatiques qui ont des répercussions sur le système Saint-Laurent, supérieures aux influences des Basses-terres au sens strict (p. ex., périodes des crues et des étiages, volume d'eau, température) (Boyer et collab., 2010).

6.3. Climat

La province naturelle jouit des conditions climatiques les plus clémentes du Québec. Elle possède un climat continental modéré subhumide qui se caractérise par des étés relativement chauds et des hivers frais influencés par la présence du système Saint-Laurent et du lac Champlain. La température moyenne annuelle varie de 4,2 à 5,8 °C et la température moyenne pour les trois mois les plus chauds varie de 17,7 à 19,2 °C. La saison de croissance¹³ compte de 199 à 214 jours. Les précipitations sont abondantes et totalisent annuellement près d'un mètre (Mc Kenney, 1998, dans Li et Ducruc, 1999), dont environ le quart tombe en neige (Wilson, 1971).

6.4. Milieux naturels et biodiversité d'intérêt

Comme dans toutes les régions tempérées du globe, des siècles d'agriculture, d'exploitation forestière et d'urbanisation ont profondément modifié le paysage et morcelé les milieux naturels en îlots isolés. De nouveaux paysages ont ainsi été créés, donnant naissance à de grandes terres agricoles sur les argiles fertiles de la mer de Champlain, alors que les forêts et les milieux humides occupent les sols moins propices à l'agriculture en raison d'un excès d'eau ou d'une trop forte pierrosité. Les terres agricoles occupent aujourd'hui 40 % du territoire (ECCC et MDDELCC,

¹³ Nombre de jours où la température dépasse 5 °C.

2018). Ce qui reste du couvert forestier (24 %) est représenté par une forêt mélangée à dominance feuillue qui, dans l'ensemble, est très dégradée (Li et Ducruc, 1999). Nombre des îlots ou fragments forestiers sont maintenant associés aux boisés de ferme, aux plaines d'inondation, aux forêts urbaines ou aux aires protégées déjà existantes. Toutefois, de plus grandes étendues de forêts, plus ou moins fragmentées, se trouvent encore dans les basses terres de la rivière des Outaouais, sur les collines montérégiennes, dans le piémont des Adirondacks et des Appalaches et dans la plaine de Québec. Les forêts matures occupent actuellement une superficie infime par rapport aux forêts jeunes d'origine anthropique ou naturelle. Ces paysages de plaines cultivées et de forêts donnent souvent l'impression que la trame précoloniale était avant tout forestière. Cependant, certains secteurs des Basses-terres du Saint-Laurent ne supportaient pas des forêts, mais bien des tourbières ou des marais (Payette et Rochefort, 2001). L'analyse des cartes pédologiques laisse aussi croire que cette province naturelle était autrefois couverte de vastes étendues de forêts intercalées d'importants milieux humides.

Les caractéristiques physiques ont en effet favorisé les milieux humides. D'une part, le réseau hydrographique formé de cours d'eau à fort débit comme le fleuve Saint-Laurent, la rivière des Outaouais et la rivière Richelieu, auxquels sont associés d'importantes inondations printanières résultant de la fonte des neiges et des étiages estivaux, ont été propices à la formation de marécages, marais et herbiers aquatiques (Bérard et Côté, 1996). D'autre part, la topographie plane et la nature des dépôts de surface des Basses-terres ont été propices à l'établissement et à l'expansion des tourbières (Payette et Rochefort, 2001). Aujourd'hui, les milieux humides couvrent 10 % des Basses-terres du Saint-Laurent; les marécages et les marais épargnés par l'agriculture et l'urbanisation se concentrent surtout dans les zones riveraines des portions lentiques du fleuve Saint-Laurent, de la rivière des Outaouais et de la rivière Richelieu ainsi que dans la zone intertidale de l'estuaire du Saint-Laurent. Favorisées par l'ampleur de la plaine inondable, les plus remarquables étendues de marais et de marécages sont celles de la cuvette du lac Saint-Pierre qui, avec un peu plus de 16 000 ha, représentent plus de 55 % de ces types de milieux humides retrouvés dans la portion québécoise du système Saint-Laurent (Jean et Létourneau, 2011).

Même si plusieurs d'entre elles sont dégradées, le patron de répartition des tourbières est demeuré relativement intact dans la partie est des Basses-terres du Saint-Laurent. À l'ouest, il ne subsiste parfois que les terres noires en culture pour témoigner de leur présence. Les tourbières qui restent sont généralement celles de très grandes superficies. Bien qu'elles aient souvent été amputées ou drainées à leur périphérie, les nombreuses tourbières de la plaine de Joly-Manseau, de même que celles du lac Champlain, du lac à la Tortue, de Lanoraie ou les Small Tea Field et Large Tea Field du Haut-Saint-Laurent, ont conservé leurs caractéristiques (Gratton, 2010).

Les Basses-terres du Saint-Laurent occupent à peine 1,8 % du Québec (Li et collab., 2014), mais ce territoire revêt une très grande importance pour la conservation de sa diversité biologique. Plus des deux tiers des plantes vasculaires du Québec y sont représentés. Au total, 198 des 240 espèces d'oiseaux qui fréquentent les Basses-terres du Saint-Laurent y nichent régulièrement (Environnement Canada, 2013b). Presque toutes les espèces de mammifères terrestres et semi-aquatiques caractéristiques de la forêt feuillue y vivent encore. Trente-deux des

33 espèces d'amphibiens et de reptiles du Québec y ont déjà été répertoriées (Jobin et collab., 2002). Globalement, plus de 100 espèces de poissons d'eau douce et diadromes se répartissent à l'échelle du fleuve, en fonction des conditions physiques et de leurs préférences d'habitat. Cette diversité résulte de la grande étendue géographique du fleuve, de sa position entre les Grands Lacs et l'Atlantique, de ses connexions avec des réseaux fluviaux du sud, tels que celui du Mississippi via le lac Michigan et celui de la rivière Hudson via le lac Champlain, et de la diversité des habitats aquatiques disponibles (Mingelbier et collab., 2008).

L'aire d'étude comptait, en date de janvier 2016 pour les espèces floristiques et de février 2016 pour les espèces fauniques, 86 espèces terrestres et aquatiques en situation précaire (excluant les poissons d'eau salée et les mammifères marins), dont 16 sont désignées en voie de disparition et 22 menacées au Canada et inscrites à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (L.C. 2002, ch. 29), et dont 45 sont désignées menacées et 22 vulnérables au Québec en vertu de la *Loi sur les espèces menacées et vulnérables* (L.Q., C.E-12.01) (voir l'annexe A). À ces espèces s'ajoutent des dizaines d'espèces fauniques et floristiques susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec ou désignées préoccupantes au Canada, par exemple, le troglodyte à bec court (*Cistothorus platensis*) et la couleuvre à collier (*Diadophis punctatus*), et des plantes calcicoles observées dans des alvars, comme le genévrier de Virginie (*Juniperus virginiana* var. *virginiana*) et la trichostème à sépales égaux (*Trichostema brachiatum*).

6.5. Aires protégées

D'après le Registre des aires protégées au Québec du gouvernement du Québec, les aires protégées dans les Basses-terres du Saint-Laurent couvraient en 2009, 4,5 % de la province naturelle (MDDEP, 2010). Les aires protégées appartiennent aux catégories suivantes :

- Aires protégées fédérales – parcs nationaux, réserves nationales de faune et refuges d'oiseaux migrants;
- Aires protégées provinciales – parcs nationaux québécois, réserves écologiques, refuges fauniques, rivières à saumon, réserves de biodiversité, habitats fauniques légalement désignés en terre publique, habitats floristiques désignés, milieux naturels protégés par la Fondation de la Faune du Québec;
- Aires protégées municipales – parcs d'intérêt récréotouristique et de conservation et parcs régionaux urbains;
- Aires protégées par une chartre d'organisme privé incluant les propriétés des organismes de conservation par des institutions ou par des propriétaires en vertu du statut de réserve naturelle reconnue en terre privée.

En excluant les habitats fauniques désignés dans ce registre (aire de concentration d'oiseaux aquatiques, aire de confinement du cerf de Virginie, habitat du rat musqué, colonie d'oiseaux, héronnière), et en ajoutant les superficies de dizaines d'autres sites faisant l'objet de mesures de conservation en terres privées inscrites dans le Répertoire des sites de conservation volontaire

du Québec (RMN, 2020; en date de septembre 2017), cette proportion ne représente aujourd'hui plus que de 1,4 % de la superficie des BTSL. La liste des sites inscrits au Registre des aires protégées au Québec, excluant les habitats fauniques désignés, apparaît à l'annexe B.

La protection effective de la biodiversité est variable selon que les aires protégées appartiennent à l'une ou l'autre des catégories de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) (Dudley, 2008). Enfin, bien qu'il ne s'agisse pas de statuts de conservation reconnus par l'UICN, de nombreuses aires jouissent d'une reconnaissance internationale, notamment les Réserves mondiales de biosphère du Lac-Saint-Pierre et du Mont-Saint-Hilaire et des sites RAMSAR ciblant des milieux humides d'intérêt international comme ceux du lac Saint-Pierre, du lac Saint-François et du cap Tourmente. On reconnaît également 29 zones importantes pour la conservation des oiseaux (ZICO), ce qui confère aux Basses-terres du Saint-Laurent, et principalement au système Saint-Laurent, une importance capitale comme couloir migratoire pour les oiseaux (Nature Québec, 2018).

7. Menaces

Comme par le passé, les milieux forestiers, les milieux humides, les milieux aquatiques et les milieux ouverts continuent d'être altérés et leur qualité, compromise. De nombreuses espèces qui y vivent sont aujourd'hui en situation précaire. Plusieurs activités anthropiques (p. ex., les aménagements portuaires, l'exploitation des ressources minières, hydroélectriques et éoliennes, l'implantation d'industries, la chasse, la pêche, la récolte) peuvent d'ailleurs avoir localement des conséquences graves. Présentées selon la classification des menaces de l'UICN (UICN-CMP, 2006), les menaces directes décrites ici sont celles qui, à plus ou moins court terme, risquent d'avoir le plus d'impacts sur les écosystèmes.

7.1. Développement résidentiel et commercial

Lié à une forte croissance de la population en périphérie des grandes villes (ISQ, 2017), l'étalement urbain est en très grande partie responsable des pressions d'origine anthropique sur les milieux naturels qui, jusqu'à maintenant, avaient été épargnés par l'agriculture. Dans les années 1950, il n'y avait pratiquement aucun étalement dans les régions de Montréal et de Québec. L'expansion urbaine dans ces deux régions a augmenté de façon exponentielle entre 1951 et 2011 et ne montre aucun signe de ralentissement, contrairement à ce qui a été observé dans plusieurs villes européennes (Nazarnia et collab., 2016).

Dans la communauté métropolitaine de Montréal, l'étalement urbain a entraîné une augmentation de plus de 60 % de l'espace construit sur le territoire alors que la population n'augmentait que de 27 % durant cette même période (Perreault et Porlier, 2005). Le développement résidentiel ne vient pas seul; la migration des populations vers les banlieues et la zone périurbaine entraîne inévitablement une importante hausse des besoins en biens et services. La centralisation des commerces crée une dépendance de plus en plus grande à l'égard de l'automobile et, conséquemment, le développement du réseau de transport routier. Pour répondre aux activités de loisirs de la population grandissante, l'augmentation des infrastructures récréatives et touristiques

se manifeste par la multiplication des terrains de golf, des marinas et des centres de villégiature. Dans les espaces naturels, qu'ils aient un statut de protection ou non, l'achalandage et l'intensification des activités récréatives occasionnent des pressions.

La destruction ou l'altération d'un habitat entraîne une réduction des populations d'espèces sauvages, la réduction de la capacité à fournir des biens et services écologiques ainsi qu'une intégrité écologique généralement plus faible (Environnement Canada, 2013a). Il existe aussi des preuves de plus en plus nombreuses indiquant que la matrice peut avoir un effet profond sur l'utilisation de l'habitat par les différentes espèces, en particulier dans les paysages fragmentés, notamment en altérant directement la dynamique au sein de la parcelle d'habitats naturels elle-même et en affectant la capacité des espèces à se déplacer d'une parcelle à l'autre (Ewers et Didham, 2006, dans Environnement Canada, 2013a). La fragmentation, qui peut être définie comme le morcellement graduel d'un paysage en une série de fragments d'habitats distincts et plus ou moins isolés dans une matrice de milieux anthropiques, serait l'une des principales causes de l'extinction des populations; l'insularisation et la dégradation des écosystèmes isolés qui en résultent seraient donc la plus importante menace au maintien de la biodiversité des Basses-terres du Saint-Laurent (Gratton, 2010).

En modifiant l'organisation spatiale des milieux naturels et en limitant les échanges qui peuvent se produire entre eux, la fragmentation peut altérer la structure des communautés végétales et animales, causant une perte de richesse et de diversité (Kareiva et Wennergen, 1995; Saunders et collab., 1991). Selon Rioux et ses collaborateurs (2009), les faibles superficies et le niveau élevé de fragmentation des habitats forestiers dans les paysages d'agriculture intensive seraient responsables du déclin et de la situation précaire des plusieurs espèces d'oiseaux et d'autres groupes taxonomiques. Le phénomène de la fragmentation n'est pas exclusif aux habitats forestiers et humides. Les baisses de superficie et la fragmentation des habitats agricoles affectent en particulier les espèces aviaires qui ont besoin de grandes aires pour nicher, telle la maubèche des champs (*Bartramia longicauda*) (Bélanger et collab., 1999).

La perte de connectivité entre les différents habitats touche en particulier les espèces à mobilité réduite ou ayant un mode de dispersion limitée. En effet, la capacité d'une espèce à coloniser un habitat dépend, dans une certaine mesure, de la distance qui la sépare des autres étendues de milieux naturels comparables, qu'il s'agisse d'autres fragments ou d'un habitat non fragmenté. Cette capacité est nécessairement reliée au mode de dispersion et à la taille des espèces (Saunders et collab., 1991).

7.2. Agriculture

Les forêts et les milieux humides des Basses-terres du Saint-Laurent sont disparus en raison de leur conversion en superficies cultivées ou en développement urbain (industriel, commercial ou résidentiel). Ainsi, les superficies de milieux forestiers ne représentent plus que 24 % de l'occupation du territoire (ECCC et MDDELCC, 2018). Géomont (2018) estime qu'entre 2000 et 2017, le couvert forestier a reculé de 6 %, dans la seule région de la Montérégie. Par ailleurs, quelque 40 à 80 % de la superficie des milieux humides en zone agricole et urbaine auraient

disparu, cette proportion atteignant plus de 85 % dans la grande région de Montréal (Joly et collab., 2008; Gratton, 2010). Les différents travaux répertoriés par Pellerin et Poulin (2013) indiquent que les superficies perturbées peuvent être importantes dans les Basses-terres du Saint-Laurent, mais peuvent atteindre, selon la période et l'endroit, jusqu'à plus de 60 % sur une période de 50 ans. Les régions où l'on trouve des argiles fertiles de la mer de Champlain sont celles qui ont subi un déboisement et un drainage des plus intensifs au Québec (Gratton, 2010).

À l'origine de la conversion accélérée des paysages naturels depuis le siècle dernier, le milieu agricole couvre aujourd'hui 40 % des Basses-terres du Saint-Laurent (ECCC et MDDELCC, 2018). Les habitats de succession dans les paysages ruraux peuvent servir d'habitats cruciaux pour un grand nombre d'espèces, incluant les espèces forestières (Environnement Canada, 2013a). Toutefois, la diversité et la qualité des habitats d'origine anthropique tendent à diminuer. Quand elles ne sont pas empiétées par le développement des banlieues, les terres dans le sud-ouest de la province sont soumises à la production intensive. Les grandes cultures, comme le maïs et le soja, occupent de vastes superficies et ont détruit de nombreux habitats tels que des haies brise-vent, des bandes riveraines, des boisés et des milieux humides, laissant de moins en moins de place, entre autres, à la diversité d'oiseaux qu'elle avait coutume d'héberger (Jobin et collab., 2003; Gauthier et collab., 2004; Quesnel et collab., 2006).

Le remplacement des prairies et des pâturages a entraîné une dégradation de l'habitat, une disparition du couvert de nidification ou une altération des aires d'alimentation qui ont notamment provoqué le déclin de plusieurs espèces d'oiseaux caractéristiques des milieux champêtres, tels des bruants et des hirondelles, la pie-grièche migratrice de l'Est (*Lanius ludovicianus migrans*), le bruant sauterelle (*Ammodramus savannarum*), le goglu des prés (*Dolichonyx oryzivorus*) et la sturnelle des prés (*Sturnella magna*) (Desgranges et collab., 1994; Jobin et collab., 1996; Jobin et collab., 1998). Rioux et ses collaborateurs (2009) ont également fait le constat, en étudiant l'évolution des habitats des Basses-terres du Saint-Laurent entre 1950 et 1997, que les cultures pérennes avaient été remplacées par des cultures annuelles dans les paysages dominés par l'agriculture. Par contre, dans les paysages dominés par les habitats forestiers, les friches ont été remplacées par des forêts.

Entre 1950 et 1965, l'intensification de l'agriculture est en grande partie responsable (34 %) des répercussions notables sur les milieux humides (Environnement Canada, 1986, dans Pellerin et Poulin, 2013). Pour tirer parti de la plus grande superficie possible et pour faciliter la circulation de l'équipement agricole, les zones basses ou humides ont été asséchées et remodelées, les cours d'eau, redressés sur des centaines de kilomètres et la végétation riveraine, éliminée. Pour mettre en culture plus rapidement certaines terres inondées par la crue printanière, des digues ont été érigées. Ces altérations substantielles des systèmes hydrographiques dans les Basses-terres du Saint-Laurent ont réduit la capacité d'accueil pour la sauvagine et limité l'accès aux frayères et aux sites d'alevinage de plusieurs espèces de poissons (Environnement Canada, 2007). Entre 2004 et 2011, 19 % de la superficie totale des milieux humides des Basses-terres du Saint-Laurent ont été perturbés; les activités agricoles étaient les principales sources de perturbations, affectant 44 % des milieux humides (Pellerin et Poulin, 2013). Jusqu'à maintenant épargnées d'une conversion à l'agriculture, les vastes tourbières des régions plus à l'est sont de plus en plus convoitées pour la

production de canneberges. Avard et ses collaborateurs (2013) ont montré, à l'aide d'une analyse de photographies aériennes et de travaux sur le terrain, qu'entre 1966 et 2010, 5 433 ha de tourbières (24 % des superficies de tourbières présentes en 1966) ont subi des perturbations irréversibles, surtout en raison de la culture de la canneberge.

7.3. Modifications des systèmes naturels

Les barrages construits sur le Saint-Laurent et ses principaux tributaires sont à l'origine de la plus importante modification d'un système naturel dans les Basses-terres du Saint-Laurent. Ces ouvrages de régularisation et de contrôle de l'écoulement servent principalement à endiguer les inondations printanières, de même qu'à faciliter la navigation commerciale et la production d'énergie hydroélectrique. Sur le plan strictement hydrologique, les débits du fleuve Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais sont assujettis à des plans de gestion des eaux qui ne suivent pas une courbe saisonnière naturelle. Or, les variations saisonnières et interannuelles du niveau d'eau sont critiques pour la plupart des composantes des écosystèmes aquatiques et riverains ainsi que pour les milieux humides en relation avec les cours d'eau. De nombreux travaux du Centre Saint-Laurent et de ses partenaires portent sur l'incidence de la régularisation des niveaux d'eau sur la biodiversité du fleuve (Centre Saint-Laurent, 1996). Les répercussions des fluctuations du niveau d'eau dans ces écosystèmes se font sentir entre autres sur la qualité et la disponibilité des habitats de reproduction de la faune aquatique. Les fluctuations artificielles des niveaux d'eau détruisent les habitats, assèchent les frayères, inondent les nids de tortues et d'oiseaux aquatiques et intensifient l'érosion des rives, alors que les vidanges annuelles des canaux de navigation tuent un grand nombre de poissons (FAPAQ, 2003; Saint-Laurent Vision 2000, 1999).

Par ailleurs, en milieu aquatique, la présence de barrages hydroélectriques sur le fleuve Saint-Laurent et ses principaux tributaires constitue des barrières physiques qui font obstacle à la libre circulation des poissons et limitent l'accès à certaines frayères, entre autres pour l'alse savoureuse (*Alosa sapidissima*) (Équipe de rétablissement de l'alse savoureuse, 2001) et l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) (COSEPAC, 2006). Ces barrières géographiques fragmentent l'habitat et peuvent mener à l'isolement de certaines populations et à la réduction du flux génique (Jager et collab., 2001). Dans la région montréalaise, les effets conjugués de la perte d'habitats, de la dégradation des sites de fraie et de l'isolement des populations après l'implantation de barrages ont décimé les populations de poissons des lacs Saint-François et des Deux-Montagnes (Moisan et Laflamme, 1999).

Malgré certaines améliorations engendrées par les efforts de protection et de gestion de la faune aquatique et ses habitats qui sont déployés depuis plus de 30 ans, le Saint-Laurent montre toujours des signes de détérioration. Comme l'ensemble des cours d'eau des Basses-terres du Saint-Laurent, il demeure vulnérable à l'artificialisation des rives et au batillage des navires commerciaux et des bateaux de plaisance. Pour le transport maritime, le fleuve nécessite l'entretien du chenal de navigation, le dépôt des sédiments dragués ainsi que le développement des installations portuaires et leur exploitation.

7.4. Corridors de transports et services

Dans les Basses-terres du Saint-Laurent, le réseau routier, déjà bien développé, devrait néanmoins prendre de l'expansion au cours des prochaines années, notamment par le prolongement de voies autoroutières et ferroviaires pour desservir les banlieues de plus en plus peuplées et améliorer le transport des marchandises par des voies de contournement des zones urbaines.

Le réseau routier est l'une des perturbations les plus répandues dans le paysage habité de l'Amérique du Nord (Trombulak et Frissell, 2000). Les routes comptent parmi les causes majeures de la fragmentation des habitats autrefois contigus; elles créent un effet de barrière au déplacement de la faune et limitent l'accès aux ressources situées de part et d'autre (Lesmerises et collab., 2012). Outre la mortalité routière dont il sera question plus loin, cet effet de barrière peut causer une perte fonctionnelle d'habitats pour les espèces incapables de traverser ou qui évitent les routes (Benitez-Lopez et collab., 2010; Leblond et collab., 2011).

7.5. Utilisation des ressources biologiques

En comparaison des Appalaches et des Laurentides où le couvert forestier domine, l'exploitation de la ressource ligneuse dans les Basses-terres du Saint-Laurent est aujourd'hui une activité économique secondaire. En raison de l'urbanisation et de la vocation agricole des terres qui prévalent ainsi que de la rareté des milieux forestiers, l'exploitation forestière est une activité marginale à la périphérie des grands centres urbains. Ailleurs sur le territoire, la production est presque essentiellement du ressort de petits producteurs forestiers; rares sont les grandes entreprises forestières encore actives.

Un grand nombre de propriétaires de boisés sont des producteurs forestiers qui tirent de leur exploitation un revenu d'appoint. Les principaux produits mis sur le marché sont le bois à pâte, les produits de l'érable, le bois de sciage et le bois de chauffage. Les travaux forestiers sont principalement le nettoyage, la coupe sélective, la construction de chemins, la plantation et le drainage. Toutes ces interventions peuvent avoir un impact direct sur la biodiversité en modifiant la structure des communautés végétales, en fragmentant les boisés et en modifiant l'écoulement naturel de l'eau de surface. Les activités sylvicoles étaient l'une des principales sources de perturbations, affectant 26 % des milieux humides des Basses-terres du Saint-Laurent entre 2004 et 2011 (Pellerin et Poulin, 2013). La Seigneurie de Joly de Lotbinière est l'unique grand bloc forestier en terre publique. D'une superficie de 140 km², elle est exploitée par des bénéficiaires de contrats d'approvisionnement et d'aménagement forestier (CAAF). On y dénombre en outre 50 détenteurs de permis d'exploitation d'érablières.

7.6. Espèces envahissantes et problématiques

L'ouverture du continent nord-américain grâce aux réseaux de transports maritimes, routiers, ferroviaires et aériens a permis l'arrivée massive d'espèces végétales et animales exotiques, dont certaines ont réussi à s'adapter et à proliférer dans leur nouveau milieu. Au Québec, c'est dans

les Basses-terres du Saint-Laurent que les espèces exotiques envahissantes sont le plus abondantes, et leur nombre ne cesse de croître.

Les milieux humides et aquatiques sont particulièrement vulnérables à la prolifération de plantes envahissantes. Les espèces les plus problématiques sur le plan de la biodiversité sont le roseau commun (*Phragmites australis*), la renouée japonaise (*Fallopia japonica*), le nerprun cathartique (*Rhamnus cathartica*) et la châtaigne d'eau (*Trapa natans*). La proportion du couvert des plantes envahissantes atteindrait près de 45 % dans les régions de Montréal et de Contrecoeur (Lavoie et collab., 2003). En remplaçant le couvert végétal naturel, ces espèces menacent en particulier la richesse et la biodiversité des milieux humides et des terres agricoles adjacentes. L'invasion du roseau commun dans les milieux humides et les emprises de routes est actuellement majeure et en progression dans les Basses-terres du Saint-Laurent. Lorsque présent, le roseau commun peut grandement modifier la dynamique des communautés floristiques (Le Groupe Phragmites, 2012), mais des études récentes ont montré des impacts mineurs sur la faune à court et moyen terme (oiseaux : Gagnon Lupien et collab., 2015; amphibiens : Mazerolle et collab., 2014; poissons : Laroche et collab., 2015).

En milieu aquatique, les menaces les plus grandes viennent de l'introduction d'espèces animales exotiques. En plus d'affecter l'intégrité écologique et le réseau trophique du Saint-Laurent (Reyjol et collab. 2010), ces espèces sont potentiellement des vecteurs de pathogènes. La position du fleuve entre les Grands Lacs et l'Atlantique et ses connexions avec des réseaux fluviaux du sud, tels que celui du Mississippi via le lac Michigan et celui de la rivière Hudson via le lac Champlain, ont depuis plus d'un siècle favorisée l'introduction de quelques espèces non indigènes telles que la carpe commune (*Cyprinus carpio*) (Mingelbier et collab., 2008). Au cours des 20 dernières années, la situation du fleuve Saint-Laurent à la suite de l'invasion de telles espèces s'est détériorée. Ceci s'explique principalement par la colonisation rapide du gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*), l'expansion démographique de la tanche (*Tinca tinca*) et du gardon rouge (*Scardinius erythrophthalmus*) et la détection du cladocère épineux (*Bythotrephes longimanus*). La capture, en mai 2016, d'une carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella*) (l'une des quatre espèces de carpe asiatique) et la présence de son ADN dans plusieurs stations d'échantillonnage sont très préoccupantes. Au cours des prochaines années, le risque de propagation de ces nouvelles espèces exotiques dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires est jugé élevé (Plan d'action Saint-Laurent, 2018b). Ces espèces entrent en compétition avec plusieurs espèces indigènes, dont la perchaude (*Perca flavescens*), et des espèces en situation précaire comme le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*), une espèce endémique en voie de disparition (Bilodeau et collab., 2004).

Deux bivalves, la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) et la moule quagga (*Dreissena bugensis*), ont probablement été introduits par le lest de bateaux commerciaux. La présence de ces bivalves a un impact considérable sur les écosystèmes et les espèces, notamment le chevalier cuivré et les espèces indigènes de mollusques (Centre Saint-Laurent, 1996; MDDEP, 2002; Équipe de rétablissement du chevalier cuivré, 2004).

Les espèces exotiques affectent aussi les milieux forestiers et les milieux ouverts. Une espèce dont l'expansion s'accélère est le nerprun cathartique qui envahit les boisés riverains et les alvars. En milieu forestier toutefois, le cas le plus remarquable est celui du petit scolyte européen (*Scolytus multistriatus*), vecteur de la maladie hollandaise de l'orme. L'information sur la répartition au Québec du chancre du noyer cendré causé par le champignon *Sirococcus clavigignenti-juglandacearum*, responsable du déclin des populations de noyer cendré (*Juglans cinerea*) est limitée (COSEPAC, 2003). Par contre, l'agrile du frêne (*Agrilus planipennis*), un coléoptère originaire de l'Asie, s'est révélé rapidement hautement destructeur. Détecté en 2008 au Québec, il a détruit depuis des milliers de frênes et continue de se propager dans de nouvelles régions, causant des dommages économiques et écologiques considérables (RNC, 2018).

Enfin, certaines espèces indigènes peuvent parfois, par leur nombre, devenir problématiques. Depuis que l'espèce est suivie, le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) a atteint sa densité la plus élevée dans le sud du Québec en raison de l'abondance de nourriture et de l'absence de son prédateur principal, le loup de l'Est (*Canis lycaon*) (Gagnon, 2004). Une surpopulation peut affecter les strates herbacées et arbustives au point de changer la structure d'un peuplement forestier (Potvin et collab., 2003) et le broutage excessif compromet la régénération naturelle et la survie d'espèces en situation précaire comme le ginseng à cinq folioles (*Panax quinquefolius*) (Gagnon, 2004). La déprédation des nids par le raton laveur (*Procyon lotor*) et la moufette rayée (*Mephitis mephitis*), deux espèces qui se sont bien adaptées aux milieux urbain et périurbain, est une sérieuse menace à la survie des tortues en situation précaire et l'abondance d'animaux domestiques dans les banlieues, particulièrement les chats, est responsable des taux élevés de mortalité chez les oiseaux et les petits mammifères (Wood et collab., 2003; Blancher, 2013).

7.7. Pollution

Au fil des siècles, les cours d'eau des Basses-terres du Saint-Laurent ont été négligés par une population ignorante ou peu soucieuse de la fragilité de cette ressource qui lui est pourtant indispensable. À lui seul, le fleuve Saint-Laurent dessert 80 % de la population québécoise en eau potable (Gratton, 2010). Au cours du siècle dernier, l'urbanisation, les activités industrielles et les activités agricoles ont généré une importante charge de substances toxiques qui se sont retrouvées dans les cours d'eau (Plan d'action Saint-Laurent, 2018c). Les effluents transportent les eaux contaminées qui proviennent des usines de traitement des eaux, des industries de produits chimiques, de l'alimentation et des pâtes et papiers ainsi que du ruissellement agricole (FAPAQ, 2003). Ces apports ont contribué à détériorer la qualité de l'eau de l'immense bassin Grands Lacs–Saint-Laurent et ont nui à plusieurs espèces qu'il abrite. Des métaux, nutriments, pesticides et substances émergentes comme les produits pharmaceutiques sont ainsi détectés dans l'eau à des concentrations parfois préoccupantes (Plan Saint-Laurent, 2018c). Par ailleurs, le fleuve Saint-Laurent est une voie de transport importante pour le Canada et le Québec. De nombreux navires canadiens ou étrangers qui empruntent cette voie difficile à naviguer transportent des quantités importantes de produits pétroliers et chimiques. Les risques de déversements d'hydrocarbures sont bien réels puisque plusieurs accidents ont déjà eu lieu. Même si les déversements majeurs dans le Saint-Laurent ont été peu fréquents jusqu'à maintenant, d'autres accidents survenus ailleurs dans le monde incitent à la vigilance (Guerrier et Paul, 2000).

En zone terrestre, les applications de pesticides chimiques et biologiques peuvent réduire considérablement les sources d'alimentation des oiseaux en détruisant les populations d'insectes et d'autres invertébrés. Ces produits contaminent les oiseaux indirectement par la dégradation de la qualité de l'eau ou directement lors de l'ingestion de produits toxiques (Gauthier et collab., 2004).

7.8. Changements climatiques et conditions météorologiques extrêmes

Les changements climatiques modifient la composition et la dynamique des écosystèmes (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2007; Ouranos, 2010). Ils viennent s'ajouter aux autres pressions exercées par les activités humaines sur la biodiversité. Selon Siron (2010), les répercussions des changements climatiques sur la biodiversité pourraient : 1) dégrader les habitats, certains risquant la disparition; 2) engendrer l'arrivée au Québec de nouvelles espèces provenant essentiellement du sud; 3) changer les dates clés du cycle de vie des espèces végétales (p. ex., les dates de floraison) ou animales (dates de migration); 4) allonger les périodes de croissance de certains végétaux; 5) augmenter la productivité de certains écosystèmes, ce qui pourrait amplifier la prolifération de cyanobactéries ou faciliter la propagation d'espèces envahissantes ou vectrices de maladies. Les perturbations devraient être plus importantes dans les habitats déjà fragilisés par l'étalement urbain et la pression des activités humaines, notamment dans le sud du Québec. Les changements climatiques peuvent également entraîner un taux d'extinction accru ainsi que des modifications relatives aux périodes de reproduction, au comportement des animaux et à l'apparition de nouveaux caractères évolutifs (Wilby et Perry, 2006).

Les changements climatiques auront un effet non négligeable sur les quantités d'eau des Grands Lacs et du Saint-Laurent et entraîneront une profonde modification de la dynamique des cours d'eau, ainsi que la perte d'habitats diversifiés, l'augmentation de la pollution de l'eau par la remise en suspension de sédiments contaminés et la prolifération de plantes émergentes envahissantes (Lavoie et collab., 2003; Hudon, 2005; Bibeau et Rouleau, 2007). Combinées à d'autres facteurs, la modification des crues printanières provoquées par les changements climatiques (Boyer et collab., 2010), ou encore des anomalies de température, ont déjà provoqué une mortalité massive de poissons (Ouellet et collab., 2010).

8. Contexte de conservation

La province naturelle des Basses-terres du Saint-Laurent chevauche onze régions administratives. Elle comprend la totalité des régions de Laval, de Montréal et de la Montérégie auxquelles s'ajoutent, d'ouest en est, les terres basses et aussi les plus peuplées des régions de l'Outaouais, des Laurentides, de Lanaudière, de la Mauricie, du Centre-du-Québec, de la Capitale-Nationale, de Chaudières-Appalaches et du Bas-Saint-Laurent. Plus de quatre millions de personnes, c'est-à-dire la moitié de la population du Québec, y vivent (MELCC, 2018) et sont

établies en grande partie le long du fleuve et de ses principaux tributaires. Les plus grandes villes de la province s'y trouvent : Montréal, Québec, Laval, Gatineau et Longueuil. Comme dans toutes les régions tempérées du globe jouissant des conditions climatiques les plus clémentes, des siècles d'agriculture, d'exploitation forestière et d'urbanisation ont profondément modifié le paysage des Basses-terres du Saint-Laurent.

Les sols facilement cultivables et l'abondance de la faune de ce territoire ont permis aux premiers colons de répondre d'abord à leurs besoins alimentaires et, ultérieurement, grâce à la proximité du fleuve, à ceux du commerce. Sous le régime français, les seigneuries étaient en effet découpées en longues bandes étroites, perpendiculaires aux cours d'eau pour faciliter le transport des marchandises. L'alignement des terres constitue encore aujourd'hui un élément caractéristique du paysage rural.

De par leur proximité avec le fleuve, les forêts des Basses-terres du Saint-Laurent ont été parmi les premières exploitées au Québec. À l'époque, la coupe de bois visait surtout à répondre aux besoins locaux de construction et de chauffage (Quenneville, 2007). C'est cependant le régime britannique qui marque véritablement l'ère du défrichement et au cours duquel la colonisation de l'ensemble de la vallée du Saint-Laurent prend son essor (Gauthier et Aubry, 1995). Alors en pleine révolution industrielle, l'exploitation forestière s'intensifie considérablement jusque dans les années 1830 (Johnston, 1991). À partir du milieu du 19^e siècle, le paysage agricole commence à succéder au précédent dominé par les forêts (Simard et Bouchard, 1996; Filion et collab., 2001).

Au cours des dernières décennies, l'agriculture de subsistance a été délaissée au profit de pratiques culturales plus productives et rentables. La transformation du paysage s'est accélérée. L'intensification de l'agriculture et l'augmentation des superficies cultivées se sont réalisées au détriment de plusieurs milliers d'hectares d'habitats naturels (Langevin, 1997). À la périphérie des grandes villes, la zone agricole est exploitée à son maximum (Quesnel et collab., 2006). Aujourd'hui, l'étalement urbain se poursuit autant au détriment des espaces naturels que des terres agricoles (Équiterre, 2009). Malgré la disparition des milieux naturels et la dégradation et la fragmentation extrêmes de ce qui en reste, les Basses-terres du Saint-Laurent demeurent, sur le plan de la biodiversité, le territoire le plus important au Québec (Gratton, 2010; Tardif et collab., 2005) et l'une des écorégions les plus riches de l'Amérique du Nord (Ricketts et collab., 1999) et du Canada (NCC, 2018).

Au Québec comme au Canada, plusieurs lois ont été adoptées en vertu desquelles peuvent être désignées des aires protégées. Il existe près de 30 statuts de protection différents (MELCC, 2018). Au provincial, le MELCC est responsable des aires protégées désignées par la *Loi sur la conservation du patrimoine naturel*. Les parcs nationaux du Québec sont établis en vertu de la *Loi sur les parcs* qui relève du MFFP et ce ministère peut également désigner des aires protégées par la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* et la *Loi sur les forêts*. Le MELCC et le MFFP se partagent la responsabilité de la *Loi sur les espèces menacées et vulnérables* qui permet de désigner des habitats d'espèces floristiques ou fauniques menacées et vulnérables. Au fédéral, cinq lois gouvernent la création d'aires protégées et relèvent d'ÉCCC, à savoir la *Loi sur les Parcs nationaux du Canada*, la *Loi sur les aires marines de conservation*, la *Loi sur les*

espèces sauvages, la Loi sur la convention des oiseaux migrateurs, la Loi sur les espèces en péril.

Par ailleurs, au cours des trois dernières décennies, de nombreux programmes gouvernementaux ont eu une incidence notable sur la protection de la biodiversité du territoire québécois dont, plus particulièrement, pour les milieux aquatiques du couloir du Saint-Laurent. Mentionnons entre autres le Plan conjoint des habitats de l'Est pour la conservation des milieux grandement utilisés par la sauvagine et les autres oiseaux migrateurs et le Plan d'action Saint-Laurent, un partenariat Canada-Québec, dont le but est de restaurer, protéger et conserver l'environnement du Saint-Laurent. Depuis 1988, quatre plans d'action quinquennaux ont été menés par une douzaine de partenaires gouvernementaux et de nombreux collaborateurs des secteurs privé et communautaire. La Stratégie d'intervention pour l'avenir du lac Saint-Pierre est un exemple d'initiative en cours stimulée, entre autres, par le PASL.

À la suite de la conférence sur l'environnement et le développement tenue par l'Organisation des Nations Unies (ONU) à Rio de Janeiro en 1992, les gouvernements du Québec et du Canada ont adopté des stratégies sur la conservation de la diversité biologique. Celles-ci visent entre autres à augmenter la superficie des aires protégées représentatives de la diversité biologique, tant terrestre que marine, et à faciliter la conservation d'aires protégées en terres privées par les particuliers, les organismes non gouvernementaux de conservation et le secteur privé en général. La difficulté de protéger la biodiversité en terres privées tient du fait que toute intervention de l'État en faveur de la protection d'un habitat est considérée comme une atteinte au droit de propriété individuel. Reconnaisant l'expertise des organismes dans la protection des milieux naturels en terres privées, les gouvernements fédéral et provincial ont lancé il y a quelques années des programmes pour soutenir financièrement la conservation volontaire, aussi connue sous le nom d'intendance privée. Les mesures déployées par les organismes de conservation sont soutenues financièrement par les gouvernements, les fondations, les dons privés et parfois même les municipalités. Dans les Basses-terres du Saint-Laurent, les gains en superficies protégées réalisés au cours des dernières années découlent en grande partie des efforts consentis par les organismes de conservation.

À ce jour, le registre des aires protégées comptabilise 10,34 % du territoire québécois protégé par divers statuts de protection. Dans les Basses-terres du Saint-Laurent, le pourcentage d'aires protégées est passé de 2,22 % en 2002 à 4,50 % en 2009 (MDDEP, 2010). Il a peu évolué depuis. Le registre ne prend cependant pas en compte toutes les mesures de conservation légales en terres privées.

Lors de la Conférence de Nagoya organisée par l'ONU en 2010, les objectifs en pourcentage d'aires protégées sont passés à 17 % des zones terrestres et des eaux intérieures et à 10 % des zones marines et côtières d'ici 2020. Même avec une augmentation substantielle des superficies en aires protégées et des mesures de conservation volontaire, il est peu probable que ces objectifs internationaux soient atteints au Québec. Aujourd'hui, on reconnaît que la désignation d'aires protégées ne suffira pas à freiner l'érosion de la biodiversité et que d'autres mesures devront être adoptées. Plus que partout ailleurs au Québec, les instances municipales des

Basses-terres du Saint-Laurent devraient être au cœur des stratégies territoriales qui visent la protection de la biodiversité (Boucher et Fontaine, 2010). Déjà, grâce aux mécanismes de la *Loi sur l'aménagement et l'urbanisme* et aux pouvoirs conférés par la *Loi sur les compétences municipales*, les instances municipales disposent d'outils qui permettraient de faire des gains substantiels en matière de protection de la biodiversité (Boucher et Fontaine, 2010). Plusieurs d'entre elles se sont dotées au cours des dernières années de plans qui visent notamment à protéger les milieux naturels, allant du Plan métropolitain d'aménagement et de développement (PMAD) de la Communauté métropolitaine de Montréal (2012) au Plan de conservation des milieux naturels et de réduction de l'empreinte environnementale de la ville de Boucherville (2012). Les projets d'espaces verts, de verdissement ou de continuités écologiques mettant à contribution les citoyens se multiplient. Par les plans régionaux qu'elle exige aux MRC et communautés métropolitaines, la *Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques*, adoptée en 2017, vise à freiner la destruction des milieux humides et hydriques et à compenser les pertes par des gains nets par la restauration des milieux dégradés ou la création de milieux humides (MELCC, 2018).

Enfin, une application plus rigoureuse des politiques existantes déjà insérées dans les schémas d'aménagement des MRC et des plans d'urbanisme des municipalités (p. ex., la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables) pourrait aussi grandement contribuer à la protection de la biodiversité. En adoptant la séquence d'atténuation « éviter, minimiser et compenser » dans le cadre de tout projet de développement, les municipalités pourraient atteindre un équilibre entre le développement du territoire et la conservation des milieux naturels (Boucher et Fontaine, 2010).

9. Cibles de conservation

Les cibles de conservation représentent différentes composantes du territoire qui, si elles étaient protégées ou gérées adéquatement, permettraient de maintenir l'ensemble de la biodiversité des Basses-terres du Saint-Laurent. La sélection des milieux d'intérêt pour la conservation de la biodiversité ainsi que les stratégies et les actions de conservation s'articuleront autour des cibles de conservation. L'approche du filtre grossier et du filtre fin a été retenue pour déterminer les cibles de conservation de l'Atlas (Gérardin et collab., 2002; Lemelin et Darveau, 2006; Gratton, 2010).

9.1. Cibles du filtre grossier

Les cibles du filtre grossier visent à capter la plus grande part de la biodiversité présente sur un territoire d'étude par la détermination d'un ensemble de sites représentatifs et viables des différents écosystèmes présents dans les Basses-terres du Saint-Laurent. Ce faisant, elles permettent de conserver à la fois les milieux les plus fréquents et les espèces les plus communes. Cinq cibles de conservation du filtre grossier ont été retenues pour l'Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent (tableau 1).

Tableau 1. Cibles de conservation du filtre grossier retenues pour l'Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent

Cibles du filtre grossier	Type d'habitats, écosystème ou association végétale
Milieux forestiers	Milieu terrestre – forêt tempérée incluant les milieux riverains non formés de milieux humides
Milieux humides	Marais, marécages, tourbières, prairies humides, eau peu profonde
Milieux ouverts – friches	Friches herbacées et arbustives
Milieux ouverts – prairies agricoles	Cultures pérennes, pâturages, prairies naturelles
Milieux aquatiques	Cours d'eau en dehors du couloir du Saint-Laurent

En ce qui concerne le couloir du Saint-Laurent, il n'a pas été possible de développer un filtre grossier, car il n'existe pas d'images instantanées, à haute résolution spatiale et en continu sur l'ensemble de ce système à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent. Cependant, la modélisation des habitats des poissons, qui a été réalisée à une résolution spatiale élevée au lac Saint-Louis et dans le tronçon entre Montréal et Trois-Rivières, a permis d'élaborer une méthodologie analogue au filtre grossier dans certaines portions du couloir du Saint-Laurent, notamment au lac Saint-Pierre.

9.1.1. *Milieux forestiers*

La forêt précoloniale des Basses-terres du Saint-Laurent a connu au cours des 400 dernières années des bouleversements majeurs qui ont profondément modifié autant son importance au sein du paysage, que sa composition, ses caractéristiques structurales et ses processus écologiques. Le passage d'un paysage essentiellement forestier à un territoire où les cultures annuelles à grande échelle prédominent (Jobin et collab., 2007; Rioux et collab., 2009) constitue l'exemple le plus frappant de ces changements survenus au sein des Basses-terres du Saint-Laurent. On estime d'ailleurs que ces forêts précoloniales devaient couvrir près de 80 % de cette écorégion. Or, selon diverses études réalisées au cours des dernières années, le pourcentage de territoires forestiers est passé de 34 % en 1997 (Rioux et collab., 2009) à moins de 33 % en 2001 (Jobin et collab., 2007), et s'établit à seulement 24 % aujourd'hui (ECCC et MDDELCC, 2018). Cette perte de superficie forestière a particulièrement affecté les forêts appartenant au domaine bioclimatique de l'érablière à caryer, là où l'on retrouve les centres urbains les plus importants et les plus grandes concentrations d'exploitations agricoles intensives. Ainsi, le pourcentage de milieux forestiers est maintenant inférieur à 20 % dans plusieurs MRC du sud-ouest du Québec (Jobin et collab., 2007), bien en deçà du seuil de 30 % qui est recommandé pour maintenir un assemblage complet d'espèces (Andrén, 1994; Fahrig, 1997).

En plus des pertes majeures de superficies forestières causées par les activités agricoles et l'urbanisation, l'exploitation forestière a aussi influencé, de façon marquée, la composition en essences. Il a été estimé que la forêt feuillue tempérée précoloniale était composée à plus de 85 % de peuplements de feuillus tolérants (Frelich et Lorimer, 1991), alors qu'on a observé une augmentation très marquée des feuillus intolérants au cours des dernières décennies, notamment dans les régions fortement marquées par l'empreinte humaine comme le Haut-Saint-Laurent

(Brisson et collab., 1988; Bouchard et Domon, 1997). L'exploitation sélective de certaines essences, l'arrivée d'insectes et pathogènes exotiques ainsi que la lutte aux incendies forestiers ont aussi entraîné une raréfaction de certains types de peuplement, dont les pinèdes blanches et les chênaies rouges (Thériault et Quenneville, 1998; Doyon, 2002; Gagnon et collab., 2003; Majcen, 2003; Doyon et Bouffard, 2009).

Enfin, l'une des altérations les plus importantes qui ont marqué le paysage forestier des Basses-terres du Saint-Laurent, subséquemment à la colonisation, est liée au remplacement de massifs forestiers dominés par des forêts surannées par des forêts où ce type de peuplement ne couvre plus qu'une très faible portion du territoire. Ainsi, on a estimé que le pourcentage de superficies occupées par les forêts surannées (c'est-à-dire qui ont plus de 150 ans d'âge) au sein de la forêt feuillue tempérée précoloniale aurait été supérieur à 85 %, les autres stades de développement totalisant moins de 15 % des superficies (Frelich et Lorimer, 1991). Aujourd'hui, les peuplements matures totaliseraient moins de 15 % des superficies. Les pertes majeures de superficies forestières au sein des Basses-terres du Saint-Laurent ont aussi eu comme effet direct une diminution marquée de la connectivité au sein de ces paysages, et cette perte de connectivité structurelle et fonctionnelle risque de s'accroître encore davantage au cours des prochaines années (Gonzalez et collab., 2013). L'étalement constant des zones urbanisées, qui occupent maintenant près de 10 % du territoire, et l'augmentation de la densité du réseau routier contribuent à accélérer cette fragmentation, rendant les paysages très peu perméables au mouvement des espèces fauniques et floristiques (Jobin et collab., 2007; Rioux et collab., 2009).

9.1.2. *Milieux humides*

Les attributs écologiques uniques et diversifiés des milieux humides leur confèrent une variété de fonctions utiles à l'être humain (Costanza et collab., 1991). Ces attributs écologiques, tels que la capacité d'entreposage des eaux, la contribution aux cycles biogéochimiques et la productivité primaire, ont un rôle à jouer dans la prévention des inondations, l'assainissement des eaux et le maintien de la biodiversité.

Les bénéfices résultant de la présence des milieux humides sont universellement reconnus, et cette reconnaissance s'exprime aujourd'hui jusque dans le droit québécois, où les fonctions écologiques associées à ces milieux sont énumérées. Ainsi, la *Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et favorisant une meilleure gouvernance de l'eau et des milieux associés* reconnaît notamment les fonctions :

- de filtre contre la pollution, de rempart contre l'érosion et de rétention des sédiments, en permettant, entre autres, de prévenir et de réduire la pollution en provenance des eaux de surface et souterraines et l'apport des sédiments provenant des sols;
- de régulation du niveau d'eau, en permettant la rétention et l'évaporation d'une partie des eaux de précipitation et des eaux de fonte, réduisant ainsi les risques d'inondation et d'érosion et favorisant la recharge de la nappe phréatique;

- de conservation de la diversité biologique par laquelle les milieux ou les écosystèmes offrent des habitats pour l'alimentation, l'abri et la reproduction des espèces vivantes;
- d'écran solaire et de brise-vent naturels, en permettant, par le maintien de la végétation, de préserver l'eau d'un réchauffement excessif et de protéger les sols et les cultures des dommages causés par le vent;
- de séquestration du carbone et d'atténuation des impacts des changements climatiques;
- liées à la qualité du paysage, en permettant la conservation du caractère naturel d'un milieu et des attributs des paysages associés, contribuant ainsi à la valeur des terrains voisins.

Cette reconnaissance des services rendus par les milieux humides est cependant relativement récente, tant au Québec que dans les autres pays industrialisés. Les milieux humides ont longtemps été considérés comme des terres improductives devant être mises en valeur (Mitsch et Gosselink, 2007). Certaines régions ou certains États, tels la Californie et l'Ohio, ont perdu jusqu'à 90 % de leurs superficies humides originales (Dahl, 1990).

Au Québec, dans les Basses-terres du Saint-Laurent, on estime que les milieux humides occupent aujourd'hui 10 % du territoire, soit plus de 3 200 km². Cependant, cette superficie est bien inférieure à celle que les milieux humides devaient occuper au début de la colonisation européenne. À cet effet, les différents travaux disponibles indiquent qu'entre 40 et 80 % de la superficie des milieux humides en zone agricole ou urbaine aurait disparu et que cette proportion atteindrait plus de 85 % dans la grande région de Montréal (Joly et collab., 2008; Gratton, 2010). D'autres études indiquent que plus de 60 % des superficies humides ont été perturbées dans certains secteurs des Basses-terres du Saint-Laurent, et ce, au cours des 50 dernières années seulement (Environnement Canada, 1986; Pellerin, 2003; Avard et collab., 2013).

En outre, la destruction et la perturbation des milieux humides se poursuivent encore aujourd'hui. Dans un rapport synthèse sur la situation des milieux humides au Québec, Pellerin et Poulin (2013) estiment qu'environ 19 % de la superficie résiduelle des milieux humides a disparu durant la période s'étendant entre 1990 et 2011. Les activités agricoles et sylvicoles sont les principales sources de perturbations, affectant respectivement 44 % et 26 % des superficies humides perturbées. Les activités industrielles et commerciales et le développement résidentiel ne sont responsables que de 9 % des pertes de milieux humides sur cette même période, mais elles sont les principales responsables de pertes en superficies humides dans les régions métropolitaines de Montréal et de Québec (Pellerin et Poulin, 2013).

Les objectifs de conservation associés aux milieux humides viseront donc à assurer la pérennité des services rendus par ces écosystèmes dans les Basses-terres du Saint-Laurent. À cet effet, une attention particulière sera accordée aux fonctions hydrologiques, souvent laissées de côté.

9.1.3. Milieux ouverts – friches

La présence de nombreux types d'habitats dans une matrice agricole procure des habitats diversifiés aux espèces fauniques et floristiques (Fahrig et collab., 2011; Environnement Canada, 2013a). Parmi les habitats ouverts retrouvés dans les milieux agricoles, les friches forment une classe d'habitat distincte puisqu'il s'agit de milieux en régénération suivant l'abandon des cultures ou après des perturbations forestières (coupe, feu). Des communautés fauniques et floristiques distinctes sont étroitement associées aux friches puisque la structure des habitats se situe entre un milieu perturbé et un milieu de type forestier. Selon l'âge du début de la succession végétale, la friche peut être herbacée (dominée par des plantes herbacées vivaces) ou arbustive (végétation ligneuse relativement basse, généralement de plus ou moins deux mètres). Compte tenu de l'origine anthropique des friches, leur abondance et répartition peuvent varier dans le temps. Il n'existe cependant aucune donnée fiable qui permette d'étudier leur dynamique spatio-temporelle au Québec.

Les friches retrouvées en milieux urbains ou périurbains succèdent souvent à l'abandon de l'agriculture et sont situées dans des secteurs largement voués au développement urbain ou industriel, tout comme d'autres terres peu productives sont abandonnées et reboisées (Voulligny et Gariépy, 2008; Environnement Canada, 2013b). Une autre catégorie de friches regroupe les milieux situés dans des secteurs soumis à des mesures de gestion périodique afin de maintenir le milieu ouvert pour les besoins des activités humaines. C'est le cas des friches situées dans des emprises de ligne électrique qui sont soumises à des entretiens périodiques mécaniques ou chimiques. Certaines espèces comme la paruline à ailes dorées (*Vermivora chrysoptera*), une espèce menacée au Canada (Environnement et Changement climatique Canada, 2016), profitent d'ailleurs des mesures de gestion des emprises de ligne électrique qui maintiennent la structure de l'habitat dans un état qui leur est favorable. La dynamique de ces habitats fait donc en sorte que leur maintien dans le paysage nécessite des actions de gestion afin de conserver les friches dans un état d'habitat ouvert (DeGraaf et Yamasaki, 2003; Tefft, 2006; Schlossberg et King, 2015). La localisation spatiale de ces milieux varie ainsi en fonction des activités humaines sur le territoire. Aussi, la vitesse à laquelle la régénération végétale s'effectue est étroitement associée au type de sol où se retrouvent ces habitats, si bien que certaines friches peuvent perdurer dans le paysage sans intervention humaine, comme c'est le cas pour certains alvars.

L'origine et la dynamique des friches étant variables, les friches seront regroupées en deux catégories (figure 4) :

- Friches en régénération d'origines variées (abandon des cultures, coupes forestières);
- Friches situées dans des emprises de ligne électrique.

Des analyses distinctes seront faites pour discriminer les friches en régénération issues d'activités anthropiques (agriculture, foresterie) de celles situées dans les emprises de ligne électrique.

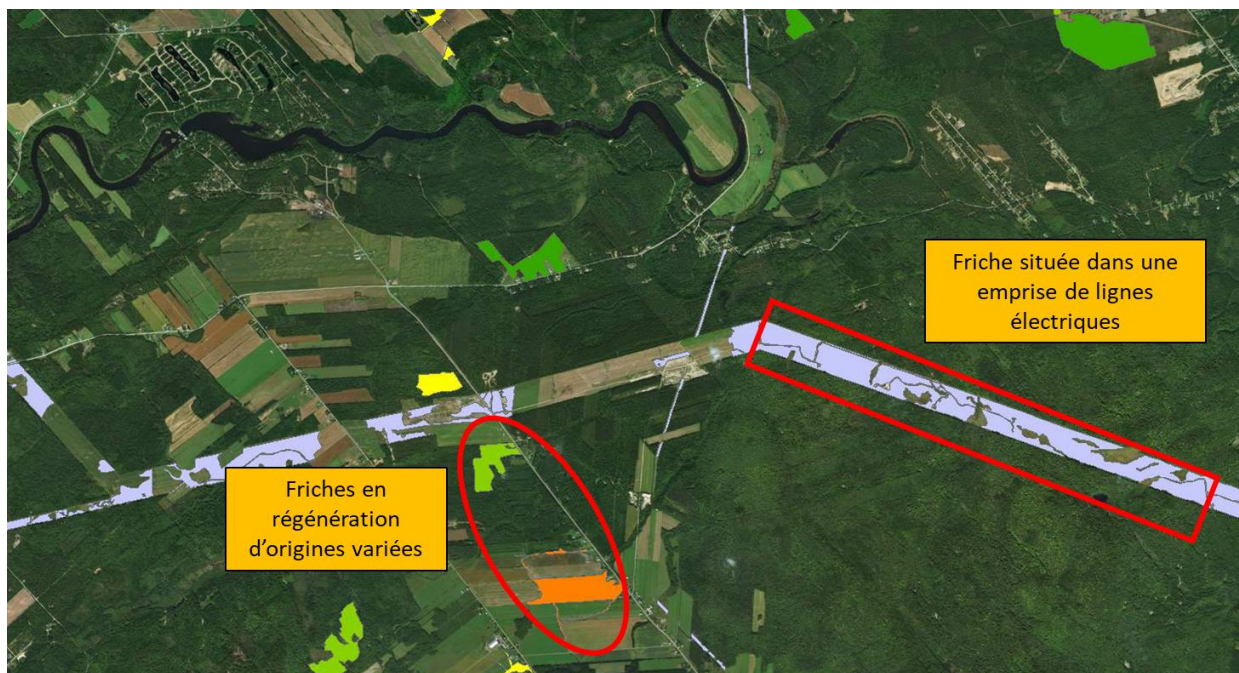


Figure 4. Exemple illustrant les friches cartographiées dans les Basses-terres du Saint-Laurent

9.1.4. Milieux ouverts – prairies agricoles

Il est bien connu que la biodiversité dans un paysage agricole est étroitement associée à la diversité des habitats qui s’y trouvent, incluant les divers types de cultures (Benton et collab., 2003; McPherson et collab., 2009; Fahrig et collab., 2011; Environnement Canada, 2013b). Une diversité d’habitats naturels (boisés, milieux humides, milieux riverains) et semi-naturels (friches, haies, fourrages) augmente la pollinisation par les abeilles et le contrôle biologique des ravageurs dans les champs cultivés (McPherson et collab., 2009), la présence de parcelles d’habitats de petite taille étant aussi très importante pour certains groupes taxinomiques (Semlitsch et Bodie, 1998; Fahrig et collab., 2015; Knapp and Řezáč, 2015). Les prairies agricoles soutiennent davantage d’espèces que les cultures annuelles (maïs, soya) (McLaughlin et Mineau, 1995; Jobin et collab., 1998; Weibull et collab., 2003; Burel et collab., 2004; McMaster et collab., 2005), cette biodiversité étant d’ailleurs rehaussée par la présence de pâturages dans le paysage agricole (Jobin et collab., 1996; Cerezo et collab., 2011). De plus, certaines espèces d’oiseaux champêtres comme le goglu des prés nécessitent de grandes étendues de cultures pérennes pour augmenter leur succès de reproduction (Environnement Canada, 2013a; 2013b).

Le déclin observé des populations de plusieurs espèces animales, particulièrement les oiseaux champêtres (Lamoureux et Dion, 2016), est étroitement associé à l’intensification de l’agriculture qui a mené à la simplification des paysages causée par la destruction des habitats fauniques, à la conversion des cultures pérennes en cultures annuelles de grande surface ainsi qu’aux pratiques agricoles peu compatibles avec le maintien de la faune et de la flore (pesticides, fertilisants, machinerie, drainage et redressement des cours d’eau, etc.) (Tscharrntke et collab., 2005; Environnement Canada, 2013b; Lamoureux et Dion, 2016). Les espèces spécialistes sont

généralement les premières à disparaître lorsque la diversité des habitats diminue dans le paysage agricole (Ekroos et collab., 2010; Filippi-Codaccioni et collab., 2010). La mosaïque diversifiée d'habitats, autant dans sa composition que dans sa configuration spatiale, autrefois présente dans le paysage agricole, s'est transformée, alors que de vastes territoires sont aujourd'hui couverts de grandes cultures à interlignes dominées par le maïs et le soya et où les habitats fauniques sont pratiquement disparus (Jobin et collab., 2007; Latendresse et collab., 2008a).

Contrairement aux cibles de conservation d'origine naturelle dont les parcelles peuvent être priorisées au moyen d'analyses multicritères, par exemple les milieux forestiers et les milieux humides, il est peu pertinent de prioriser des parcelles d'habitats associées aux prairies agricoles puisque ces habitats sont gérés par l'homme pour ses propres besoins. De fait, une cartographie de l'occupation du sol présente une image fixe de la situation sur le terrain à un temps donné, alors que la couverture du sol (types de culture) peut changer d'une année à l'autre en raison de la rotation des cultures pratiquée par les producteurs agricoles.

Les objectifs de conservation associés aux prairies agricoles viseront donc à maintenir une matrice agricole dominée par les cultures pérennes dans les régions où ce type de culture est encore bien présent, à maintenir les prairies agricoles toujours présentes et à restaurer des parcelles de prairies agricoles dans les régions où l'agriculture est dominée par les cultures annuelles (McMaster et collab., 2005; Shustack et collab., 2010; Davis et collab., 2013). Ainsi, les actions de conservation seront orientées vers la gestion du territoire plutôt que sur la protection des terres afin de maintenir un niveau adéquat d'habitats dans le paysage qui permet de soutenir des populations viables d'espèces associées aux milieux champêtres. Évidemment, la mise en place de telles mosaïques d'habitats et de types de cultures doit se planifier à l'échelle d'un grand territoire, car cela dépasse les capacités des producteurs agricoles (Russelle et collab., 2007; Harvey et collab., 2008; Bretagnolle et collab., 2011). En complément, l'implantation de pratiques agricoles favorables à la biodiversité dans les cultures annuelles doit être encouragée.

9.1.5. Milieux aquatiques

Les milieux aquatiques renferment une diversité d'habitats pour de nombreuses espèces animales et végétales tels les poissons, les amphibiens, les reptiles et les communautés benthiques. Ils constituent aussi des habitats d'importance pour les espèces de poissons qui vivent dans le Saint-Laurent et qui fréquentent ces habitats dans leur cycle de vie, notamment pour la période du frai. Dans le sud du Québec, cette diversité culmine dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires, où la grande variété d'habitats aquatiques permet de supporter une faune riche et diversifiée.

Dans les Basses-terres du Saint-Laurent, l'urbanisation et l'artificialisation du territoire ont altéré la qualité et la diversité des milieux naturels, dont les milieux aquatiques. Les activités agricoles, le déboisement, l'urbanisation et la présence de barrages seraient les principales sources de modification des habitats affectant plusieurs espèces de poissons d'eau douce. De telles activités perturbent à la fois leur intégrité physique, chimique et biologique et, par conséquent, l'état de

santé général de ces écosystèmes. Par exemple, le redressement des cours d'eau a été subventionné au Québec de 1917 à 1986 afin d'augmenter l'efficacité du drainage et la productivité des terres agricoles, si bien que plus de 30 000 km de cours d'eau ont été perturbés entre 1944 et 1976 (Beaulieu, 2001; Boutin et collab., 2003). En plus de générer des pertes nettes d'habitats, cette pratique contribue à accentuer l'érosion des berges (Rousseau et Biron, 2009), occasionnant du même souffle des problèmes de sédimentation au sein des habitats aquatiques. Ainsi, les sites où l'eau est la plus dégradée sont localisés dans des secteurs où la densité de population et l'activité agricole sont importantes, soit dans les Basses-terres du Saint-Laurent, notamment en Montérégie et au pourtour du lac Saint-Pierre (MDDELCC, 2013). Les aménagements effectués directement dans les cours d'eau affectent aussi grandement leur dynamique et leurs processus naturels. Les interventions humaines qui limitent la mobilité des cours d'eau, telle la stabilisation des berges, sont fréquentes dans les zones riveraines des environnements urbains et agricoles (Choné et Biron, 2016).

Compte tenu des pressions anthropiques grandissantes que subissent les milieux aquatiques dans les Basses-terres du Saint-Laurent et des impacts négatifs des changements climatiques sur la biodiversité et les écosystèmes, la préservation d'une diversité d'habitats aquatiques et la mise en œuvre d'actions de conservation en amont du développement territorial deviennent primordiales.

9.2. Cibles du filtre fin

Les cibles de filtre fin sont celles qui n'auraient pas été captées par le filtre grossier, mais qui représentent des éléments de haute importance pour la conservation de la biodiversité. On parle ici d'habitats fauniques reconnus scientifiquement et autres éléments d'importance pour la biodiversité. Toutes les parcelles d'habitats et les occurrences ponctuelles des cibles du filtre fin sont des sites d'intérêt pour la conservation et seront retenues d'emblée en raison de leur particularité unique. On visera donc à préserver les conditions biophysiques actuelles caractérisant ces territoires. Une utilisation durable pourrait être compatible avec cet objectif pour certains de ces territoires. Cinq cibles du filtre fin ont été retenues (tableau 2).

9.2.1. Couloir du Saint-Laurent

Les poissons sont d'excellents indicateurs de l'état de santé des milieux aquatiques, parce qu'ils intègrent les changements spatio-temporels survenant dans le milieu physique et aussi parce qu'ils sont vulnérables à la plupart des pressions et des perturbations environnementales. Ils sont faciles à échantillonner, sont utiles pour mesurer les effets des substances toxiques et ont l'intérêt des décideurs et du grand public en raison de leur forte valeur patrimoniale et socioéconomique (Mingelbier et collab., 2008).

Tableau 2. Cibles de conservation du filtre fin retenues pour l'Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent

Cibles du filtre fin	Type d'habitats, écosystème ou association végétale
Couloir du Saint-Laurent	Éléments d'importance pour la biodiversité aquatique du couloir du Saint-Laurent
Alvars	Milieus ouverts sur affleurements de roches calcaires ou dolomitiques
Colonies d'oiseaux	Sites de concentrations d'oiseaux nicheurs coloniaux
Éléments fauniques d'importance	Éléments ponctuels liés à la faune (p. ex., dortoirs de martinet ramoneur)
Éléments floristiques d'importance	Éléments ponctuels liés à la flore (p. ex., occurrences d'espèces en situation précaire)

Le Saint-Laurent est un vaste écosystème qui englobe de l'amont vers l'aval des habitats aquatiques très diversifiés. Les conditions de la vie aquatique et les superficies d'habitats disponibles dépendent des principales caractéristiques suivantes : 1) la physiographie (succession de larges lacs fluviaux, de tronçons étroits, d'archipels et de rapides), 2) le régime hydrologique (variations saisonnières et interannuelles), 3) la marée très marquée dans l'estuaire fluvial, 4) la composition physicochimique (matières en suspension, nutriments, contaminants) distincte des masses d'eaux formées tour à tour par les nombreux affluents (Morin et Bouchard, 2000; Mingelbier et collab., 2008). Cette hétérogénéité naturelle soutient à la base une grande diversité de poissons (La Violette et collab., 2003; Foubert, 2017).

La communauté de poissons du Saint-Laurent comprend une centaine d'espèces de poissons d'eau douce et migrateurs, dont 24 ont un statut précaire (incluant les espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec et les espèces préoccupantes et désignées menacées ou vulnérables par le COSEPAC au fédéral) et 34 font l'objet d'une pêche récréative (Mingelbier et collab., 2016). On rencontre ces espèces le long du couloir du Saint-Laurent jusque dans les eaux saumâtres de l'estuaire moyen et du golfe, ainsi que dans les nombreuses ramifications des affluents, en fonction de leurs préférences d'habitats, de leurs stades de vie et des pressions anthropiques qui agissent à diverses échelles (La Violette et collab., 2003; Mingelbier et collab., 2008; De la Chenelière et collab., 2014; Groupe de travail Suivi de l'état du Saint-Laurent, 2014).

Parmi les multiples sources d'informations disponibles sur les poissons du Saint-Laurent et leurs habitats, et en fonction de divers critères (diversité, niveau de précarité, rôle écologique reconnu, indicateur parapluie, milieux aquatiques exceptionnels, enjeu économique), les cibles de conservation ci-après ont été sélectionnées comme étant d'intérêt.

9.2.1.1. Habitats d'espèces aquatiques en situation précaire

- Centre de données du patrimoine naturel du Québec (CDPNQ, 2017) : une extraction de la base de données du CDPNQ a produit une série d'occurrences sous forme d'aires représentant l'habitat de dix espèces de poissons en situation précaire.

- *Loi sur les espèces en péril* : polygones officiels provenant du ministère des Pêches et des Océans, représentant les habitats essentiels et les aires de répartition de trois espèces de poissons et du béluga (*Delphinapterus leucas*).
- Frayères d'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) (COSEPAC, 2017), sous forme de points.

9.2.1.2. Frayères reconnues dans la portion fluviale du Saint-Laurent

L'atlas préliminaire publié par Mingelbier et Leclerc (2001) présente une importante base de données concernant les habitats de 72 espèces de poissons du Saint-Laurent fluvial et de ses principaux tributaires. Les informations géographiques proviennent d'une revue de littérature comptant plus de 141 références, essentiellement des rapports ministériels et des articles scientifiques, tous basés sur des observations de terrain (Bouthillier et collab., 1993) réalisées pour la plupart entre les années 1970 et 1990.

9.2.2. Alvars

Un alvar est un « habitat naturel ouvert en milieu calcaire, relativement plat, sur affleurement rocheux et sol mince, à végétation éparse, composée surtout d'arbustes, de plantes herbacées et de mousses, et où la croissance des arbres est presque complètement inhibée. Ces milieux sont habituellement inondés au printemps et subissent des sécheresses sévères en été » (Cayouette et collab., 2010). Ces conditions difficiles favorisent la présence de communautés végétales particulières abritant plusieurs espèces rares et menacées. Les alvars sont très rares au Québec. Une cartographie des alvars connus dans la province, qui se trouvent principalement dans la portion ouest de la région de l'Outaouais (Pontiac) et en Montérégie, a récemment été produite. Ces milieux d'intérêt sont des habitats importants pour cette biodiversité particulière qui nécessite des actions de conservation.

9.2.3. Colonies d'oiseaux

Cette cible de conservation vise les sites où les oiseaux nichent en colonies mixtes, le plus souvent sur des îles du Saint-Laurent. Les sites présents dans le territoire d'étude ont déjà été priorisés par le Service canadien de la faune afin de déterminer les colonies prioritaires pour la conservation (Chapdelaine et Rail, 2004). Une révision de ces sites d'intérêt a été effectuée pour les considérer dans le présent Atlas (Jean-François Rail, ECCC-SCF, comm. pers., mai 2017). Certaines colonies citées dans Chapdelaine et Rail (2004) ont été éliminées, alors que d'autres ont été ajoutées. Au total, 17 colonies prioritaires ont été retenues, incluant l'héronnière de la Grande Île dans l'archipel de Berthier-Sorel, l'une des plus importantes colonies de grands hérons (*Ardea herodias*) en Amérique du Nord (Boivin et Côté, 2014).

9.2.4. Éléments fauniques d'importance

9.2.4.1. Sites de nidification et dortoirs du martinet ramoneur

Le martinet ramoneur (*Chaetura pelagica*) est un oiseau insectivore qui se nourrit en vol et qui est une espèce menacée au Canada. Cette espèce niche maintenant presque exclusivement dans des cheminées. Les données sur les sites de nidification et les dortoirs ont été extraites de la banque de données SOS-POP gérée par le Regroupement QuébecOiseaux (RQO). Seuls les sites R (retenus) et de précision S ont été retenus. Certains sites sont aussi utilisés comme dortoir ou site de nidification. Au total, 385 sites ont été retenus (en date d'avril 2017).

9.2.4.2. Sites de nidification de l'hirondelle de rivage

L'hirondelle de rivage (*Riparia riparia*) est une espèce menacée au Canada. Elle niche dans des terriers qu'elle creuse dans des sols meubles, comme les rives escarpées des rivières et les sablières. Les données sur les sites de nidification ont été extraites de la banque de données SOS-POP. Seuls les sites R (retenus) et de précision S ont été retenus. Au total, 40 sites ont été retenus (en date d'avril 2017).

9.2.4.3. Autres occurrences d'espèces aviaires en péril

Les sites où la présence d'espèces fauniques en situation précaire ayant un statut élevé de précarité (en voie de disparition ou menacée au fédéral, menacée ou vulnérable au provincial) ont été retenus pour sélectionner les sites d'intérêt pour la conservation en fonction des habitats préférentiels de ces espèces (section 12). D'autres espèces aviaires ayant un statut élevé de précarité n'ont pas été retenues pour ces analyses de sélection et sont illustrées dans l'Atlas en tant qu'éléments ponctuels d'intérêt pour la conservation; on parle ici des occurrences ponctuelles de nidification du pic à tête rouge (*Melanerpes erythrocephalus*; espèce menacée au fédéral et au provincial; n=7), du faucon pèlerin (*Falco peregrinus*; espèce vulnérable au provincial et préoccupante au fédéral; n=63) et du pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*; espèce vulnérable au provincial; n=13). Pour ces espèces, les données ont été extraites de la banque de données du CDPNQ (en date de février 2016) et les occurrences de précision S et dont la cote de viabilité est de « A » à « E » ont été retenues.

9.2.5. Occurrences floristiques en situation précaire

Les sites connus pour héberger des espèces floristiques en situation précaire sont recensés dans la banque de données du CDPNQ. Une analyse des occurrences d'espèces floristiques en situation précaire présentes dans les Basses-terres du Saint-Laurent a été réalisée par les botanistes experts du MELCC afin de déterminer les occurrences floristiques prioritaires pour la conservation (annexes C et D). Ce sont 807 occurrences qui ont ainsi été retenues (en date de janvier 2016) et un rang de priorité détaillé a été accordé à chacune en fonction de sa valeur de conservation basée sur le rang de priorité des espèces, le degré de précision, la cote de viabilité et l'indice de biodiversité accordé à chaque occurrence. La majorité (n=605) de ces occurrences ont été retenues pour sélectionner des parcelles d'habitats hautement d'intérêt pour la

conservation (voir la section 12); les autres occurrences ayant un rang de priorité détaillé de 10 à 13 (n=202) sont associées à 61 espèces et illustrées dans l'Atlas en tant qu'éléments ponctuels d'intérêt pour la conservation.

10. Sources des données

De nombreuses sources de données géospatiales ont permis de produire l'Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent.

10.1. Occupation du sol des Basses-terres du Saint-Laurent

La principale source d'information sur la répartition spatiale des cibles du filtre grossier est la récente cartographie de l'occupation du sol des Basses-terres du Saint-Laurent (ECCC et MDDELCC, 2018) (figure 5). Cette cartographie a été produite en regroupant les données sources les plus actuelles et les plus précises pour diverses thématiques. Brièvement, l'origine des couches est la suivante :

- Milieux forestiers – cartes écoforestières (SIEF) du quatrième décennal du MFFP;
- Milieux humides – cartographie détaillée de Canards Illimités Canada et du MELCC;
- Milieux agricoles – base de données des cultures assurées de la Financière agricole du Québec de 2014. Si la classe de culture est inconnue, on utilise les informations de la cartographie des terres agricoles d'Agriculture Canada produite en 2014;
- Friches et milieux arbustifs – combinaison du code FR des cartes écoforestières du quatrième décennal du MFFP et de la classe « Arbuste » de la cartographie d'Agriculture Canada de 2014;
- Milieux aquatiques – cadre de référence hydrologique du Québec du MELCC;
- Milieux anthropiques – cartes écoforestières (SIEF) du quatrième décennal du MFFP;
- Sol nu – codes GR (gravière) et DS (dénudé sec) des cartes écoforestières, ainsi que classe « Sol dénudé » d'Agriculture Canada;
- Routes – classification de la Base de données topographique du Québec (BDTQ).

Les limites spatiales des milieux forestiers, des friches, des zones anthropiques et de certains axes routiers ont été corrigées par photo-interprétation à l'aide d'images récentes (datant d'après 2014; images satellites, Google Earth, etc.). Cette étape essentielle a permis de mettre à jour certaines données désuètes ou erronées et de combler des secteurs où aucune information n'était disponible. À noter que la cartographie de l'occupation du sol utilisée pour les analyses de l'Atlas est celle qui était disponible en août 2017; des ajustements mineurs ont ensuite été apportés à cette cartographie pour considérer de récents développements anthropiques qui sont illustrés dans la version finale (ECCC et MDDELCC, 2018).

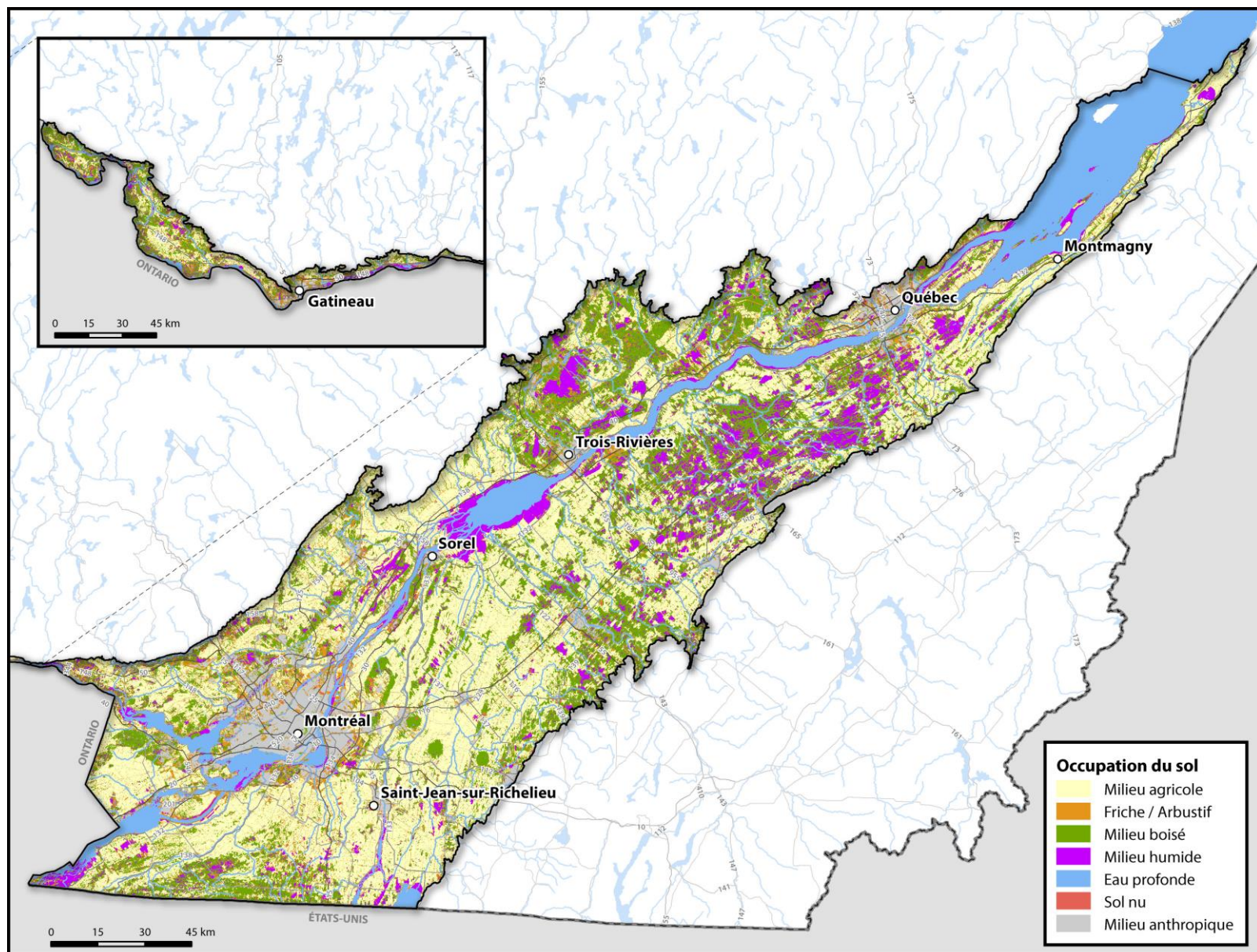


Figure 5. Cartographie de l'occupation du sol dans les Basses-terres du Saint-Laurent (Source : ECCC et MDDELCC, 2018)

10.2. Unités de référence spatiale : contextes de mise en place

À l'instar des analyses de Gérardin et ses collaborateurs (2002), la sélection des sites s'articule autour du Cadre écologique de référence du Québec (CERQ). Les unités de référence spatiale retenues dans l'atlas sont les contextes de mise en place dans les Basses-terres du Saint-Laurent. Ces contextes sont issus de la classification des districts écologiques, soit le niveau 4 du CERQ du MELCC (Bellavance et collab., 2019). Ils présentent un premier niveau d'analyse territoriale basé sur les épisodes du quaternaire, en particulier durant le Wisconsinien supérieur (entre 23 000 et 10 000 ans) et sont fortement liés aux dépôts de surface dominants et aux formes de terrains associés, variables déterminantes dans l'analyse écosystémique de ce vaste territoire. Cette classification comprend neuf contextes de mise en place dans les Basses-terres du Saint-Laurent (tableau 3; annexe E).

Ces contextes forment l'unité spatiale de référence pour orienter les analyses écosystémiques et permettent de moduler les objectifs de conservation et la détermination des territoires d'intérêt pour la conservation. Pour tenir compte des variabilités régionales dans la composition des fragments forestiers et des friches, ces contextes ont été subdivisés entre les trois régions naturelles (niveau 2 du CERQ) des Basses-terres du Saint-Laurent pour un total de 20 contextes de mise en place régionaux différents (figure 6). Le tableau 4 montre les superficies (en kilomètre carré et en pourcentage) des sept thématiques de l'occupation du sol dans les contextes de mise en place et les contextes de mise en place régionaux.

10.3. Géobase du réseau hydrographique du Québec

La principale source d'information cartographique sur les milieux aquatiques provient de la Géobase du réseau hydrographique du Québec (GRHQ). La GRHQ est un outil de représentation vectorielle et topologique du réseau hydrographique de surface, soit le référentiel commun gouvernemental pour le Québec. Elle est produite conjointement par le MELCC et le ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN). Pour les Basses-terres du Saint-Laurent, les classes hydrographiques proviennent de la Base de données topographiques du Québec (BDTQ) à l'échelle 1:20 000.

Les unités d'analyse des milieux aquatiques produites à partir de cette source d'information, soit les unités écologiques aquatiques (UEA), seront présentées plus en détail à la section 13. Ces UEA sont intégrées dans un outil cartographique regroupant des informations et des connaissances structurées sur les écosystèmes aquatiques appelés le Cadre de référence hydrologique du Québec (CRHQ). Le CRHQ est produit par le MELCC.

10.4. Autres sources de données

En plus des sources de données citées précédemment, plusieurs autres sources de données ont été utilisées pour produire le présent Atlas (voir le tableau 5).

Tableau 3. Contextes de mise en place des Basses-terres du Saint-Laurent (BSTL)

Numéro	Contexte	Région naturelle	Districts écologiques		Superficie	
			Nombre	%	km ²	%
1A_a	Contexte glaciaire accidenté	Toutes (BTSL)	15	12,9	2 168,7	7,1
		B01	14	12,1	2 059,3	6,7
		B02	1	0,9	109,4	0,4
1A_p	Contexte glaciaire plat	Toutes (BTSL)	12	10,3	4 036,7	13,1
		B01	9	7,8	3 404,9	11,1
		B02	3	2,6	631,7	2,1
3DB	Contexte deltaïque	Toutes (BTSL)	8	6,9	2 438,8	7,9
		B01	1	0,9	123	0,4
		B02	6	5,2	1 997,5	6,5
		B03	1	0,9	318,3	1,0
3FA	Contexte fluvial actuel	Toutes (BTSL)	7	6,0	2 371,3	7,7
		B01	6	5,2	1 708,1	5,6
		B02	1	0,9	663,3	2,2
3FB	Contexte fluvial subactuel	Toutes (BTSL)	8	6,9	2 023,9	6,6
		B01	4	3,4	1 049,5	3,4
		B02	2	1,7	285,4	0,9
		B03	2	1,7	689,1	2,2
3M	Contexte fluviomarín	Toutes (BTSL)	7	6,0	1 443,3	4,7
		B01	6	5,2	1 085,1	3,5
		B02	1	0,9	358,2	1,2
5A	Contexte marin d'eau calme	Toutes (BTSL)	36	31,0	9 636,3	31,4
		B01	25	21,6	6 696,0	21,8
		B02	8	6,9	10 737,5	5,7
		B03	3	2,6	1 202,9	3,9
5S	Contexte marin d'eau agitée	Toutes (BTSL)	15	12,9	4 975,3	16,2
		B01	2	1,7	1 260,5	4,1
		B02	13	11,2	3 714,8	12,1
6D*	Contexte littoral	Toutes (BTSL; B02)	8	6,9	1 637,2	5,3
Total			116	100,0	30 731,5	100,0

* Les chiffres présentés n'incluent pas l'archipel de L'Isle-aux-Grues

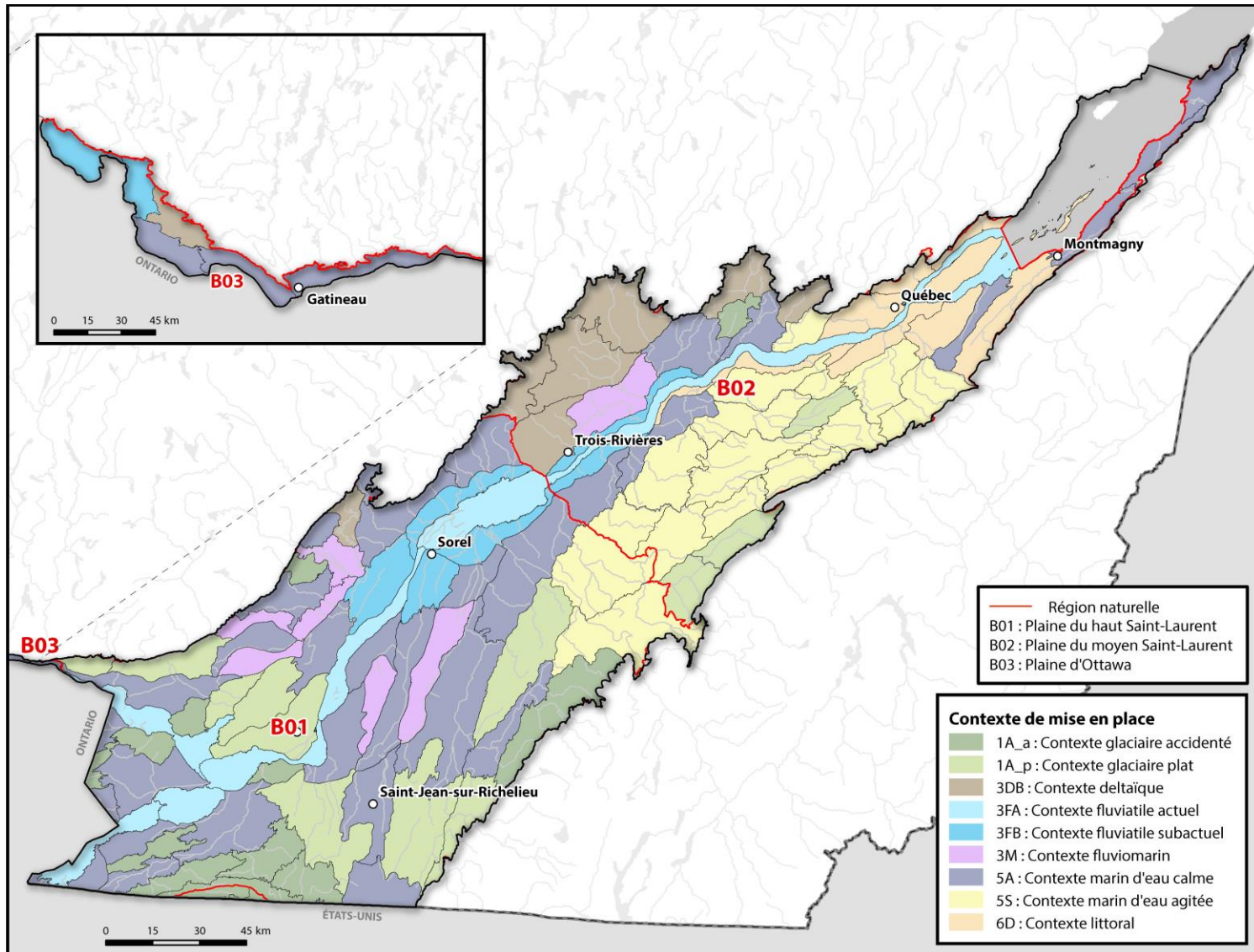


Figure 6. Contextes de mise en place dans les Basses-terres du Saint-Laurent
(Les limites des régions naturelles sont indiquées par le trait rouge.)

Tableau 4. Superficies des sept classes principales d'occupation du sol dans les contextes de mise en place (par exemple 1A_a) et les contextes de mise en place régionaux (par exemple 1A_a B01)

Contexte de mise en place	Région naturelle	Anthropique		Forêt		Milieu humide		Agricole		Friche		Sol nu		Eau profonde		Total	
		km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
1A_a	Toutes (BTSL)	204	0,7	987	3,2	194	0,6	634	2,1	131	0,4	16	0,1	6	0,0	2 173	7,1
	B01	202	0,7	911	3,0	181	0,6	623	2,0	126	0,4	15	0,0	6	0,0	2 064	6,7
	B02	2	0,0	76	0,2	14	0,0	11	0,0	6	0,0	0	0,0	0	0,0	109	0,4
1A_p	Toutes (BTSL)	909	3,0	596	1,9	195	0,6	2 083	6,8	190	0,6	24	0,1	47	0,2	4 043	13,2
	B01	843	2,7	472	1,5	151	0,5	1 711	5,6	170	0,6	23	0,1	42	0,1	3 412	11,1
	B02	65	0,2	124	0,4	44	0,1	373	1,2	20	0,1	1	0,0	4	0,0	631	2,1
3DB	Toutes (BTSL)	235	0,8	1 141	3,7	338	1,1	502	1,6	137	0,4	22	0,1	58	0,2	2 433	7,9
	B01	26	0,1	52	0,2	5	0,0	25	0,1	7	0,0	4	0,0	3	0,0	123	0,4
	B02	199	0,6	933	3,0	284	0,9	400	1,3	109	0,4	16	0,1	51	0,2	1 992	6,5
	B03	9	0,0	156	0,5	50	0,2	76	0,2	22	0,1	2	0,0	3	0,0	318	1,0
3FA	Toutes (BTSL)	175	0,6	67	0,2	336	1,1	165	0,5	51	0,2	6	0,0	1 571	5,1	2 372	7,7
	B01	170	0,6	59	0,2	265	0,9	164	0,5	50	0,2	4	0,0	999	3,3	1 711	5,6
	B02	5	0,0	8	0,0	71	0,2	1	0,0	1	0,0	3	0,0	573	1,9	661	2,2
3FB	Toutes (BTSL)	208	0,7	494	1,6	328	1,1	757	2,5	102	0,3	10	0,0	125	0,4	2 023	6,6
	B01	125	0,4	174	0,6	189	0,6	493	1,6	44	0,1	5	0,0	19	0,1	1 049	3,4
	B02	57	0,2	36	0,1	38	0,1	123	0,4	24	0,1	1	0,0	6	0,0	285	0,9
	B03	26	0,1	284	0,9	101	0,3	141	0,5	34	0,1	4	0,0	100	0,3	689	2,2
3M	Toutes (BTSL)	222	0,7	450	1,5	140	0,5	538	1,8	67	0,2	15	0,0	12	0,0	1 444	4,7
	B01	199	0,6	336	1,1	74	0,2	403	1,3	52	0,2	14	0,0	8	0,0	1 086	3,5
	B02	22	0,1	114	0,4	65	0,2	135	0,4	16	0,1	1	0,0	4	0,0	358	1,2
5A	Toutes (BTSL)	1 128	3,7	1 423	4,6	487	1,6	5 728	18,6	500	1,6	30	0,1	341	1,1	9 637	31,4
	B01	829	2,7	715	2,3	199	0,6	4 467	14,5	311	1,0	16	0,1	168	0,5	6 706	21,8
	B02	131	0,4	430	1,4	135	0,4	912	3,0	102	0,3	6	0,0	12	0,0	1 727	5,6
	B03	168	0,5	278	0,9	153	0,5	349	1,1	87	0,3	7	0,0	161	0,5	1 203	3,9
5S	Toutes (BTSL)	287	0,9	1 900	6,2	955	3,1	1 567	5,1	173	0,6	23	0,1	63	0,2	4 968	16,2
	B01	101	0,3	482	1,6	120	0,4	471	1,5	47	0,2	9	0,0	30	0,1	1 260	4,1
	B02	186	0,6	1 417	4,6	835	2,7	1 096	3,6	127	0,4	14	0,0	34	0,1	3 707	12,1
6D*	Toutes (BTSL; B02)	358	1,2	372	1,2	168	0,5	596	1,9	103	0,3	13	0,0	14	0,0	1 623	5,3
Total		3 725	12,1	7 431	24,2	3 141	10,2	12 570	40,9	1 455	4,7	158	0,5	2 237	7,3	30 716	100,0

* Les chiffres présentés n'incluent pas l'archipel de L'Isle-aux-Grues

Tableau 5. Source des données biophysiques utilisées pour produire l'Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent

DONNÉES	ANNÉE/ Couverture temporelle	SOURCE	DESCRIPTION/NOTES
Filtre grossier			
Milieux forestiers	2014-2016	ECCC et MELCC	Cartographie détaillée de l'occupation du sol des Basses-terres du Saint-Laurent (ECCC et MDDELCC, 2018).
Milieux humides	2014-2016	ECCC et MELCC	Cartographie détaillée de Canards Illimités Canada et du MELCC; intégrée à la cartographie détaillée de l'occupation du sol des Basses-terres du Saint-Laurent (ECCC et MDDELCC, 2018).
Milieux ouverts (prairies agricoles et friches)	2014-2016	ECCC et MELCC	Cartographie détaillée de l'occupation du sol des Basses-terres du Saint-Laurent (ECCC et MDDELCC, 2018).
Milieux aquatiques	2018	MELCC et MERN	Géobase du réseau hydrographique du Québec. Outil de représentation vectoriel et topologique du réseau hydrographique du Québec (MELCC et MERN).
	2018	MELCC	Cadre de référence hydrologique du Québec. Outil cartographique regroupant des informations et connaissances structurées sur les écosystèmes aquatiques du territoire québécois (MELCC).
Filtre fin			
Couloir du Saint-Laurent	1960-2017	MFFP et MELCC	Centre de données du patrimoine naturel du Québec (CDPNQ, 2017) : habitats de 10 espèces de poissons à statut précaire selon <i>la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables</i> . <i>Loi sur les espèces en péril</i> : habitats essentiels et aires de répartition de 3 espèces de poissons et du béluga (MPO, 2012ab; MPO, 2014; Robitaille et collab., 2011). COSEPAC, 2015 : frayères de l'esturgeon jaune. Frayères reconnues dans la portion fluviale du Saint-Laurent entre les années 1960 et 2000 (Mingelbier et Leclerc, 2001).
Alvars	2010	MELCC	Cartographie des alvars connus au Québec (Cayouette et collab., 2010)
Colonies d'oiseaux	2017	ECCC-SCF	Colonies d'oiseaux prioritaires pour la conservation extraites du Plan de conservation des oiseaux aquatiques du Québec (Chapdelaine et Rail, 2004) et validées par J.-F. Rail (SCF, comm. pers.).
Éléments fauniques d'importance	Variable	ECCC, RQO, MELCC, MFFP	Éléments ponctuels liés à la faune. Les banques de données consultées, en date de février 2016, sont les suivantes : CDPNQ, banque de données du Service canadien de la faune d'ECCC, Regroupement QuébecOiseaux, BORAQ, micromammifères, habitats essentiels d'espèces en péril désignés dans les programmes de rétablissement.

DONNÉES	ANNÉE/ Couverture temporelle	SOURCE	DESCRIPTION/NOTES
Éléments floristiques d'importance	2016	CDPNQ	Occurrences d'espèces menacées, vulnérables ou susceptibles extraites de la banque de données du CDPNQ (en date de janvier 2016). Habitats essentiels désignés dans les programmes de rétablissement.
Autres données utilisées			
Cadre écologique de référence (CER) et contextes de mise en place régionaux	2017	MELCC	Le CER est un outil cartographique de classification écologique du territoire qui s'appuie sur les éléments physiques des écosystèmes, à savoir la géologie, le relief, les dépôts de surface ainsi que la configuration et la densité du réseau hydrographique. Les contextes de mise en place sont une classification des districts écologiques (niveau 4 du CER).
Lignes de transport d'énergie du Québec	2016	Hydro-Québec	Données géospatiales des lignes de transport d'énergie du Québec.
Registre des aires protégées au Québec	Hiver 2017	MELCC	Toutes les aires protégées ont été retenues, excluant les habitats fauniques (aires de concentrations d'oiseaux aquatiques, colonies d'oiseaux en falaise, colonies d'oiseaux sur une île ou une presqu'île, habitat du rat musqué, héronnière, vasière, habitat d'une espèce faunique menacée ou vulnérable).
Milieus naturels de conservation volontaire	Septembre 2017	Réseau des milieux naturels (RMN)	La désignation « Milieu naturel de conservation volontaire » renferme des territoires qui ne sont pas situés sur les « terres du domaine de l'État ». Ce sont surtout des territoires dont le propriétaire est soit un particulier, soit une personne morale telle une organisation non gouvernementale de conservation ou encore une municipalité.
Écosystèmes forestiers exceptionnels (EFE)	2016	MFFP	EFE rares et anciens, et validés.

11. Objectifs de conservation

Deux grands objectifs guideront la détermination des territoires d'intérêt pour la conservation :

1. Maintien des éléments du filtre fin ou des écosystèmes irremplaçables

Tous les milieux naturels abritant des cibles du filtre fin ou des écosystèmes irremplaçables sont considérés comme des territoires d'intérêt pour la conservation. Cet objectif n'est pas incompatible avec une utilisation durable du territoire dans la mesure où les conditions biophysiques qui caractérisent les habitats de ces éléments et de ces écosystèmes sont préservées.

2. Représentativité de tous les types d'écosystèmes

L'objectif est d'assurer que sont représentés dans les territoires d'intérêt pour la conservation de la biodiversité tous les types d'écosystèmes caractérisant les Basses-terres du Saint-Laurent selon un seuil minimum de 20 % de représentativité de leur superficie par unité spatiale de référence. Ce seuil se base sur les objectifs d'Aichi¹⁴ entérinés par les gouvernements fédéral et provincial visant à conserver 17 % des milieux terrestres.

12. Méthode pour déterminer les milieux d'intérêt pour la conservation

La détermination des territoires d'intérêt pour la conservation des cibles du filtre grossier est basée sur une analyse de sélection et une analyse de priorisation (figure 7). Une analyse de sélection est d'abord réalisée afin de sélectionner les territoires qui présentent une haute importance pour la conservation. On parle ici de critères de sélection dont les valeurs sont mesurées, mais ne sont pas priorisées et qui deviennent des éléments incontournables à conserver. Ils constituent en quelque sorte les sites qui forment notre « répertoire » de biodiversité protégée ou qui devraient être protégés en priorité, tels que les sites situés en tout ou en partie dans des aires protégées ou des écosystèmes forestiers exceptionnels ou encore contigus à ceux-ci, les occurrences exceptionnelles d'espèces en situation précaire, les sites ayant un indice d'irremplaçabilité maximal. Ils serviront de point de départ pour atteindre les objectifs de représentativité (p. ex., conserver 20 % de représentativité de chaque type de milieu forestier).

¹⁴ Objectif C.11 : D'ici à 2020, au moins 17 % des zones terrestres et d'eaux intérieures et 10 % des zones marines et côtières, y compris les zones qui sont particulièrement importantes pour la diversité biologique et les services fournis par les écosystèmes, sont conservées au moyen de réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d'aires protégées gérées efficacement et équitablement et d'autres mesures de conservation efficaces par zone, et intégrées dans l'ensemble du paysage terrestre et marin.

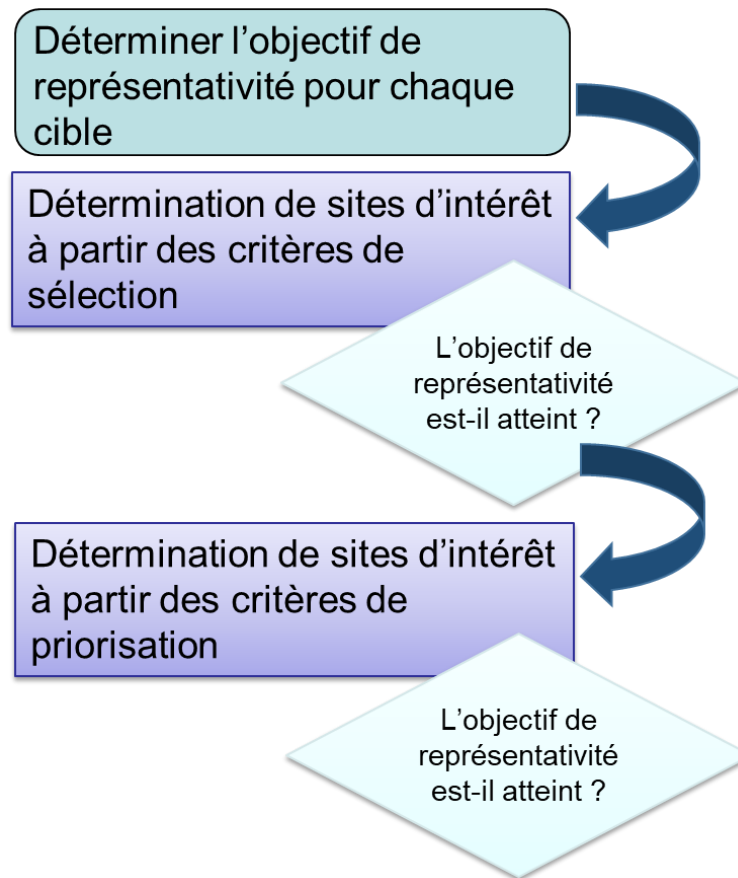


Figure 7. Schéma illustrant la méthode pour déterminer les territoires d'intérêt pour la conservation

Par la suite, une analyse de priorisation des sites est faite sur certaines des cibles de conservation au moyen d'une analyse multicritère permettant de classer les sites selon leur rang de priorité pour la conservation de la biodiversité ou le maintien de fonctions écologiques. Tous les sites, incluant ceux ayant été sélectionnés, se voient attribuer un rang de priorité reflétant leur valeur de conservation. Cette priorisation est requise pour respecter l'objectif de représentativité si ce dernier n'a pas été atteint à l'étape de la sélection. Pour les fragments forestiers et les complexes de milieux humides, dans les cas où le seuil de 20 % de représentativité n'est pas atteint par l'analyse de sélection, les sites restants sont retenus par ordre décroissant de leur valeur de conservation afin de combler les carences concernant les objectifs de représentation des regroupements de types écologiques/groupements d'essences et des types de milieux humides jusqu'à l'atteinte du seuil de 20 %.

Les analyses de sélection et de priorisation sont réalisées séparément pour chacune des cibles en fonction des unités de références spatiales qui traduisent le mieux les réalités écologiques et les divergences régionales. Enfin, seules les parcelles d'habitats retenues comme unité d'analyse (p. ex., les fragments forestiers de 10 ha et plus) sont considérées dans les analyses de sélection et de priorisation (voir la section 13).

12.1. Analyse de sélection

Les critères de sélection servent à sélectionner les sites qui présentent une haute importance pour la conservation. Certains de ces critères seront appliqués à toutes les cibles de conservation, d'autres ne s'appliquent qu'à une seule cible. Le tableau 6 indique les critères de sélection retenus pour chaque cible de conservation du filtre grossier.

Aussi, considérant que les connaissances actuelles sur les occurrences à haute valeur de conservation des milieux aquatiques sont très variables selon les rivières recensées, ces informations ont été intégrées dans les éléments à considérer dans le filtre fin et n'ont pas fait l'objet d'analyses de sélection.

Tableau 6. Critères de sélection retenus pour les milieux forestiers, les milieux humides et les friches

Critère de sélection	Source	Milieux forestiers	Milieux humides	Friches
Aires protégées publiques et privées	MELCC, ECCC	X	X	X
Écosystèmes forestiers exceptionnels	MFFP	X	X	
Occurrences floristiques à haute valeur de conservation	MELCC	X	X	X
Occurrences fauniques à haute valeur de conservation	MFFP, ECCC	X	X	X
Irremplaçabilité (C-Plan)	Analyses	X	X	

- Aires protégées publiques et privées : parcelles d'habitats situées en tout ou en partie dans des aires protégées inscrites au Registre des aires protégées au Québec (sauf les habitats fauniques désignés; en date de janvier 2017) (MELCC, 2018) ou inscrites au Répertoire des sites de conservation volontaire du Québec sur lesquelles des mesures de conservation s'appliquent (p. ex., plein titre et servitude perpétuelle; en date de septembre 2017; RMN, 2020) (figure 8), ou contiguës à ces aires protégées. Au total, 234 sites extraits du Registre des aires protégées au Québec et 463 sites où une mesure de conservation en terres privées est en vigueur qui sont situés dans le territoire d'étude ou contigu à celui-ci ont été retenus pour la sélection (tableau 7; annexe B). Mentionnons, à titre d'exemple, le parc national du Mont-Saint-Bruno, le Refuge d'oiseaux migrateurs du Mont-Saint-Hilaire et la réserve écologique du Micocoulier, extraits du Registre des aires protégées, et les milieux naturels de conservation volontaire du boisé Châteauguay-Léry et celui de la Baie Lavallière, extraits du Répertoire des sites de conservation volontaire du Québec. À noter qu'il est possible qu'une même réserve naturelle ou un même milieu naturel de conservation volontaire soit répertorié dans les deux bases de données; un travail est en cours afin d'harmoniser ces informations.

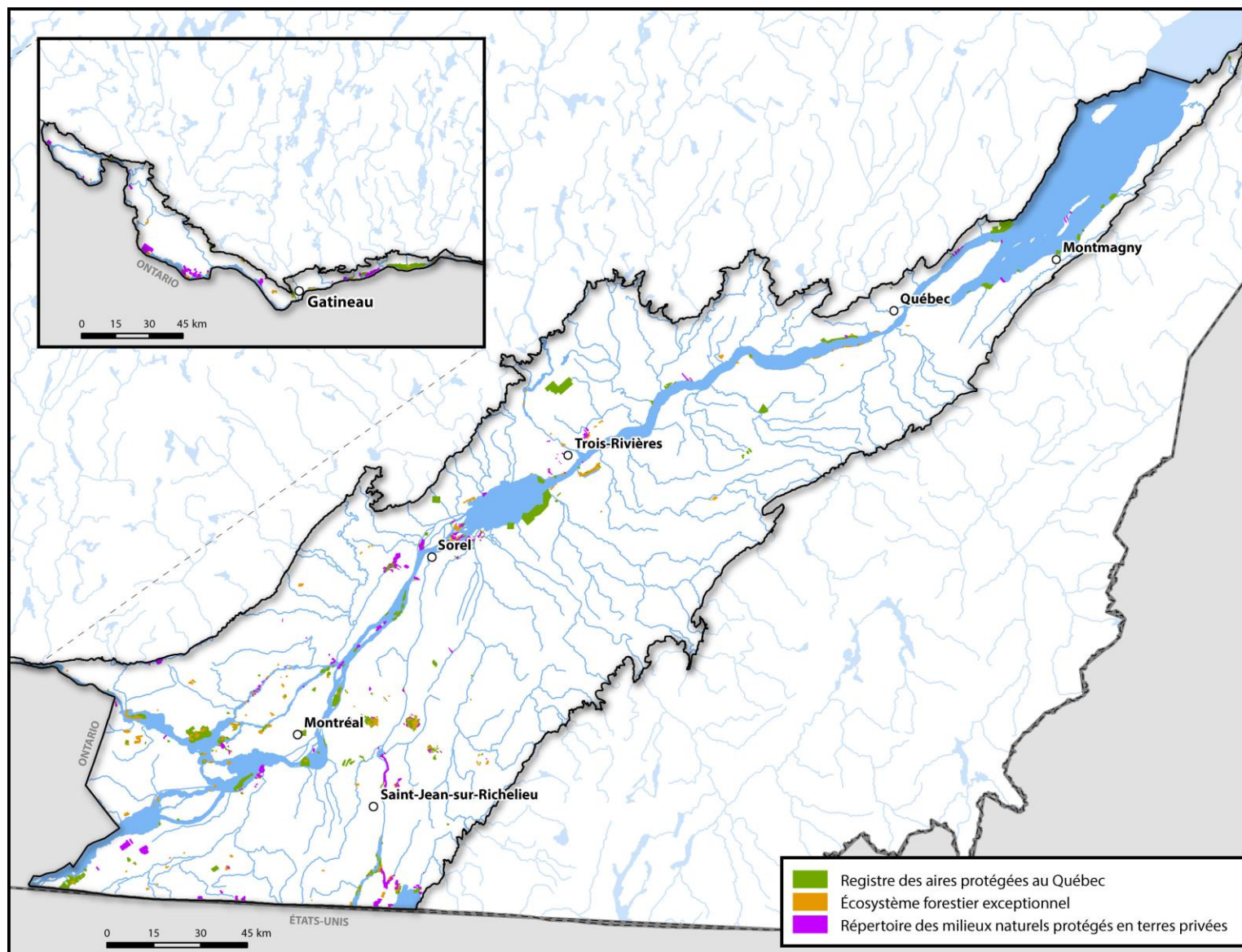


Figure 8. Localisation des aires protégées publiques et privées (mesures de conservation) et des écosystèmes forestiers exceptionnels présents dans le territoire d'étude

Tableau 7. Types d'aires protégées retenus pour la sélection des parcelles d'habitat

Source	Responsable	Type d'aire protégée	Nombre de sites
Registre des aires protégées au Québec	Gouvernement fédéral	Réserve nationale de faune	4
		Refuge d'oiseaux migrateurs	12
		Parc de la Commission de la capitale nationale	1
	Gouvernement provincial	Parc national	4
		Réserve écologique	17
		Réserve de biodiversité	1
		Refuge faunique	4
		Habitat d'une espèce floristique menacée ou vulnérable	18
		Réserve naturelle	80
		Milieu naturel de conservation volontaire	93
Répertoire des sites de conservation volontaire du Québec	Privé	Milieu naturel de conservation volontaire	463

- Écosystèmes forestiers exceptionnels : parcelles d'habitats situées en tout ou en partie dans des écosystèmes forestiers exceptionnels rares et anciens, validés et situés en terres publiques et privées, ou contiguës à ceux-ci (n=206; en date de janvier 2016) (figure 8). Le MFFP reconnaît trois types d'écosystèmes forestiers exceptionnels (EFE) au Québec : la forêt rare, la forêt ancienne et la forêt refuge (Groupe de travail sur les écosystèmes forestiers exceptionnels, 1997). Ces écosystèmes contribuent à maintenir la diversité des espèces qui caractérise la forêt du sud du Québec. Sur les terres publiques, les EFE bénéficient d'une protection légale de la *Loi sur les forêts*, mais ce n'est pas le cas sur les terres privées où se trouve la très grande majorité des EFE dans les Basses-terres du Saint-Laurent. Pour les analyses de l'Atlas, seuls les EFE rares et anciens ont été considérés puisque les forêts refuges sont déjà prises en compte avec les occurrences floristiques à haute valeur de conservation.
- Sites d'espèces floristiques à haute valeur de conservation : parcelles d'habitats où se situent des points d'observation de précision S (150 m) associés aux occurrences floristiques du CDPNQ ayant un rang de priorité détaillé de 1 à 9 et de 14 à 23, tel qu'il est décrit dans l'annexe C. Dans le cas des occurrences uniques au Québec, les occurrences de précision M (1,5 km) et G (8 km) ont aussi été considérées. Au total, ce sont 605 occurrences associées à 162 espèces qui ont été retenues (annexe D). Les polygones d'habitats essentiels des espèces de plantes en péril publiés sur le registre public de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP; <http://www.registrelep.gc.ca/>) en date de décembre 2016 sont aussi retenus comme un critère de sélection (figure 9).

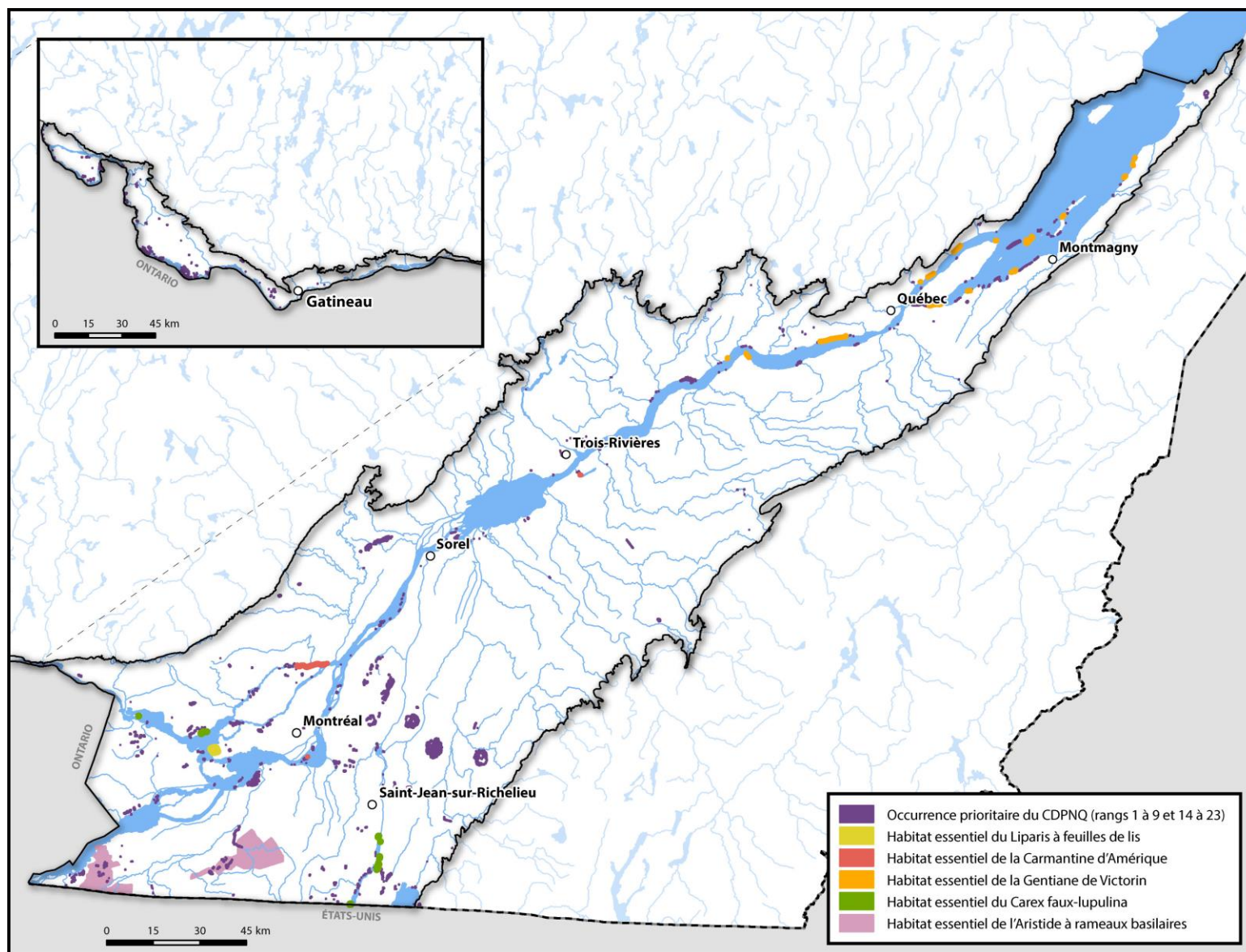


Figure 9. Localisation des occurrences floristiques à haute valeur de conservation (habitats essentiels et occurrences prioritaires) (Certaines données ne sont pas illustrées en raison de leur diffusion publique limitée.)

Les points d'observation et les habitats essentiels ont été projetés sur la cartographie détaillée de l'occupation du sol (ECCC et MDDELCC, 2018) et seules les parcelles d'habitats associées aux habitats préférentiels des espèces ont été retenues suivant un jugement d'experts (Emmanuelle Fay, ECCC-SCF; Jacques Labrecque, MELCC; Louise Gratton, novembre 2017). Les classes générales d'habitat retenues pour chaque espèce sont les suivantes :

- Aristide à rameaux basilaires (*Aristida basiramea*) – sol dénudé, gravière/sablière;
 - Carex faux-lupulina (*Carex lupuliformis*) – marais, marécage, milieu lotique;
 - Gentiane de Victorin (*Gentianopsis virgata* ssp. *victorinii*) – eau peu profonde, marais, milieu lotique, prairie humide, sol dénudé;
 - Carmantine d'Amérique (*Justicia americana*) – eau peu profonde, marais, milieu lotique, prairie humide;
 - Liparis à feuilles de lis (*Liparis liliifolia*) – marécage, peuplement mixte, peuplement feuillu;
 - Ginseng à cinq folioles (*Panax quinquefolius*) – peuplement feuillu, peuplement mixte.
-
- Sites d'espèces fauniques à haute valeur de conservation : parcelles d'habitats où se situent les points d'observation, occurrences et habitats essentiels désignés associés aux espèces ayant une désignation légale élevée au Canada (en voie de disparition, menacée) et au Québec (menacée, vulnérable). Ce sont donc des observations d'espèces aviaires, d'amphibiens et de reptiles qui ont été retenues (aucune observation de mammifères). Les occurrences de précision S¹⁵ et de viabilité A à E¹⁶ ont été retenues (figure 10; tableau 8). Une comparaison des habitats essentiels désignés et affichés dans le registre public de la LEP (en date de novembre 2016) avec les données ponctuelles retenues dans chaque base de données sur les espèces fauniques a permis de déterminer les données pertinentes à retenir pour les analyses de sélection et de priorisation. Et ce, parce que certaines observations récentes peuvent être manquantes dans les bases de données sources et parce que les habitats essentiels de plusieurs espèces ont été revus dernièrement. Les habitats essentiels de la tortue musquée n'ont pas été retenus comme critère de sélection puisque cette espèce est maintenant désignée préoccupante suivant la réévaluation de son statut en 2012.

Les données suivantes ont été retenues pour la sélection en fonction des avis d'experts : herpétofaune, Sylvain Giguère, ECCC-SCF, mai 2017; oiseaux, Josée Tardif, ECCC-SCF, juin 2017.

¹⁵ Les niveaux de précision sont : S, à 150 m près, M, à 1,5 km près, et G, à 8 km près.

¹⁶ Les cotes de viabilité des occurrences sont : A, excellente, B, bonne, C, passable, D, faible, et E, à déterminer (Tardif et collab., 2016).

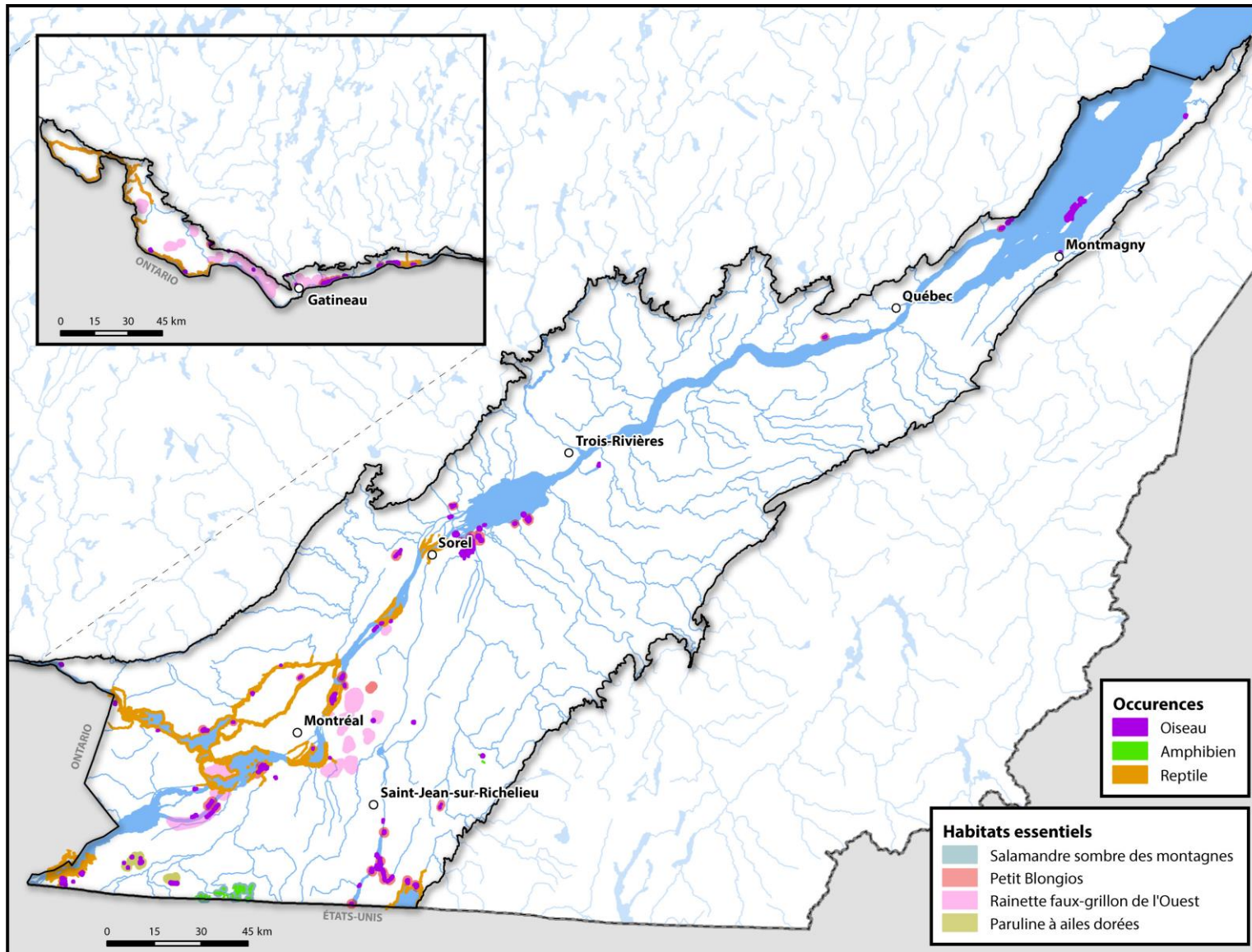


Figure 10. Localisation des sites d'espèces fauniques à haute valeur de conservation (habitats essentiels et occurrences prioritaires) (Certaines données ne sont pas illustrées en raison de leur diffusion publique limitée.)

Tableau 8. Source des données fauniques retenues pour les analyses de sélection

Groupe taxinomique	Espèce	Points/ occurrences	Habitat essentiel
Amphibien	Rainette faux-grillon de l'Ouest		X
Amphibien	Salamandre pourpre	BORAQ*	
Amphibien	Salamandre sombre des montagnes	BORAQ	X
Reptile	Tortue des bois	CDPNQ	X
Reptile	Tortue géographique	CDPNQ**	
Reptile	Tortue mouchetée		X
Reptile	Tortue-molle à épines		X
Oiseau	Paruline azurée	CDPNQ	
Oiseau	Râle jaune	CDPNQ	
Oiseau	Petit blongios	CDPNQ	X
Oiseau	Paruline à ailes dorées	CDPNQ	X

* BORAQ : Banque d'observations sur les reptiles et amphibiens du Québec

** Seules les occurrences qui présentent une cote de viabilité A ou B

Tout comme pour la flore, les points d'observation, les occurrences et les habitats essentiels ont été projetés sur la cartographie détaillée de l'occupation du sol (ECCC et MDDELCC, 2018) et seules les parcelles d'habitat associées aux habitats préférentiels des espèces ont été retenues suivant un jugement d'experts. Les classes générales d'habitat retenues pour chaque espèce sont les suivantes :

- Rainette faux-grillon de l'Ouest (*Pseudacris triseriata*) – culture pérenne, tourbière, prairie humide, plantation, peuplement résineux, peuplement feuillu, peuplement mixte, non cultivé, milieu lentique, marais, marécage, eau peu profonde, friche, milieu arbustif;
- Salamandre pourpre (*Gyrinophilus porphyriticus*) – plantation, peuplement résineux, peuplement feuillu, peuplement mixte, milieu lotique;
- Salamandre sombre des montagnes (*Desmognathus ochrophaeus*) – tourbière, plantation, peuplement résineux, peuplement feuillu, peuplement mixte, milieu lotique;
- Tortue des bois (*Glyptemys insculpta*) – tourbière, sol dénudé, prairie humide, plantation, peuplement perturbé, peuplement feuillu, peuplement mixte, non cultivé, milieu lotique, milieu lentique, marais, marécage, eau peu profonde, friche, milieu arbustif;
- Tortue géographique (*Graptemys geographica*) – tourbière, sol dénudé, prairie humide, peuplement feuillu, peuplement mixte, milieu lotique, milieu lentique, marais, marécage, eau peu profonde;
- Tortue mouchetée (*Emydoidea blandingii*) – tourbière, sol dénudé, prairie humide, peuplement feuillu, peuplement mixte, milieu lotique, milieu lentique, marais, marécage, eau peu profonde, friche, milieu arbustif;

- Tortue molle à épines (*Apalone spinifera*) – tourbière, sol dénudé, prairie humide, peuplement feuillu, peuplement mixte, milieu lotique, milieu lentique, marais, marécage, eau peu profonde;
 - Paruline azurée (*Dendroica cerulea*) – peuplement feuillu, marécage;
 - Râle jaune (*Coturnicops noveboracensis*) – eau peu profonde, marais, prairie humide;
 - Petit blongios (*Ixobrychus exilis*) – eau peu profonde, marais, marécage, prairie humide, tourbière;
 - Paruline à ailes dorées (*Vermivora chrysoptera*) – friche, milieu arbustif, peuplement feuillu, peuplement mixte, peuplement résineux, marécage, tourbière.
- Irremplaçabilité des fragments forestiers et des milieux humides (C-Plan) : un indice permettant de mesurer la représentativité des parcelles d’habitat dans une unité spatiale de référence peut être calculé avec le logiciel C-Plan. Cet indice est attribué à chaque parcelle d’habitats en fonction de sa superficie relativement à la superficie totale de cette classe d’habitat dans l’unité spatiale de référence. Dans le projet actuel, la représentativité sera calculée dans chacun des contextes de mise en place (régionaux) et une parcelle d’habitats qui hébergera le seul représentant d’une classe d’habitat donnée dans un contexte de mise en place (régional) donné aura une valeur de 1 et sera sélectionnée.

12.2. Analyse de priorisation

Une analyse de priorisation multicritère a été réalisée sur l’ensemble des parcelles d’habitats. Pour chaque cible, plusieurs critères permettant de caractériser les parcelles d’habitats ont été utilisés pour calculer une valeur relative illustrant leur rang de priorité pour la conservation de la biodiversité ou le maintien de fonctions écologiques.

Dans les cas où les analyses de sélection n’avaient pas permis de retenir suffisamment de parcelles pour atteindre l’objectif de représentativité de 20 % pour chaque type d’écosystème dans une unité de spatiale de référence, une analyse de priorisation des parcelles restantes a permis de déterminer celles dont la valeur de conservation était la plus élevée et de les choisir en ordre prioritaire jusqu’à l’atteinte du seuil minimal de 20 % de représentativité.

La méthode pour calculer le rang de priorisation a varié en fonction des critères choisis et des objectifs propres à chaque cible de conservation. La sélection des critères de priorisation et les méthodes retenues pour les calculs sont largement basées sur une analyse des méthodologies de priorisation des milieux naturels qui ont été utilisées entre 2000 et 2016 au Québec (Lebel, 2013; Dupont-Hébert, 2017) et sur la littérature scientifique existante.

De façon générale, les différentes étapes permettant d’attribuer un rang de priorité à chaque parcelle d’habitats sont :

- Détermination de critères de priorisation;
- Calcul de la valeur de chaque critère de priorisation;
- Validation des critères à l’aide de matrices de corrélation;

- Calcul de la valeur normalisée de chaque critère de priorisation;
- Assignation des critères de priorisation à deux catégories, soit les critères principaux et les secondaires;
- Somme des valeurs normalisées des critères principaux;
- Détermination de classes de priorité principales (bris naturels);
- Attribution d'un rang de priorité principale;
- Somme des valeurs normalisées des critères secondaires;
- Détermination de classes de priorité secondaires (bris naturels);
- Attribution d'un rang de priorité secondaire.

La détermination de critères secondaires de priorisation permet une priorisation plus fine des parcelles d'habitats à l'intérieur de chacune des classes de priorité principales. On présume donc que dans les cas où les différences de valeurs en ce qui concerne les critères principaux sont relativement mineures, des différences dans les critères secondaires peuvent jouer un rôle important dans la conservation de la biodiversité et la fonctionnalité des écosystèmes. Les critères de priorisation assignés aux classes de critères principaux et secondaires ont varié quelque peu en fonction des cibles de conservation. Ce processus d'attribution des rangs de priorité principale et secondaire est illustré à la figure 11.

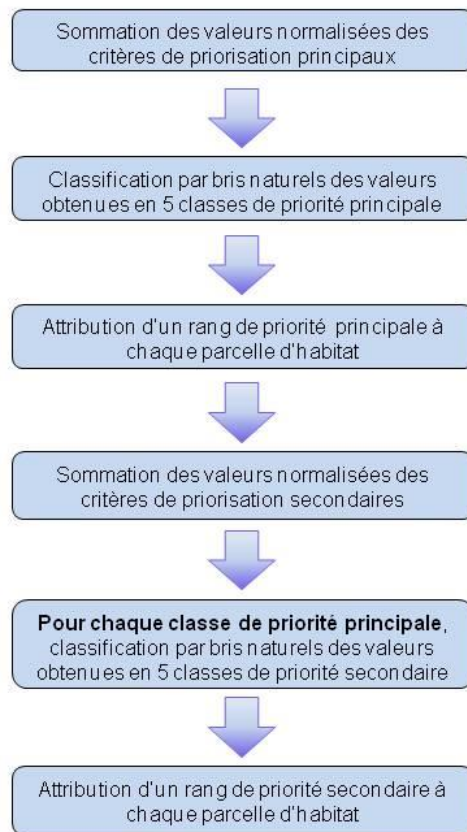


Figure 11. Processus d'attribution des rangs de priorité principale et secondaire aux parcelles d'habitats

13. Analyse des données des cibles de conservation du filtre grossier

Les sections qui suivent présentent le traitement des données relatives à chaque cible de conservation du filtre grossier quant aux objectifs poursuivis, la détermination des unités d'analyse, le choix des critères de priorisation et les méthodes de calculs retenues.

13.1. Milieux forestiers

L'analyse des milieux forestiers des Basses-terres du Saint-Laurent avait comme objectif de déterminer les fragments forestiers qui, premièrement, possèdent la plus haute valeur de conservation et, deuxièmement, sont représentatifs de la diversité des types écologiques et des peuplements forestiers qui leur sont associés.

13.1.1. Unité d'analyse et traitement des données

Étant donné que les forêts des Basses-terres du Saint-Laurent sont très fragmentées (Bélanger et Grenier, 2002) et forment souvent de petits îlots boisés, il a été convenu de choisir comme unité d'analyse une superficie minimale susceptible d'assurer la conservation de communautés d'essences tempérées feuillues. Cette aire minimale correspond à la plus petite superficie capable d'entretenir un régime des perturbations naturelles récurrentes (trouées) favorables à la régénération d'essences forestières de feuillus tolérants. Cette taille minimale a été estimée à 10 ha par Gratton et Nantel (1999). Cette unité d'analyse, ou fragment forestier, se définit donc comme une portion de matrice forestière de 10 ha et plus non fragmentée par des éléments anthropiques (zones urbanisées ou utilisées à des fins agricoles, chemins verbalisés, voies ferrées, lignes à haute tension) ou des polygones d'eau libre (lacs, rivières). Les portions de matrice forestière reliées entre elles par des milieux humides non exploités ou des cours d'eau non représentés par un polygone d'eau libre ont été considérées comme un seul fragment. Les exploitations acéricoles et les friches ne faisant pas l'objet de coupes périodiques n'ont pas été considérées comme des éléments de fragmentation.

L'unité spatiale de référence pour les fragments forestiers est le contexte de mise en place régional. Le tableau 9 présente le nombre et les superficies des fragments forestiers de 10 ha et plus présents dans chaque contexte. Il prend notamment en compte l'ensemble des fragments situés entièrement dans les Basses-terres du Saint-Laurent. À cette première série de fragments se sont ajoutés les fragments qui chevauchent les limites des Basses-terres du Saint-Laurent et celles des Appalaches ou des Laurentides, et ce, que la majeure partie de ces fragments ait été ou non située au sein des Basses-terres du Saint-Laurent. Seule la superficie de ces fragments qui était située dans les Basses-terres du Saint-Laurent a été considérée dans la compilation des statistiques du tableau 9.

Tableau 9. Caractéristiques des fragments forestiers dans chaque contexte de mise en place régional

Contexte de mise en place régional	Nombre	Superficie (ha)					% de couvert forestier**
		Moyenne	Écart-type	Quartile (1 ^{er} et 3 ^e)	Minimum*	Maximum	
1A_a_B01	622	143,0	264,9	18,1; 162,1	0,7	3 584,3	43,2
1A_a_B02	20	500,4	701,1	37,3; 828,1	11,9	2 777,3	91,5
1A_p_B01	732	55,7	171,8	14,3; 44,5	0,4	3 116,7	12,1
1A_p_B02	144	78,5	237,3	15,8; 58,5	0,5	2 640,5	17,9
3DB_B01	66	82,0	105,3	18,2; 97,4	9,9	534,5	44,0
3DB_B02	495	185,5	370,3	17,7; 185,6	0,9	3 239,5	46,0
3DB_B03	74	197,6	294,3	22,2; 230,2	3,7	1 487,3	45,9
3FA_B01	106	40,7	45,5	14,3; 41,7	10,1	227,2	7,2
3FA_B02	5	217,0	241,3	23,2; 465,3	11,9	555,4	60,5
3FB_B01	150	109,5	203,1	17,8; 83,6	10,2	1 001,4	15,9
3FB_B02	37	73,1	116,7	15,1; 76,2	10,2	535,9	9,5
3FB_B03	197	139,0	286,7	16,8; 137,9	0,0	2 118,6	45,1
3M_B01	295	109,0	246,6	16,8; 81,4	1,0	2 782,4	29,6
3M_B02	86	123,3	250,8	16,5; 82,2	10,2	1 532,3	29,6
5A_B01	1 055	53,3	93,7	14,5; 50,1	0,3	1 614,5	8,4
5A_B02	459	81,1	154,3	16,1; 76,3	0,04	1 408,5	21,4
5A_B03	416	60,2	122,6	13,5; 56,2	0,03	1 422,4	24,2
5S_B01	371	121,6	218,6	19,1; 111,1	2,5	1 739,7	35,8
5S_B02	648	216,3	747,1	19,1; 157,4	0,9	15 751,3	37,7
6D_B02	402	83,4	165,3	13,6; 77,2	0,1	1462,9	20,1
Total	6 380	108,9	317,8	15,6; 84,8	0,0	15 751,3	24,2

* Les superficies minimales inférieures à 10 ha sont celles de fragments forestiers qui chevauchent les limites de l'aire d'étude.

** Ce pourcentage n'inclut pas les boisés d'une superficie inférieure à 10 ha.

On compte 6 380 fragments forestiers de plus de 10 ha situés totalement ou en partie dans les Basses-terres du Saint-Laurent (figure 12). La superficie de ces fragments forestiers s'étend de 0 à 15 751 ha. À noter que deux fragments forestiers situés sur la rive ontarienne de la rivière des Outaouais sont retenus dans la base de données puisqu'ils abritent une partie d'une occurrence de tortue géographique dont le polygone touche à la portion québécoise des Basses-terres du Saint-Laurent; les statistiques relatives à ces deux fragments n'ont toutefois pas été considérées dans les résultats. De plus, les superficies minimales inférieures à 10 ha figurant dans ce tableau sont celles de fragments forestiers qui chevauchent les limites de l'aire d'étude puisque les superficies ont été compilées en considérant seulement la portion des fragments située dans les Basses-terres du Saint-Laurent. La superficie moyenne des fragments était de 109 ha.

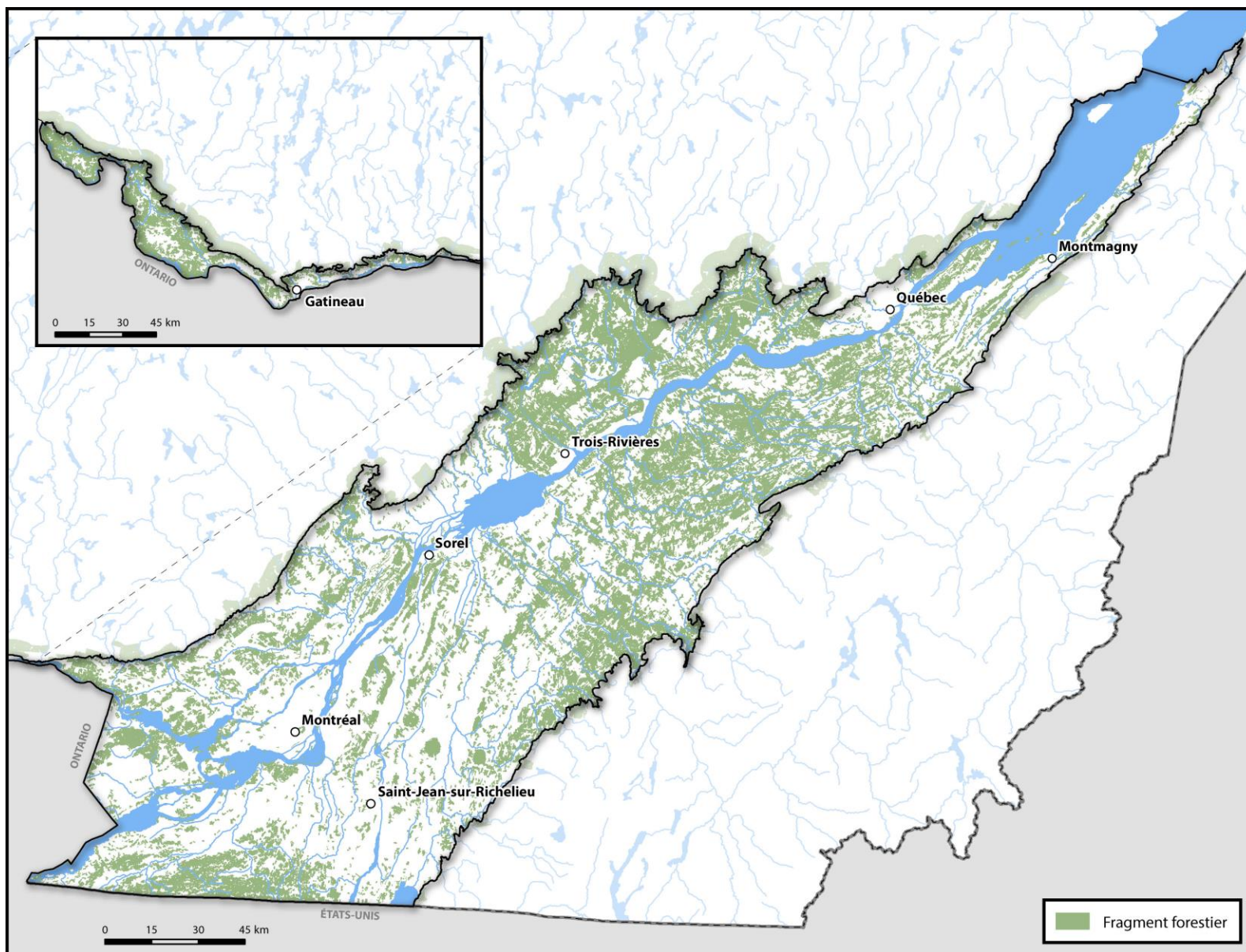


Figure 12. Répartition des fragments forestiers de 10 ha et plus dans les Basses-terres du Saint-Laurent

On constate que le pourcentage d'occupation des boisés de 10 ha et plus au sein de plus de la moitié des contextes de mise en place régionaux est en deçà du seuil de 30 % qui est recommandé pour maintenir un assemblage complet d'espèces associées aux écosystèmes forestiers (Andrén, 1994; Fahrig, 1997). Dans l'ensemble des Basses-terres du Saint-Laurent, les boisés de 10 ha et plus couvrent également moins de 30 % du territoire, soit 24,2 %. Bien que ces pourcentages ne tiennent pas compte des boisés de moins de 10 ha, ces chiffres illustrent bien l'important morcellement du couvert forestier dans le territoire d'étude. Par ailleurs, de ces 6 380 fragments, seulement 287 couvrent plus de 500 ha, 87 couvrent plus de 1 000 ha et un seul, celui de la Seigneurie de Joly, couvre plus de 5 000 ha. La valeur du premier quartile de la distribution des superficies, quant à elle, dépasse d'à peine 6 ha la superficie minimum utilisée pour définir les fragments forestiers, alors que la valeur du troisième quartile est inférieure à 100 ha.

De manière générale, les données du tableau 9 reflètent l'influence des contextes de mise en place régionaux sur l'occupation du territoire avec les superficies moyennes les plus faibles dans les contextes de mise en place 1A_p_B01, 1A_p_B02 et 5A_B01 dont le relief plat et les sols (sable silteux à argileux et argile marine) ont favorisé une agriculture intensive. Dans la Plaine du haut Saint-Laurent (B01), ceci correspond aux terres situées de part et d'autre de la vallée de la rivière Richelieu ainsi qu'à la grande région métropolitaine de Montréal et de Laval, incluant une bonne partie des couronnes nord et sud de cette région. Dans cette portion des Basses-terres du Saint-Laurent, se démarquent notamment les collines montréalaises et le boisé du Fer-à-cheval, situé au nord du mont Saint-Bruno.

L'occupation du territoire est nettement plus prononcée dans la Plaine du haut Saint-Laurent (B01) par rapport à celle de la Plaine du moyen Saint-Laurent (B02). Au sein de cette dernière, moins propice à l'agriculture industrielle, le couvert forestier est nettement plus présent. Font exception la région métropolitaine de Québec et les régions riveraines bordant la rive sud du Saint-Laurent, où la population se concentre. Dans la région naturelle de la Plaine d'Ottawa (B03), le contexte marin d'eau calme (5A) se caractérise par un couvert forestier beaucoup moins important que celui des contextes deltaïque (3DB) et fluvial subactuel (3FB). Cette différence marquée s'explique par la présence de la région urbaine de Gatineau et la proportion substantielle de terrains agricoles qu'on retrouve au sein du contexte 5A.

13.1.2. Classification des polygones forestiers

Pour simplifier le traitement des données, plus particulièrement pour le calcul des critères de diversité et d'irremplaçabilité, une classification des polygones forestiers qui tient compte à la fois de la végétation actuelle (peuplements forestiers) et du type écologique attribué à chacun de ces polygones a été produite. Cette classification a été effectuée sur la base des caractéristiques suivantes : le drainage, les conditions trophiques (pour les peuplements sur tourbe), l'origine et le stade de développement des peuplements, la végétation potentielle et la végétation actuelle. Ces regroupements, lorsqu'appliqués à la couche d'occupation du sol d'Environnement Canada, ont permis d'attribuer une classification détaillée à 164 710 enregistrements. De ces 164 710 enregistrements, 16 504 ont été classifiés comme stade 2, 16 862, comme stade 3, et

131 344, comme stade 4 et 5. Cette classification a donc permis de regrouper les quelque 160 000 polygones extraits des cartes écoforestières pour l'aire d'étude en 399 regroupements de types écologiques/groupements d'essences (Villeneuve et collab., en préparation).

13.1.3. Priorisation des fragments forestiers

Bien que l'ensemble des fragments forestiers ait été considéré dans l'analyse de sélection, le calcul des critères de priorisation n'a été fait que pour les fragments forestiers situés en totalité dans les limites de l'aire d'étude ou dont la majeure partie de la superficie y était située. Comme mentionné précédemment, la contribution des fragments forestiers sélectionnés à l'atteinte des objectifs de représentativité a d'abord été calculée dans chaque contexte de mise en place régional. Dans les cas où le seuil de 20 % de représentativité n'était pas atteint, les fragments forestiers restants ont par la suite été analysés par ordre décroissant de leur valeur de conservation et les fragments pouvant combler les carences concernant les objectifs de représentation des regroupements de types écologiques/groupements d'essences ont été retenus jusqu'à l'atteinte du seuil souhaité de 20 %.

L'objectif de représentativité a été majoré à 40 % pour certains regroupements de types écologiques/regroupements d'essences peu communs. Cette rareté relative peut être en partie naturelle, mais elle a été accentuée, dans la majorité des cas, par l'impact des activités humaines. Bien que ces regroupements ne soient pas dans la majorité des cas irremplaçables, leur rareté relative et le fait qu'ils soient associés dans de nombreux cas à des conditions biophysiques particulières ont motivé, sur la base du principe de précaution, cette décision. À titre d'exemple, on peut citer les végétations potentielles d'ormaise à frêne noir dominées par l'érable argenté sur site hydrique, les végétations potentielles de chênaie rouge dominées par le chêne rouge sur site xérique ou encore les végétations potentielles de pinède blanche et rouge dominées par le pin blanc sur site mésique ou subhydrique.

Pour calculer la valeur de conservation de chaque fragment forestier, les valeurs brutes et normalisées ont d'abord été calculées pour chaque critère de priorisation principal et secondaire figurant au tableau 10 pour chacun des contextes de mise en place régionaux. Ces valeurs normalisées ont ensuite été additionnées afin de former, sur la base de cette sommation, des classes de priorité principales en utilisant la méthode des bris naturels (cinq classes). À l'intérieur de chacune de ces classes de priorité principales, la sommation des valeurs normalisées des critères secondaires pour chaque fragment a ensuite été effectuée afin de former des classes de priorité secondaire suivant la méthode des bris naturels (cinq classes). Deux critères principaux et quatre critères secondaires ont été retenus (tableau 10).

Des analyses de corrélation de Pearson ont été faites pour chaque paire de critères et dans chaque contexte de mise en place régional afin de déterminer si certains de ces critères étaient redondants. Aucune paire de critères n'était fortement corrélée ($r > 0,7$) dans l'ensemble des contextes de mise en place régionaux, si bien que tous les critères principaux et secondaires ont été retenus dans les analyses multicritères.

Tableau 10. Critères principaux et secondaires retenus pour la priorisation des fragments forestiers dans les Basses-terres du Saint-Laurent

Critères de priorisation principaux	Superficie de forêts d'intérieur
	Indice de proximité
Critères de priorisation secondaires	Proportion de forêts matures
	Forme des fragments
	Diversité des types écologiques/groupements d'essences
	Présence de milieux humides et riverains

13.1.3.1. Superficie de forêts d'intérieur

La superficie de forêts d'intérieur a été calculée en retranchant, à chaque fragment forestier, les 100 premiers mètres de forêt situés en périphérie. Selon Harper et ses collaborateurs (2005), l'altération du microclimat d'un fragment forestier due à l'effet de bordure est ressentie jusqu'à une distance moyenne de 100 m à l'intérieur du fragment, ce qui occasionne à la fois un accroissement des dommages liés aux vents, une augmentation du taux de mortalité des semences et une modification de la composition floristique du sous-bois. Cette distance semble également influencer la sélection de sites de nidification par les espèces d'oiseaux de lisière et d'intérieur (Sandilands et Hounsell, 1994).

13.1.3.2. Indice de proximité

L'indice de proximité prend en compte, pour chaque fragment analysé, la distance et la superficie des autres fragments forestiers situés à une distance maximale de 1 km du fragment analysé (McGarigal et Marks, 1995). La formule suivante a été utilisée :

$$\text{Prox} = \sum_{i=1}^s \frac{\text{superficie (en m}^2\text{) du fragment } i}{(\text{distance, en mètre, entre le fragment } i \text{ et le fragment analysé})^2}$$

Où :

Prox = valeur de l'indice de proximité du fragment analysé

s = nombre de fragments forestiers situés à une distance maximale de 1 km du fragment analysé, cette distance étant calculée depuis la périphérie des fragments forestiers

La distance de 1 km est associée à la limite supérieure du seuil de dispersion pour plusieurs espèces de petits mammifères ainsi que d'oiseaux de petite et de moyenne taille (McCabe, 1947; Ostfeld et Manson, 1996; Tittler et collab., 2009).

13.1.3.3. Proportion de forêts matures

Les données du SIEF ont servi à calculer le pourcentage de forêts matures au sein de chacun des fragments. Les peuplements forestiers répondant aux critères suivants ont été considérés comme des forêts matures :

- Peuplements feuillus ou mixtes à dominance feuillue – vieux inéquiens, vieux irréguliers et peuplements de structure étagée dont l'étage principal appartient à la classe d'âge de 90 ans ou plus;
- Peuplements résineux ou mixtes à dominance résineuse avec, comme essence principale, le sapin baumier, le pin rouge, le pin gris ou le pin rigide et appartenant à la classe d'âge de 70 ans et plus;
- Peuplements résineux ou peuplements mixtes à dominance résineuse n'ayant pas comme essence principale le sapin baumier, le pin rouge, le pin gris ou le pin rigide et appartenant à la classe d'âge de 90 ans et plus.

13.1.3.4. Forme du fragment

Le critère de forme du fragment vise à comparer la superficie et le périmètre respectif de chacun des fragments forestiers, l'objectif étant de favoriser la sélection de fragments qui possèdent, proportionnellement à leur superficie, la longueur de périmètre la plus petite possible (McGarigal et Marks, 1995). La formule suivante a été utilisée :

$$PER = [(PER_{\text{cercle}}/SUP_{\text{cercle}})/(PER_{\text{fragment}}/SUP_{\text{fragment}})]$$

Où :

PER = valeur de l'indice de forme du fragment analysé

PER_{cercle} = périmètre (m) d'un cercle d'une superficie équivalente à celle du fragment analysé

SUP_{cercle} = superficie (m²) d'un cercle d'une superficie équivalente à celle du fragment analysé

PER_{fragment} = périmètre (m) du fragment analysé

SUP_{fragment} = superficie (m²) du fragment analysé

Dans le cas d'un fragment circulaire, cet indice a une valeur de 1. Plus la forme du fragment analysé s'éloigne de celle d'un cercle parfait, plus la valeur de cet indice diminue.

13.1.3.5. Diversité des types écologiques/groupements d'essences

Ce critère de diversité utilise l'indice de biodiversité de Shannon (McGarigal et Marks, 1995) en considérant chaque regroupement de types écologiques/groupements d'essences au sein du fragment analysé comme une entité distincte. La formule suivante a été utilisée :

$$H' = \sum_{i=1}^s (p_i) (\log_2 p_i)$$

Où :

- H' = valeur de l'indice de diversité des regroupements types écologiques/groupements d'essences du fragment analysé
- s = nombre des regroupements types écologiques/groupements d'essences présents au sein du fragment analysé
- p_i = proportion couverte par le regroupement de types écologiques/groupements d'essences i au sein du fragment analysé

Les valeurs de diversité les plus élevées sont attribuées aux fragments qui abritent un grand nombre de regroupements occupant des superficies relativement similaires. Les fragments présentant un nombre restreint de regroupements avec une prédominance marquée d'un des regroupements par rapport aux autres sur le plan de la superficie ont une valeur plus basse.

13.1.3.6. Présence de milieux humides et riverains

Le critère de présence de milieux humides et riverains est calculé en divisant la longueur (km) de bordure de milieux humides et riverains présents au sein du fragment par sa superficie (ha). La présence de milieux riverains augmente la diversité et la productivité biologique des fragments forestiers (Environnement Canada, 2013a).

Pour les fragments forestiers bordés par un cours d'eau ou un milieu humide, c'est la longueur du tronçon du cours d'eau ou du milieu humide bordant le fragment qui a été comptabilisé. Dans le cas des fragments forestiers disséqués totalement ou partiellement par un cours d'eau, la longueur du cours d'eau a été multipliée par deux pour tenir compte des deux rives du cours d'eau. Enfin, la longueur du périmètre des étendues d'eau ou des milieux humides complètement inclus au sein d'un fragment a aussi été comptabilisée.

13.1.4. Fragments forestiers chevauchant les limites des Basses-terres du Saint-Laurent

Pour les fragments forestiers qui chevauchent les limites des Basses-terres du Saint-Laurent et s'étendent dans les provinces naturelles périphériques (Laurentides méridionales et centrales, Appalaches, Adirondacks), le traitement des données a dû être ajusté. Tous les fragments forestiers ont été considérés lors de l'analyse de sélection sans considération du chevauchement.

Dans l'analyse de priorisation pour les fragments situés en majeure partie à l'intérieur des Basses-terres du Saint-Laurent, les valeurs des critères de superficie de forêts d'intérieur, de proximité, de présence de milieux riverains et de forme du fragment ont été calculées en considérant l'ensemble du fragment forestier dans une zone tampon pouvant aller jusqu'à 5,1 km au-delà des limites de l'aire d'étude déterminée à partir de la cartographie générale de l'occupation du sol produite par le Ministère (MDDELCC, 2015a). À ce chapitre, il est possible

que la différence d'occupation du territoire entre les Basses-terres du Saint-Laurent et les provinces naturelles périphériques ait pu introduire un biais dans le calcul des critères des fragments qui chevauchent les Basses-terres du Saint-Laurent comparativement à ceux qui sont totalement inclus à l'intérieur de ces limites. Nous avons toutefois jugé, pour les critères précités, que l'inclusion de la portion située en dehors des Basses-terres du Saint-Laurent amènerait un biais moins grand que l'exclusion de cette même portion puisque, de par leur nature même, lesdits critères sont très étroitement liés à la configuration géométrique des fragments.

Pour les critères de diversité et de classe d'âge, les valeurs des critères de priorisation ont été calculées en ne considérant que la portion du fragment forestier située au sein des Basses-terres du Saint-Laurent. Pour ces deux derniers critères, en raison de la différence marquée des conditions biophysiques entre les Basses-terres du Saint-Laurent et les provinces naturelles périphériques, différence qui s'ajoutait à la différence d'occupation du territoire, nous avons jugé que l'inclusion de la portion située en dehors des Basses-terres du Saint-Laurent amènerait un biais plus grand que l'exclusion de cette même portion. De plus, le lien entre la valeur de ces deux derniers critères et la configuration géométrique des fragments n'est pas aussi direct que dans le cas des quatre critères précédemment cités. Aucun critère de priorisation n'a été calculé pour les fragments forestiers dont la majeure partie de la superficie était située à l'extérieur des Basses-terres du Saint-Laurent, ceci pour éviter notamment de prioriser des fragments forestiers situés en grande partie à l'extérieur de l'aire d'étude.

13.2. Milieux humides

13.2.1. Unité d'analyse et traitement des données

L'unité d'analyse est le « complexe » de milieux humides, c'est-à-dire un assemblage de milieux humides adjacents, peu importe qu'il s'agisse d'étangs, de marais, de marécages ou de tourbières. Les complexes des milieux humides utilisés ont été produits avec une extraction de la cartographie des milieux humides détaillés des secteurs habités du sud du Québec datant de septembre 2016. Les routes ont été soustraites des superficies humides et considérées comme des éléments de fragmentation, à l'exception des petits chemins forestiers. La taille minimale des unités d'analyse est de 300 m². La prise en compte de la fragmentation par les routes s'est cependant soldée par l'apparition de nombreux complexes de milieux humides de taille inférieure à 300 m².

Dans le choix d'une unité d'analyse, le complexe a été préféré au milieu humide lui-même pour deux raisons. Premièrement, pour évaluer la diversité végétale (section 13.2.2.1) de chacune de nos unités d'analyse, il est nécessaire d'avoir de l'information sur la structure végétale de chacune d'entre elles offrant une couverture uniforme à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent. Les classes de milieux humides offertes par la cartographie détaillée des milieux humides répondaient à cette condition. Deuxièmement, les écosystèmes humides sont souvent organisés en « complexes » de façon naturelle. En effet, l'écosystème humide présente souvent une variété de structures végétales, reconnues indépendamment comme des marais, des marécages, des bogs ou des tourbières boisées, alors qu'il s'agit en fait d'un même écosystème. Par exemple,

une même « tourbière » présente souvent une organisation végétale allant du bog ouvert au marécage arborescent (Grandtner, 1960; Gauthier et Grandtner, 1975; Campbell et Rochefort, 2001). En utilisant le complexe de milieux humides, on vise ainsi une meilleure représentation de l'écosystème humide. Pour les besoins de l'analyse, un milieu humide isolé ne présentant qu'une seule structure végétale est également considéré comme un complexe.

On trouve 44 816 complexes de milieux humides dans les Basses-terres du Saint-Laurent (figure 13). Leur distribution et leurs caractéristiques varient de façon importante en fonction des contextes de mise en place (tableau 11).

Tableau 11. Caractéristiques des complexes de milieux humides dans les contextes de mise en place

Contexte de mise en place	Nombre	Superficie (ha)			
		Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
1A_a	4 432	4,53	21,89	0,01	542,13
1A_p	4 587	4,27	20,57	0,02	536,21
3DB	6 556	5,28	81,97	0,10	5 932,18
3FA	1 748	21,42	178,24	0,01	6 142,40
3FB	3 515	8,61	67,39	0,01	2 232,35
3M	2 053	7,03	48,37	0,01	1 322,83
5A	11 485	4,47	30,61	0,01	1 386,77
5S	8 082	11,84	86,52	0,02	3 335,72
6D	2 358	8,11	54,56	0,03	1 476,79
Total	44 816	7,20	67,37	0,01	6 142,40

Certains constats se dégagent déjà de ces résultats. Par exemple, il est intéressant de constater que le contexte marin 5A présente le plus grand nombre de complexes de milieux humides, mais l'une des plus basses moyennes de superficie. Cela s'explique à la fois par les processus prévalant à la mise en place de ce contexte régional et par l'occupation contemporaine de ce territoire. En effet, le contexte marin d'eau calme s'est mis en place au fond du bassin de la mer de Champlain (annexe E). Les dépôts dominants sont composés de loam argileux et d'argile limoneuse, et contiennent une quantité appréciable de sable très fin. Les sols de ce contexte régional sont conséquemment difficiles à drainer. Le secteur est donc propice à l'apparition des milieux humides.

Or, ces mêmes dépôts, associés à une pluviométrie importante et aux conditions climatiques les plus clémentes de la province, font également de ce secteur l'une des meilleures terres agricoles du Québec. Ce constat est d'ailleurs corroboré par Jobin et ses collaborateurs (2003). En effet, leur « Paysage agricole intensif – Grandes cultures » occupe un territoire similaire à celui du contexte 5A.

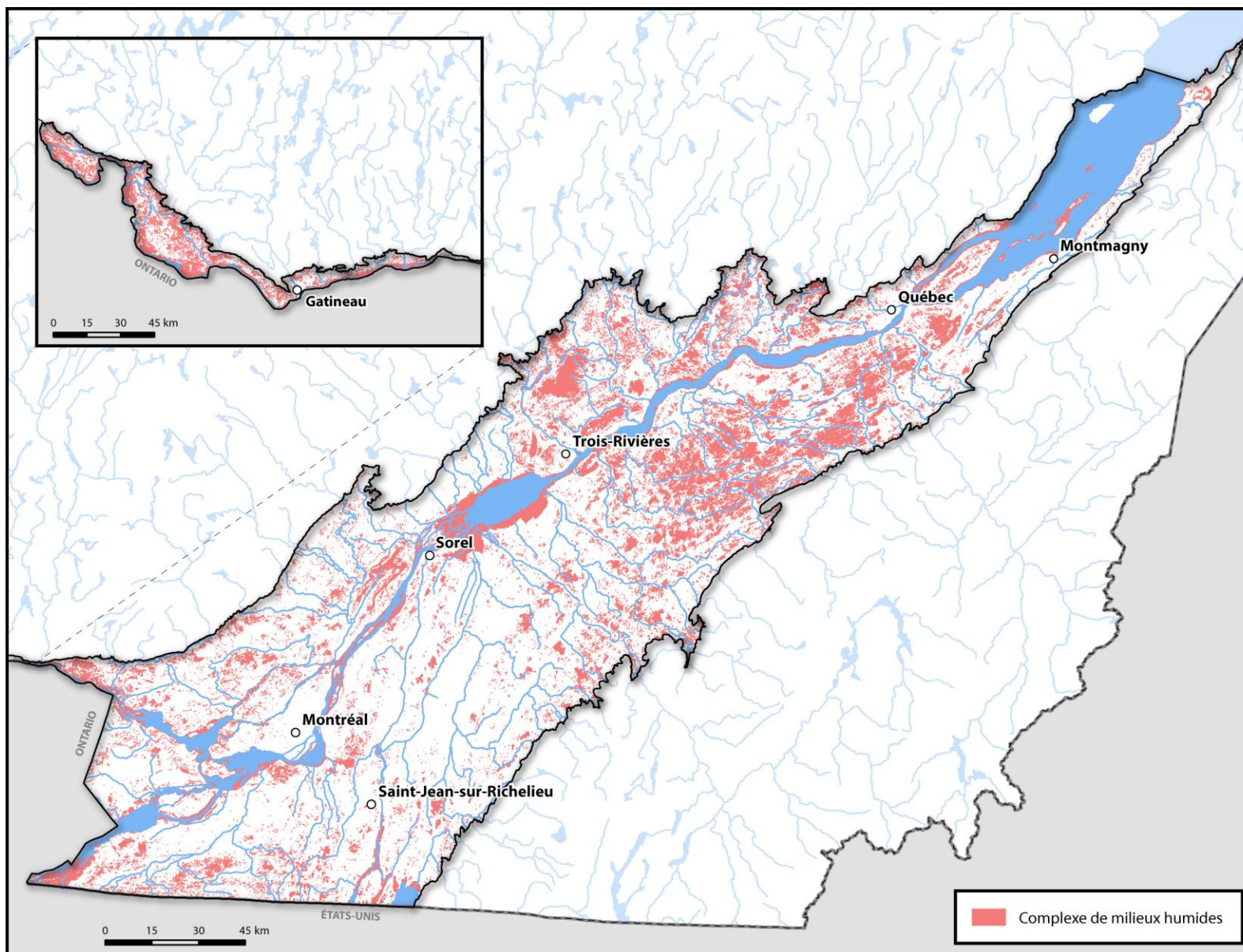


Figure 13. Répartition des complexes de milieux humides dans les Basses-terres du Saint-Laurent

Cette prédominance des conditions propices aux milieux humides, associée à l'intérêt agricole de ces terres, se traduit par des conflits d'usage importants. À cet effet, Pellerin et Poulin (2013) définissent ce secteur comme l'un de ceux où l'on trouve les plus fortes proportions de milieux humides perturbés, et ces auteures précisent que l'agriculture est responsable de plus de 75 % de ces perturbations. Au vu de tous ces éléments, il est raisonnable de penser que ce territoire se caractérise par un grand nombre de fragments résiduels de milieux humides qui occupaient autrefois d'importantes superficies, d'où un grand nombre de complexes de milieux humides de petite superficie.

13.2.2. Priorisation des complexes de milieux humides

Les complexes de milieux humides sont l'unité d'analyse servant à la détermination des milieux humides d'intérêt pour la conservation. La méthode employée diffère cependant de celle décrite à la section 12 sur quelques points importants.

La sélection des complexes par les critères de sélection (section 12.1) ne se voit pas imposer de seuils à atteindre. Dans cette première étape, la méthode sélectionne tous les complexes de milieux humides :

- en contact avec une aire protégée publique ou privée;
- abritant un écosystème forestier exceptionnel en terre publique;
- abritant une ou plusieurs espèces floristiques à haute valeur de conservation;
- abritant une ou plusieurs espèces fauniques à haute valeur de conservation;
- considérés comme des parcelles d'habitats irremplaçables sur la base des classes de milieux humides.

Par la suite, l'analyse de priorisation des complexes de milieux humides se fait en concordance avec la séquence décrite à la section 12.2, mais elle se répète deux fois : une première fois avec les critères hydrologiques et biogéochimiques (ci-après « critères de priorisation HB »), et une seconde fois avec les critères végétaux (ci-après « critères de priorisation d'habitat »).

L'étape des critères de priorisation HB (tableau 12) a dû être modifiée lors de l'analyse préliminaire des résultats. La méthode originale avait pour objectif de déterminer les milieux humides les plus utiles sur le plan hydrologique et biogéochimique, jusqu'à concurrence de 6 % du territoire de chaque contexte régional. Ce seuil de 6 %, rapporté à quelques reprises dans la littérature (Johnston et collab., 1990; Environnement Canada, 2013a; Blais et collab., en préparation), s'applique à l'échelle des sous-bassins versants. Compte tenu du fait que les bases de données (milieux humides détaillés, occupation du sol) ne couvrent que les Basses-terres du Saint-Laurent et que la plupart des bassins versants des Basses-terres s'étirent dans les Appalaches ou dans les Laurentides, il était convenu, originalement, d'appliquer ce seuil à l'échelle des contextes de mise en place.

L'analyse des résultats préliminaires a cependant révélé que l'étape HB n'avait aucune influence dans le choix des milieux humides prioritaires dans quatre contextes de mise en place régionaux

(3DB, 3FA, 3FB, 5S). En effet, dans ces quatre contextes, l'analyse de sélection définissait déjà un nombre de complexes humides suffisamment important pour que le seuil de 6 % soit déjà atteint avant même l'étape HB. Or, les complexes humides sélectionnés n'étaient pas les plus intéressants sur le plan des critères HB. Nous avons donc décidé d'inclure *tous* les complexes humides les plus utiles sur le plan hydrologique et biogéochimique, en faisant abstraction de l'étape de sélection.

L'étape des critères de priorisation de l'habitat (tableau 12) vise à compléter, si nécessaire, la détermination des complexes de milieux humides d'intérêt pour la conservation déjà retenus aux étapes des critères de sélection et des critères de priorisation HB. L'objectif est de cerner les milieux humides les plus utiles sur le plan de l'habitat, jusqu'à concurrence de 20 % des superficies humides de chaque contexte régional de mise en place.

Des analyses de corrélation de Pearson ont été faites pour chaque paire de critères et dans chaque contexte de mise en place afin de déterminer si certains de ces critères étaient redondants. Il arrive à l'occasion que certaines corrélations importantes ($r > 0,7$) se manifestent. En effet, la productivité primaire est liée à la fois à la rétention des eaux et à la stabilisation des rives. Cependant, ces liens ne se manifestent pas de façon systématique dans tous les contextes de mise en place. Par ailleurs, ces critères appartiennent à des étapes de sélection différentes. En effet, la productivité primaire appartient à l'étape de l'habitat, tandis que la rétention des eaux et la stabilisation des rives appartiennent à l'étape HB. Conséquemment, ces trois critères ont été retenus malgré leur corrélation.

Tableau 12. Critères de priorisation des complexes de milieux humides dans les Basses-terres du Saint-Laurent

Critères de priorisation de l'habitat	Diversité végétale
	Productivité primaire
	Superficie
	Naturalité de la zone tampon
	Proximité d'autres milieux humides
Critères de priorisation hydrologiques et biogéochimiques (HB)	Régularisation hydrologique ou rétention des eaux
	Contrôle de l'érosion ou stabilisation des rives
	Recharge de la nappe
	Contribution à la qualité de l'eau ou au captage à court terme des éléments nutritifs et des polluants
	Contribution à la séquestration du carbone

13.2.2.1. Diversité végétale

Une évaluation formelle de la diversité végétale requiert la prise en compte de deux facteurs : le nombre d'espèces et l'abondance relative de chacune d'entre elles (Magurran, 1988). Nous ne disposons pas d'une telle information à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent.

À défaut, il est souvent admis que l'habitat peut également servir à l'évaluation de la diversité (Jeanmougin et collab., 2014). Cependant, il existe une variété de définitions de l'habitat (Hall et collab., 1997). Dans sa version la plus stricte, la caractérisation de l'habitat nécessite que l'on définisse l'ensemble des propriétés physiques de l'environnement dans lequel vit un organisme, une espèce ou une population (Odum, 1963; Parent, 1990; Odum et Barrett, 2004). Vu le degré de détails requis pour caractériser adéquatement un habitat, il n'est pas possible d'obtenir une cartographie des habitats de cette nature à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent.

S'il était possible de réaliser des inventaires au terrain dans chacun des complexes de milieux humides, nous pourrions utiliser une approche dite « des communautés » (Jeanmougin et collab., 2014) reposant sur la phytosociologie (Braun-Blanquet, 1964). Une telle approche nous permettrait d'étudier la diversité végétale des complexes de milieux humides par la caractérisation d'assemblages d'espèces homogènes. Deux niveaux d'organisation apparaissent particulièrement prometteurs : le groupement végétal et l'association végétale. Le premier a fait l'objet d'importants travaux d'inventaire à l'échelle du Québec (Couillard et Grondin, 1986) et le second est mis de l'avant dans les documents du MELCC (Bazoge et collab., 2015). Nous sommes d'avis que l'utilisation des groupements végétaux ou des associations végétales fournirait un bon portrait de la diversité végétale. Ceci étant dit, même si nous recommandons l'utilisation des associations végétales dans la caractérisation des milieux humides, nous ne disposons pas de données à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent.

En définitive, pour un exercice réalisé à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent, il convient de se rabattre sur l'organisation végétale telle qu'elle peut être observée par photo-interprétation. Nous utiliserons donc la cartographie détaillée des milieux humides. Cette classification est basée sur les structures végétales observables (Beaulieu et collab., 2010), ce qui se traduit en sept catégories distinctes : étang, marais, prairie humide, marécage, tourbière boisée, bog ouvert, fen ouvert.

L'indice de Shannon a été retenu pour caractériser la diversité des classes de milieux humides (Adsavakulchai et collab., 2004). L'indice prend la forme suivante :

$$S = - \sum_{i=1}^n (p_i * \ln p_i)$$

Où :

S = indice de Shannon

n = nombre de classes de milieux humides présentes au sein d'un même complexe

p_i = proportion de la superficie du complexe couverte par la classe i

13.2.2.2. Productivité primaire

La « productivité primaire » reflète la capacité d'un écosystème à produire de la biomasse végétale. De façon générale, plus cette production est importante, plus l'écosystème pourra maintenir une chaîne alimentaire complexe et diversifiée (pour une revue, voir Waide et collab., 1999; Mittelbach et collab., 2001). À cet effet, la productivité primaire des milieux humides de l'hémisphère nord a fait l'objet de diverses études (p. ex., Richardson, 1978; Moore, 1989; Thormann et Bayley, 1997). Ainsi, il est connu que les différentes classes de milieux humides se distinguent par des taux de productivité primaire différents. Dans la présente étude, nous avons utilisé des taux de productivité primaire tirés des travaux de Campbell et ses collaborateurs (2000), de Knud-Hansen et ses collaborateurs (1991) et de Korfel et ses collaborateurs (2010).

Ceci étant dit, on ne peut appliquer uniformément ces taux de productivité primaire à la totalité des milieux humides des Basses-terres du Saint-Laurent. D'autres facteurs peuvent moduler la productivité primaire, dont la position physiographique, la durée de la saison végétative et la nature des sols (Ontario Ministry of Natural Resources, 2014).

Position physiographique

La productivité primaire d'un milieu humide dépend de l'abondance des éléments nutritifs à sa disposition. Une eau bien oxygénée qui irrigue l'écosystème contribue également à la productivité primaire (Mitsch et Gosselink, 2007). L'abondance en éléments nutritifs et en oxygène peut être estimée par la position physiographique de l'écosystème. On distingue cinq types physiographiques : isolé, palustre, lacustre, riverain et riverain du fleuve Saint-Laurent. Ces types sont décrits à l'encadré 1.

Les milieux palustres et isolés sont considérés comme ayant une faible productivité, car leur alimentation en eau provient des précipitations, du ruissellement de surface et, dans une certaine mesure, de la circulation souterraine de l'eau. Beaucoup de tourbières ombrotrophes sont considérées comme « isolées ». Cela est d'autant plus vrai que leur structure en dôme exclut souvent toute possibilité d'enrichissement par les eaux de ruissellement de surface ou souterraines.

À l'opposé, les milieux lacustres et riverains sont considérés comme plus productifs. Cependant, le milieu lacustre se caractérise par un volume d'eau à l'écoulement moins rapide que celui du milieu riverain. L'approvisionnement des milieux humides lacustres en éléments nutritifs et en oxygène y est donc plus lent, d'où une productivité généralement inférieure.

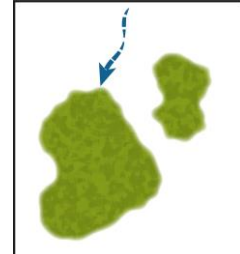
Enfin, les milieux humides riverains au contact du fleuve Saint-Laurent profitent de l'approvisionnement d'un écosystème unique s'étendant sur plus de 800 km et dont le bassin versant couvre une bonne partie de la province de Québec. La charge en éléments nutritifs et la disponibilité en oxygène dont profitent les milieux humides bordant le fleuve les rendent particulièrement productifs.

Encadré 1 : LE TYPE PHYSIOGRAPHIQUE

Le type physiographique s'inspire de la classification hydrogéomorphologique (Brinson, 1993; United States Department of Agriculture, 2008) revue par le filtre de la méthode ontarienne (Ontario Ministry of Natural Resources, 2014).

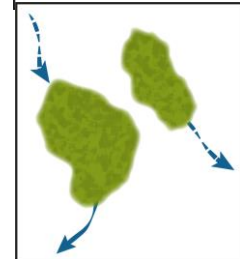
Isolé

Se dit d'un complexe de milieux humides qui ne possède aucun exutoire de surface. Il peut cependant recevoir des volumes d'eau en provenance de cours d'eau permanents ou intermittents. À des fins géomatiques, une tolérance de 5 m a été accordée, c'est-à-dire que le complexe isolé doit être situé à plus de 5 m de tout exutoire situé en aval hydraulique.



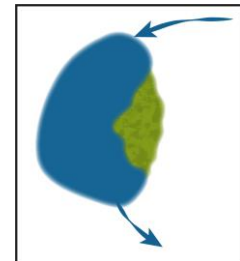
Palustre

Désigne un complexe de milieux humides situé en position de tête, c'est-à-dire qu'il donne naissance à un cours d'eau permanent ou intermittent qui constitue son exutoire. Il peut recevoir un affluent intermittent. Un complexe à la fois palustre et lacustre est considéré comme lacustre.



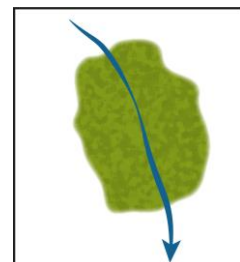
Lacustre

Désigne un complexe de milieux humides contigu à un plan d'eau. À des fins géomatiques, une tolérance de 5 m a été accordée, c'est-à-dire que le complexe palustre doit être situé à moins de 5 m du plan d'eau. Pour distinguer le plan d'eau d'un simple élargissement de cours d'eau, une taille minimale de 8 ha est requise pour qu'un plan d'eau soit reconnu comme tel.



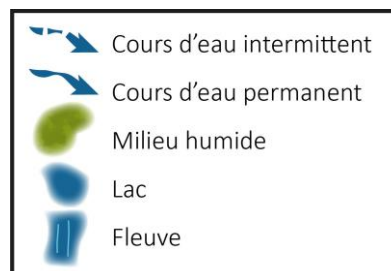
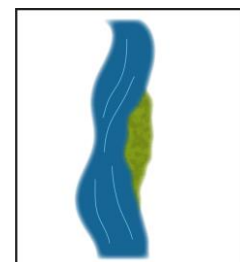
Riverain

Désigne un complexe de milieux humides traversé par un cours d'eau permanent. À des fins géomatiques, une tolérance de 5 m a été accordée, c'est-à-dire que le complexe riverain situé à moins de 5 m d'un cours d'eau permanent est considéré comme riverain.



Riverain du fleuve

Désigne un complexe de milieux humides traversé ou bordant le cours principal du fleuve Saint-Laurent. À des fins géomatiques, une tolérance de 5 m a été accordée, c'est-à-dire que le complexe riverain situé à moins de 5 m du cours principal du fleuve Saint-Laurent est considéré comme riverain du fleuve.



Le calcul de l'indice de productivité primaire s'exprime comme suit :

$$P = PPN \times Fp$$

Où :

P = indice de productivité primaire

PPN = productivité primaire nette

Fp = indice de position physiographique

Valeur de PPN :

Si le milieu humide est un bog ouvert = 449

Si le milieu humide est un fen ouvert = 296

Si le milieu humide est une tourbière boisée ou un marécage = 943

Si le milieu humide est un marais ou une prairie humide = 1 034

Si le milieu humide est une eau peu profonde ou un étang = 400

Si le milieu humide est un complexe, on doit pondérer en fonction de la proportion des différentes classes présentes.

Valeur de Fp :

Si le milieu humide est riverain du fleuve = 5

Si le milieu humide est riverain = 4

Si le milieu humide est lacustre = 3

Si le milieu humide est palustre = 2

Si le milieu humide est isolé = 1

À noter que la durée de la saison de croissance n'a pas été considérée dans le calcul de la productivité primaire puisque ce paramètre ne varie pas suffisamment à l'échelle du territoire d'étude pour avoir une influence notable sur les résultats. De même, la nature des sols n'a pas été considérée étant donné que les divergences régionales au sein des Basses-terres du Saint-Laurent s'expriment déjà dans la détermination des contextes de mise en place.

13.2.2.3. Superficie

La superficie occupée par un milieu naturel est sans doute l'un des indicateurs écologiques les plus utilisés. La superficie peut être considérée comme un indicateur de la plupart des fonctions écologiques liées aux milieux humides. Ainsi, la superficie d'un milieu humide est un indicateur reconnu de sa capacité à filtrer les sédiments, les éléments nutritifs et les divers contaminants (Tiner, 1999; Kent, 2001). Il existe également une relation importante entre la superficie d'un milieu humide et sa capacité d'emménagement en eau (Cedfelt et collab., 2000). Mais le lien le plus fréquemment évoqué est celui entre la superficie et la diversité biologique (Schweiger et collab., 2002; Mitsch et Gosselink, 2007). Par ailleurs, autant dans le modèle descriptif de la biogéographie insulaire (MacArthur et Wilson, 1967) que dans celui des métapopulations (Levins, 1969; Hanski, 1999), la superficie est une variable importante du bilan migratoire.

Dans nos travaux, la superficie ne présente une corrélation notable qu'avec la recharge de la nappe (0,59). Puisque ces critères appartiennent à des étapes de sélection différentes, la superficie sera néanmoins retenue.

$$T = \log s$$

Où :

T = critère de la taille du complexe de milieux humides

s = superficie du complexe (m²)

13.2.2.4. Naturalité de la zone tampon

Tout comme la superficie, la naturalité de la zone tampon peut être liée à une variété de fonctions écologiques. Ce critère peut d'abord refléter la capacité d'un milieu naturel à remplir son rôle de refuge pour la faune et la flore. La présence d'un milieu naturel en périphérie de l'écosystème favorise généralement le déplacement des espèces affiliées à cet écosystème (Forman et Godron, 1986) et, conséquemment, la diversité de ces espèces dans le milieu lui-même (Houlahan et Findlay, 2003). À l'inverse, une zone tampon absente ou dominée par des activités anthropiques augmente le flux d'espèces exotiques envahissantes ou opportunistes vers le milieu humide, ce qui peut se traduire par une diminution de l'abondance ou de la diversité des espèces indigènes (Harris, 1989; Ås, 1999). On peut également faire valoir que la zone tampon joue un rôle sur le plan hydrologique et biogéochimique. En effet, les bandes tampons ralentissent les écoulements de surface et favorisent la rétention des sédiments et le captage des éléments nutritifs (Houlahan et Findlay, 2004; Dorioz et collab., 2006; Gagnon et Gangbazo, 2007).

Il semble donc que la naturalité de la zone tampon puisse être liée autant aux fonctions biologiques qu'aux fonctions hydrologiques et biogéochimiques des milieux humides. Or, malgré ce caractère « universel », nos résultats démontrent plutôt l'inverse : la naturalité de la zone tampon n'est fortement corrélée à aucun des autres critères.

Dans la littérature, la largeur requise d'une zone tampon varie en fonction des organismes ou des fonctions écologiques considérées. Elle peut varier de quelques mètres pour la rétention des sédiments (Gagnon et Gangbazo, 2007) à plusieurs centaines de mètres pour certaines espèces animales (Environnement Canada, 2013a). Une distance de 200 m apparaît conservatrice au vu de la plupart des seuils identifiés dans la littérature.

$$ZT = \frac{S_{mn}}{S_{zt}}$$

Où :

ZT = critère de la naturalité de la zone tampon

S_{mn} = superficie de milieux naturels (m²) dans une zone tampon de 200 m autour du complexe de milieux humides

S_{zt} = superficie de la zone tampon de 200 m autour du complexe de milieux humides

13.2.2.5. Proximité d'autres milieux humides

La dégradation et la destruction des habitats sont parmi les principales causes de la perte de biodiversité à l'échelle de la planète (Sala et collab., 2000). L'empreinte écologique sans cesse croissante de l'être humain contribue à la fragmentation et à l'isolement des milieux naturels au sein d'une matrice dominée par les activités humaines (Young et collab., 1996). Cet isolement réduit les taux de dispersion et d'immigration et augmente conséquemment les risques d'extinction des populations animales et végétales (Haila et Hanski, 1984; Wilcove et collab. 1986; Debinski et Holt, 1999).

Les écologistes ont longtemps évalué l'importance de l'isolement par la distance séparant les îlots d'habitats naturels (MacArthur et Wilson, 1967; Wilson et Willis, 1975; Gilpin et Diamond, 1980). Il est clair aujourd'hui que les effets de l'isolement en milieu continental ne se limitent pas à la distance. L'influence qu'a la matrice sur les îlots ou fragments naturels dépend du type d'habitats qu'on y trouve, du type et de l'intensité des activités humaines qui y ont lieu et du degré de similitude entre les fragments et les habitats de la matrice (Forman et Godron, 1986; Forman, 1995; Jules et collab., 1999; Houlahan et Findlay, 2003; 2004). Les caractéristiques intrinsèques des espèces à l'étude ont également un important rôle à jouer dans leur susceptibilité à l'isolement. Notons, par exemple, la durée de vie des espèces (Young et collab., 1996), la viabilité de la banque de graines et les stratégies de propagation utilisées (Henle et collab., 2004).

Dans le cadre d'un exercice basé sur la totalité des milieux humides d'un territoire de la taille des Basses-terres du Saint-Laurent, il est impossible de prendre en compte toutes les variables liées à l'isolement. Le nombre d'espèces animales et végétales en cause ainsi que la diversité des activités humaines qu'on trouve sur ce territoire outrepassent les moyens existants. Il est donc nécessaire de se limiter à quelques variables simples comme la distance et l'abondance des milieux humides.

À cet effet, l'indice de proximité développé par Gustafson et Parker (1992) est utilisé. Cet indice simple tient compte de l'abondance des superficies humides dans un rayon d'un kilomètre autour de chaque complexe humide.

$$PROX = \sum_{s=1}^n \frac{A_{ijs}}{D_{ijs}^2}$$

Où :

A = superficie (m²) du complexe ijs situé dans un rayon d'un kilomètre du complexe ij

D = distance euclidienne (m) entre la bordure des fragments ijs et ij

13.2.2.6. Régularisation hydrologique ou rétention des eaux

La régularisation hydrologique, ou rétention des eaux, est une importante fonction écologique des milieux humides. En retenant les eaux ou en retardant leur écoulement, les milieux humides

atténuent l'impact des crues sur les habitats riverains situés en aval de ceux-ci, dont les nombreuses communautés humaines installées en bordure des cours d'eau et des plans d'eau.

Les milieux humides, de par leur nature, occupent les dépressions ou sont situés à l'interface entre le milieu terrestre et le milieu aquatique. Conséquemment, lors de précipitations ou de la fonte des neiges, les milieux humides sont inondés par les cours d'eau ou interceptent les eaux de ruissellement souterrain ou de surface. Or, les milieux humides présentent souvent une microtopographie variée (Donat, 1995; Vivian-Smith, 1997; Campbell et Rochefort, 2001) ou un assemblage de strates végétales aux formes et aux tailles diverses (Mitsch et Gosselink, 2007) qui contribuent à ralentir l'écoulement de l'eau et à la retenir pendant une bonne période de temps. De surcroît, cette retenue favorise aussi l'infiltration des eaux et l'évapotranspiration par les végétaux en place (Price, 2001; Frei et collab., 2010). Ainsi, les milieux humides répartissent les pics de crues sur de plus longues périodes et contribuent à la rétention des eaux.

Les milieux humides, et plus particulièrement les tourbières, ont longtemps été considérés comme des « éponges » naturelles pouvant accumuler d'importants volumes d'eau en période de crue. Cette interprétation ne résiste cependant pas à l'analyse scientifique. S'il est vrai que les milieux humides, et surtout les tourbières, sont d'importants réservoirs d'eau, leur capacité à emmagasiner des volumes excédentaires en période de crue est souvent limitée (Price, 2001). Cette capacité dépend en effet de la profondeur de la nappe phréatique (Clerc, 2009). Or, dans la plupart des milieux humides, la nappe reste près de la surface la majeure partie de l'année (Woo et Valverde, 1981; Roulet, 1990; Price, 1997; Clerc, 2009). C'est très certainement le cas au printemps, où les crues sont plus menaçantes pour les communautés humaines. À cette période de l'année, le niveau de la nappe est déjà élevé dans les milieux humides ou le sol peut être encore gelé, ce qui fait obstacle à l'emmagasinage des eaux (Woo et Winter, 1993). Au final, il existe bien un effet « éponge » des milieux humides, mais celui-ci se manifeste en conditions sèches, lorsque la nappe phréatique s'abaisse considérablement dans les milieux humides (Clerc, 2009). Pour ces raisons, la présence d'un dépôt organique ne sera pas retenue comme variable influençant la régularisation hydrologique.

L'importance d'un milieu humide en matière de régularisation hydrologique peut dépendre de plusieurs autres facteurs : position physiographique, taille du milieu humide, taille du territoire se drainant dans ce milieu (aussi appelée zone contributive), abondance de milieux humides ou hydriques en amont du milieu humide et gravité des inondations ayant lieu en aval de celui-ci (Ogawa et Male, 1983; 1986). Ce dernier facteur ne sera cependant pas considéré ici, car nous ne disposons pas des données nécessaires pour prendre en compte la gravité des inondations dans les Basses-terres du Saint-Laurent.

Position physiographique

Les milieux humides isolés sont dénués d'exutoires et ne contribuent pas directement au débit des cours d'eau environnants. L'eau reçue en période de fonte ou de précipitations est entreposée ou alimente la nappe phréatique par infiltration. Conséquemment, ces milieux sont considérés comme les plus performants en matière de rétention des eaux.

À l'inverse, les milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent sont considérés comme peu efficaces à ce chapitre. Leur taille, quelle qu'elle soit, est négligeable par rapport à celle du plan d'eau qu'ils bordent et de son bassin versant. Ils n'ont donc qu'un impact minime sur la rétention des eaux en période de crue. En ce qui concerne les milieux humides caractérisés par d'autres positions physiographiques, leur valeur de rétention des eaux doit être basée sur un calcul tenant compte de leur taille, de la superficie de leur bassin versant (aussi appelée zone contributive) et de l'abondance de milieux humides ou hydriques situés en amont.

Coefficient d'atténuation

Le coefficient d'atténuation est quant à lui basé sur le rapport entre la taille d'un milieu humide et sa zone contributive.

La taille d'un milieu humide est un facteur majeur dans sa fonction de régularisation hydrologique, pour peu que cette taille soit importante par rapport à la zone contributive qui alimente l'écosystème. Autrement, l'influence du milieu humide est négligeable. Au vu de la littérature scientifique disponible, il est difficile d'établir des seuils précis. Néanmoins, certaines études ont démontré que l'augmentation de la superficie de milieux humides dans un bassin versant diminuait les risques d'inondation, mais que ces effets positifs s'estompaient à l'atteinte d'un seuil de 10 % (Environnement Canada, 2013a). Il a également été démontré qu'un bassin versant occupé entre 5 et 10 % par des milieux humides verra une réduction de 50 % de l'intensité de ses crues (Johnston et collab., 1990).

Dans le calcul d'un coefficient d'atténuation, il convient donc d'attribuer une valeur maximale à tout milieu humide dont la superficie correspond à 10 % ou plus de sa zone contributive. Il n'existe cependant pas de seuil fiable en deçà de 10 %. Par défaut, on doit donc considérer que le coefficient d'atténuation varie de façon directe avec le rapport entre les deux superficies. Ainsi, comme l'ont fait l'Ontario (Ontario Ministry of Natural Resources, 2014) et l'État de Washington (Hruby et collab., 1999), le coefficient d'atténuation se calcule en divisant la superficie d'un milieu humide par la superficie de son aire drainée et en multipliant le résultat par 10. Tout complexe de milieux humides dont la superficie est de plus de 10 % de sa zone contributive se voit attribuer un coefficient d'atténuation maximal de 1.

Coefficient de rétention

Le coefficient d'atténuation traduit une information importante. Mais on peut s'interroger sur le bénéfice réel d'un milieu humide s'il est situé en aval de milieux naturels ayant déjà un rôle de rétention des eaux. La fonction du coefficient de rétention est d'établir le rapport entre la taille d'un milieu humide et les superficies ayant déjà une fonction de rétention des eaux en amont de celui-ci. Ces superficies qui ont un rôle de rétention ne se limitent pas aux milieux humides, mais concernent également les lacs et tous les plans d'eau ouverts.

Il n'existe aucun seuil quant à la proportion des superficies de rétention qu'un milieu humide doit représenter pour obtenir une valeur maximale. Par convention, on utilisera 50 %. Ainsi, comme

l'ont fait l'Ontario (Ontario Ministry of Natural Resources, 2014) et l'État de Washington (Hruby et collab., 1999), le coefficient de rétention se calcule en divisant la superficie d'un milieu humide par la superficie de milieux humides et hydriques dans sa zone contributive et en multipliant le résultat par 2. Tout complexe de milieux humides dont la superficie représente plus de 50 % des milieux humides et hydriques de sa zone contributive se voit attribuer un coefficient de rétention de 1.

Le calcul du critère de régularisation hydrologique, ou rétention des eaux, s'exprime comme suit :

Si le milieu humide est isolé = 1

Si le milieu humide est riverain du fleuve = 0

Pour les milieux humides caractérisés par une autre position physiographique =
(coefficient d'atténuation + coefficient de rétention) / 2

Où :

Coefficient d'atténuation = (superficie du milieu humide / superficie de sa zone contributive) x 10

Coefficient de rétention = (superficie du milieu humide / superficie de milieux humides et hydriques dans sa zone contributive) x 2

13.2.2.7. Contrôle de l'érosion ou stabilisation des rives

Toute végétation riveraine augmente la capacité de la rive à résister aux forces de cisaillement et d'arrachement produites par le courant (MDDELCC, 2015b). Dans l'évaluation de leur capacité à stabiliser les rives, les milieux humides sont soumis aux mêmes barèmes qui permettent d'évaluer la qualité des bandes riveraines.

Ainsi, il est reconnu que la végétation riveraine ralentit l'écoulement des eaux et favorise la sédimentation (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 1994, *in* Donat, 1995). Cette capacité est cependant influencée par de nombreux facteurs. Les herbacées protègent surtout la surface du sol, tandis que les structures aériennes et racinaires des arbres et arbustes dissipent les forces érosives du courant grâce à leurs branches, troncs et racines (Carlson, 1992; Kent, 2001). L'espèce et l'âge de la végétation en place jouent également un rôle, ainsi que divers autres facteurs externes (morphologie du cours d'eau, nature du sol, pente, etc.) (Donat, 1995).

Dans l'évaluation du contrôle de l'érosion par un milieu humide, on doit cependant se limiter à une information aisément disponible sur l'ensemble des Basses-terres du Saint-Laurent. On doit également écarter les facteurs nécessitant un inventaire au terrain. Ainsi, le critère développé ici utilise la position physiographique et la classe de milieu humide.

Position physiographique

Les milieux humides isolés n'ont aucun lien hydrologique. Leur contribution au contrôle de l'érosion est donc négligeable. Il en va de même des milieux humides palustres, qui donnent

naissance aux cours d'eau, mais contribuent peu à leur stabilisation. Certes, ces deux classes de milieux humides ont un rôle indirect à jouer sur le contrôle de l'érosion, dans la mesure où leur rôle de rétention permanente ou temporaire des eaux entraîne une réduction des débits de pointe en aval. Cependant, la rétention des eaux a déjà été évaluée à la section 13.2.2.6.

En ce qui concerne les milieux humides caractérisés par d'autres positions physiographiques, leur valeur de contrôle de l'érosion doit être basée sur un calcul tenant compte de la végétation dominante, exprimée par la classe de milieu humide. La taille du milieu humide est écartée du calcul, parce que cette variable n'est pas importante en soi. C'est la taille de la portion de l'écosystème occupant le littoral et la rive d'un cours d'eau qui importe. Or, nous ne disposons pas de cette information sur tout le territoire.

Classe de milieu humide

Les arbres et les arbustes n'ont pas le même rôle en matière de stabilisation des rives. S'il est vrai que les racines s'enfoncent généralement plus en profondeur, il est également possible que le tronc des arbres agisse comme un levier lorsqu'il est poussé par les glaces et que la chute de l'arbre entraîne un dommage plus substantiel à la rive. Néanmoins, la prise en compte d'une telle information nécessite un degré de précision qu'on ne peut obtenir sans inventaire. Aussi, les marécages de tous types et les tourbières boisées se voient indépendamment accorder une valeur maximale.

Les marais et les tourbières ouvertes sont généralement dominés par une végétation herbacée ou arbustive de petite taille. Même si cette végétation offre moins de résistance au courant, elle demeure efficace dans la stabilisation des couches superficielles du sol. Les marais et les tourbières ouvertes se voient donc accorder une valeur intermédiaire. Le MELCC regroupe dans la catégorie « étang » à la fois les petits plans d'eau isolés et les herbiers aquatiques riverains. La végétation submergée ou flottante offre peu de résistance au courant et a une capacité de stabilisation réduite, de sorte que les « étangs » se voient accorder une valeur réduite.

Le calcul du critère de stabilisation des rives s'exprime comme suit :

Si le milieu humide est isolé ou palustre = 0

Pour les milieux humides caractérisés par une autre position physiographique :

Marécage et tourbière boisée = 1

Marais et tourbières ouvertes (bog/fen) = 0,6

Étangs = 0,3

Lorsque le milieu humide est un « complexe », le pointage est attribué en fonction de la part de chacune des trois catégories de milieux humides décrites ci-haut.

13.2.2.8. Recharge de la nappe

La recharge de la nappe est une importante fonction écologique des milieux humides. Elle contribue au maintien des aquifères utiles à l'alimentation humaine. L'infiltration de l'eau dans le sol participe également à l'atténuation des débits de crue et au maintien d'un débit minimal estival dans les cours d'eau situés en aval du milieu humide (Kent, 2001; Fournier et collab., 2013), en plus de contribuer à la qualité de l'eau en assurant une meilleure dilution des polluants (Cronk et Fennessy, 2001).

Cependant, la littérature scientifique traitant de la recharge de la nappe par les milieux humides est fragmentaire (Mitsch et Gosselink, 2007). L'établissement du bilan hydrologique d'un milieu humide requiert l'examen de l'hydrologie de surface et de la circulation de l'eau dans le sol. Or, ce dernier aspect demande généralement un effort considérable de la part d'hydrogéologues qualifiés et un investissement conséquent.

On sait néanmoins qu'un nombre très restreint de milieux humides présente une fonction de recharge de la nappe sur une longue période au cours de chaque année (Woo et Valverde, 1981; Kent, 2001; Ontario Ministry of Natural Resources, 2014). La plupart du temps, la contribution des milieux humides à la recharge de la nappe est saisonnière ou épisodique, c'est-à-dire qu'elle ne se manifeste qu'à la fonte des neiges ou en période de précipitations importantes. La raison en est simple : bon nombre de milieux humides reposent sur des sols imperméables, ce qui limite la possibilité d'échanges avec la nappe phréatique. C'est d'autant plus vrai dans les Basses-terres du Saint-Laurent, où 85 % des milieux humides sont des tourbières (Pellerin et Poulin, 2013), soit des écosystèmes souvent tributaires d'un sol imperméable. Conséquemment, de façon générale, ce n'est que lorsque le bilan hydrique d'un milieu humide est excédentaire, c'est-à-dire lorsqu'il déborde, qu'un milieu humide contribue véritablement à la recharge de la nappe.

Il découle de cette conclusion que la recharge de la nappe se manifeste sur tout là où les milieux humides débordent, c'est-à-dire à la périphérie. Les quelques études s'étant intéressées au phénomène soulignent en effet que les petits milieux humides sont plus efficaces que les grands et que le rapport « périmètre/volume d'eau emmagasiné par le milieu humide » témoigne efficacement de la capacité de recharge d'un milieu humide (Kent, 2001; Mitsch et Gosselink, 2007).

Ce rapport n'est cependant pas le seul élément important d'un critère de recharge de la nappe. En effet, les milieux lacustres et riverains sont d'un moindre intérêt en matière de recharge. Leur hydrologie est tributaire des fluctuations de l'eau du lac ou du cours d'eau voisin. Les volumes d'eau présents dans ces milieux humides sont globalement dirigés vers le milieu hydrique adjacent plutôt que vers la nappe phréatique sous-jacente. Conséquemment, la position physiographique sera également utilisée dans le critère de recharge de la nappe.

Position physiographique

Les milieux humides lacustres et les milieux humides riverains du fleuve sont bordés d'importants plans d'eau présents à l'année. La majorité de leurs échanges se font avec ces plans d'eau. Ces milieux humides sont donc considérés comme étant d'une valeur nulle pour la recharge de la nappe.

Les milieux humides riverains ont également des échanges importants avec les cours d'eau voisins. Mais en période de crue, ces milieux humides peuvent recevoir et entreposer temporairement d'importants volumes d'eau, favorisant ainsi l'infiltration pendant au moins une partie de l'année. Ils sont donc considérés comme étant d'un intérêt moyen pour la recharge de la nappe. Enfin, les milieux humides isolés ou palustres sont considérés comme étant d'un grand intérêt pour la recharge de la nappe, et ce, pour deux raisons. Premièrement, ils possèdent peu ou pas d'exutoires permanents, ce qui assure l'infiltration de l'eau. Deuxièmement, ils sont généralement situés en amont des bassins versants. La recharge de la nappe par ces milieux se traduit donc par des effets positifs sur un territoire étendu.

Rapport périmètre/superficie

À défaut de connaître le volume d'eau entreposé dans les milieux humides des Basses-terres du Saint-Laurent, on présumera ici que le volume et la superficie vont de pair. On utilisera ainsi le rapport « périmètre/superficie » de chaque milieu humide ou complexe de milieux humides.

Le calcul du critère de recharge de la nappe s'exprime comme suit :

On calcule d'abord pour chaque milieu humide ou chaque complexe le rapport périmètre/superficie standardisé selon la méthode du rang de Legendre et Legendre (1998) appelé ici R_{ss} .

$$R_{ss} \text{ milieu humide } X = \frac{R_{ps} \text{ milieu humide } X - R_{ps} \text{ minimum}}{R_{ps} \text{ maximum} - R_{ps} \text{ minimum}}$$

Où :

$$R_{ps} = \text{Périmètre/superficie}$$

On multiplie ensuite le R_{ss} par une valeur correspondant à la position physiographique du milieu humide X.

Si X est un milieu humide isolé ou palustre = 1

Si X milieu humide riverain = 0,5

Si X est un milieu humide lacustre ou riverain du fleuve = 0

Puisque la recharge de la nappe se manifeste surtout à la périphérie des milieux humides, le type de sol que l'on y trouve a également une incidence sur la qualité de l'infiltration des eaux et sur leur capacité à atteindre la nappe phréatique. Afin de tenir compte de cet aspect, des cartes pédologiques ont été utilisées dans le calcul du critère de recharge en Ontario (Ontario Ministry of Natural Resources, 2014). En raison de l'incertitude de nos propres cartes pédologiques, particulièrement à l'échelle d'un petit milieu humide perturbé dans les Basses-terres du Saint-Laurent, cet aspect ne sera pas traité ici.

13.2.2.9. Contribution à la qualité de l'eau ou captage à court terme des éléments nutritifs et des polluants

La capacité des milieux humides à purifier l'eau est, aux yeux des communautés humaines, l'une des plus importantes fonctions de ces milieux. L'amélioration de la qualité de l'eau par les milieux humides a été abondamment documentée (p. ex., Nichols, 1983; Kent, 2001; Mitsch et Gosselink, 2007) et de nombreux guides ont été écrits sur la construction de milieux humides artificiels visant à traiter des rejets industriels, agricoles ou domestiques (p. ex., Cronk et Fennessy, 2001; DeBusk et DeBusk, 2001).

La contribution des milieux humides à la qualité de l'eau est un phénomène complexe résultant d'un éventail d'interactions physicochimiques et biologiques. Ainsi, le ralentissement des débits favorise le dépôt des sédiments et des substances chimiques adsorbées et leur retrait conséquent de la colonne d'eau (Mitsch et Gosselink, 2007). La présence de substrats alternativement aérobies et anaérobies favorise 1) la transformation de l'azote et 2) la précipitation de composés chimiques divers (Cronk et Fennessy, 2001). La productivité primaire importante des milieux humides favorise la séquestration de l'azote et du phosphore dans les tissus végétaux; cependant, ce processus peut être renversé lorsque les plantes herbacées meurent et que la végétation ligneuse perd son feuillage (DeVito et collab., 1989). D'autres milieux humides, nommément les tourbières, ont la capacité d'accumuler de la matière organique à long terme, sous forme d'un dépôt appelé tourbe.

La position d'un milieu humide dans le bassin versant affecte également sa fonction d'épuration des eaux. Un milieu humide traversé par un cours d'eau drainant un paysage agricole a une valeur d'épuration plus grande qu'un milieu humide situé en tête d'un bassin versant (Johnston et collab., 1990). Le type de végétation en place joue également un rôle dans la capacité d'épuration des eaux. Les plantes herbacées ont un taux de productivité élevé et soustraient conséquemment une importante quantité d'éléments nutritifs du milieu environnant. Cependant, ces nutriments seront massivement libérés par la suite, lors de la décomposition de la biomasse. Les arbres et les arbustes séquestrent une partie des éléments nutritifs pendant une longue période, mais ils redéposent néanmoins dans l'environnement une importante biomasse à l'automne.

Au final, la contribution des milieux humides à la qualité de l'eau se manifeste surtout par la transformation et le captage temporaire des éléments nutritifs. À cet effet, ce critère utilisera la

position physiographique, le type de milieu humide et l'occupation du territoire dans la zone contributive de chacun milieu humide.

Position physiographique

Les milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent sont d'une taille négligeable par rapport au cours d'eau qui les traverse et à son bassin versant. Leur incidence sur la qualité de l'eau en aval de leur position est donc considérée comme négligeable.

La valeur du milieu humide lacustre dépend de sa position sur le plan d'eau. S'il est situé en bordure de celui-ci, son effet sera négligeable puisque la majeure partie des volumes d'eau ne traversera jamais le milieu humide. En revanche, le milieu humide situé à l'intrant ou à l'extrant du plan d'eau a une valeur d'épuration beaucoup plus grande. La distinction entre ces deux types de milieux humides lacustres n'a cependant pas à être faite ici étant donné que les milieux humides lacustres en contact avec les cours d'eau qui s'y déversent ou qui y prennent naissance ont été classés « riverains » dans notre méthode. Conséquemment, les milieux humides lacustres sont considérés comme ayant une valeur faible en matière d'épuration des eaux.

Les milieux humides isolés et palustres possèdent peu ou pas d'exutoires permanents. En favorisant la rétention des eaux, ils favorisent la séquestration des éléments nutritifs et des polluants. Cependant, ils sont souvent situés en tête de bassin versant et leurs zones contributives sont souvent de petite taille, ce qui limite leur rôle réel d'assainissement des eaux. Conséquemment, les milieux humides isolés et palustres sont considérés comme ayant une valeur moyenne en matière d'épuration des eaux.

Au final, les milieux humides riverains, traversés par des cours d'eau et inondés régulièrement par ceux-ci, se voient attribuer une valeur élevée en matière d'épuration des eaux.

Classe de milieu humide

Les marais et les tourbières ouvertes de type minérotrophe sont dominés par une végétation herbacée à croissance rapide qui présente cependant une mortalité massive à la fin de la saison végétative. Néanmoins, comme nous nous concentrons ici sur la transformation et le captage temporaire des éléments nutritifs, les marais et les fens se voient attribuer une valeur élevée. Les marécages, les tourbières boisées et les tourbières ouvertes de type ombrotrophe sont dominés par une végétation arborescente, arbustive ou muscinale qui séquestre les éléments nutritifs à un taux plus lent, mais sur une plus longue période. Ils se voient attribuer une valeur moyenne en matière de contribution à la qualité de l'eau.

Les étangs sont dominés par une végétation à croissance rapide, mais qui occupe moins de 25 % de la superficie du milieu (Bazoge et collab., 2015). Conséquemment, ils se voient attribuer une valeur faible en matière de contribution à la qualité de l'eau.

Comme tous les milieux humides font l'objet d'une croissance annuelle de leur végétation, aucun ne se voit accorder une valeur nulle.

Lorsque le milieu humide est un « complexe », le pointage doit être attribué en fonction de la part de chacune des trois catégories de milieux humides décrites plus haut.

Occupation de la zone contributive

Enfin, on trouve généralement plus d'éléments nutritifs et de sédiments en suspension dans les eaux de surface des bassins versants dominés par des activités agricoles ou urbaines. Conséquemment, un milieu humide recevant les eaux d'une zone contributive dominée par ces activités se voit accorder une valeur maximale. Un milieu humide recevant les eaux d'un bassin versant dominé par un paysage forestier ou humide se voit attribuer une valeur faible.

Le calcul du critère de contribution à la qualité de l'eau s'exprime comme suit :

$$\frac{(P_{pp} + P_{mh} + P_{bv})}{3}$$

Où :

P_{pp} = pointage associé à la position physiographique :

- Si X est un milieu humide riverain du fleuve = 0
- Si X est un milieu humide lacustre = 0,3
- Si X est un milieu humide isolé ou palustre = 0,6
- Si X est un milieu humide riverain = 1

P_{mh} = pointage associé au type de milieu humide :

- Si X est un étang = 0,3
- Si X est un marécage, une tourbière boisée ou une tourbière ouverte de type ombrotrophe = 0,6
- Si X est un marais ou une tourbière ouverte de type minérotrophe = 1

Lorsque le milieu humide est un « complexe », le pointage doit être attribué en fonction de la part de chacune des trois catégories de milieux humides décrites ci-haut.

P_{bv} = pointage associé à l'occupation du bassin versant :

- Si le bassin versant de X est occupé à plus de 50 % par les thèmes « milieu agricole et/ou milieu anthropique » = 1
- Si le bassin versant de X est occupé entre 30 à 50 % par les thèmes « milieu agricole et/ou milieu anthropique » = 0,6
- Si le bassin versant de X est occupé à moins de 30 % par les thèmes « milieu agricole et/ou milieu anthropique » = 0,3

13.2.2.10. Contribution à la séquestration du carbone

Les tourbières sont des écosystèmes où l'accumulation de la matière organique prévaut sur sa décomposition. Le taux d'accumulation est généralement très bas, mais, après plusieurs siècles, voire millénaires, ce phénomène aboutit à un épais dépôt organique faisant des tourbières d'importants puits de carbone. On estime en effet que les tourbières de l'hémisphère nord entreposent approximativement le tiers de tout le carbone terrestre (Gorham, 1991).

Plusieurs phénomènes influent sur l'accumulation du carbone dans les tourbières. Les sphaignes, par leurs propriétés intrinsèques, favorisent ce processus. Ces mousses contribuent en effet à élever le niveau de la nappe, à séquestrer les éléments nutritifs et à acidifier le milieu. Leur influence fait en sorte que l'accumulation de la matière organique est généralement plus rapide dans les tourbières ouvertes qu'elle ne l'est dans les tourbières boisées, où les sphaignes sont moins abondantes.

Les marais peuvent aussi contribuer à l'accumulation du carbone, bien que le processus assurant cette accumulation soit différent. En effet, si l'accumulation de la matière organique résulte du faible taux de décomposition dans les tourbières, elle découle en revanche de la forte croissance de certaines espèces végétales communes dans les marais. Enfin, les marécages peuvent également contribuer à l'accumulation du carbone. Le développement des arbres contribue en effet à la séquestration du carbone dans les tissus ligneux. Toutefois, l'atteinte du climax et le début de la sénescence contribueront à inverser le processus et à libérer du carbone. Conséquemment, on reconnaît aux marécages la capacité d'accumuler rapidement du carbone, bien que ce stockage ne soit pas permanent.

Le calcul du critère de séquestration du carbone s'exprime comme suit :

Si X est une tourbière ouverte (ombrotrophe ou minérotrophe) = 1

Si X est un marécage ou une tourbière boisée = 0,6

Si X est un marais = 0,3

Si X est un étang = 0,6

Lorsque le milieu humide est un « complexe », le pointage doit être attribué en fonction de la part de chacune des trois catégories de milieux humides décrites plus haut.

13.3. Friches

13.3.1. Unité d'analyse et traitement des données

Les approches visant la conservation des friches qui offrent des attributs de qualité pour la faune et la flore sont rares au Québec. Il est connu que les friches qui ont une forme régulière et non allongée, couvrent des superficies importantes et sont situées ailleurs que dans les emprises de ligne électrique sont plus propices à la faune (Ribic et collab., 2009) que les friches linéaires, moins pertinentes à intégrer dans un exercice de priorisation. Les espèces associées aux friches

forestières sont d'ailleurs plus abondantes au centre qu'au pourtour des parcelles; certaines espèces peuvent être sensibles à la fragmentation des habitats (Knick et Rotenberry 1995; Schlossberg et King 2008). Dans l'optique où l'on souhaite déterminer des friches d'intérêt pour la conservation, une sélection de friches « adéquates » a été faite *a priori* afin d'exclure celles offrant un potentiel réduit pour la conservation de la biodiversité. Les friches adéquates sont celles qui remplissent les critères suivants :

- Superficie minimale de plus de 5 ha;
- Habitat d'intérieur avec un pourcentage de friche intérieur supérieur à 50 % (largeur de bordure de 25 m).

Parmi l'ensemble des friches présentes sur la cartographie de l'occupation du sol des Basses-terres du Saint-Laurent (n=133 323), ce sont 1 288 friches adéquates qui ont ainsi été retenues pour les analyses (figure 14). À noter que les deux seules friches situées dans le contexte de mise en place 3FA_B02 (contexte fluviatile actuel de la Plaine du moyen Saint-Laurent) ainsi que les deux friches situées dans l'archipel de L'Isle-aux-Grues ont été attribuées au contexte terrestre voisin (6D_B02, contexte littoral de la Plaine du moyen Saint-Laurent).

La superficie des friches adéquates s'étendait de 5 à 228 ha, mais seulement 15 de ces friches couvraient plus de 100 ha. La superficie moyenne des friches était de 17 ha. Le tableau 13 illustre les statistiques descriptives de la superficie des friches adéquates dans chaque contexte de mise en place régional.

13.3.2. *Priorisation des friches*

Pour compléter l'analyse de sélection qui a permis de déterminer les friches ayant un intérêt élevé pour la conservation, une analyse multicritère de priorisation a été réalisée pour déterminer les friches additionnelles qui permettent d'atteindre le seuil de 20 % de représentativité spatiale dans chaque contexte de mise en place. Des critères principaux et secondaires ont été choisis et, comme dans le cas de l'analyse de fragments forestiers, une valeur de conservation a été attribuée à chaque friche en calculant d'abord la valeur brute et normalisée de chaque critère à l'échelle de chacun des contextes de mise en place régionaux. Les valeurs normalisées des critères principaux ont ensuite été additionnées et des classes de priorité principales ont été formées en utilisant la méthode des bris naturels (quatre classes). Puis la sommation des valeurs normalisées des critères secondaires de chaque friche a ensuite été effectuée à l'intérieur de chacune de ces classes de priorité principales. Les friches ont ensuite été ordonnées selon leur valeur de conservation et celles permettant d'atteindre le seuil de 20 % de représentativité ont été retenues en ordre décroissant. Deux critères principaux et trois critères secondaires ont été retenus (tableau 14).

Tableau 13. Statistiques descriptives de la superficie des friches adéquates dans chaque contexte de mise en place régional

Contexte de mise en place	Nombre	Superficie (ha)					
		Totale	Moyenne	Écart-type	Quartile (1 ^{er} et 3 ^e)	Minimum	Maximum
1A_a_B01	133	1 818,4	13,7	12,3	7,0; 14,9	5,1	100,4
1A_a_B02	11	165,5	15,0	11,6	6,6; 18,6	5,6	45,4
1A_p_B01	118	2 753,9	23,3	28,2	8,2; 25,5	5,0	183,7
1A_p_B02	16	148,3	9,3	4,4	6,3; 11,3	5,0	22,4
3DB_B01	5	67,4	13,5	8,8	7,3; 19,1	5,9	26,2
3DB_B02	119	1 665,5	14,0	11,5	7,2; 15,7	5,1	87,1
3DB_B03	34	437,4	12,9	12,0	6,7; 12,9	5,0	63,3
3FA_B01	61	1 574,8	25,8	36,5	8,4; 27,9	5,1	227,6
3FB_B01	17	197,1	11,6	10,9	6,2; 12,3	5,1	50,1
3FB_B02	30	1 026,6	34,2	37,2	12,0; 48,4	5,2	147,5
3FB_B03	34	555,8	16,3	15,3	6,5; 17,6	5,2	65,5
3M_B01	51	843,3	16,5	11,3	8,8; 20,7	5,4	61,4
3M_B02	10	136,1	13,6	7,8	7,0; 20,3	6,2	26,0
5A_B01	178	3 920,6	22,0	25,7	7,9; 24,9	5,0	170,3
5A_B02	86	1 285,7	15,0	12,0	7,2; 16,9	5,1	65,1
5A_B03	85	1 344,7	15,8	13,9	7,2; 20,2	5,0	96,1
5S_B01	42	632,3	15,1	10,4	7,6; 19,6	5,2	50,4
5S_B02	130	1 601,5	12,3	7,3	6,9; 15,5	5,0	43,7
6D_B02	128	1 733,0	13,5	10,2	7,4; 15,4	5,0	78,9
Total	1 288	21 908,0	17,0	19,2	7,3; 18,0	5,0	227,6

Tableau 14. Critères principaux et secondaires retenus pour la priorisation des friches dans les Basses-terres du Saint-Laurent

Critères de priorisation principaux	Superficie
	Pourcentage de friche dans la zone tampon
Critères de priorisation secondaires	Forme
	Distance de milieux humides/aquatiques
	Distance d'une emprise de ligne électrique

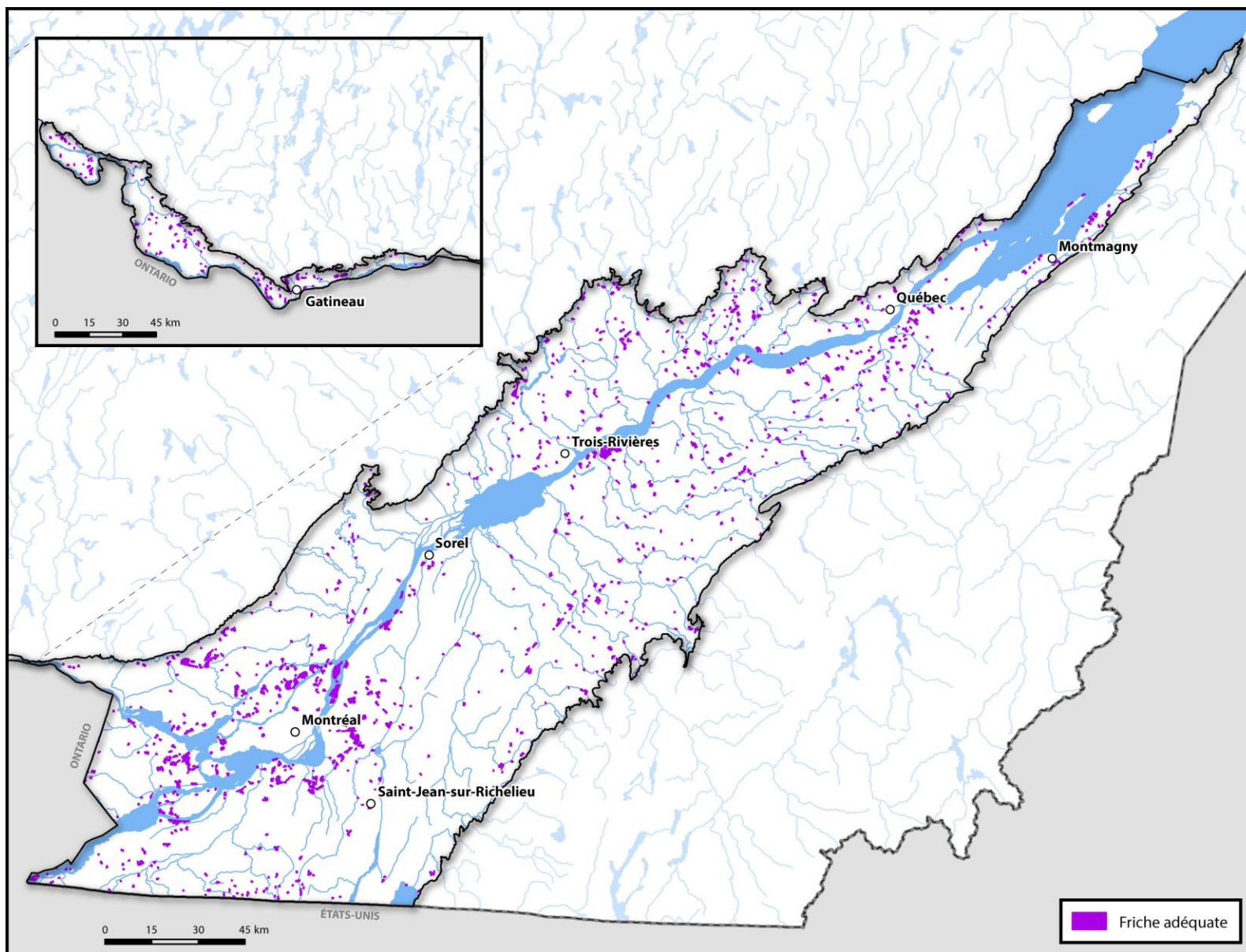


Figure 14. Localisation des 1 288 fiches adéquates dans les Basses-terres du Saint-Laurent

Les critères de priorisation retenus ont été comparés dans chaque contexte de mise en place régional au moyen d'analyses de corrélation de Pearson afin d'éliminer ceux qui peuvent être redondants ($r > 0,70$). Les résultats ont montré que les critères retenus ne sont pas corrélés entre eux, ce qui permet de conserver tous ces critères dans les analyses subséquentes.

13.3.2.1. Superficie

Comme mentionné précédemment, la superficie des friches influe directement sur la diversité des espèces fauniques et floristiques (The Northeast Upland Habitat Technical Committee 2006; Ribic et collab., 2009). Les friches de plus de 5 ha sont plus propices aux oiseaux (Jobin et collab., 2013), celles couvrant plus de 10 ha l'étant davantage pour combler les besoins de la paruline à ailes dorées (Dettmers, 2003).

13.3.2.2. Pourcentage de friche dans la zone tampon

Des friches entourées de milieux ouverts offriront des habitats de meilleure qualité à la faune associée à ce type d'habitat. Les friches de grande superficie et situées à proximité d'autres friches ou de milieux naturels variés hébergent des communautés fauniques et floristiques plus diversifiées (Dettmers, 2003; Tefft, 2006; The Northeast Upland Habitat Technical Committee, 2006). Il a été démontré que la densité des oiseaux est plus élevée dans les friches qui ont plus de 10 % de friches dans un rayon de 1 km (Lehnen, 2008 dans Environnement Canada, 2013a). Un minimum de 10 à 20 % de milieux ouverts en périphérie des friches est souhaitable (The Northeast Upland Habitat Technical Committee, 2006). À l'opposé, des friches situées en milieux urbains et périurbains sont souvent indicatrices de développements futurs (Voulligny et Gariépy, 2008). Le pourcentage de friches retrouvées dans une zone tampon de 1 km entourant les friches adéquates a été retenu comme un critère principal de priorisation.

13.3.2.3. Forme

Une parcelle d'habitats de forme régulière réduit la longueur des bordures et les possibles effets négatifs associés à cette caractéristique paysagère (Forman et Godron, 1986). De plus, les friches qui ont une forme régulière et non allongée dont la longueur des bordures avec les habitats adjacents est réduite sont plus propices à la faune que les friches de forme allongée (Ribic et collab., 2009; Jobin et collab., 2013). L'indice de forme calculé est le rapport entre le ratio du périmètre et de la superficie de la friche analysée et le ratio du périmètre et de la superficie d'un cercle de même superficie (McGarigal et Marks, 1995).

$$PER = [(PER_{friche}/SUP_{friche}) / (PER_{cercle}/SUP_{cercle})]$$

Où :

PER = valeur de l'indice de forme de la friche analysée

PER_{friche} = périmètre (m) de la friche analysée

SUP_{friche} = superficie (m²) de la friche analysée

PERcercle = périmètre (m) d'un cercle d'une superficie équivalente à celle de la friche analysée

SUPcercle = superficie (m²) d'un cercle d'une superficie équivalente à celle de la friche analysée

Dans le cas d'une friche circulaire, cet indice a une valeur de 1. Plus la forme de la friche analysée s'éloigne de celle d'un cercle parfait, plus la valeur de cet indice augmente.

13.3.2.4. Distance de milieux humides et aquatiques

Les milieux naturels qui bordent les milieux humides, incluant les friches, créent des zones tampons qui limitent les impacts du ruissellement des eaux usées ou des rejets agricoles. De plus, les friches sont des habitats de nidification pour de nombreuses espèces de canards qui fréquenteront ensuite les milieux humides et aquatiques adjacents comme habitats d'élevage des canetons (Gauthier et Aubry, 1995; Jobin et collab., 2013). Des friches situées à proximité de milieux humides et aquatiques auront donc une valeur de conservation plus élevée. Le critère retenu se mesure comme étant la distance linéaire du milieu humide ou aquatique le plus près de la friche faisant l'objet de l'analyse.

13.3.2.5. Distance d'une emprise de ligne électrique

Les friches situées près des emprises de ligne électrique favorisent le déplacement et le recrutement des espèces qui fréquentent ces habitats (The Northeast Upland Habitat Technical Committee, 2006). De plus, la paruline à ailes dorées, une espèce menacée au Canada (Environnement et Changement climatique Canada, 2016), a besoin d'une mosaïque d'habitats ouverts et semi-ouverts pour compléter son cycle de reproduction, les emprises de ligne électrique étant d'ailleurs fortement utilisées par cette espèce dans la région de la Montérégie (Regroupement QuébecOiseaux, 2015). Le critère retenu se mesure comme étant la distance linéaire de l'emprise de ligne électrique la plus près de la friche faisant l'objet de l'analyse.

13.3.3. Fiches situées dans des emprises de ligne électrique

La dynamique spatiale et temporelle de la végétation retrouvée dans les friches situées dans des emprises de ligne électrique fait en sorte que leur maintien dans le paysage nécessite des actions de gestion afin de les maintenir dans un état d'habitat ouvert (DeGraaf et Yamasaki, 2003; Tefft, 2006; Schlossberg et King, 2015). Les friches situées dans des emprises de ligne électrique ne feront donc pas l'objet d'un exercice de priorisation comme tel. Nous viserons plutôt à développer des modes de gestion qui permettent de considérer si possible les besoins des espèces associées aux friches dans les plans de gestion de la végétation des emprises de ligne électrique. À titre d'exemple, le Regroupement QuébecOiseaux et Hydro-Québec (par l'entremise de sa filiale TransÉnergie) ont amorcé des discussions à cet effet afin de considérer les besoins de la paruline à ailes dorées dans la région de la Montérégie (Regroupement QuébecOiseaux, 2015).

Pour les besoins de l'Atlas, les friches situées dans des emprises de ligne électrique ont été cartographiées en couplant l'information extraite de la cartographie de l'occupation du sol des Basses-terres du Saint-Laurent avec l'information géospatiale associée aux lignes de transport d'énergie provenant d'Hydro-Québec.

La largeur des emprises retenues a été modulée en fonction de la tension du courant électrique associée aux lignes (Hydro-Québec TransÉnergie, 2013).

Ligne à 49 kV monoterne : 20 m

Ligne à 315 kV biterne : 43 m

Ligne à 120 kV biterne : 30 m

Ligne à 735 kV monoterne : 80 m

La figure 15 montre un exemple des friches situées dans les emprises ainsi cartographiées et la figure 16 illustre la répartition spatiale des friches situées dans des emprises de ligne électrique dans les Basses-terres du Saint-Laurent.

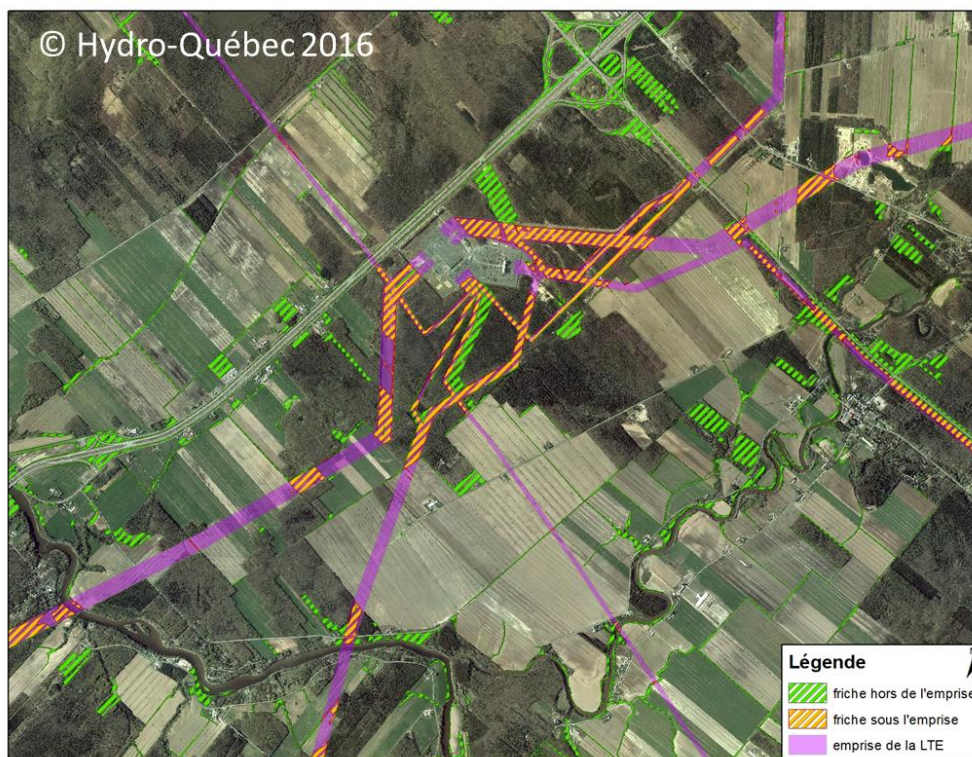


Figure 15. Exemple illustrant les friches situées dans des emprises de ligne électrique

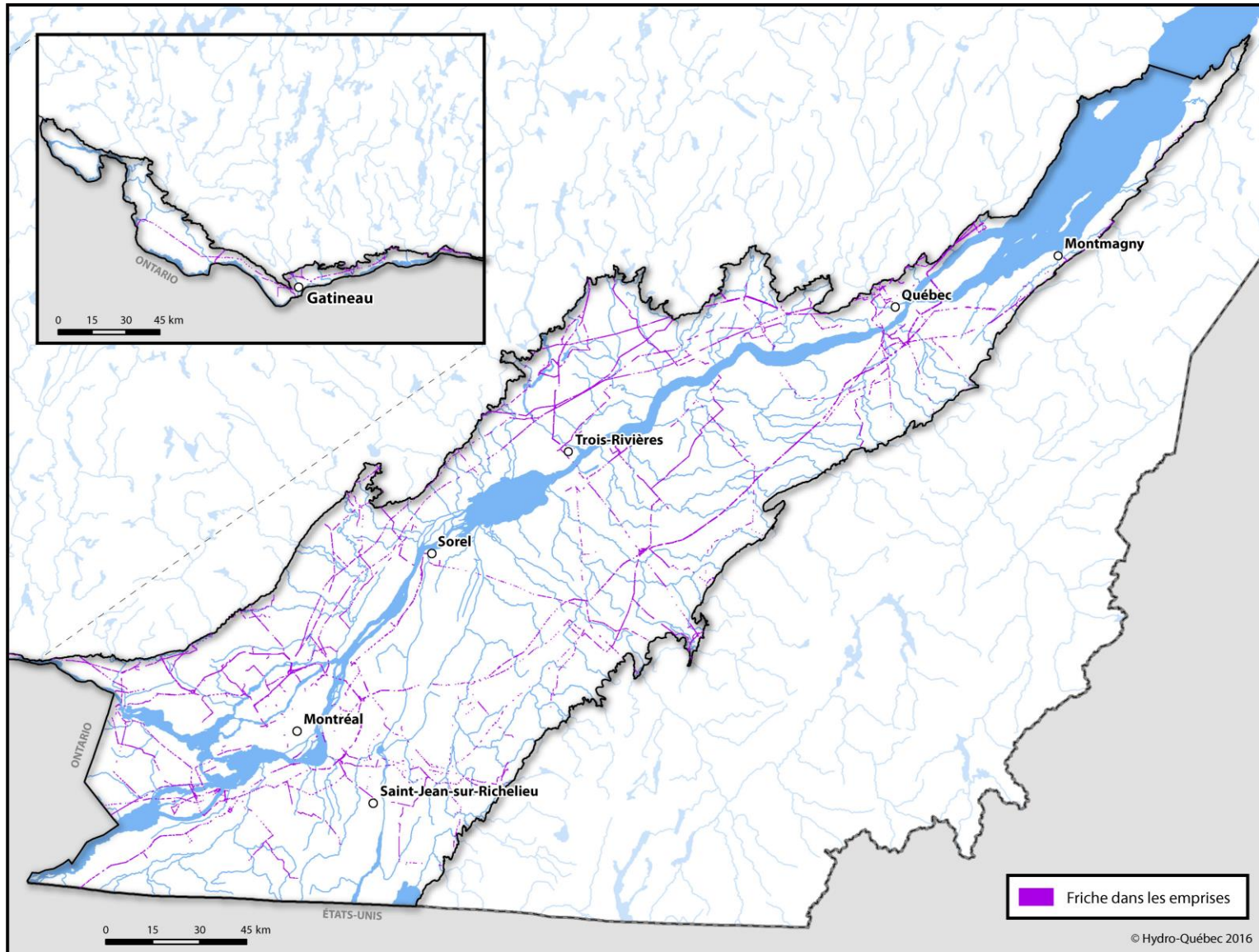


Figure 16. Localisation des friches situées dans les emprises de ligne électrique dans les Basses-terres du Saint-Laurent

13.4. Prairies agricoles

13.4.1. Unité d'analyse et traitement des données

Les efforts de conservation visant à maintenir une matrice agricole propice à la faune, et particulièrement aux oiseaux champêtres, nécessitent de déterminer les régions où la disponibilité des habitats est favorable et où les actions de conservation et de restauration des habitats seront les plus profitables (Morgan et Burger, 2008). De façon à déterminer les secteurs permettant d'atteindre les objectifs cités, une analyse de l'occupation du sol et de l'agriculture présente dans les Basses-terres du Saint-Laurent a été réalisée. La caractérisation du territoire agricole a été basée sur les données de la Financière agricole du Québec (FAQ) (2014) combinées aux classes agricoles d'Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) (2014). La limite spatiale des polygones provient de la FAQ et la classe d'occupation du sol provient en premier lieu des attributs des fichiers de la FAQ. Dans les cas où la classe d'occupation du sol n'était pas définie dans les données de la FAQ, cette information a été extraite du fichier d'AAC.

Les classes détaillées des types de cultures ont été regroupées dans des classes générales :

- Cultures annuelles (maïs, soya, céréales, maraîcher, etc.);
- Cultures pérennes (fourrages, pâturages);
- Cultures spécialisées (vergers, vignobles, petits fruits, etc.);
- Culture non définie.

Avant de procéder aux analyses, il a été nécessaire de déterminer les agents de fragmentation des cultures pérennes (fourrages et pâturages) puisque des parcelles de cultures pérennes qui sont disjointes dans le fichier de données original devraient en fait être fusionnées, cette distinction n'étant pas justifiée d'un point de vue écologique, du moins pour les oiseaux champêtres. Cette fusion de parcelles rapprochées les unes des autres permet ainsi de calculer de façon plus réaliste, par exemple, la taille moyenne des parcelles dans un territoire donné.

Les paramètres suivants ont été retenus pour déterminer les parcelles de cultures pérennes devant être fusionnées :

- 1) Parcelles distantes de moins de 50 m l'une de l'autre;
- 2) Parcelles séparées par des éléments du paysage non contraignants, essentiellement des milieux ouverts, soit des friches, des cultures annuelles, des milieux humides ouverts, de l'eau libre ainsi que des routes locales et nationales dont l'emprise est inférieure à 50 m.

La largeur de l'emprise de route fixée à 50 m rejoint celle retenue pour déterminer les agents de fragmentation des forêts pour les oiseaux forestiers dans la région du lac Saint-Pierre (Jobin et collab., 2013). Cette distance est basée sur la largeur des emprises au Québec; seules les emprises d'autoroutes (p. ex., autoroute 40) avec une largeur supérieure à 50 m (environ 65 à 90 m) ont été retenues comme agents de fragmentation. Les routes nationales (p. ex., route 138 et route 132) et régionales (p. ex., route 226 et route 349), pavées ou non, qui ont des largeurs moyennes de moins

de 35 m ne l'ont pas été. Ceci rejoint les observations de Forman et ses collaborateurs (2002) qui ont étudié la réponse de cinq espèces d'oiseaux champêtres (goglu des prés, sturnelle des prés, maubèche des champs, bruant sauterelle, bruant de Henslow [*Ammodramus henslowii*]) à la proximité de routes dont le débit de circulation est variable. Ils ont alors noté que seules les routes qui ont de forts débits quotidiens de véhicules (plus de 15 000 véhicules par jour) avaient un impact notable sur la répartition de ces espèces, ce débit étant observé seulement sur les autoroutes au Québec (voir le site du ministère des Transports du Québec à l'adresse transports.atlas.gouv.qc.ca/Infrastructures/InfrastructuresRoutier.asp). C'est ainsi que des parcelles de cultures pérennes séparées par une bande forestière de 40 m de largeur ne seront pas fusionnées, car les forêts sont un élément contraignant du paysage pour les oiseaux champêtres.

La détermination des régions des Basses-terres du Saint-Laurent qui offrent une matrice agricole favorable à la biodiversité, et particulièrement aux oiseaux champêtres, a été basée sur une analyse multicritère. L'unité d'analyse retenue est l'ensemble topographique, soit le niveau 5 du Cadre écologique de référence du Québec (figure 17).

Les Basses-terres du Saint-Laurent sont divisées en 665 ensembles topographiques. Parmi ceux-ci, 22 n'ont aucune parcelle agricole (p. ex., régions urbaines), de sorte que 643 ensembles topographiques ont été retenus dans les analyses, soit 325 ensembles topographiques dans la région naturelle B01 (Plaine du haut Saint-Laurent), en incluant les trois ensembles topographiques de la région N01 de Covey Hill, 287 ensembles topographiques dans la région naturelle B02 (Plaine du moyen Saint-Laurent), en incluant l'ensemble de la région X01 de l'archipel de L'Isle-aux-Grues, et 31 ensembles topographiques dans la région naturelle B03 (Plaine d'Ottawa).

La superficie des ensembles topographiques s'étend de 2,3 à 660 km², mais seulement 64 de ces ensembles couvrent plus de 100 km². La superficie moyenne des ensembles topographiques est de 47 km², ceux de la région B03 étant les plus vastes (68 km²), suivis de ceux de la région B01 (52 km²) et de ceux de la région B02 (39 km²). Le tableau 15 illustre les statistiques descriptives de la superficie des ensembles topographiques dans les régions naturelles.

Tableau 15. Statistiques descriptives de la superficie des ensembles topographiques dans les régions naturelles des Basses-terres du Saint-Laurent

Région naturelle	Nombre	Superficie (km ²)					
		Totale	Moyenne	Écart-type	Quartile (1 ^{er} et 3 ^e)	Minimum	Maximum
Plaine du haut Saint-Laurent (B01)	325	16 754	51,6	49,1	18,7; 68,7	2,3	310,0
Plaine du moyen Saint-Laurent (B02)	287	11 057	38,5	45,3	16,1; 51,0	3,5	660,0
Plaine d'Ottawa (B03)	31	2 112	68,1	38,3	42,7; 80,6	18,4	197,0
Total	643	29 923	46,5	47,6	18,3; 60,8	2,3	660,0

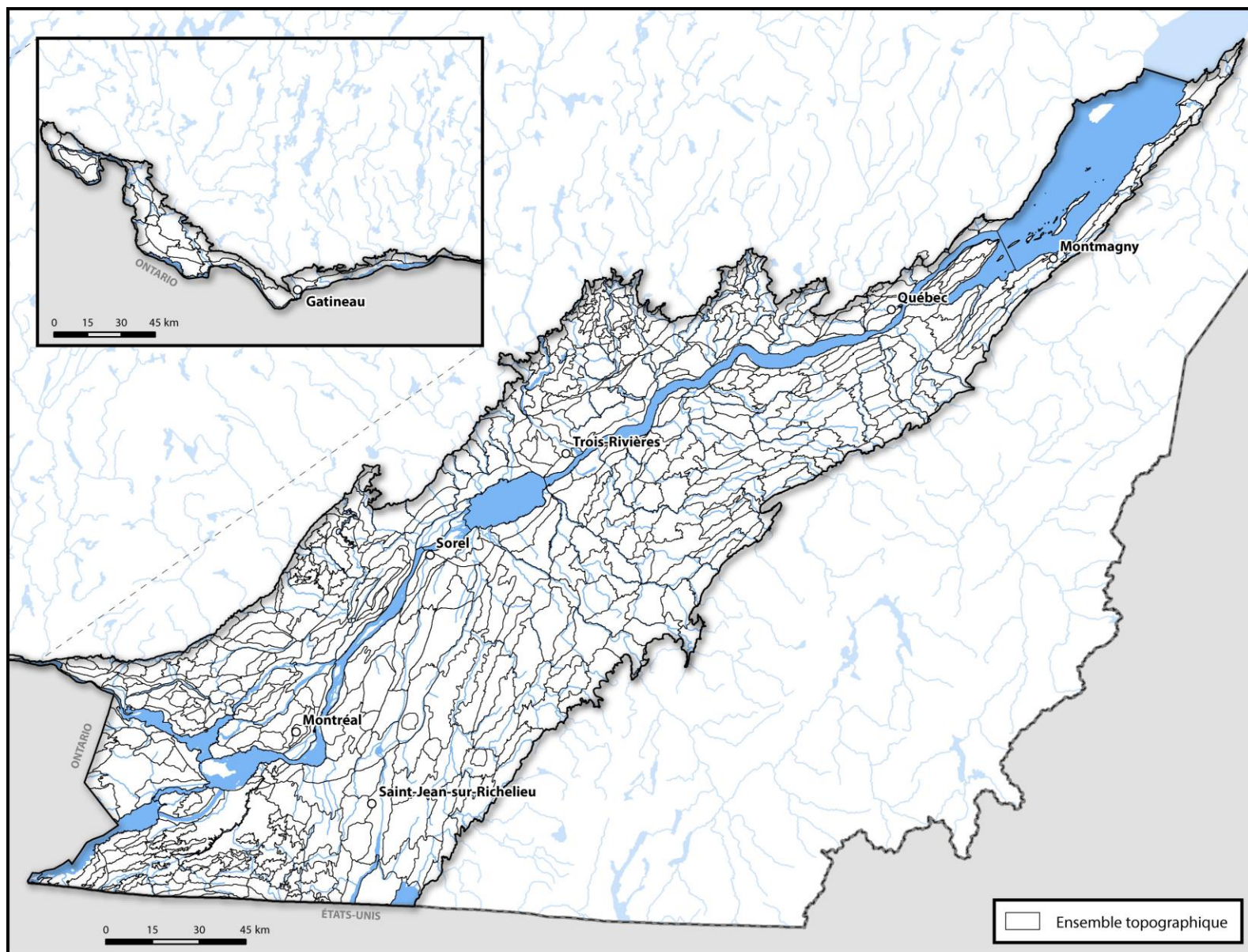


Figure 17. Ensembles topographiques dans les Basses-terres du Saint-Laurent (n=665)

13.4.2. Priorisation des prairies agricoles au sein des ensembles topographiques

Les analyses de priorisation ont été faites distinctement pour chaque région naturelle des Basses-terres du Saint-Laurent. Une analyse multicritère de priorisation a été produite pour déterminer les ensembles topographiques qui permettent d'atteindre le seuil de 20 % de représentativité spatiale dans chaque région naturelle. Des critères principaux et secondaires ont été choisis et une valeur de conservation a été attribuée à chaque ensemble en calculant d'abord la valeur brute et normalisée de chaque critère à l'échelle de chacune des régions naturelles. Les valeurs normalisées des critères principaux ont ensuite été additionnées et des classes de priorité principales ont été formées en utilisant la méthode des bris naturels (quatre classes). Puis la sommation des valeurs normalisées des critères secondaires de chaque ensemble a ensuite été effectuée à l'intérieur de chacune de ces classes de priorité principales. Les ensembles ont ensuite été ordonnés selon leur valeur de conservation et ceux permettant d'atteindre le seuil de 20 % de représentativité ont été retenus en ordre décroissant.

Les critères de priorisation retenus visent en premier lieu à maintenir une matrice agricole favorable aux oiseaux champêtres puisque plusieurs de ces espèces montrent un déclin marqué de leurs populations partout en Amérique du Nord. Certaines comme le goglu des prés, la sturnelle des prés et l'hirondelle rustique (*Hirundo rustica*) sont d'ailleurs désignées espèces en péril au Canada (COSEPAC, 2015). Les critères de priorisation retenus visent à déterminer les régions où 1) l'agriculture est bien présente, 2) les cultures pérennes abondent, 3) les milieux humides sont présents dans le paysage agricole. Quatre critères principaux et trois critères secondaires ont été retenus (tableau 16), plusieurs étant basés sur des indicateurs développés à l'échelle de la ferme dans des systèmes agricoles européens (Herzog et collab., 2012).

Tableau 16. Critères principaux et secondaires retenus pour la priorisation des ensembles topographiques dans les Basses-terres du Saint-Laurent

Critères de priorisation principaux	Pourcentage de milieux agricoles dans chaque ensemble topographique
	Importance relative des cultures pérennes dans l'ensemble topographique
	Pourcentage de cultures pérennes en périphérie (zone tampon de 1 km)
	Superficie moyenne des parcelles de cultures pérennes dans l'ensemble topographique
Critères de priorisation secondaires	Nombre de parcelles de cultures pérennes de plus de 100 ha
	Distance de chaque parcelle de cultures pérennes à un milieu humide
	Pourcentage de milieux humides en périphérie (zone tampon de 200 m)

Les critères de priorisation retenus ont été comparés entre eux distinctement pour chaque région naturelle au moyen d'analyses de corrélation de Pearson afin d'éliminer ceux qui peuvent être

redondants ($r > 0,70$). Les résultats ont montré que les critères retenus ne sont pas corrélés entre eux sauf pour quelques paires de critères dans la région de l'Outaouais pour lesquels la valeur du coefficient se situait entre 0,70 et 0,80. Tous les critères ont tout de même été conservés dans les analyses subséquentes.

13.4.2.1. Pourcentage de milieux agricoles dans chaque ensemble topographique

La superficie totale des milieux agricoles permet de déterminer les ensembles topographiques où l'agriculture est bien présente et, du même coup, de considérer en priorité les ensembles dominés par une matrice agricole. Ce critère est calculé comme suit :

$$\% \text{ de couverture agricole} = \frac{\text{Sup (ha) cultures annuelles} + \text{Sup (ha) cultures pérennes}}{\text{Sup (ha) de l'ensemble topo.}}$$

13.4.2.2. Importance relative des cultures pérennes dans l'ensemble topographique

Les paysages agricoles où dominent les cultures pérennes sont plus favorables aux oiseaux champêtres (Tews, 2008). De plus, il est bien connu que les cultures annuelles sont peu favorables aux espèces des milieux ouverts (Jobin et collab., 2007; Latendresse et collab., 2008b). Ce critère est calculé comme suit :

$$\text{Importance relative des cultures pérennes} = \frac{\text{Sup (ha) cultures pérennes}}{\text{Sup (ha) cultures annuelles}}$$

13.4.2.3. Pourcentage de cultures pérennes en périphérie (zone tampon de 1 km)

Une matrice agricole dominée par les cultures pérennes est favorable aux oiseaux champêtres. À l'opposé, des champs entourés de forêts sont moins favorables aux oiseaux champêtres (Shustack et collab., 2010; Environnement Canada, 2013a; Jobin et collab., 2013). Le pourcentage de cultures pérennes présentes dans un rayon de 1 km de chaque parcelle de cultures pérennes a d'abord été calculé et la moyenne de ces pourcentages a été retenue comme critère de priorisation des ensembles topographiques.

13.4.2.4. Superficie moyenne des parcelles de cultures pérennes dans l'ensemble topographique

Les oiseaux champêtres sont sensibles à la taille des parcelles d'habitats de nidification et plusieurs de ces espèces requièrent des parcelles de cultures pérennes dont la superficie est supérieure à 50 ha (McPherson et collab., 2009; Environnement Canada, 2013a; Jobin et collab.,

2013). La superficie moyenne des parcelles de cultures pérennes a donc été calculée pour chaque ensemble topographique.

13.4.2.5. Nombre de parcelles de cultures pérennes de plus de 100 ha

Les parcelles de cultures pérennes ayant une superficie de 100 ha favorisent la présence de la majorité des espèces d'oiseaux champêtres sensibles à la taille de leur habitat de nidification, tandis que celles de plus de 200 ha favorisent le maintien des populations nicheuses de la majorité de ces espèces (Environnement Canada, 2013a). Le nombre de parcelles de cultures pérennes dont la superficie est supérieure à 100 ha a donc été calculé pour chaque ensemble topographique.

13.4.2.6. Distance de chaque parcelle de cultures pérennes à un milieu humide

Plusieurs espèces fauniques requièrent des habitats complémentaires pour compléter leur cycle de vie. C'est le cas, par exemple, de nombreuses espèces d'amphibiens et de reptiles (Daigle et Jutras, 2005; Saumure et collab., 2007; Environnement Canada, 2013a) et de canards (Masse et Raymond, 1988; Gauthier et Aubry, 1995) qui fréquentent autant les milieux humides que les milieux herbacés adjacents pour la reproduction ou l'élevage de leurs jeunes (Environnement Canada, 2013a; Jobin et collab., 2013). Par exemple, Masse et Raymond (1988) ont montré que, dans la région du Haut-Richelieu, la totalité des nids de sarcelles à ailes bleues (*Anas discors*) et la moitié des nids de canards colverts (*Anas platyrhynchos*) étaient situés à moins de 100 m d'un milieu humide; une étude de même nature faite en Ontario a aussi montré que 90 % des nids de sauvagines se situaient à moins de 200 m d'un milieu humide (Henshaw et Leadbeater, 1998, dans Environnement Canada, 2013a). De plus, les cultures pérennes situées en périphérie des milieux humides créent des zones tampons qui réduisent le ruissellement des sédiments et des rejets agricoles (pesticides, fertilisants) dans ces écosystèmes. Pour ce critère de priorisation, la distance minimale entre chaque parcelle de cultures pérennes et le milieu humide le plus proche a été mesurée et la moyenne de ces distances a été calculée pour chaque ensemble topographique.

13.4.2.7. Pourcentage de milieux humides en périphérie (zone tampon de 200 m)

Tout comme la proximité des milieux humides à une culture pérenne est favorable pour de nombreuses espèces fauniques (voir le critère précédent), la présence de nombreux milieux humides dans le paysage environnant les zones cultivées accentuera ces avantages pour la faune (Environnement Canada, 2013a). La proportion de la superficie des milieux humides a d'abord été calculée dans une zone tampon de 200 m entourant chaque parcelle de cultures pérennes et la moyenne de ces proportions a ensuite été calculée pour chaque ensemble topographique.

13.5. Milieux aquatiques

Mise en garde : La cartographie et l'analyse des milieux aquatiques ne couvrent pas l'ensemble des Basses-terres du Saint-Laurent en raison de l'absence de données LIDAR pour certains secteurs. Les données LIDAR offrent un niveau de précision accrue pour calculer la pente locale et la largeur du chenal ainsi que la puissance spécifique, une variable interprétative importante du dynamisme hydrosédimentaire d'un cours d'eau. Les résultats pour les secteurs manquants seront diffusés ultérieurement, dès que les données LIDAR seront disponibles.

Pour favoriser le maintien de la biodiversité dans les Basses-terres du Saint-Laurent et préserver une diversité de types de milieux aquatiques représentatifs et abritant des habitats fonctionnels pour les espèces, on doit les aborder comme des « biotopes aquatiques ». Un biotope aquatique peut se définir comme un milieu géographique dont les caractéristiques physiques offrent des conditions nécessaires à la vie et au développement d'espèces qui vivent dans l'eau. Il se constitue à travers un ensemble de conditions qui varient dans l'espace et dans le temps, le long de gradients, par exemple de la tête d'un cours d'eau à son embouchure. Pour reconnaître la diversité des habitats aquatiques d'un territoire, il est important de pouvoir les cartographier, les décrire et les classer en tenant compte des facteurs qui gouvernent leur fonctionnement.

13.5.1. Cartographie et unité d'analyse

La cartographie des habitats aquatiques des Basses-terres du Saint-Laurent repose sur la cartographie des biotopes aquatiques, soit les unités écologiques aquatiques (UEA) qui correspondent à des portions du réseau hydrographique de surface qui présentent une certaine homogénéité en ce qui concerne leurs caractéristiques physiques. La structure, les fonctions et l'organisation des communautés vivantes aquatiques sont en grande partie déterminées par la structure et les processus qui déterminent le biotope (Frissel et collab., 1986). La spatialisation du biotope aquatique permet aussi de révéler la cohérence hydromorphologique de portions du réseau hydrographique et de faciliter l'intégration des connaissances sur les écosystèmes aquatiques. La cartographie proposée s'inspire des travaux de Frissell et ses collaborateurs (1986), qui abordent la spatialisation des écosystèmes aquatiques selon une approche écosystémique, comme celle véhiculée par le CERQ. La méthodologie détaillée sera disponible dans le rapport spécifique aux milieux aquatiques (Blais et collab., en préparation). Pour le présent Atlas, les UEA qui ont été considérées sont principalement des milieux lotiques, c'est-à-dire des cours d'eau.

13.5.2. Découpage et description

La ségrégation des UEA est étroitement liée à des changements dans les processus hydromorphologiques qui conditionnent les biotopes aquatiques et, plus précisément, les biotopes lotiques. Les variables qui permettent de distinguer les UEA sont principalement l'environnement d'écoulement (lentique, humide, lotique, estuarien), le substrat (rocheux,

argileux, semi-alluvial, alluvial), les formes alluviales (delta, cône, plaine alluviale) et les différents styles fluviaux (linéaire, rectifié, seuil-mouille, méandres, divagant, etc.). Ces différentes variables servent à délimiter et décrire les UEA et seront utilisées ultérieurement dans la typologie des biotopes aquatiques.

Plusieurs variables sont aussi compilées dans les UEA de manière systématique, comme l'altitude, l'ordre de Strahler, la puissance spécifique en crue, le dépôt en rive, l'alcalinité (modélisée), la température moyenne annuelle (modélisée) et la concentration en carbone organique dissous (modélisée). Des variables locales telles la largeur du cours d'eau et la pente d'écoulement sont aussi calculées, à partir des données LIDAR, sur des points de référence distants de 100 m du réseau hydrographique structuré. Enfin, des variables relatives au bassin versant sont cumulées à chaque point de référence, dont le ratio de drainage, l'aire et la pente moyenne du bassin versant et les proportions de classes géologiques.

13.5.2.1. Représentation cartographique

La représentation cartographique des UEA est basée sur le réseau hydrographique de surface linéaire 1:20 000 provenant de la Géobase du réseau hydrographique du Québec (GRHQ). Les UEA dont le bassin versant fait 50 km² et plus ont été délimitées par photo-interprétation en utilisant les orthophotos, les images Google Earth et les modèles numériques d'élévation LIDAR. Afin de capter les petits cours d'eau, les UEA dont le bassin versant fait moins de 50 km² et au minimum 5 km² ont été délimitées automatiquement à l'aide d'un algorithme détectant les cassures de pente. À l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent, les cours d'eau intermittents ne sont donc pas considérés dans la cartographie et l'analyse des milieux aquatiques. En fonction du territoire à couvrir, la représentation cartographique linéaire est préconisée pour la cartographie et l'analyse des UEA. Une délimitation en deux dimensions pourra être réalisée dans le cadre des stratégies de mise en œuvre des milieux aquatiques d'intérêt pour la conservation.

13.5.2.2. Territoire couvert

Pour le territoire des Basses-terres du Saint-Laurent, un total de 3 414 unités écologiques aquatiques ont été cartographiées, soit 1 348 photos interprétées et 2 066 délimitées de manière automatique (figure 18 et tableau 17), pour une longueur totale de 8 572 km de cours d'eau. La longueur moyenne des UEA photo-interprétées est de 2,87 km et celle des UEA délimitées de manière automatique est de 2,28 km. Il importe de préciser que les UEA rectifiées délimitées de manière automatique n'ont pas été intégrées dans l'analyse. Les cours d'eau rectifiés sont généralement entretenus mécaniquement. Comme ils sont fortement altérés, nous avons jugé plus pertinent de ne pas les considérer dans le cadre d'une typologie des cours d'eau fondée sur des caractéristiques naturelles.

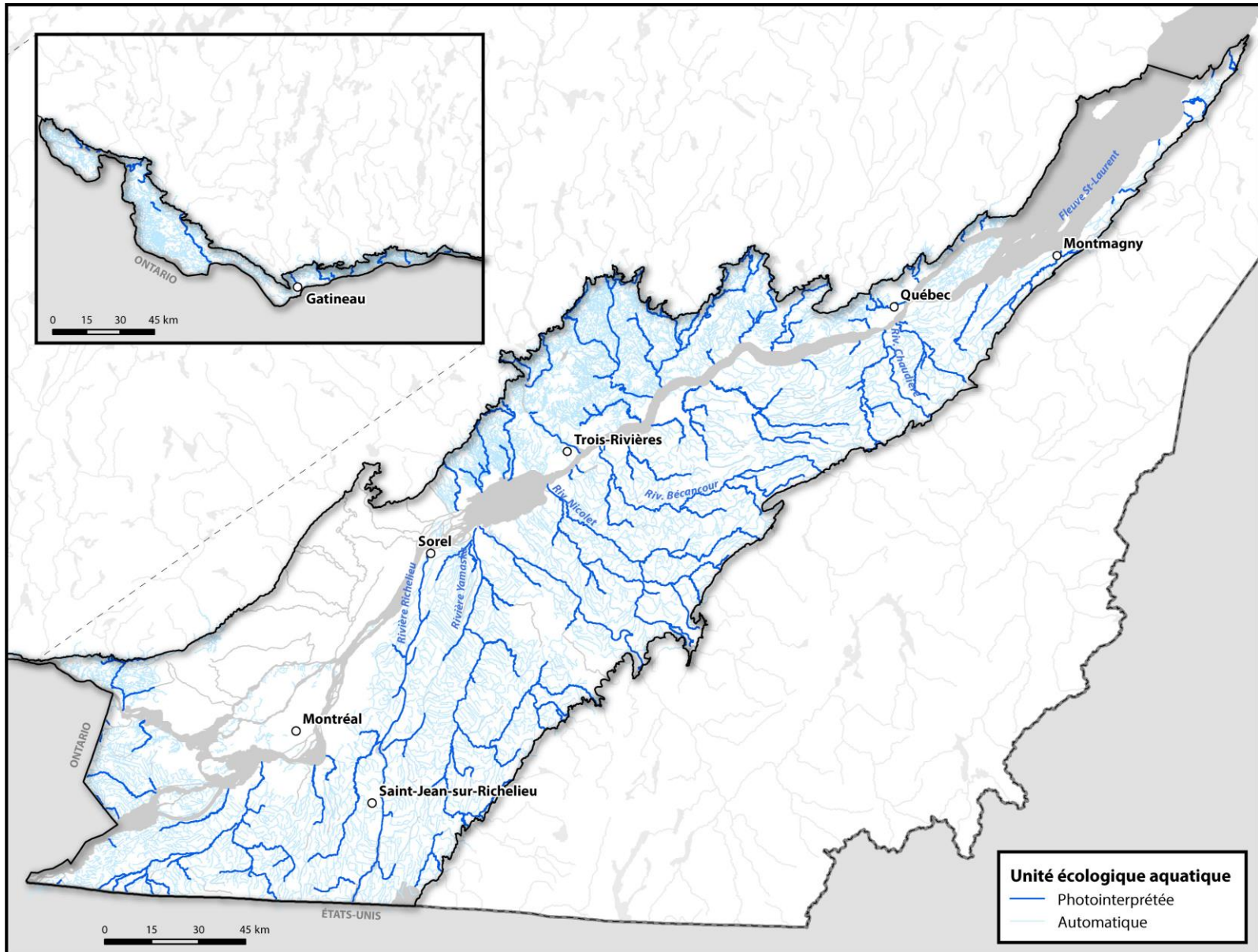


Figure 18. Unités écologiques aquatiques des Basses-terres du Saint-Laurent

Tableau 17. Unités écologiques aquatiques des Basses-terres du Saint-Laurent

Unités écologiques aquatiques		Longueur (km)				
Méthode	Nombre	Totale	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
Photo-interprétée	1 348	3 863,22	2,87	3,09	0,06	29,90
Automatique	2 066	4 708,62	2,28	2,27	0,01	21,29
Total	3 414	8 572,00				

La cartographie des UEA est intégrée au sein du Cadre de référence hydrologique du Québec, un outil produit par le MELCC qui regroupe des informations et des connaissances structurées sur les écosystèmes aquatiques du territoire québécois. Les UEA constituent donc l'unité d'analyse des biotopes aquatiques et servent à compiler dans l'espace des données de manière écologiquement cohérente.

13.5.3. Typologie et classification

L'un des objectifs de conservation poursuivis dans cet Atlas est de capter la diversité de l'ensemble des biotopes aquatiques des Basses-terres du Saint-Laurent à partir d'un seuil de représentativité de la biodiversité fixé pour le présent exercice à 20 %. La typologie des biotopes aquatiques permet de classer les cours d'eau qui partagent des caractéristiques communes. On suppose que ces similarités reflètent un fonctionnement particulier pour chacun des types de biotopes et que des associations particulières entre les espèces vivantes et les biotopes s'observent. La diversité des biotopes est donc utilisée comme proxy (indicateur indirect) pour exprimer la biodiversité à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent.

La typologie doit aussi permettre d'apprécier les différents facteurs clés du fonctionnement des biotopes aquatiques. Pour les cours d'eau, on reconnaît généralement cinq groupes de facteurs fonctionnels au sein de ces écosystèmes, soit les facteurs relatifs à l'hydrologie, l'hydraulique, l'hydromorphologie, la physicochimie et la biologie (Harman et collab., 2012). Les facteurs relatifs au vivant n'ont pas été considérés puisqu'ils sont grandement influencés par les activités humaines. Ils seront utilisés a posteriori pour interpréter les résultats de la typologie et valider si les classes représentent bien la variabilité spatiale du vivant.

13.5.4. Variables considérées

Comme les caractéristiques du biotope se définissent de manière multifactorielle, les variables à la base de cette typologie ont été sélectionnées de façon à représenter chacun des quatre groupes de facteurs. Ces variables sont la taille, la puissance spécifique, le substrat du lit, la forme alluviale, le style fluvial, l'alcalinité, le carbone organique dissous et la température (tableau 18). Plusieurs de ces variables ont aussi été utilisées dans la classification des cours d'eau de l'écorégion des Appalaches Nordiques et de l'Acadie réalisée par Conservation de la nature Canada (Millar et Olivero-Sheldon, 2017). Les méthodes détaillées pour calculer les

variables seront expliquées dans le rapport méthodologique spécifique aux milieux aquatiques (Blais et collab., en préparation) et sont présentées succinctement dans le présent rapport.

Tableau 18. Variables considérées pour la typologie des biotopes aquatiques

Facteurs	Variables	Substitut	Méthode
Hydrologie	Taille	Superficie du bassin versant	Analyse spatiale
Hydraulique	Puissance spécifique	Q, S, L (débit, pente, largeur)	Équation
Hydromorphologie	Substrat du lit	Substrat du lit	Photo-interprétation
	Forme alluviale	Forme alluviale	Photo-interprétation
	Style fluvial	Style fluvial	Photo-interprétation
Physicochimie	Alcalinité	Géologie, cultures à grands interlignes (GI), dépôt argileux	Modèle empirique
	Carbone organique dissous	Dépôt organique, pente, milieu humide, ratio de drainage	Modèle empirique
	Température	Température moyenne annuelle	Modèle empirique

13.5.4.1. Facteurs hydrologiques

Taille

La diversité des espèces aquatiques au sein d'un cours d'eau change spatialement le long du réseau hydrographique (Vannote et collab., 1980). Selon le concept de continuum fluvial (CCF) proposé par Vannote et ses collaborateurs (1980), la structure et les fonctions des communautés biotiques s'ajustent, dans l'espace et dans le temps, de manière analogue aux ajustements de l'habitat physique le long des gradients environnementaux. Par conséquent, des changements pourront être observés dans la structure des communautés biotiques de l'amont vers l'aval. La taille du bassin versant s'avère donc un indicateur pertinent pour évaluer la diversité des biotopes aquatiques à l'échelle d'un territoire. À une échelle locale, dans une étude visant à explorer les liens entre la diversité biotique, Vander Vorste et ses collaborateurs (2017) ont observé une augmentation substantielle de la diversité des espèces halieutiques et benthiques en fonction de la taille des cours d'eau. Bien que la pente de cette relation soit hautement significative, la quantité de variance expliquée est faible. Ceci suggère que d'autres facteurs sont plus importants que la taille pour expliquer la biodiversité à l'échelle locale, mais qu'elle constitue néanmoins un indicateur de fond pertinent. Le substitut utilisé pour illustrer cette variable est la superficie du bassin versant en kilomètre carré.

13.5.4.2. Facteurs hydrauliques

Puissance spécifique en crue

La puissance spécifique d'un cours d'eau est directement liée au transport de sédiments. C'est la puissance moyenne disponible à une colonne d'eau en condition de crue par unité de lit (Bagnold, 1966). Elle contribue à l'interprétation du dynamisme hydrosédimentaire d'un cours d'eau, un aspect fondamental du biotope. Elle est calculée en appliquant la formule suivante :

$$\omega = (g \rho Q S) / w \quad (W/m^2)$$

Variable	Description	Valeur	Unités
p	Densité de l'eau	1 000	kg/m ³
g	Accélération gravitationnelle	9,81	m/s
Q	Débit morphogène niveau plein bord	Variable	m ³ /s
w	Largeur de la rivière au niveau plein bord	Variable	m
s	Pente (m/m)	Variable	sd

Les valeurs de largeur du cours d'eau ont été modélisées, tandis que les valeurs de débit proviennent d'un appariement des stations de référence du réseau de suivi des niveaux et débits à chaque point de référence du réseau hydrographique selon la ressemblance à l'égard de certaines variables (pente moyenne du bassin, pourcentage de dépôt, eau, etc.). Cette méthode avait été développée avant l'arrivée des données de l'Atlas hydroclimatique du Québec produit par la Direction de l'expertise hydrique. Les débits provenant de l'Atlas hydroclimatique du Québec seront utilisés dans la prochaine version de l'Atlas.

13.5.4.3. Facteurs hydromorphologiques

Il est généralement reconnu que l'hydromorphologie des cours d'eau contrôle les structures et les fonctions du biotope aquatique (Schmitt et collab., 2011; Amoros et Petts, 1993; Florsheim et collab., 2008; Choné et Biron, 2016). Les caractéristiques faisant partie des facteurs hydromorphologiques, bien qu'interreliées, contribuent chacune de manière particulière à la détermination du biotope. Le style fluvial reflète les processus gouvernant l'équilibre hydrosédimentaire des cours d'eau et le substrat influence fortement la distribution spatiale de plusieurs espèces benthiques (Rabeni et Minshall, 1977). On reconnaît aussi certaines formes alluviales particulièrement utiles dans la détermination du biotope, à savoir les deltas et les cônes alluviaux.

13.5.4.4. Facteurs physicochimiques

Alcalinité

L'alcalinité de l'eau joue un rôle majeur dans la capacité d'un milieu aquatique à neutraliser les acides. Elle protège ainsi le biotope aquatique en tamponnant les apports acides susceptibles de faire varier le pH. L'alcalinité joue aussi un rôle important dans la distribution des plusieurs espèces vivantes (Hellquist, 1980). On observe aussi un lien positif entre l'alcalinité et la productivité de certaines espèces (Koetsier et collab., 1996). Par exemple, on note de manière générale une plus grande productivité des invertébrés dans les cours d'eau dont l'alcalinité est élevée (Osborn, 1981). L'alcalinité est obtenue par une modélisation empirique de la valeur médiane des huit mois de croissance des végétaux, soit de mars à octobre.

Carbone organique dissous

Le carbone organique dissous (COD) présent dans l'eau influe sur les processus biogéochimiques, la structure trophique, la productivité et le bilan carbone des écosystèmes aquatiques (Wetzel, 2001). En grande quantité, il limite la transparence de l'eau et peut ainsi avoir une influence sur les stratégies d'alimentation de certaines espèces. Il joue aussi un rôle majeur dans le régime thermique des lacs et de certains cours d'eau en limitant la pénétration de la radiation solaire. Le COD joue un rôle dans la réduction de la toxicité de certains contaminants en favorisant l'adsorption de ceux-ci sur les molécules chargées constituant le COD (Despault, 2016). Il peut aussi jouer un rôle dans la capacité tampon de l'eau. La concentration en COD est obtenue par une modélisation empirique de la valeur médiane des huit mois de croissance des végétaux, soit de mars à octobre.

Température

La température influence presque toutes les composantes des écosystèmes aquatiques. Par exemple, le métabolisme des poissons, qui sont exothermiques, est contrôlé par la température de l'eau. Celle-ci contrôle la vitesse à laquelle les processus biochimiques se produiront, depuis l'émergence des larves jusqu'au métabolisme de base des adultes. Les espèces ont pour la plupart des préférences d'habitats en ce qui concerne la température, ce qui fait de cet aspect l'un des déterminants fondamentaux du biotope et de la distribution spatio-temporelle des espèces. La température est obtenue avec un modèle régressif développé pour estimer cette variable de manière systématique sur le réseau hydrographique à partir des données disponibles de maximum d'une moyenne mobile de 30 jours des températures journalières maximales.

13.5.5. Méthode de classification

Pour produire les types de biotopes aquatiques, une méthode de classification hiérarchique a été utilisée pour constituer des groupes d'individus, soit les groupes d'UEA qui ont des caractéristiques semblables selon les variables considérées (taille, puissance spécifique, substrat du lit, forme alluviale, style fluvial, alcalinité, carbone organique dissous et température). Même si la méthode choisie est de type hiérarchique ascendant, il n'y a pas de hiérarchie dans les variables utilisées. Une telle structure permet de schématiser le résultat à partir des caractéristiques d'individus ou d'UEA typiques du groupe (soit les parangons) qui vont servir pour

la description de chaque type de biotopes aquatiques. Les différentes classes obtenues sont interprétées en utilisant des bornes ou seuils pour chacune des variables qui permettent d'apprécier la distribution des variables dans chaque groupe. Les données relatives au vivant (données sur le benthos, par exemple) sont pour leur part utilisées a posteriori dans une analyse canonique de redondance pour vérifier si les classes, c'est-à-dire les différents types d'habitats aquatiques, représentent bien la variabilité spatiale des communautés présentes (communautés benthiques, par exemple).

13.5.6. Typologie des UEA

Pour le territoire des Basses-terres du Saint-Laurent, la typologie des biotopes aquatiques résultant de cette classification comprend 48 classes distinctes (figures 19a et 19b; tableau 19). Les statistiques générales permettent de constater que certains types de biotopes aquatiques sont plus fréquents et que d'autres sont plus rares. Par exemple, le type 18 est un type de biotope aquatique commun des Basses-terres du Saint-Laurent. Il correspond à un cours d'eau à méandres de petite taille dont la puissance spécifique en crue est modérée et peu variable. Ce type de cours d'eau présente une alcalinité très élevée, une concentration en COD modérée et une température modérée à élevée. Le type 22 est quant à lui un type de biotope aquatique rare des Basses-terres du Saint-Laurent. Il correspond à un cours d'eau anastomosé de grande taille s'écoulant sur un substrat alluvial issu d'anciens deltas, dont la puissance spécifique en crue est très faible et peu variable. Ce type de cours d'eau présente une alcalinité ainsi qu'une concentration en COD modérées à élevées et une température de l'eau en été élevée.

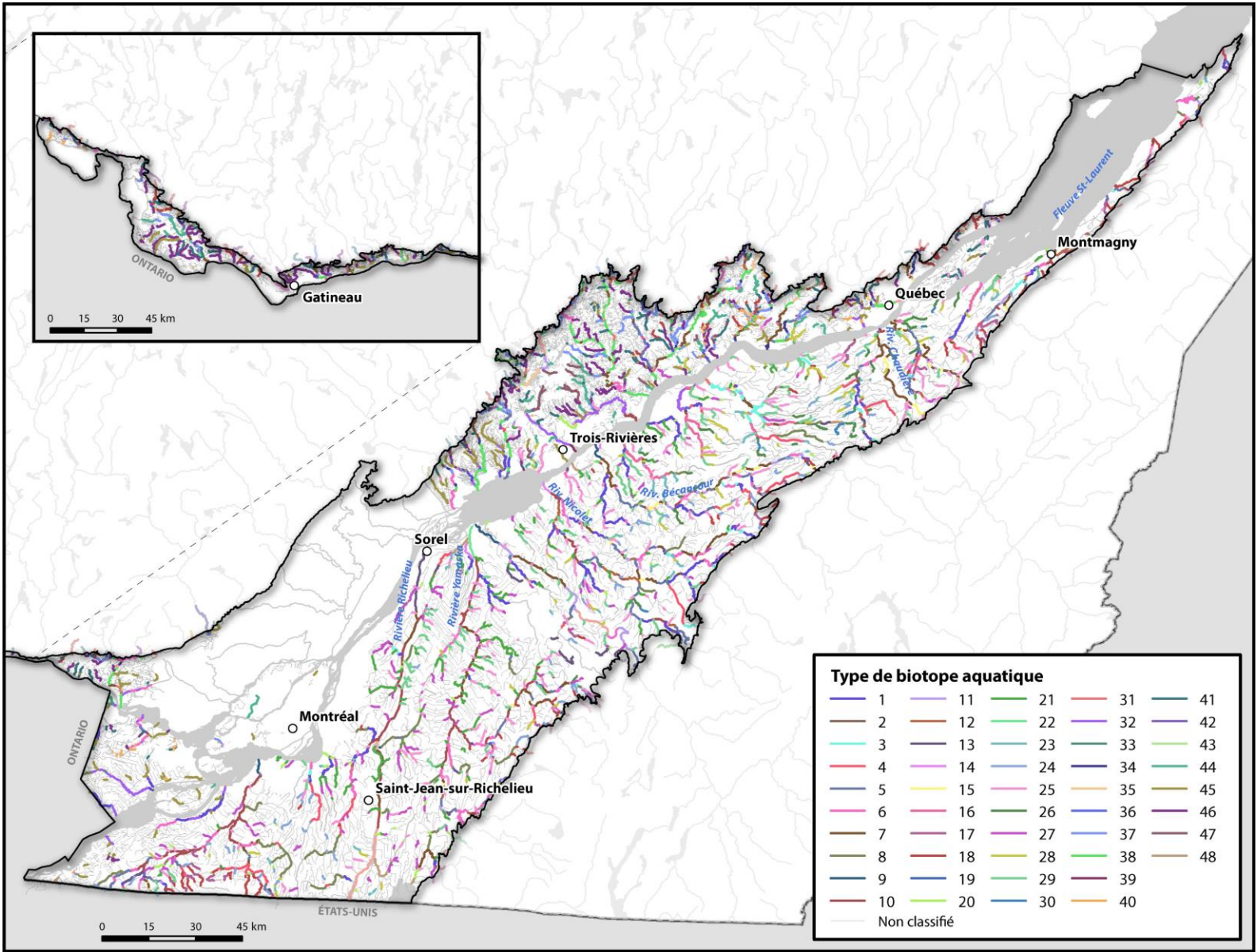


Figure 19a. Typologie des biotopes aquatiques des Basses-terres du Saint-Laurent

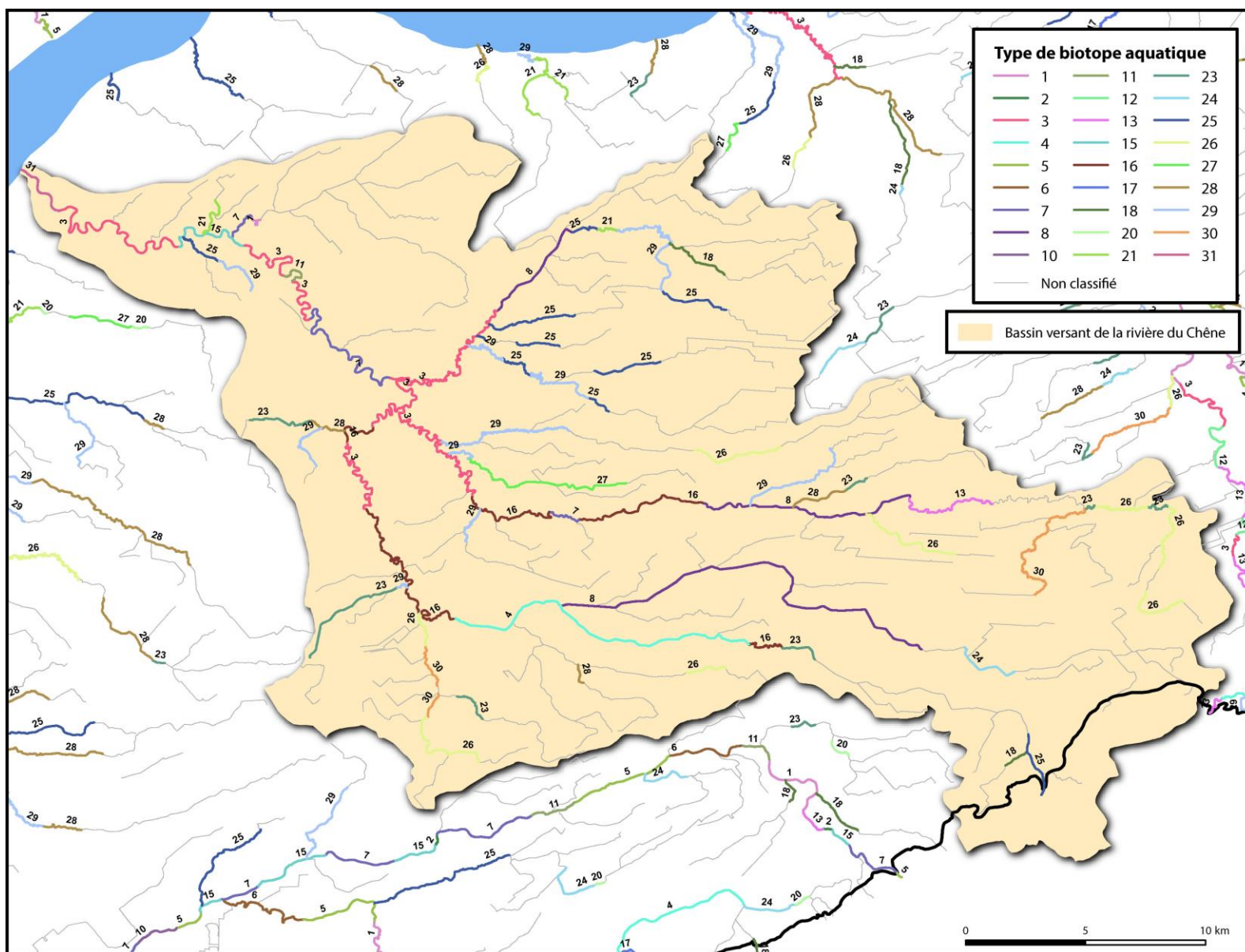


Figure 19b. Extrait de la typologie des biotopes aquatiques pour le secteur du bassin versant de la rivière du Chêne

Tableau 19. Statistiques générales pour la typologie des biotopes aquatiques des Basses-terres du Saint-Laurent

Type aquatique	Unités écologiques aquatiques		Longueur	
	Nombre	%	km	%
1	153	4,5	537,5	6,3
2	13	0,4	7,6	0,1
3	39	1,1	132,5	1,5
4	51	1,5	204,9	2,4
5	145	4,2	328,8	3,8
6	93	2,7	349,8	4,1
7	160	4,7	407,3	4,8
8	53	1,6	250,5	2,9
9	6	0,2	23,7	0,3
10	52	1,5	264,7	3,1
11	32	0,9	75,5	0,9
12	24	0,7	76,3	0,9
13	41	1,2	123,2	1,4
14	5	0,1	14,1	0,2
15	30	0,9	66,3	0,8
16	53	1,6	121,9	1,4
17	47	1,4	129,7	1,5
18	221	6,5	442,1	5,2
19	1	0,0	3,9	0,0
20	76	2,2	79,4	0,9
21	148	4,3	389,7	4,5
22	1	0,0	10,7	0,1
23	52	1,5	85,4	1,0
24	85	2,5	167,6	2,0
25	265	7,8	549,2	6,4
26	49	1,4	126,4	1,5
27	145	4,2	285,7	3,3
28	91	2,7	179,8	2,1
29	135	4,0	408,1	4,8
30	14	0,4	21,7	0,3
31	19	0,6	39,4	0,5
32	53	1,6	160,0	1,9
33	5	0,1	7,4	0,1
34	53	1,6	83,5	1,0
35	19	0,6	31,5	0,4
36	4	0,1	5,2	0,1
37	145	4,2	316,5	3,7

Type aquatique	Unités écologiques aquatiques		Longueur	
	Nombre	%	km	%
38	104	3,0	256,0	3,0
39	4	0,1	7,9	0,1
40	135	4,0	84,5	1,0
41	170	5,0	366,3	4,3
42	6	0,2	10,6	0,1
43	10	0,3	7,7	0,1
44	73	2,1	195,8	2,3
45	134	3,9	319,9	3,7
46	153	4,5	695,0	8,1
47	28	0,8	71,5	0,8
48	19	0,6	49,0	0,6
Total	3 414	100,0	8 571,8	100,0

Les variables descriptives de chaque type de biotopes aquatiques (les parangons) sont présentées succinctement à l'annexe F. Les descriptions détaillées seront présentées dans le rapport méthodologique spécifique aux milieux aquatiques (Blais et collab., en préparation).

13.5.7. Priorisation des milieux aquatiques

Pour déterminer et prioriser les UEA d'intérêt pour la conservation de la biodiversité qui permettent d'atteindre le seuil de 20 % de représentativité de chaque type de biotopes aquatiques, deux critères ont été retenus, soit la centralité et la naturalité (tableau 20).

Tableau 20. Critères retenus pour la priorisation des unités écologiques aquatiques

Critères	Centralité (représentation du type aquatique)
	Naturalité (locale et bassin versant)

13.5.7.1. Centralité (représentation du type aquatique)

La centralité est intégrée dans la priorisation pour tenir compte de la qualité de représentation de chaque UEA relativement au type de biotope aquatique auquel elle appartient. Lorsque l'on applique la typologie à l'ensemble des UEA des Basses-terres du Saint-Laurent, chaque UEA est plus ou moins semblable au type aquatique auquel elle est associée. Certaines UEA pouvant être très différentes du type, celles-ci sont classées comme des données aberrantes. Cette classe est attribuée aux UEA dont la distance euclidienne à l'unité centrale du groupe est supérieure à trois fois l'écart-type de la distance euclidienne moyenne du groupe.

13.5.7.2. Naturalité (locale et bassin versant)

La naturalité est intégrée dans la priorisation en considérant à la fois la naturalité locale du cours d'eau et celle de son bassin versant. Elles correspondent respectivement à la proportion occupée par des milieux naturels (forêts, milieux humides) dans une bande de 15 m des cours d'eau et à l'échelle du bassin versant. Ces deux variables sont agrégées en multipliant l'une par l'autre afin de représenter la naturalité globale de chaque UEA. La multiplication a été préférée à l'addition, car elle favorise les UEA ayant des valeurs élevées pour les deux variables.

13.5.8. Méthode de calcul

Pour chacun des 48 types de biotopes aquatiques, les UEA sont ordonnées selon le critère de naturalité (du plus grand au plus faible). Les UEA de plus grande naturalité et qui représentent bien le type de biotope aquatique (dont la distance euclidienne moyenne est inférieure à trois fois l'écart-type) sont sélectionnées en premier jusqu'à concurrence de 20 % de la longueur totale de chaque type de biotope. Puisque les UEA d'intérêt pour la portion sud des Basses-terres du Saint-Laurent avaient déjà été sélectionnées dans la version préliminaire, l'exercice de priorisation a été relancé uniquement pour les UEA de la portion nord des Basses-terres du Saint-Laurent et de l'Outaouais.

13.6. Analyse multicible

L'analyse multicible vise à illustrer les territoires où se concentrent les milieux d'intérêt de l'aire d'étude. Le but de cet exercice est de déterminer s'il existe des régions où se concentrent des mosaïques d'écosystèmes de haute qualité. Il serait ainsi possible, par exemple, de déterminer si les objectifs de protection des éléments du filtre fin et de représentativité des écosystèmes peuvent être atteints pour chaque contexte de mise en place et à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent avec un minimum de sites clés, et d'orienter les actions de conservation à l'échelle régionale en conséquence. Adéquatement protégées ou gérées, ces régions permettraient, d'une part, d'augmenter la contribution du réseau des aires protégées à la protection de la biodiversité et, d'autre part, d'encourager l'adoption de pratiques d'utilisation du territoire qui favorisent le maintien de la biodiversité. Il existe potentiellement plusieurs autres approches qui pourront être testées pour effectuer ce type d'analyse, dont la compilation des territoires d'intérêt au sein d'unités de référence spatiale d'un niveau de perception plus fin, tels les ensembles topographiques.

L'analyse multicible proposée ici combine les résultats des analyses réalisées pour les milieux forestiers, les milieux humides, les friches et les milieux aquatiques. Elle permet d'illustrer les territoires d'intérêt abritant une ou plusieurs cibles de conservation et dont la superficie est suffisamment grande pour assurer la survie des espèces représentatives des cibles de conservation et des processus écologiques qui les maintiennent. Il est donc possible que pour une région donnée, le regroupement de plusieurs sites d'intérêt géographiquement contigus puisse permettre d'optimiser le nombre de territoires à conserver.

La méthode est simple. Elle consiste à créer des assemblages constitués d'au moins deux cibles de conservation, lorsqu'elles sont contiguës, en regroupant les sites retenus pour les fragments forestiers, les complexes de milieux humides, les unités écologiques aquatiques et les friches.

14. Résultats

Étant donné que les données géospatiales associées aux milieux d'intérêt pour la conservation sont diffusées publiquement, les cartes montrant ici la répartition spatiale de ces sites sont présentées à titre indicatif. L'utilisateur pourra afficher et cadrer l'image à l'échelle spatiale désirée pour mieux situer la localisation de ces sites.

14.1. Fragments forestiers d'intérêt

Les fragments forestiers d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent comprennent ceux qui ont été sélectionnés selon les critères définis à la section 12.1, auxquels se sont ajoutés ceux retenus suivant les analyses de priorisation, et ce, jusqu'à l'atteinte des seuils de 20 % ou de 40 % (selon les cas) de représentativité spatiale dans chaque contexte de mise de place régional. L'objectif de représentativité spatiale de 40 % a été utilisé pour certains regroupements de types écologiques/groupements d'essences naturellement peu fréquents.

Le tableau 21 présente le nombre de fragments forestiers d'intérêt par contexte de mise en place régional. À l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent, 1 281 fragments forestiers ont été sélectionnés, auxquels s'ajoutent 274 fragments forestiers priorisés pour l'atteinte des objectifs de représentativité, pour un total de 1 555 fragments forestiers jugés d'intérêt. Le pourcentage de fragments retenus, en termes de nombre de fragments, par contexte de mise en place varie de 12,0 % à 71,7 %. À l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent, 24,4 % des fragments forestiers ont été jugés d'intérêt.

Le tableau 22 présente la superficie des fragments sélectionnés et priorisés à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent ainsi que par contexte de mise en place régional. À l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent, des fragments forestiers couvrant une superficie de 326 607 ha ont été sélectionnés, auxquels s'ajoutent 82 298 ha de fragments forestiers priorisés pour l'atteinte des objectifs de représentativité.

Un total de 408 905 ha de fragments forestiers a donc été retenu. Le pourcentage de la superficie couverte par les fragments retenus, calculé par rapport à la superficie totale des fragments présents au sein de chacun des contextes, varie de 48,9 % à 95,2 %. Toutefois, si l'on calcule ce pourcentage par rapport à la superficie terrestre totale des contextes de mise en place régionaux, ces pourcentages diminuent de façon très marquée. Ainsi, les fragments forestiers retenus occupent 14,3 % de la superficie terrestre des Basses-terres du Saint-Laurent. La superficie terrestre des contextes a été calculée en soustrayant de la superficie totale des contextes de mise en place la portion occupée par le fleuve Saint-Laurent et celle couverte par la rivière des Outaouais.

Tableau 21. Nombre de fragments forestiers retenus dans chaque contexte de mise en place régional

Contexte de mise en place régional	Nombre total de fragments	Nombre de fragments sélectionnés	Nombre de fragments priorisés 20 %/40 %	Nombre de fragments retenus	% de fragments retenus
1A_a_B01	622	127	13/0	140	22,5
1A_a_B02	20	11	0/0	11	55,0
1A_p_B01	732	111	19/0	130	17,8
1A_p_B02	144	21	8/1	30	20,8
3DB_B01	66	13	2/1	16	24,2
3DB_B02	495	72	25/1	98	19,8
3DB_B03	74	39	2/0	41	55,4
3FA_B01	106	74	2/0	76	71,7
3FA_B02	5	2	0/0	2	40,0
3FB_B01	150	27	4/2	33	22,0
3FB_B02	37	20	2/0	22	59,5
3FB_B03	197	102	4/0	106	53,8
3M_B01	295	64	7/0	71	24,1
3M_B02	86	18	5/0	23	26,7
5A_B01	1 055	145	67/4	216	20,5
5A_B02	459	54	29/2	85	18,5
5A_B03	416	223	5/0	228	54,8
5S_B01	371	49	14/1	64	17,3
5S_B02	648	40	37/1	78	12,0
6D_B02	402	69	14/2	85	21,1
Total	6 380	1 281	259/15	1 555	24,4

Les fragments forestiers retenus à l'étape de priorisation se démarquent par leurs grandes superficies, leurs interconnexions, de même que la présence d'écosystèmes forestiers d'une grande diversité et possédant des proportions importantes de forêts d'intérieur et de forêts matures. On peut également noter que les objectifs de représentativité de 40 % de certains regroupements de types écologiques/groupements d'essences considérés comme rares ont été en très grande partie réalisés après l'atteinte de l'objectif de représentativité général minimal de 20 % poursuivi pour l'ensemble des regroupements.

Tableau 22. Superficies (ha) des fragments forestiers retenus dans chaque contexte de mise en place régional

Contexte de mise en place régional	Superficie totale des fragments	Superficie des fragments sélectionnés	Superficie des fragments priorités 20 %/40 %	Superficie des fragments retenus	% de la superficie des fragments*	% de la superficie du contexte**
1A_a_B01	88 947,8	46 290,1	3 568,0/0	49 858,2	56,1	24,2
1A_a_B02	10 008,4	9 524,8	0/0	9 524,8	95,2	87,1
1A_p_B01	40 758,2	17 907,3	2 036,2/0	19 943,5	48,9	5,9
1A_p_B02	11 307,2	5 494,3	1 350,9/62,1	6 907,3	61,1	10,9
3DB_B01	5 410,6	2 688,6	181,1/91,7	2 961,4	54,7	24,1
3DB_B02	91 802,1	32 352,1	16 238,7/81,8	48 672,6	53,0	24,4
3DB_B03	14 624,1	12 616,1	405,5/0	13 021,7	89,0	40,9
3FA_B01	4 310,8	3 199,2	417,6/0	3 616,8	83,9	6,1
3FA_B02	1 085,0	1 020,7	0/0	1 020,7	94,1	56,9
3FB_B01	16 429,7	10 684,9	788,5/61,7	11 535,1	70,2	11,1
3FB_B02	2 704,3	2 343,2	24,1/0	2 367,3	87,5	8,3
3FB_B03	27 381,9	18 824,8	757,1/0	19 581,9	71,5	32,2
3M_B01	32 145,7	19 765,2	2 183,7/0	21 948,9	68,3	20,2
3M_B02	10 607,5	6 888,6	1 323,6/0	8 212,2	77,4	22,9
5A_B01	56 268,8	17 513,0	9 923,6/403,1	27 839,7	49,5	4,2
5A_B02	37 234,4	12 112,1	6 847,8/256,7	19 216,5	51,6	11,1
5A_B03	25 030,7	18 601,2	227,2/0	18 828,4	75,2	18,2
5S_B01	45 108,1	19 537,9	4 610,3/116,7	24 264,9	53,8	19,3
5S_B02	140 173,7	53 037,7	27 372,0/367,1	80 776,9	57,6	21,7
6D_B02	33 525,1	16 204,9	2 502,8/98,6	18 806,3	56,1	11,3
Total	694 864,0	326 606,8	80 758,7/1 539,5	408 905,1	58,8	14,3

* Pourcentage de la superficie des fragments forestiers présents au sein du contexte de mise en place régional qui ont été sélectionnés et priorités.

** Pourcentage de la superficie terrestre de chaque contexte de mise en place régional occupée par les fragments forestiers sélectionnés et priorités.

Ainsi, une superficie additionnelle très modeste de 1 539,5 ha a été requise pour atteindre l'objectif de 40 % à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent. En comparaison, une superficie de 80 758,7 ha de fragments forestiers, en plus des fragments forestiers sélectionnés, a été priorisée afin d'atteindre l'objectif de représentativité général de 20 %.

Le nombre de fragments forestiers sélectionnés par critère de sélection est donné dans le tableau 23. Les occurrences fauniques et les peuplements irremplaçables ont été les plus déterminants dans la sélection des fragments forestiers d'intérêt. Le contexte marin d'eau calme de la Plaine d'Ottawa (5A_B03) se distingue par le nombre particulièrement élevé de fragments sélectionnés en raison de la présence d'occurrences fauniques d'intérêt et, dans une moindre mesure, en raison de la présence d'aires protégées ou d'écosystèmes forestiers exceptionnels.

Tableau 23. Nombre de fragments forestiers sélectionnés avec chaque critère de sélection

Contexte de mise en place régional	Aire protégée publique ou privée	Fragment forestier irremplaçable*	Écosystème forestier exceptionnel	Occurrence floristique	Occurrence faunique
1A_a_B01	18	50	21	41	44
1A_a_B02	0	11	0	0	0
1A_p_B01	33	49	23	27	38
1A_p_B02	0	21	0	0	0
3DB_B01	0	13	0	0	0
3DB_B02	8	46	5	1	18
3DB_B03	4	16	3	3	29
3FA_B01	15	26	13	20	62
3FA_B02	2	2	2	0	1
3FB_B01	8	27	1	0	0
3FB_B02	8	13	4	0	0
3FB_B03	7	21	6	12	93
3M_B01	10	43	3	21	8
3M_B02	2	13	5	0	0
5A_B01	31	47	17	29	59
5A_B02	3	46	6	2	1
5A_B03	44	32	26	27	193
5S_B01	1	36	0	1	16
5S_B02	2	24	1	0	19
6D_B02	10	55	8	4	5
Total	206	591	144	188	586

* Fragments forestiers ayant obtenu une valeur d'irremplaçabilité de 1 calculée avec C-Plan

Les fragments forestiers sélectionnés et priorisés pour l'ensemble de l'aire d'étude sont illustrés à la figure 20. Parmi les fragments retenus, on note certains territoires déjà bien connus, dont l'ensemble des collines montérégiennes, le boisé dit du Fer-à-cheval situé au nord du mont Saint-Bruno ainsi que les collines de Covey qui chevauchent la frontière du Québec et celle de l'État de New York. Toujours dans la portion située au sud du Saint-Laurent, on peut également mentionner le secteur de Sainte-Marie-de-Blandford, dans la MRC de Bécancour, les boisés situés au sud-est d'Acton Vale, les boisés situés de part et d'autre de la rivière Saint-François entre Sherbrooke et Drummondville, les boisés situés de part et d'autre de la rivière Bécancour entre Saint-Louis-de-Blandford et Lyster ainsi que le boisé de la Seigneurie de Joly.

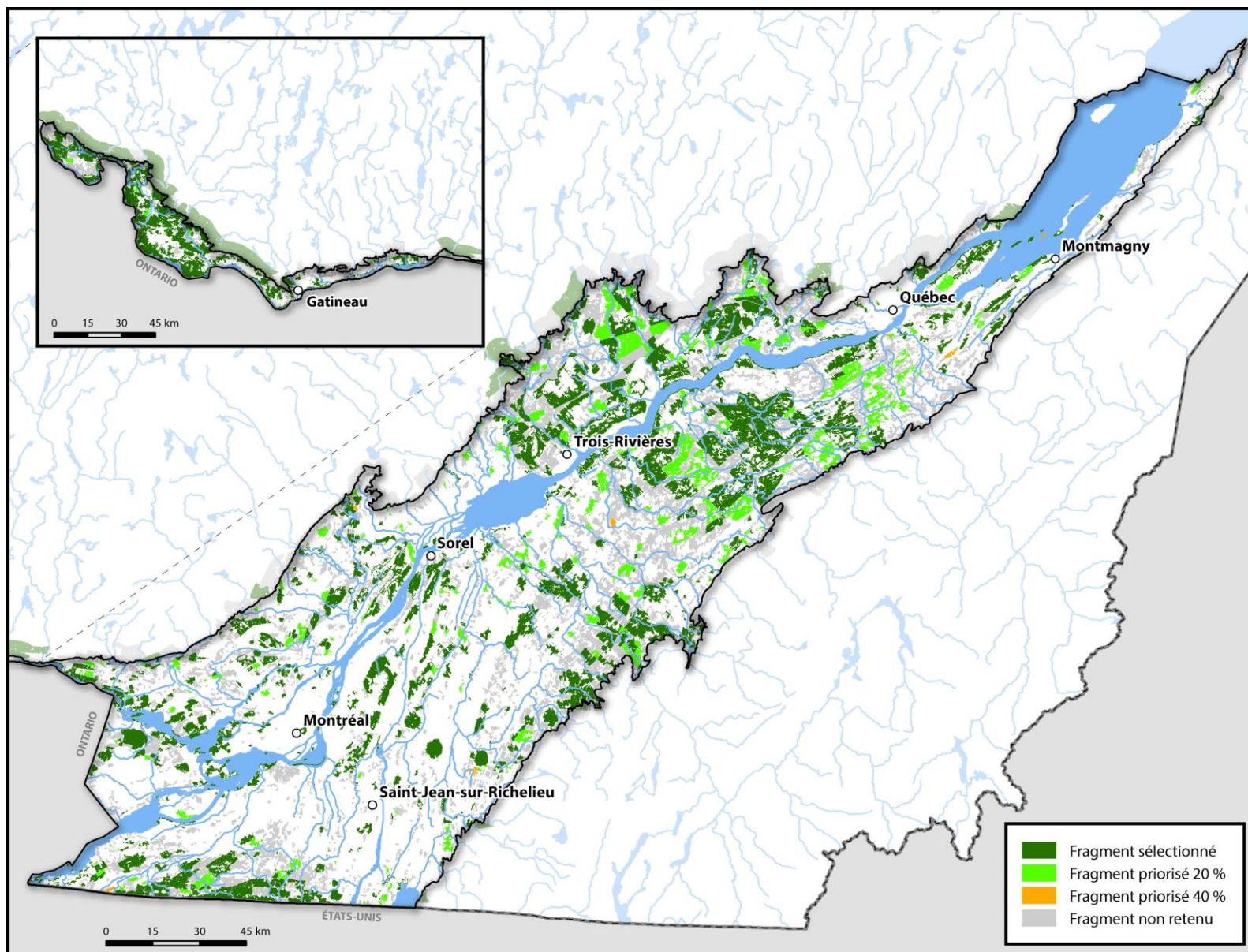


Figure 20. Répartition spatiale des fragments forestiers retenus comme territoires d'intérêt

Au nord du Saint-Laurent, les secteurs situés entre les municipalités de Saint-Adelphe et de Sainte-Anne-de-la-Pérade dans la MRC Les Chenaux, le secteur de Portneuf dans la MRC du même nom et le secteur de Saint-Félix-de-Valois dans la MRC de Matawinie figurent parmi les massifs retenus. De plus, le territoire situé de part et d'autre du Saint-Laurent en amont de Sorel-Tracy, incluant notamment le secteur des boisés associés aux tourbières de Lanoraie, se distingue également. Enfin, au sein de la vallée de la rivière Outaouais, les secteurs de Plaisance, de Portage-du-Fort, des rivières Quyon et Coulonge, de l'Île-du-Grand-Calumet et de l'Isle-aux-Allumettes, de même que ceux situés au sud et à l'est de l'Île-du-Grand-Calumet et celui se trouvant entre Norway Bay et Quyon ont été désignés comme boisés d'intérêt.

14.2. Complexes de milieux humides d'intérêt

La figure 21 illustre les résultats de la sélection et de la priorisation à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent. Un examen rapide de la carte permet deux constats. Premièrement, il est indéniable que les contextes de mise en place régionaux ont eu un rôle à jouer dans l'apparition des milieux humides en territoire québécois. Le contexte marin d'eau agitée (5S) se caractérise par de vastes plaines de sable fin. Le retrait graduel de la mer de Champlain a laissé derrière lui de nombreuses dépressions mal drainées où les tourbières ont pu s'installer. C'est de loin le contexte abritant le plus de milieux humides. Deuxièmement, le contexte fluvial actuel (3FA) est associé au réseau hydrographique existant. On y trouve donc de grandes étendues de milieux humides d'apparition plus récente que les tourbières, dont les marais bordant le lac Saint-Pierre.

À contrario, il est intéressant de constater la rareté des milieux humides dans certains contextes de mise en place pourtant favorables à leur apparition. C'est le cas des contextes marin (5A) et glaciaire plat (1A_p), caractérisés par la prédominance des dépôts d'argile. Ces sols au drainage généralement imparfait devraient favoriser l'apparition des milieux humides. Ici, le facteur confondant semble être l'activité agricole, qui est la principale cause de disparition des milieux humides dans les Basses-terres du Saint-Laurent (Pellerin et Poulin, 2013). Elle est également très présente dans les contextes glaciaire plat (1A_p), marin (5A) et fluvio marin (3M), ce qui explique sans doute la rareté des milieux humides dans ces secteurs. Le tableau 24 affiche le nombre de complexes de milieux humides retenus à chacune des étapes, et le tableau 25 expose ces mêmes résultats en termes de superficies. D'entrée de jeu, le résultat le plus évident est la prédominance de l'étape de sélection dans le processus de priorisation global. Cette étape sélectionne un tel nombre de complexes qu'elle réduit la portée de l'étape HB et rend, à un contexte près, l'étape Habitat inutile.

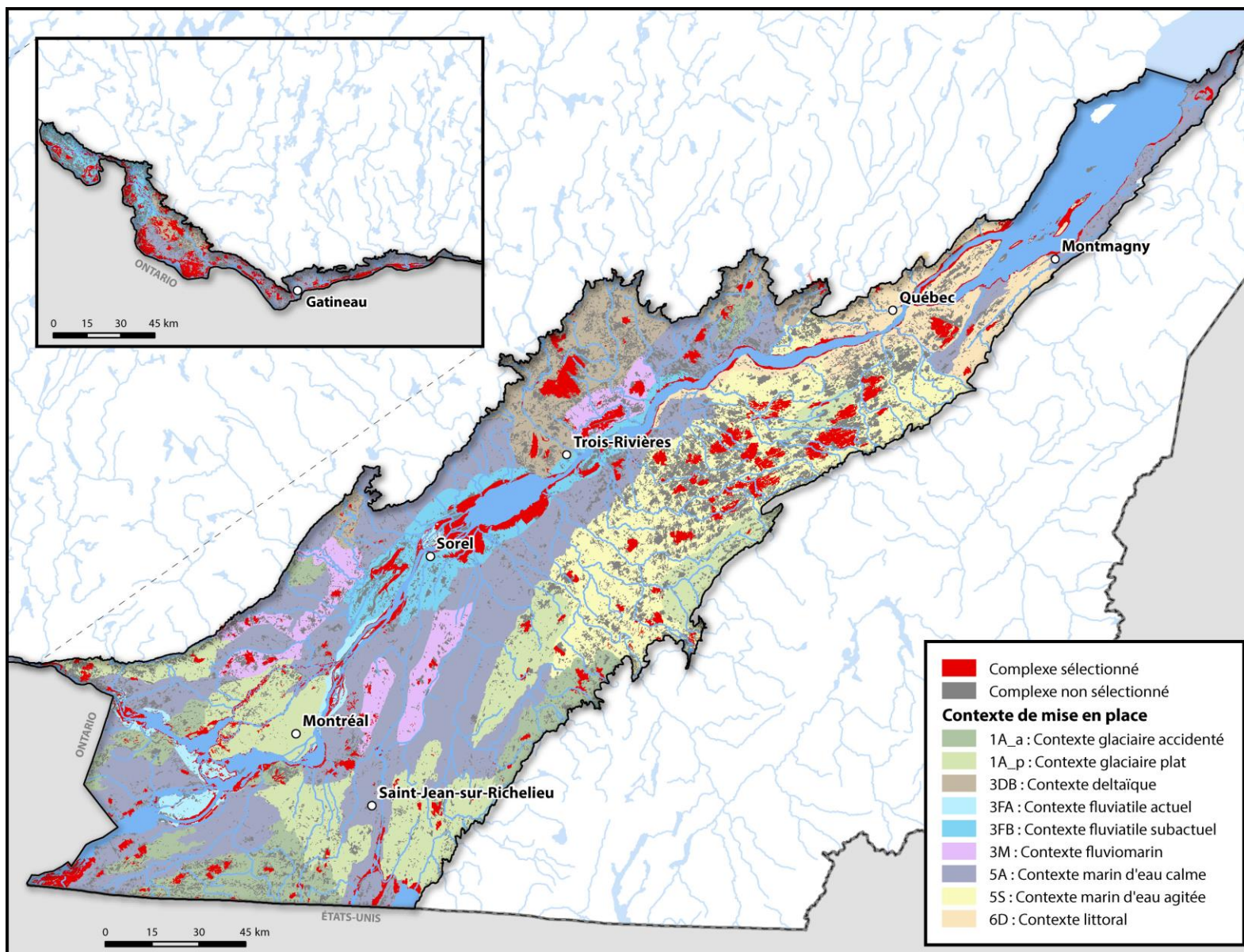


Figure 21. Répartition spatiale des complexes de milieux humides retenus comme territoires d'intérêt

Tableau 24. Nombre de complexes de milieux humides retenus dans chaque contexte de mise en place

Contexte de mise en place	Nombre de complexes de milieux humides	Nombre de complexes retenus à l'étape de sélection	Nombre de complexes priorités à l'étape HB	Nombre de complexes priorités à l'étape Habitat	Nombre total de complexes de milieux humides retenus	Pourcentage de complexes de milieux humides d'intérêt
1A_a	4 432	247	6	0	253	5,71
1A_p	4 587	444	8	2	454	9,90
3DB	6 556	292	1	0	293	4,47
3FA	1 748	778	49	0	827	47,31
3FB	3 515	521	12	0	533	15,16
3M	2 053	124	11	0	135	6,58
5A	11 485	2 237	1	0	2238	19,49
5S	8 082	190	6	0	196	2,43
6D	2 358	67	0	0	67	2,84
Total	44 816	4 900	94	2	4 996	11,15

Tableau 25. Superficies (ha) de complexes de milieux humides retenus dans chaque contexte de mise en place

Contexte de mise en place	Superficie totale des complexes	Superficie des complexes retenus à la sélection	Superficie des complexes priorités à l'étape HB	Superficie des complexes priorités à l'étape Habitat	Superficie totale des complexes retenus	% de la superficie totale des complexes
1A_a	20 075,82	6 626,44	363,27	0,00	6 989,71	34,82
1A_p	19 579,30	5 248,69	483,93	537,98	6 270,60	32,03
3DB	34 618,99	15 773,77	9,33	0,00	15 783,10	45,59
3FA	37 457,75	32 711,85	584,18	0,00	33 296,03	88,89
3FB	30 257,83	17 673,81	56,93	0,00	17 730,74	58,60
3M	14 431,64	6 949,78	150,46	0,00	7 100,24	49,20
5A	51 365,60	27 447,81	112,13	0,00	27 559,94	53,65
5S	95 685,38	33 526,61	747,04	0,00	34 273,65	35,82
6D	19 119,34	7 264,36	0,00	0,00	7 264,36	37,99
Total	322 591,65	153 223,12	2 507,26	537,98	156 268,36	48,44

Le rôle joué par l'étape de sélection s'explique d'abord par le nombre d'occurrences floristiques ou fauniques répertoriées dans les milieux humides (tableau 26). En effet, ces occurrences, à elles seules, sont responsables de la sélection de plus de 4 000 complexes, soit 80 % des complexes sélectionnés. Les milieux humides, par l'éventail des conditions abiotiques qu'on y trouve, se caractérisent souvent par une richesse particulière élevée et par la présence de nombreuses espèces rares ou peu communes recherchant spécifiquement des conditions intermédiaires entre les milieux terrestres et aquatiques (Mitsch et Gosselink, 2007).

Tableau 26. Nombre de complexes de milieux humides retenus par chacun des critères de sélection

Contexte de mise en place	Aire protégée publique ou privée	Occurrence floristique ou faunique	Écosystème forestier exceptionnel	Irremplaçabilité	Résultat global
1A_a	83	146	49	23	247
1A_p	149	325	67	18	444
3DB	16	250	7	30	292
3FA	176	693	47	10	778
3FB	73	463	16	21	521
3M	49	67	26	15	124
5A	478	2 040	122	52	2 237
5S	14	146	5	39	190
6D	23	44	1	10	67
Total	1 061	4 174	340	218	4 900

Ce rôle des milieux humides est exacerbé par les conflits d'usage caractéristiques des Basses-terres du Saint-Laurent, une région du Québec où l'on trouve à la fois les activités agricoles les plus intensives, les agglomérations urbaines les plus étendues et les conditions climatiques les plus propices à une biodiversité importante. Au final, les milieux humides de cette province naturelle constituent souvent des refuges pour la flore et la faune, d'où le nombre d'occurrences d'espèces menacées ou vulnérables qu'on y trouve. Cette étape sélectionne à elle seule plus de 45 % des superficies humides des Basses-terres du Saint-Laurent.

Si l'on fait abstraction de l'étape de la sélection, l'étape HB permet de prioriser un nombre de complexes humides relativement modeste, soit 171, mais ceux-ci sont généralement assez grands. Conséquemment, en l'absence de l'étape de sélection, l'étape HB permettrait de prioriser tout de même plus de 8 % des superficies humides des Basses-terres du Saint-Laurent. Lorsqu'on la place à la suite de l'étape de sélection, la part de l'étape HB est considérablement réduite. Les 94 milieux humides résiduels qui ne sont pas sélectionnés à l'étape précédente ne représentent que 2 507 ha, soit moins de 1 % des superficies humides des Basses-terres du Saint-Laurent.

Si l'on fait abstraction des étapes précédentes, l'étape Habitat permettrait de prioriser 1 189 complexes de milieux humides. Toutefois, cette étape a pour fonction de compléter la sélection des milieux humides d'intérêt jusqu'à concurrence de 20 % des superficies humides. Dans un contexte où les étapes précédentes sélectionnent déjà plus de 45 % des superficies humides, l'étape ne trouve son utilité que dans un seul secteur : le polygone de contexte glaciaire plat le plus à l'est des Basses-terres du Saint-Laurent. Considérant que cette étape contribue peu à la détermination finale des sites d'intérêt, une réflexion a été menée quant à la pertinence d'étendre sa cible, c'est-à-dire de viser la sélection de plus de 20 % des superficies humides. En effet, 623 des 1 189 complexes de milieux humides les plus prometteurs n'ont pas été retenus aux étapes précédentes. Ces 623 complexes couvrent plus de 10 000 ha, ce qui représente plus de 3 % de toutes les superficies humides des Basses-terres du Saint-Laurent. Au bout du compte,

cette idée a néanmoins été écartée. Les critères d'habitat retenus ne sont que des indicateurs d'habitat, alors que les occurrences floristiques et fauniques témoignent de la présence d'habitats réels. Les habitats d'importance se voient déjà accorder beaucoup de place dans la sélection, sans qu'il y ait besoin d'en rajouter.

Au final, le principal constat des travaux réalisés ici est le suivant : dans les Basses-terres du Saint-Laurent, il existe un tel nombre de complexes de milieux humides associés à des aires protégées, se distinguant par leur irremplaçabilité, abritant des occurrences floristiques ou fauniques d'intérêt et abritant des écosystèmes forestiers exceptionnels que leur sélection atténuée considérablement la portée des étapes subséquentes de priorisation (HB et Habitat). Ces étapes ne sont cependant pas dénuées d'intérêt. Il semble en effet qu'il y ait bien peu de chevauchement entre l'étape de sélection et les étapes suivantes. Ainsi, malgré le grand nombre de complexes sélectionnés, la sélection n'induit que 48 % des complexes jugés importants à l'étape HB.

En fait, si l'on écarte le caractère additif des différentes étapes pour les considérer toutes les trois sur un pied d'égalité, on constate que seuls 77 complexes de milieux humides sont retenus simultanément aux trois étapes, pour moins de 0,8 % des superficies humides des Basses-terres du Saint-Laurent. Un tel résultat souligne donc l'intérêt d'une méthode cumulative : une part de l'information pertinente liée à l'intérêt écologique des milieux humides serait perdue dans un processus de sélection ne s'intéressant qu'à une seule des trois étapes utilisées dans l'Atlas.

Il est également pertinent de mentionner que les efforts des botanistes ont longtemps été tournés vers les Basses-terres du Saint-Laurent, pour la diversité végétale qu'on y trouve, mais également pour la facilité d'accès de ces territoires. En dehors des Basses-terres du Saint-Laurent, il est raisonnable de penser que l'étape de sélection recenserait un nombre plus modeste de complexes de milieux humides. Les étapes subséquentes pourraient alors prendre tout leur sens.

14.2.1. La vallée de l'Outaouais

La détermination des territoires d'intérêt pour la conservation dans la vallée de l'Outaouais est un ajout important dans la présente version de l'Atlas. Ainsi, bien que la Plaine d'Ottawa (B03) ne représente que 8 % des Basses-terres du Saint-Laurent, on y trouve près de 14 % des complexes de milieux humides de notre territoire d'étude. Les résultats soulignent d'ailleurs le caractère unique de ce territoire en ce qui concerne les occurrences d'espèces floristiques et fauniques d'intérêt.

En effet, 1 958 complexes de milieux humides sont sélectionnés dans cette seule région, uniquement en raison de la présence d'occurrences fauniques et floristiques d'intérêt, comparativement à 2 216 complexes dans tout le reste des Basses-terres du Saint-Laurent. C'est donc dire que l'ajout des résultats de la vallée de l'Outaouais a presque doublé le nombre de complexes de milieux humides sélectionnés en raison de la présence d'occurrences fauniques et floristiques d'intérêt. Cet état de fait s'explique en bonne partie par le grand nombre d'habitats reconnus de quatre espèces animales en danger dans cette région : le petit blongios, la tortue géographique, la tortue mouchetée et la rainette faux-grillon de l'Ouest. Au final, ces résultats

soulignent le rôle majeur de la Plaine d'Ottawa en matière de conservation de la biodiversité à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent.

14.3. Friches d'intérêt

Les friches d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent sont celles qui ont d'abord été sélectionnées, auxquelles s'ajoutent celles retenues après les analyses multicritères de priorisation, et ce, jusqu'à l'atteinte du seuil de 20 % de représentativité spatiale dans chaque contexte de mise de place régional. Le tableau 27 montre le nombre de friches sélectionnées et priorisées qui permettent d'atteindre ce seuil de 20 % de représentativité. Au total, ce sont 198 des 1 288 friches adéquates qui présentent le plus d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent. Le seuil de 20 % était atteint ou dépassé en cumulant seulement la superficie des friches sélectionnées dans trois contextes de mise en place régionaux (3FA_B01, 5A_B01 et 5A_B03); toutes ces friches ont alors été retenues comme d'intérêt. La figure 22 illustre la répartition spatiale des friches d'intérêt pour l'ensemble des Basses-terres du Saint-Laurent.

Tableau 27. Nombre de friches adéquates retenues pour atteindre le seuil de 20 % dans chaque contexte de mise en place régional

Contexte de mise en place régional	Nombre de friches adéquates	Nombre de friches sélectionnées	Nombre de friches priorisées	Nombre de friches retenues	% de friches retenues
1A_a_B01	133	14	2	16	12,0
1A_a_B02	11	0	1	1	9,1
1A_p_B01	118	7	4	11	9,3
1A_p_B02	16	0	2	2	12,5
3DB_B01	5	0	1	1	20,0
3DB_B02	119	3	11	14	11,8
3DB_B03	34	4	1	5	14,7
3FA_B01	61	14	0	14	23,0
3FB_B01	17	0	1	1	5,9
3FB_B02	30	0	4	4	13,3
3FB_B03	34	0	3	3	8,8
3M_B01	51	3	4	7	13,7
3M_B02	10	0	2	2	20,0
5A_B01	178	32	0	32	18,0
5A_B02	86	0	7	7	8,1
5A_B03	85	35	0	35	41,2
5S_B01	42	2	4	6	14,3
5S_B02	130	4	13	17	13,1
6D_B02	128	3	17	20	15,6
Total	1 288	121	77	198	15,4

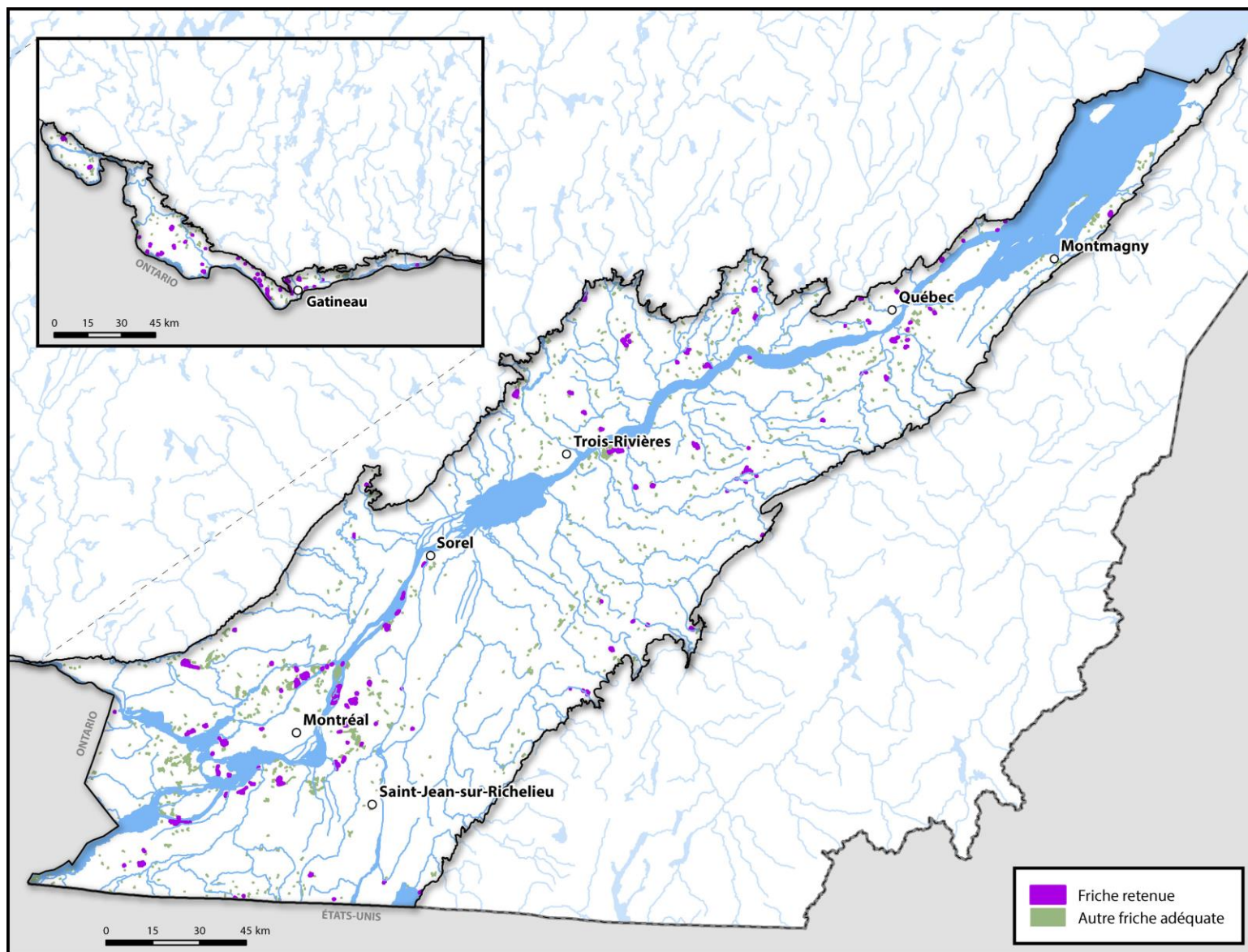


Figure 22. Répartition des 198 friches retenues dont la superficie cumulée permet d'atteindre le seuil de 20 % de représentativité dans chaque contexte de mise en place régional

Globalement, ce sont 15 % des friches qui sont jugées d'intérêt dans le territoire d'étude, cette proportion variant de 6 à 41 % selon les contextes de mise en place régionaux. La superficie totale des friches retenues représente le quart de la superficie totale des friches adéquates, cette proportion variant de 20 à 42 % selon les contextes de mise en place régionaux (tableau 28).

Tableau 28. Superficie totale des friches et superficie des friches retenues pour atteindre le seuil de 20 % de représentativité

Contexte de mise en place régional	Superficie (ha)				% Retenue	% Contexte
	Total	Sélectionnée	Priorisée	Retenue		
1A_a_B01	1 818,4	263,1	155,3	418,4	23,0	0,01
1A_a_B02	165,5	0,0	45,4	45,4	27,4	0,25
1A_p_B01	2 753,9	266,9	291,3	558,1	20,3	0,01
1A_p_B02	148,3	0,0	34,0	34,0	22,9	0,04
3DB_B01	67,4	0,0	26,2	26,2	38,8	0,32
3DB_B02	1 665,5	70,4	302,5	372,9	22,4	0,01
3DB_B03	437,4	82,2	13,2	95,4	21,8	0,30
3FA_B01	1 574,8	618,0	0,0	618,0	39,2	0,02
3FB_B01	197,1	0,0	50,1	50,1	25,4	0,02
3FB_B02	1 026,6	0,0	266,1	266,1	25,9	0,09
3FB_B03	555,8	0,0	129,3	129,3	23,3	0,19
3M_B01	843,3	85,7	121,1	206,7	24,5	0,02
3M_B02	136,1	0,0	45,9	45,9	33,7	0,09
5A_B01	3 920,6	1 018,1	0,0	1 018,1	26,0	0,00
5A_B02	1 285,7	0,0	259,1	259,1	20,2	0,01
5A_B03	1 344,7	569,2	0,0	569,2	42,3	0,47
5S_B01	632,3	28,9	102,8	131,7	20,8	0,02
5S_B02	1 601,5	36,7	285,3	322,0	20,1	0,01
6D_B02	1 733,0	19,0	328,1	347,1	20,0	0,01
Total	21 908,0	3 058,2	2 455,8	5 514,0	25,2	0,18

Plus de la moitié des friches sélectionnées l'ont été en raison de la présence d'espèces fauniques prioritaires (tableau 29), particulièrement dans la région de l'Outaouais (5A_B03) où se concentre la majorité des occurrences de tortue mouchetée et de rainette faux-grillon de l'Ouest au Québec. Ailleurs dans les Basses-terres du Saint-Laurent, c'est la présence de la rainette faux-grillon de l'Ouest, de la paruline à ailes dorées et de la tortue des bois qui dirige la sélection des friches d'intérêt, principalement dans les contextes 5A_B01, 1A_a_B01 et 3FA_B01. À noter enfin que plus de 40 % des friches sélectionnées l'ont été en raison de leur proximité à des aires protégées publiques ou privées.

Les friches d'intérêt sont principalement situées en périphérie des zones très urbanisées de la région de Montréal (Laval, Boucherville, Longueuil, La Prairie) et de Gatineau, et quelques grappes de friches d'intérêt sont localisées dans les régions de Bécancour, Plessisville et Lévis, de même qu'en Mauricie (Saint-Stanislas, Saint-Adelpe). On observe aussi un nombre élevé de friches d'intérêt dans la région du Pontiac, en Outaouais, en raison de la présence d'espèces

fauniques en péril. Autrement, les friches d'intérêt sont réparties çà et là sur le territoire des Basses-terres du Saint-Laurent.

Tableau 29. Nombre de friches sélectionnées avec chaque critère de sélection

Contexte de mise en place régional	Aire protégée publique ou privée	Occurrence floristique de haute valeur	Occurrence faunique de haute valeur	Global
1A_a_B01	6	2	6	14
1A_a_B02	0	0	0	0
1A_p_B01	7	0	0	7
1A_p_B02	0	0	0	0
3DB_B01	0	0	0	0
3DB_B02	0	0	3	3
3DB_B03	0	0	4	4
3FA_B01	9	1	5	14
3FB_B01	0	0	0	0
3FB_B02	0	0	0	0
3FB_B03	0	0	0	0
3M_B01	3	0	0	3
3M_B02	0	0	0	0
5A_B01	12	4	17	32
5A_B02	0	0	0	0
5A_B03	12	1	30	35
5S_B01	0	0	2	2
5S_B02	1	0	3	4
6D_B02	3	0	0	3
Total	53	8	70	121

14.4. Ensembles topographiques d'intérêt pour les prairies agricoles

Le tableau 30 montre les ensembles topographiques d'intérêt qui présentent des matrices agricoles favorables aux oiseaux champêtres dans les Basses-terres du Saint-Laurent, ces ensembles étant ceux qui permettent d'atteindre le seuil de 20 % de représentativité spatiale dans chaque région naturelle. Au total, ce sont 124 des 643 ensembles topographiques où des parcelles agricoles sont présentes qui sont retenus. La figure 23 illustre la répartition spatiale des ensembles topographiques d'intérêt.

Tableau 30. Statistiques descriptives des ensembles topographiques retenus pour atteindre le seuil de 20 % de représentativité dans chaque région naturelle

Région naturelle	Tous		Retenus		
	Nombre	Superficie (km ²)	Nombre	Superficie (km ²)	% Région
Plaine HSL (B01)	325	16 754	62	3 373	20,1
Plaine MSL (B02)	287	11 057	55	2 329	21,1
Plaine d'Ottawa (B03)	31	2 112	7	455	21,5
Total	643	29 923	124	6 157	20,6

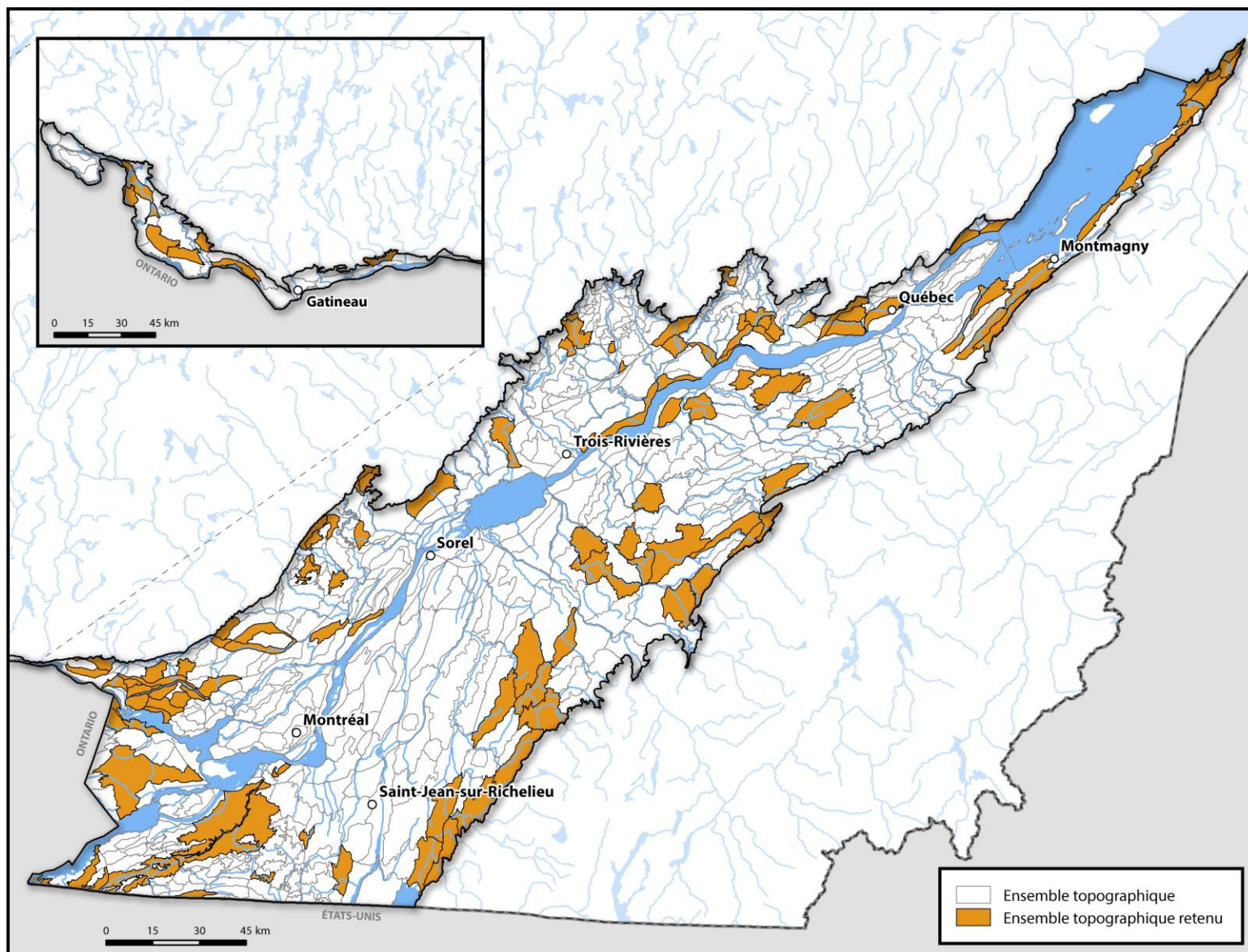


Figure 23. Répartition spatiale des 124 ensembles topographiques retenus dont la superficie cumulée permet d'atteindre le seuil de 20 % de chaque région naturelle

Dans la Plaine du haut Saint-Laurent (B01), les ensembles topographiques où l'on trouve des matrices agricoles favorables à la biodiversité se situent principalement sur le piémont des Appalaches (Farnham, Granby, Saint-Valérien-de-Milton), dans les régions de Saint-Polycarpe, de Saint-Placide/Oka, de Saint-Cléophas/Saint-Norbert et de la rivière Châteauguay. Dans la Plaine du moyen Saint-Laurent (B02), on trouve les ensembles topographiques qui présentent les matrices agricoles les plus favorables aux oiseaux champêtres et à la biodiversité dans les régions situées en bordure du fleuve Saint-Laurent (Lotbinière, Portneuf, Québec), sur la Côte-du-Sud, dans le Bas-Saint-Laurent, au Centre-du-Québec (Daveluyville) et sur le piémont des Appalaches (Victoriaville). Enfin, dans la Plaine d'Ottawa, six des sept ensembles topographiques retenus se situent dans la région du Pontiac, à l'ouest de la ville de Gatineau, une région reconnue pour héberger des matrices agricoles favorables aux oiseaux champêtres en raison de l'abondance des pâturages et des cultures pérennes associés à l'élevage de bovins de boucherie (Jobin, 2003).

Il est ici important de préciser que la détermination des régions qui montrent un intérêt élevé pour les oiseaux champêtres permet d'orienter les actions de conservation qui pourraient soutenir des populations viables de ces espèces en déclin. Toutefois, une analyse plus fine de la répartition spatiale des parcelles de cultures pérennes dans le paysage agricole sera nécessaire pour mieux comprendre la dynamique agricole régionale et mieux cibler les actions les plus pertinentes.

14.5. Milieux aquatiques d'intérêt

Puisque la couverture de données LIDAR était incomplète pour une partie des Basses-terres du Saint-Laurent située au nord du fleuve Saint-Laurent, certaines unités écologiques aquatiques n'ont pas fait partie de l'analyse des unités écologiques aquatiques d'intérêt pour la conservation de la biodiversité. Les unités écologiques aquatiques de la portion manquante seront donc intégrées ultérieurement, dès que les données LIDAR seront disponibles.

Les milieux aquatiques d'intérêt pour la conservation correspondent aux unités écologiques aquatiques (UEA) de chaque type de biotopes aquatiques priorisées en considérant la centralité et la naturalité jusqu'à l'atteinte d'un seuil de 20 % de représentativité. Le seuil de 20 % de représentativité par type de biotopes aquatiques correspond à 20 % de la longueur totale de chaque type. Les UEA retenues comme étant d'intérêt pour la conservation permettent de capter 20 % de la diversité des biotopes aquatiques à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent (tableau 31). Ce sont 712 UEA sur un total de 3 414, soit une longueur de cours d'eau de 1 877,9 km sur un total de 8 572 km, qui ont été sélectionnées pour la conservation de la biodiversité selon la méthodologie employée (figure 24). Le pourcentage réel de la longueur de cours d'eau par type de biotope aquatique varie de 20 % à 100 % dans certains cas. Effectivement, les types de biotopes aquatiques plus rares comptant seulement quelques UEA sont captés à 100 % (types 19 et 22).

Tableau 31. Statistique générale sur les unités écologiques aquatiques d'intérêt pour la conservation par type d'habitat aquatique

Type aquatique	Unités écologiques aquatiques des Basses-terres du Saint-Laurent		Unités écologiques aquatiques d'intérêt pour la conservation		
	Nombre	Longueur (km)	Nombre	Longueur (km)	Pourcentage réel longueur totale
1	153	537,5	35	113,4	21,1
2	13	7,6	6	3,8	50,2
3	39	132,5	9	32,1	24,2
4	51	204,9	9	40,4	20,0
5	145	328,8	28	65,7	20,0
6	93	349,8	22	76,0	21,7
7	160	407,3	43	85,3	20,9
8	53	250,5	12	53,8	21,5
9	6	23,7	2	7,3	30,8
10	52	264,7	17	65,0	24,6
11	32	75,5	6	21,5	28,5
12	24	76,3	6	26,7	35,0
13	41	123,2	10	27,5	22,3
14	5	14,1	2	4,1	29,4
15	30	66,3	7	15,3	23,1
16	53	121,9	12	24,7	20,2
17	47	129,7	7	25,6	20,0
18	221	442,1	44	88,8	20,1
19	1	3,9	1	3,9	100,0
20	76	79,4	19	28,6	36,0
21	148	389,7	28	83,3	21,4
22	1	10,7	1	10,7	100,0
23	52	85,4	11	17,0	20,0
24	85	167,6	18	34,8	20,7
25	265	549,2	46	111,5	20,3
26	49	126,4	7	24,5	20,0
27	145	285,7	26	58,7	20,5
28	91	179,8	18	41,8	23,3
29	135	408,1	23	89,8	22,0
30	14	21,7	3	5,4	24,9
31	19	39,4	4	14,6	37,0
32	53	160,0	5	46,2	28,8
33	5	7,4	2	3,0	40,4
34	53	83,5	16	16,7	20,0
35	19	31,5	9	7,5	23,9
36	4	5,2	2	2,7	52,4

Type aquatique	Unités écologiques aquatiques des Basses-terres du Saint-Laurent		Unités écologiques aquatiques d'intérêt pour la conservation		
	Nombre	Longueur (km)	Nombre	Longueur (km)	Pourcentage réel longueur totale
37	145	316,5	35	66,0	20,9
38	104	256,0	25	51,1	20,0
39	4	7,9	2	3,3	42,2
40	135	84,5	23	17,5	20,7
41	170	366,3	29	73,4	20,0
42	6	10,6	2	3,5	33,3
43	10	7,7	2	4,3	55,5
44	73	195,8	17	47,1	24,1
45	134	319,9	26	67,3	21,0
46	153	695,0	24	137,2	20,0
47	28	71,5	7	14,5	20,3
48	19	49,0	4	14,5	29,7
Total	3 414	8 571,8	712	1 877,9	29,4

Cette approche pour sélectionner les milieux aquatiques d'intérêt est intéressante, mais elle ne saurait être complète sans une intégration avec les autres cibles de conservation ni sans considérer la notion de connectivité entre les habitats aquatiques. En effet, puisque les habitats aquatiques font partie d'un système plus vaste et que la connectivité entre les habitats aquatiques est primordiale, cette analyse devrait être bonifiée en intégrant la notion de réseau dans l'exercice de sélection des milieux aquatiques d'intérêt pour la conservation. La sélection pourrait être alors appliquée en respectant la connectivité, ce qui assurerait la création de groupes d'UEA spatialement liés. Un concept de gain de diversité devrait dans ce cas être utilisé afin de baliser la terminaison d'un tel processus d'agglomération.

14.6. Territoires d'intérêt du filtre grossier

La figure 25 illustre les territoires d'intérêt du filtre grossier qui consistent en fait aux sites retenus à la suite des analyses de sélection et de priorisation de chaque cible de conservation, c'est-à-dire les fragments forestiers (n=1 555), les complexes de milieux humides (n=4 996), les friches (n=198) et les unités écologiques aquatiques (n=712). Cela représente au total 7 461 territoires d'intérêt pour la conservation de la biodiversité des Basses-terres du Saint-Laurent, auxquels s'ajoutent 124 ensembles topographiques où on trouve des matrices agricoles favorables aux oiseaux champêtres et à la biodiversité.

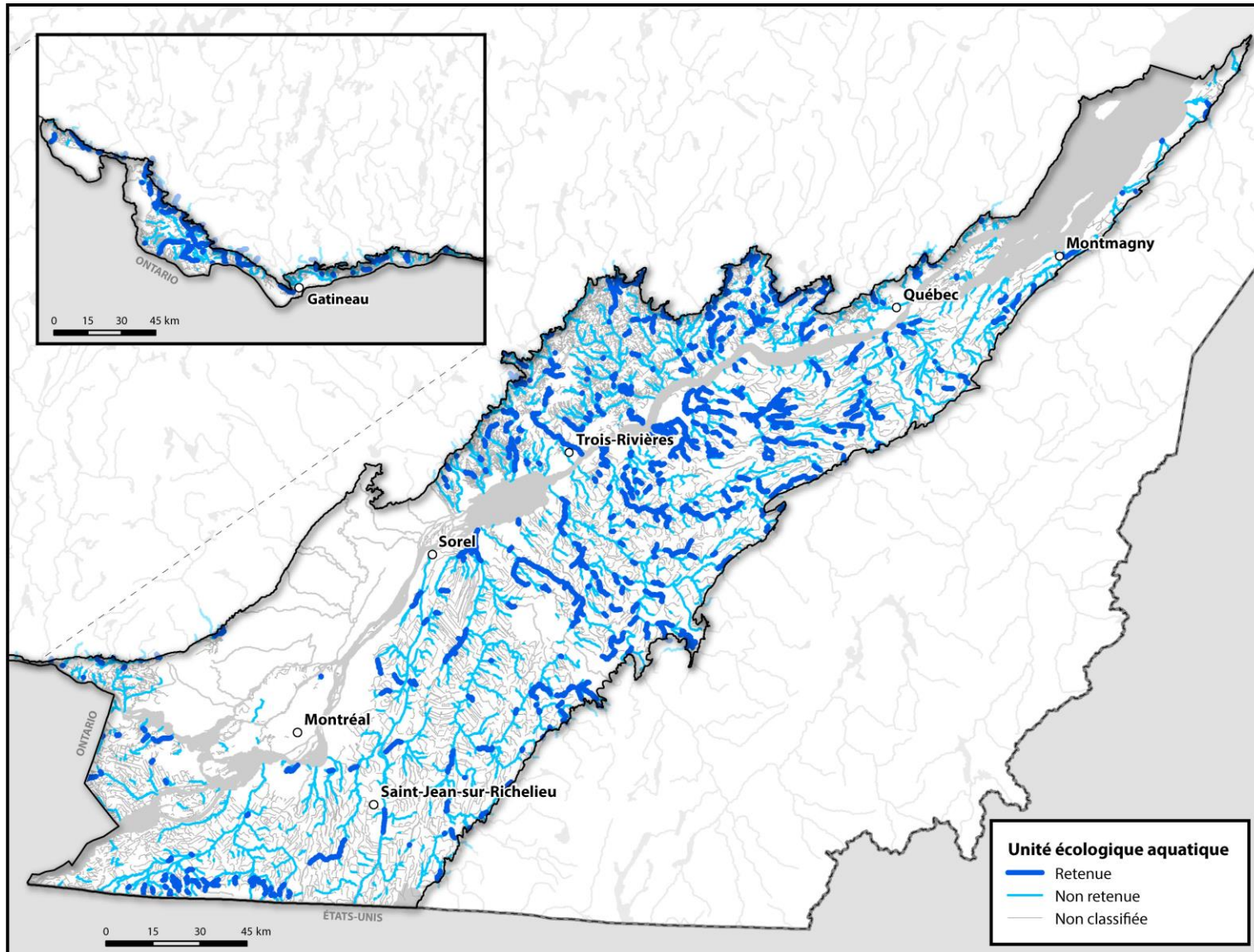


Figure 24. Répartition spatiale des unités écologiques aquatiques d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent

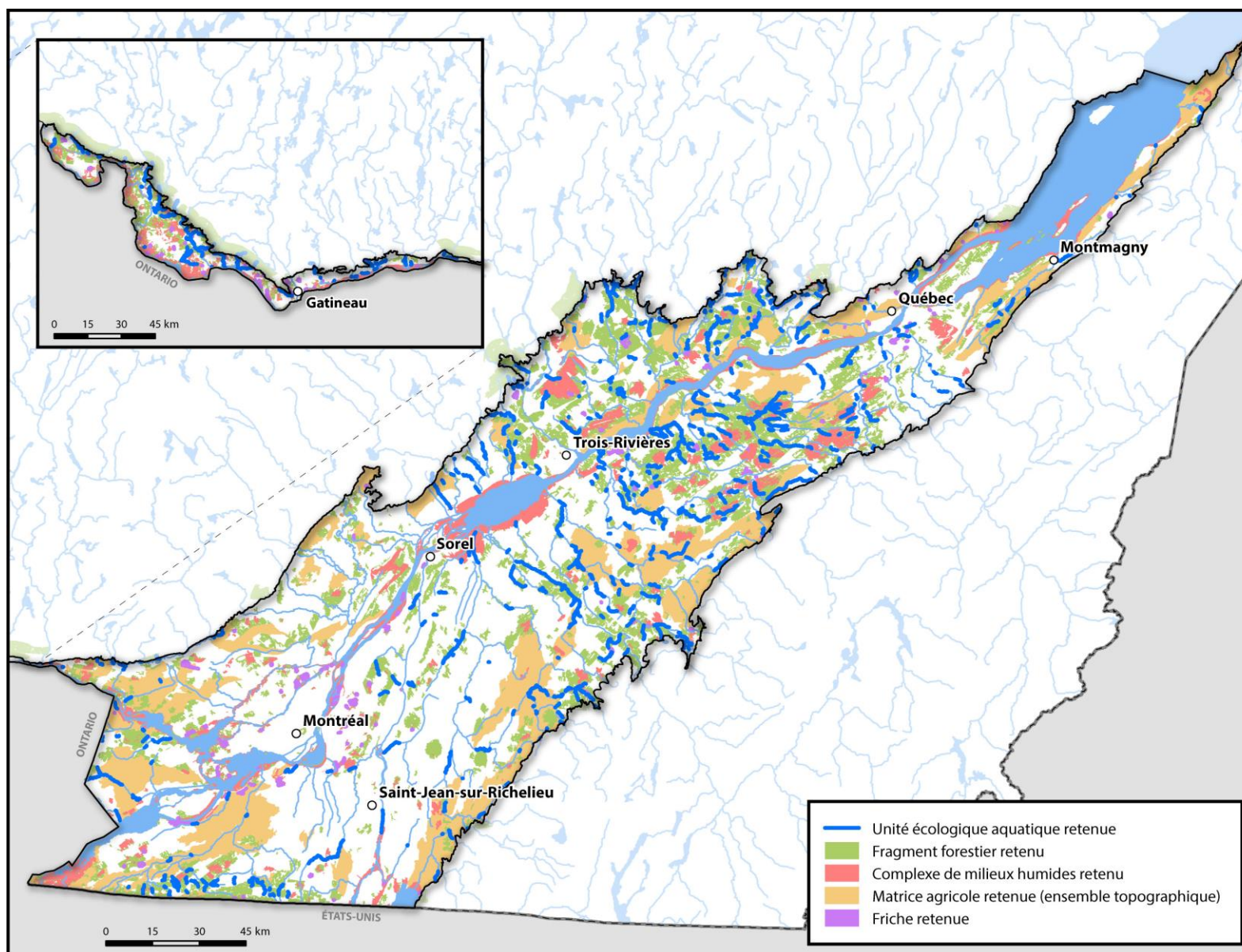


Figure 25. Répartition spatiale des territoires d'intérêt pour la conservation de la biodiversité des Basses-terres du Saint-Laurent

14.7. Analyse multicible

L'analyse multicible considère les territoires d'intérêt retenus pour les fragments forestiers, les complexes de milieux humides, les friches et les unités écologiques aquatiques. Toutefois, pour certaines portions des Basses-terres du Saint-Laurent situées au nord du fleuve Saint-Laurent où les données LIDAR sont incomplètes, cette analyse considère seulement trois des quatre cibles de conservation puisqu'aucune unité écologique aquatique d'intérêt n'y a été retenue (voir la figure 24). Il faudra donc considérer ce fait lors de l'interprétation des résultats pour ces territoires.

La figure 26 illustre l'ensemble des sites multicibles et uniques retenus comme territoires d'intérêt. Le tableau 32 présente la synthèse des résultats pour l'ensemble des Basses-terres du Saint-Laurent. Les territoires d'intérêt regroupant au moins deux cibles sont au nombre de 728. Leur superficie varie de 2 à 24 340 ha. Comme les forêts dominent le couvert naturel résiduel des Basses-terres du Saint-Laurent, il n'est pas étonnant que 97 % (705/728) des sites multicibles comportent des fragments forestiers. De plus, parmi ces 705 sites multicibles qui comportent des fragments forestiers, des complexes de milieux humides d'intérêt sont aussi présents dans 87 % (606/705) d'entre eux. Cette représentation conjointe des milieux humides et des milieux forestiers d'intérêt montre que les sols hydromorphes qui sont peu propices à l'agriculture ont été exempts de perturbations et favorisent ainsi le maintien de milieux naturels.

En matière de superficies, les sites multicibles formés de 2, 3 ou 4 cibles représentent 75 % des superficies occupées par l'ensemble des territoires d'intérêt retenus pour les 4 cibles de conservation de l'atlas, ce qui représente 16 % des Basses-terres du Saint-Laurent. Plusieurs des sites multicibles où l'on trouve des sites d'intérêt des 4 cibles de conservation sont situés dans les régions de la Mauricie, du Centre-du-Québec et du Pontiac en Outaouais.

Tableau 32. Caractéristiques des sites multicibles et uniques retenus

Nombre de cibles	Nombre de sites multicibles	Composition du site multicible (nombre de sites et pourcentage)				% de la superficie des sites d'intérêt*	% de l'aire d'étude**
		Fragments forestiers	Complexes de milieux humides	Friches	UEA		
4	20	20 (100 %)	20 (100 %)	20 (100 %)	20 (100 %)	14,6	3,1
3	108	108 (100 %)	105 (97,2 %)	50 (46,2 %)	61 (56,5 %)	30,0	6,3
2	600	577 (96,2 %)	504 (84,0 %)	30 (5,0 %)	89 (14,8 %)	30,5	6,5
1	3 005	747 (24,9 %)	2 039 (67,9 %)	53 (1,8 %)	166 (5,5 %)	24,9	5,3
Total	3 733	1 452 (38,9 %)	2 668 (71,5 %)	153 (4,1 %)	336 (9,0 %)	100,0	21,2

* Calculé relativement à la superficie totale couverte par les sites d'intérêt des quatre cibles de conservation (6 845 km²)

** Calculé relativement à la superficie totale des Basses-terres du Saint-Laurent (32 350 km²)

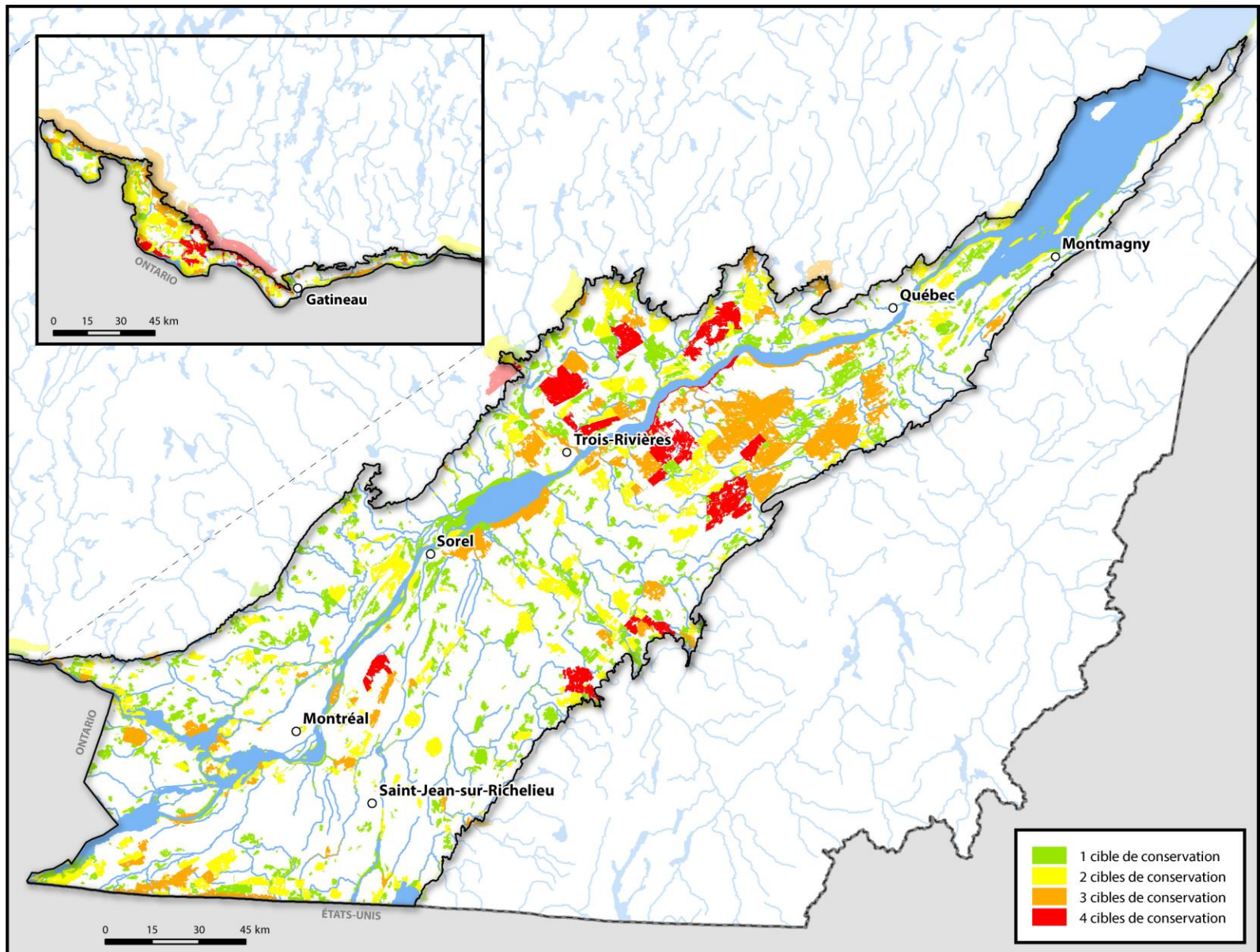


Figure 26. Répartition spatiale des sites multicibles d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent

On retrouve aussi plusieurs sites d'intérêt d'une même cible de conservation au sein d'un même site d'intérêt multicible. Par exemple, le site multicible d'intérêt situé près de Portage-du-Fort, en Outaouais, est composé de 144 sites retenus, dont 140 complexes de milieux humides, 1 fragment forestier, 2 friches et 1 unité écologique aquatique (figure 27).

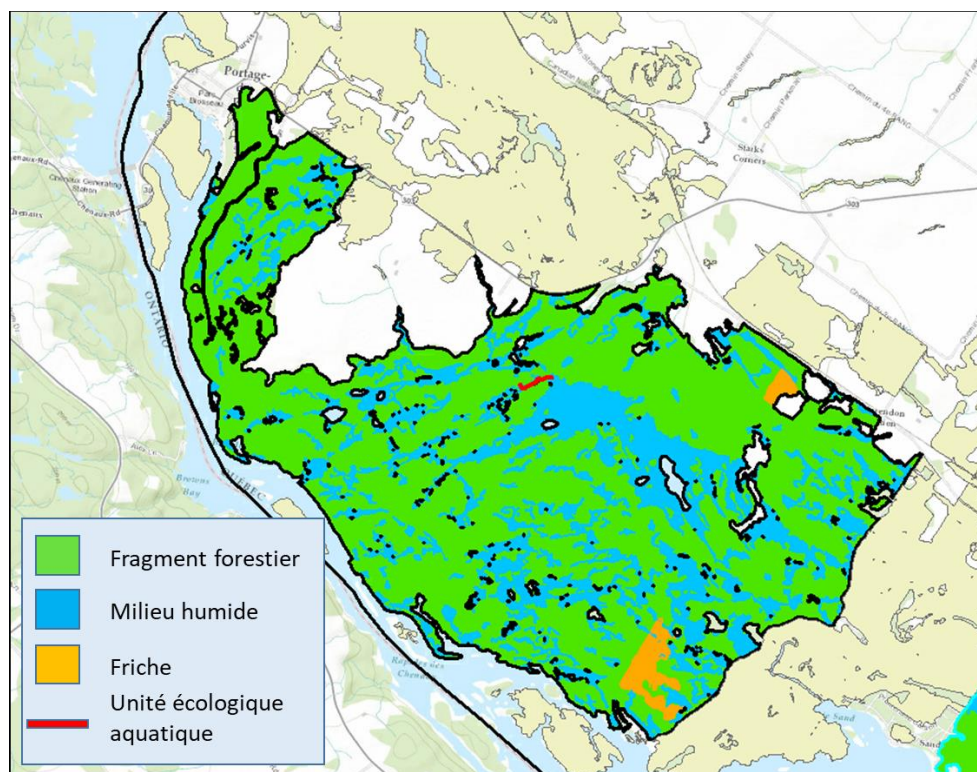


Figure 27. Exemple d'un site multicible d'intérêt (Portage-du-Fort, région de l'Outaouais)

Le tableau 33 indique le nombre total de sites d'intérêt de chacune des cibles de conservation retenus dans les sites multicibles d'intérêt. À noter que la somme du nombre total de fragments forestiers et de complexes de milieux humides présents au sein des sites multicibles d'intérêt est légèrement supérieure au nombre total de sites retenus puisque plusieurs de ces sites sont formés d'entités cartographiques composées de multiples parties.

Tableau 33. Nombre total de sites retenus de chacune des cibles de conservation au sein des sites multicibles d'intérêt

Nombre de cibles	Nombre total de sites d'intérêt				Total
	Fragments forestiers	Complexes de milieux humides	Friches	UEA	
4	80	524	36	95	735
3	197	964	71	204	1 436
2	632	1 740	38	196	2 606
1	748	2 039	53	217	3 057
Total	1 657	5 267	198	712	7 834

14.8. Territoires d'intérêt du filtre fin

14.8.1. Couloir du Saint-Laurent

Les éléments suivants qu'on trouve dans le couloir Saint-Laurent présentent une haute valeur pour la conservation des espèces aquatiques et de leurs habitats.

Occurrences d'espèces de poissons à situation précaire

Une extraction de la base de données du Centre de données du patrimoine naturel du Québec (CDPNQ, 2017) a produit une série d'occurrences sous forme d'aires et de points représentant l'habitat des espèces ciblées :

- Alose savoureuse (*Alosa sapidissima*) – espèce migratrice, désignée vulnérable selon la Loi sur les espèces menacées et vulnérables (LEMV) (5 occurrences dans la base de données);
- Brochet vermiculé (*Esox americanus vermiculatus*) – espèce susceptible selon la LEMV et désignée préoccupante à l'échelle canadienne en vertu de la Loi sur les espèces en péril (LEP) (4 occurrences);
- Chat fou des rapides (*Noturus flavus*) – espèce susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable selon la LEMV (53 occurrences);
- Chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*) – espèce menacée selon la LEMV et en voie de disparition à l'échelle canadienne (3 occurrences);
- Dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) – espèce menacée selon la LEMV et à l'échelle canadienne (37 occurrences);
- Éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent – espèce migratrice, désignée vulnérable selon la LEMV (9 occurrences);
- Esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) – espèce migratrice, susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable selon la LEMV (21 occurrences);
- Fouille-roche gris (*Percina copelandi*) – espèce vulnérable selon la LEMV et menacée à l'échelle canadienne (62 occurrences);
- Lamproie du nord (*Ichthyomyzon fossor*) – espèce menacée selon la LEMV et préoccupante à l'échelle canadienne (5 occurrences);
- Méné d'herbe (*Notropis bifrenatus*) – espèce vulnérable selon la LEMV et préoccupante à l'échelle canadienne (48 occurrences).

La figure 28 illustre la répartition des habitats de ces dix espèces, toutes espèces confondues, dans le couloir fluvial et ses tributaires.

Habitats essentiels (HE) désignés en vertu de la LEP

Polygones officiels provenant du ministère des Pêches et des Océans (MPO) représentant les habitats essentiels et les aires de répartition des espèces suivantes (figure 29) :

- Dard de sable (3 HE et 1 répartition) (MPO, 2014);
- Chevalier cuivré (13 HE) (MPO, 2012b);
- Bar rayé (*Morone saxatilis*) (1 HE et 2 répartitions) (Robitaille et collab., 2011);
- Béluga (1 HE et 1 répartition dans l'estuaire moyen) (MPO, 2012a).

Frayères d'esturgeon jaune (COSEPAC, 2017)

La figure 30 montre la répartition des frayères connues de l'esturgeon jaune dans le Québec méridional (sous forme de points), la grande majorité étant des frayères naturelles, les autres étant aménagées. Ces frayères sont des habitats typiques des eaux vives, localisées principalement dans les embouchures des affluents du Saint-Laurent et aussi dans le couloir du Saint-Laurent, aux pieds de seuils parfois infranchissables, et dont le substrat est composé d'un assemblage hétérogène de sable, de gravier, de galets, de cailloux et même de boulders.

Frayères reconnues dans la portion fluviale du système Saint-Laurent

La figure 31 montre la répartition des frayères de 72 espèces de poissons, toutes espèces confondues, présentes dans le Saint-Laurent fluvial et ses principaux tributaires (Mingelbier et Leclerc, 2001). Ce sont plus de 325 aires (polygones) et 225 points représentant les habitats des poissons qui ont été retenus. La plupart des données proviennent des années 1970 (22 références), 1980 (117) et 1990 (57), et quelques autres remontent aux années 1940 (1), 1950 (1) et 1960 (3).

La base de données associée à ces frayères contient aussi une description toponymique du plan d'eau, une indication qualitative de la vitesse du courant (lent, mixte et rapide), la référence courte et longue associée à un numéro séquentiel, l'année de publication ainsi qu'une liste bibliographique de 141 références.

À noter qu'une version « grand public » de l'Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent sera produite sous peu. Il comprendra des encarts sur les milieux aquatiques exceptionnels comme les embouchures des principaux affluents du Saint-Laurent, les fosses profondes naturelles du fleuve et la zone de turbidité maximale de l'estuaire moyen, de même que les sites d'importance pour le lac Saint-Pierre.

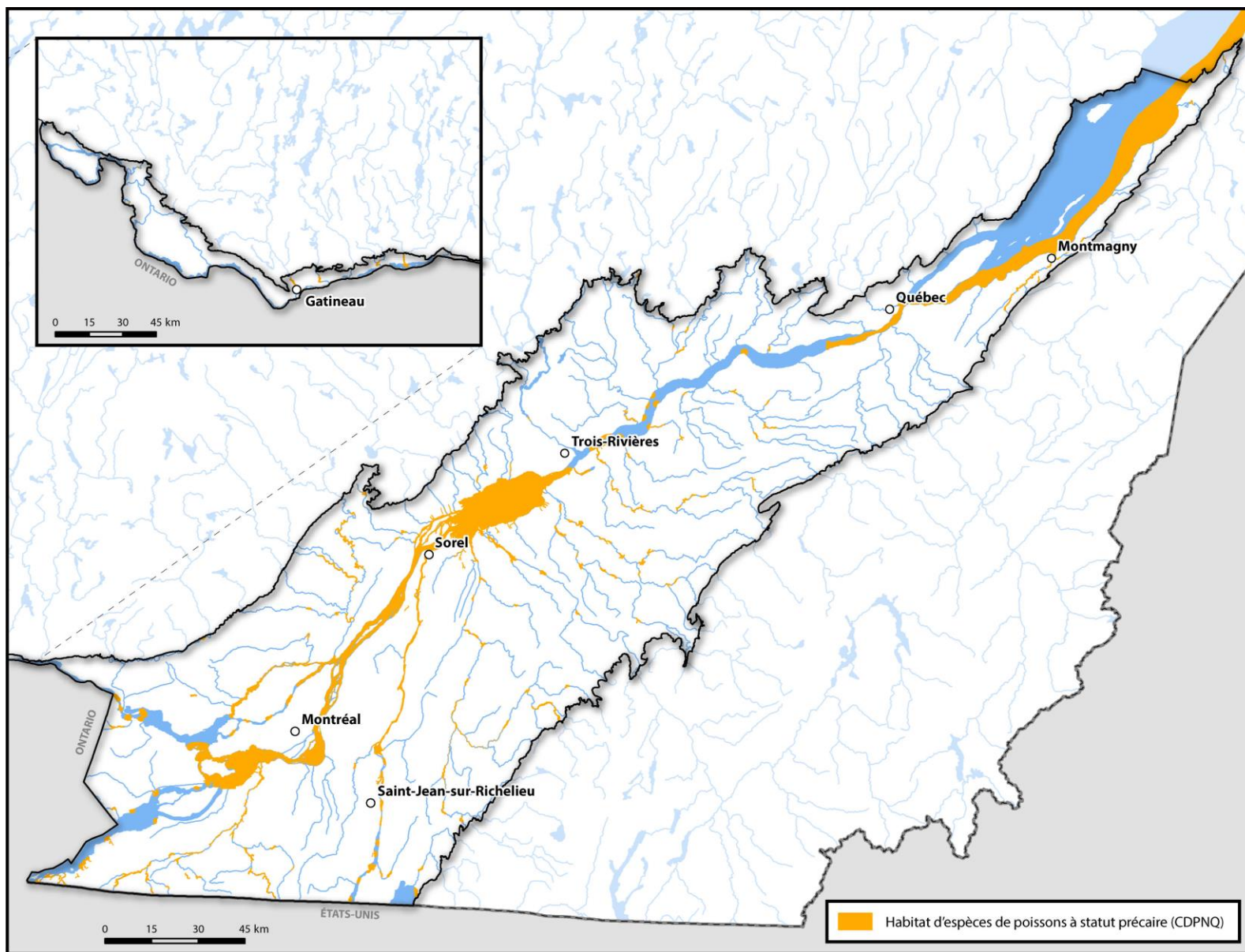


Figure 28. Habitats d'espèces de poisson à situation précaire (CDPNQ, 2017)

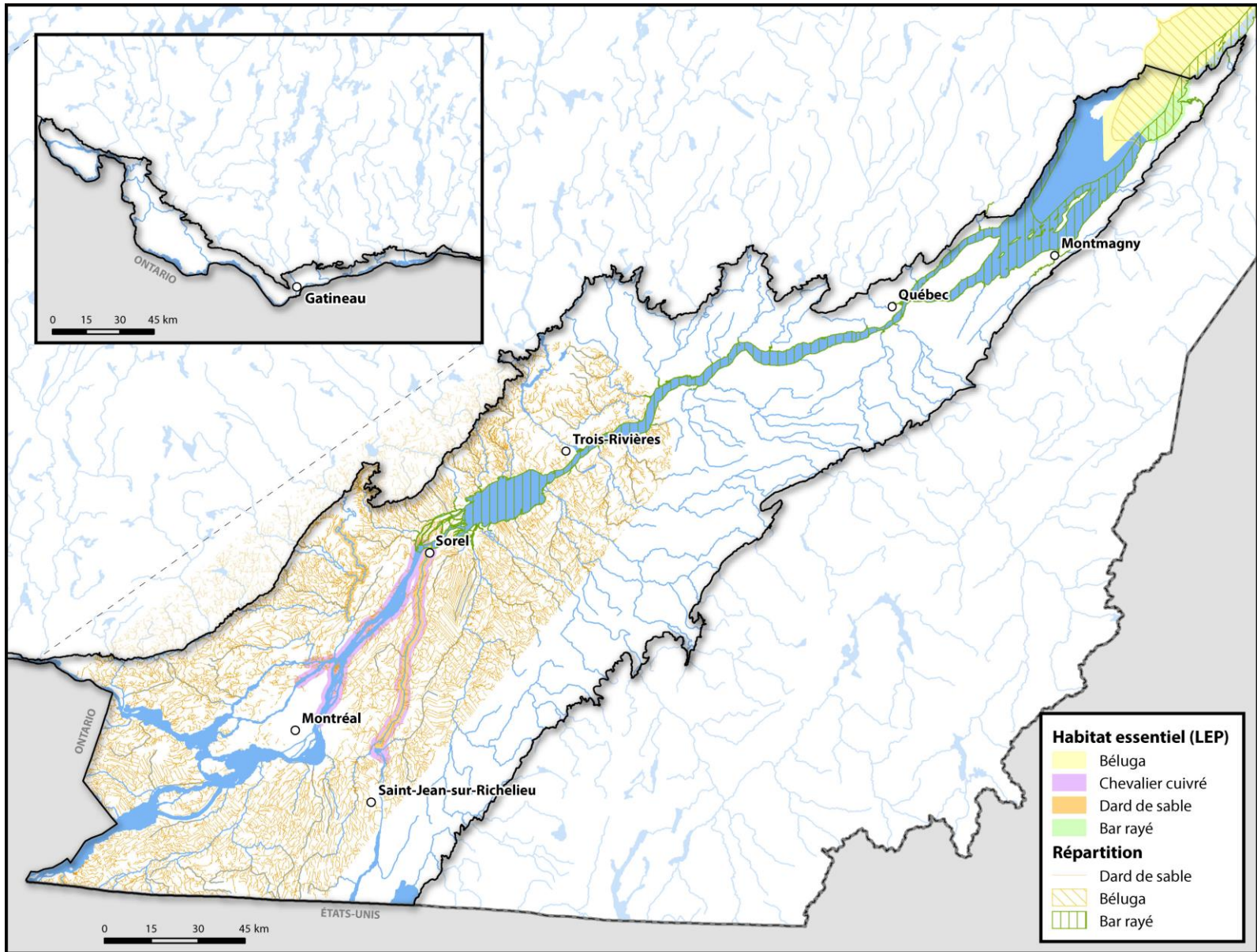


Figure 29. Habitats essentiels et répartition du dard de sable, du chevalier cuirré, du bar rayé et du béluga dans le territoire d'étude

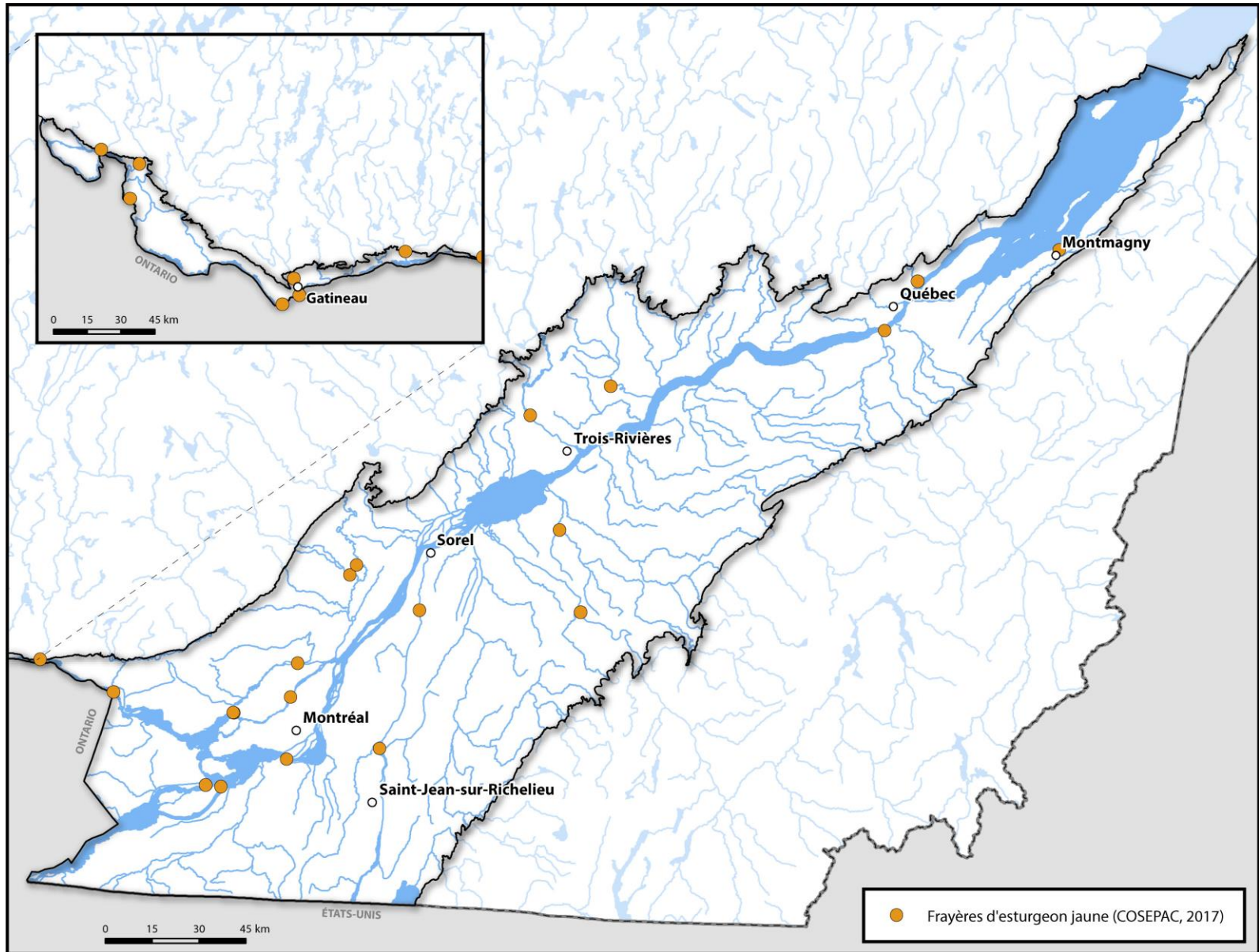


Figure 30. Frayères d'esturgeon jaune reconnues dans le système Saint-Laurent

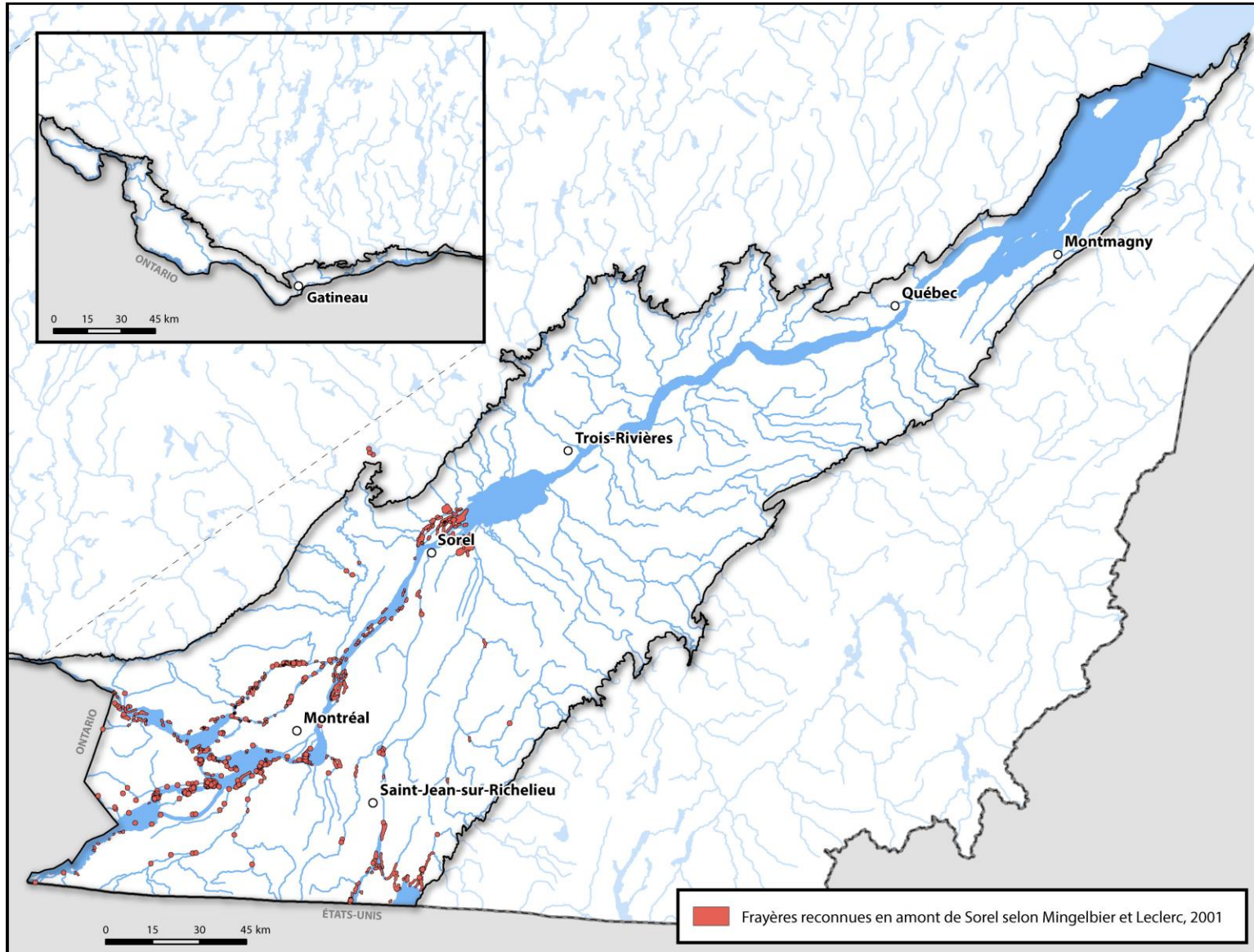


Figure 31. Frayères reconnues dans la portion fluviale du système Saint-Laurent, en amont de Sorel

14.8.2. Éléments fauniques d'importance

La figure 32 illustre la répartition des nids d'espèces d'oiseaux en situation précaire qui ne sont pas considérés dans la sélection des parcelles d'habitats d'intérêt. On note tout d'abord que les nids et les dortoirs du martinet ramoneur, une espèce maintenant étroitement associée aux cheminées, sont largement situés dans les centres urbains comme Montréal, Québec, Trois-Rivières et Saint-Hyacinthe ainsi que dans de nombreuses autres villes et villages.

Par ailleurs, bien que souvent associées aux rivages sableux du Saint-Laurent et de ses tributaires, les colonies d'hirondelles de rivage sont aussi très souvent retrouvées dans des sablières et gravières dans toutes les régions des Basses-terres du Saint-Laurent. Parmi les espèces d'oiseaux menacées ou vulnérables, notons que les deux espèces de rapaces diurnes, soit le faucon pèlerin et le pygargue à tête blanche, montrent des signes encourageants, les populations de ces deux espèces étant en expansion. Les nids connus du pygargue à tête blanche sont tous situés à proximité de grands plans d'eau (fleuve Saint-Laurent, lac Champlain), alors que le faucon pèlerin construit son nid sur des structures anthropiques comme des édifices, des ponts ou des carrières.

Quant aux colonies d'oiseaux d'importance, signalons la présence de nombreuses colonies dans l'estuaire fluvial en aval de l'île d'Orléans (Isle-aux-Grues, Pilier de Bois, Pilier de Pierre, Batture aux Loups marins), la Grande île de Berthier, ainsi que plusieurs autres dans la région de Montréal (rapides de Lachine, îles de la Paix, parc national d'Oka, canal de Beauharnois).

14.8.3. Éléments floristiques d'importance

La figure 33 illustre les alvars ainsi que les 202 occurrences floristiques ayant un rang de priorité détaillé allant de 10 à 13 (annexe C) associées à 61 espèces différentes. La majorité des 28 alvars du Québec sont localisés dans la région de l'Outaouais, les autres se trouvant ailleurs dans les Basses-terres du Saint-Laurent, principalement dans les régions de Hemmingford, Laval, Joliette et Pointe-des-Cascades.

Parmi les 202 occurrences illustrées, les espèces floristiques associées à plus de cinq occurrences sont les suivantes : *Cardamine concatenate* (12), *Carex folliculate* (10), *Woodwardia virginica* (10), *Wolffia borealis* (9), *Cicuta maculata* var. *victorinii* (8), *Ranunculus flabellaris* (8), *Carya ovata* var. *ovata* (7), *Cypripedium arietinum* (7), *Bromus kalmia* (6), *Floerkea proserpinacoides* (6), *Isoetes tuckermanni* (6), *Panax quinquefolius* (6) et *Zizania aquatica* var. *brevis* (6). La grande majorité des occurrences sont situées dans l'estuaire fluvial du Saint-Laurent et en Montérégie (Haut-Richelieu, Saint-Amable, Châteauguay, Île-Perrot, collines montérégiennes).

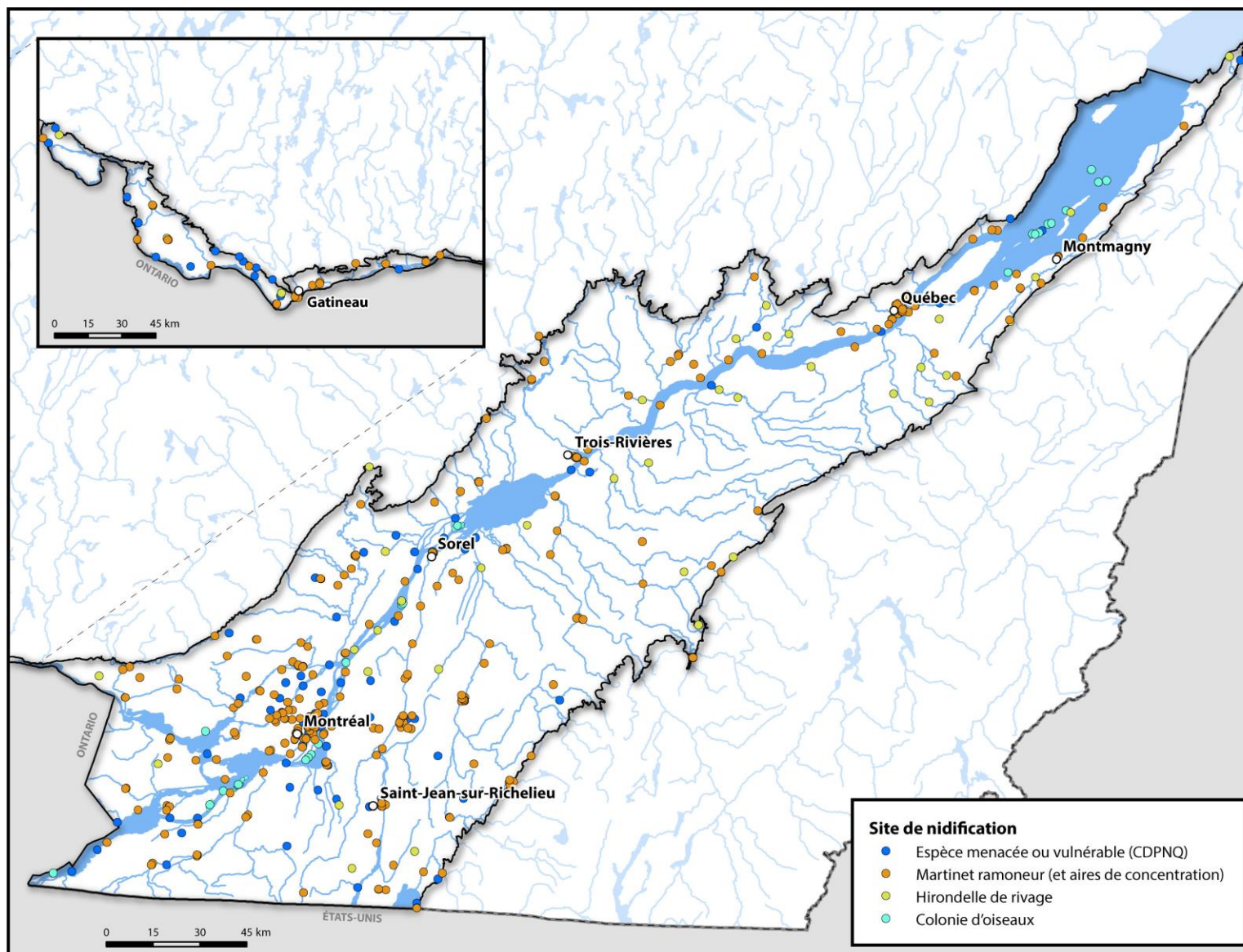


Figure 32. Répartition des colonies d'oiseaux (n=17) et des sites de nidification du martinet ramoneur (n=385), de l'hirondelle de rivage (n=40) et d'autres espèces d'oiseaux menacées ou vulnérables au Québec (n=83) dans les Basses-terres du Saint-Laurent

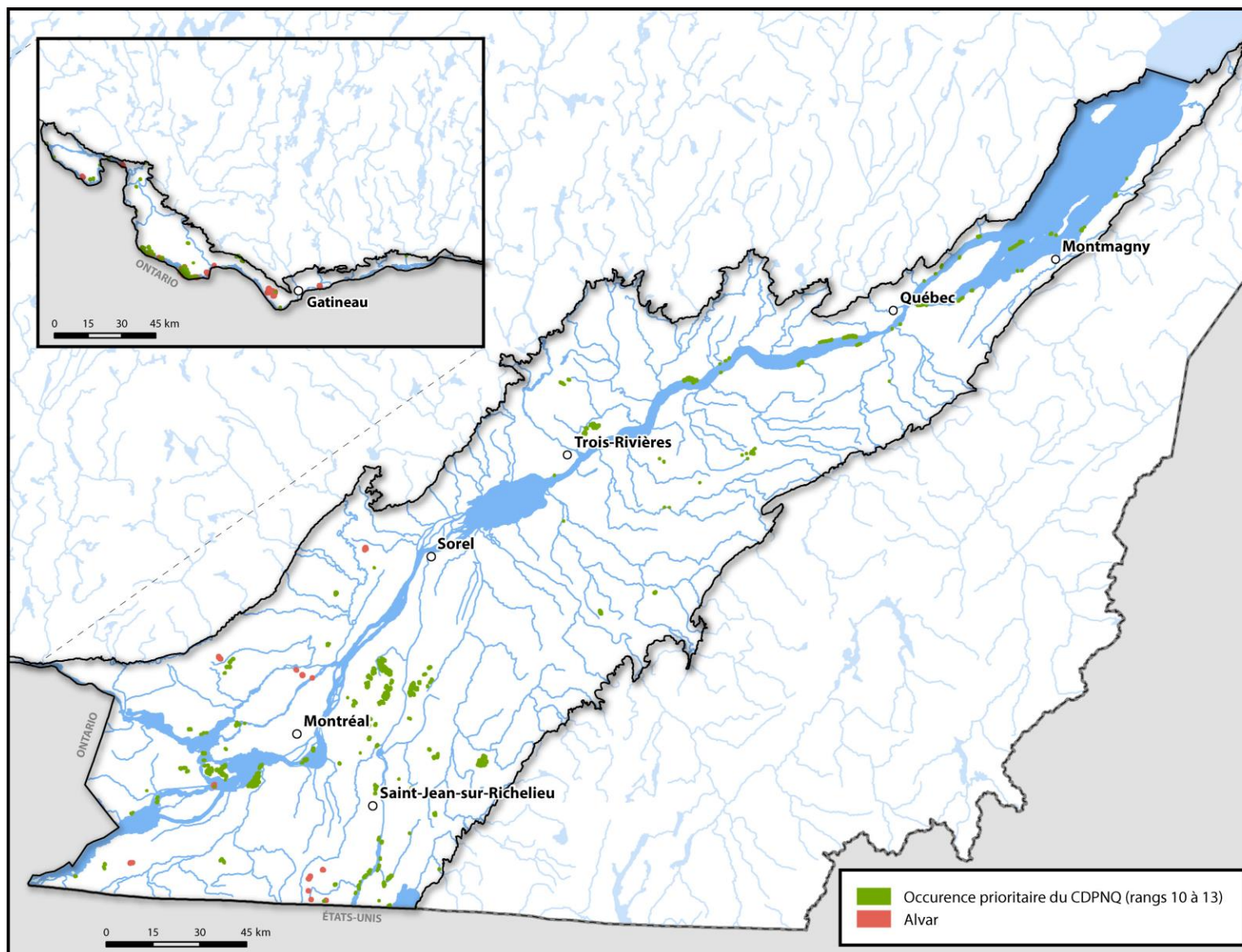


Figure 33. Répartition des 11 alvars (rouge) et des 202 occurrences floristiques ayant un rang de priorité détaillé allant de 10 à 13 (vert) dans le territoire d'étude

15. Plan de conservation dans le cadre des normes ouvertes

Le présent Atlas permet de recenser les secteurs où des actions de conservation pourraient être mises en œuvre. Selon le cadre de référence des normes ouvertes (CMP, 2013), l'Atlas ne comprend que les premières étapes en vue de l'élaboration d'un plan de conservation, soit la détermination des cibles de conservation. Pour élaborer un plan d'action aboutissant à des stratégies de conservation concrètes et réalisables, plusieurs étapes devront être franchies, en se penchant d'abord sur l'ensemble des Basses-terres du Saint-Laurent, mais, éventuellement, à l'échelle d'unités territoriales plus petites vu la grande disparité de l'influence anthropique dans l'aire à l'étude.

Ces étapes, brièvement décrites ci-après à partir des normes du CMP (2013) et du guide de Lapointe et ses collaborateurs (2015), sont les suivantes :

- 1) Analyse de viabilité des cibles;
- 2) Analyse des menaces;
- 3) Analyse de la situation;
- 4) Détermination des buts poursuivis par cible de conservation;
- 5) Planification des stratégies et des actions de conservation;
- 6) Plan de suivi.

15.1. Analyse de viabilité

L'analyse de viabilité est réalisée dans le but de dégager les attributs écologiques clés qui permettront de déterminer l'état de « santé » des cibles de conservation, que ce soit un écosystème ou une population spécifique d'une espèce végétale ou animale. Plus précisément, la viabilité indique la capacité d'une cible de conservation à résister à la plupart des perturbations naturelles ou humaines et à se rétablir après de telles perturbations, et à ainsi survivre pour de nombreuses générations. Un attribut écologique est un aspect de la biologie ou de l'écologie d'une cible qui, s'il venait à manquer ou était altéré, mènerait à terme à la perte ou à l'extrême dégradation de cette cible. Il y a trois catégories d'attributs qui déterminent l'état de santé d'une cible de conservation : la taille, la condition et le contexte géographique (CMP, 2013). Lorsque cela est possible, les trois catégories d'attributs sont utilisées pour qualifier la viabilité d'une cible et, généralement, le nombre d'attributs écologiques se limite à cinq.

- La **taille** est une mesure de l'aire occupée par l'occurrence d'une cible (pour un écosystème) ou une mesure de l'abondance de l'occurrence d'une cible (pour une espèce ou une population).
- La **condition** est une mesure de la composition biologique, de la structure et des interactions biotiques qui caractérisent l'espace dans lequel se trouve la cible.

- Le **contexte géographique** est une évaluation de l'environnement de la cible, incluant :
 - a) *les processus et régimes écologiques*, qui maintiennent la présence de la cible, tels que les inondations, les régimes de feux et les autres perturbations naturelles;
 - b) *la connectivité*, qui permet aux cibles-espèces d'avoir accès aux habitats et aux ressources ou de réagir aux changements environnementaux par la dispersion ou la migration.

Pour chaque attribut écologique, un indicateur est déterminé. Cette unité d'information doit être mesurable dans le temps afin de pouvoir documenter les changements dans l'état de santé de la cible. Pour chaque indicateur, le degré de variation toléré, ou seuil de viabilité, établit des critères minimums pour désigner une cible de conservation en « bon état ». Ce degré de variation correspond aux limites de variation naturelle de la cible qui constituent les conditions minimales pour que la cible survive. Si l'attribut se situe en dehors de ces limites, il s'agit alors d'un attribut dégradé dont le maintien peut requérir des interventions de gestion humaine. Pour simplifier l'analyse des attributs écologiques clés et classer le statut des cibles de conservation (CMP, 2013), la valeur des indicateurs est ordonnée en quatre classes :

- Faible – restauration de plus en plus difficile; peut se solder par une extinction;
- Moyen – en dehors du degré de variation toléré; requiert une intervention humaine;
- Bon – indicateur dans le degré de variation toléré; requiert quelques interventions pour son maintien;
- Très bon – statut écologique souhaité; requiert peu d'intervention pour son maintien.

15.2. Analyse des menaces

La liste des menaces présentées brièvement à la section 7 devra être complétée et la description des menaces devra être précisée par une revue de la littérature spécifique au territoire d'étude. Chacune des menaces sera évaluée afin de déterminer celles qui auront, dans un horizon de temps donné (p. ex., dix ans), les effets les plus critiques dans le maintien des cibles. Pour y arriver, les normes ouvertes suggèrent une méthode de classement des menaces qui détermine la portée, la gravité et l'irréversibilité de chaque menace pour chacune des cibles. Une évaluation préliminaire sera validée par des experts qui viennent en soutien à l'équipe de projet. Lorsque cela est possible (selon la nature de la menace et les données disponibles), une cartographie montrant l'empreinte spatiale et l'intensité de menaces particulières sera produite pour supporter l'évaluation de leur portée et de leur gravité relative. À partir de cette évaluation, les menaces seront classées des plus élevées aux plus faibles. Il se peut que, faute de données ou de connaissances, certaines menaces ne puissent être évaluées. Si, de l'opinion des experts, celles-ci sont susceptibles d'être importantes à court ou moyen terme, une stratégie d'acquisition de connaissances pourra être inscrite au plan d'action.

15.3. Analyse de la situation

L'analyse de la situation, ou diagnostic, vise à décrire de quelle façon les activités humaines passées ont modulé l'occupation du territoire et comment, dans un proche avenir, celles-ci

risquent d'affecter directement ou indirectement la biodiversité du territoire à l'étude. Elle permet de décrire les relations entre l'environnement biologique et les systèmes et moteurs sociaux, économiques, politiques et institutionnels qui perturbent les cibles de conservation. D'une part, une brève description de la situation socioéconomique actuelle et des tendances émergentes permettra de circonscrire les secteurs d'activités (p. ex., étalement urbain) ou des activités et phénomènes particuliers (p. ex., prolifération d'espèces exotiques) qui risquent d'avoir des répercussions sur les cibles de conservation. À partir de ce diagnostic, il s'agira de déterminer les facteurs contributifs (aussi nommés menaces indirectes ou causes sous-jacentes) qui donnent lieu aux menaces directes les plus importantes et qui, au final, ont des effets sur les cibles de conservation. L'élaboration d'un modèle conceptuel permet de visualiser les liens (chaîne de facteurs) entre une ou des menaces et les facteurs. D'autre part, cette analyse vise aussi à bien cerner le contexte de conservation, c'est-à-dire les parties prenantes (personnes, organismes, institutions) et les conditions (intérêts, outils réglementaires, ressources, etc.) qui pourraient constituer des contraintes ou des possibilités en ce qui concerne la mise en œuvre du plan de conservation (p. ex., nouvelles mesures législatives). Cette portion de l'analyse aide à préciser les intérêts des parties prenantes et les relations qui méritent une attention particulière puisqu'elles peuvent avoir une incidence sur la réussite ou l'échec des stratégies de conservation.

15.4. Établissement des buts poursuivis par cible de conservation

Les buts sont les énoncés explicites de ce que le plan de conservation souhaite accomplir dans le territoire d'étude. Les buts sont liés aux cibles de conservation, orientés vers un résultat, mesurables, limités dans le temps et spécifiques. Ils se fondent habituellement sur l'état de santé futur recherché pour chacune des cibles comme qu'établi préalablement par l'analyse de viabilité. Étant donné que les cibles peuvent comprendre de multiples indicateurs, qui ont chacun un état futur recherché, il peut y avoir plusieurs buts pour chaque cible ou plusieurs indicateurs peuvent être combinés et incorporés dans un seul énoncé de but pour une cible. Bien que certains états futurs recherchés puissent être réalisables au cours de la mise en œuvre du plan de conservation (p. ex., en 15 ans), dans de nombreux cas, la période requise pourra être plus longue (p. ex., 25, 50, 100 ans ou plus). L'établissement de buts à aussi long terme permet à l'équipe de projet et aux partenaires potentiels de comprendre l'ampleur de ce qui est nécessaire pour assurer la protection de toute la biodiversité à perpétuité. Dans ce cas, le but de la mise en œuvre du plan de conservation sera un but intermédiaire vers l'atteinte de l'état futur recherché.

15.5. Planification des stratégies et des actions

La planification de stratégies implique de déterminer où et comment intervenir. Il faut d'abord décider sur quels facteurs contributifs une ou des interventions seraient les plus susceptibles d'atteindre les buts du plan de conservation; ce sont les points clés d'intervention. Pour chacun de ces points, une liste de stratégies basées sur la littérature, sur les pratiques courantes ou sur des mesures créatives apportées par l'équipe de projet et les experts sera produite. Chacune des stratégies retenues devra préciser le ou les résultats souhaités par sa mise en œuvre. Les normes ouvertes suggèrent de partir du modèle conceptuel pour traduire chaque chaîne de facteurs en chaîne de résultats. Ceci permet en fait de décrire les hypothèses exprimées en termes de

résultats attendus sur l'atténuation d'une menace directe et l'influence exercée sur un facteur contributif. Les stratégies sont ensuite hiérarchisées pour repérer les stratégies qui auront vraisemblablement le plus d'effets sur la conservation des cibles et qui optimisent les intérêts primordiaux des parties prenantes, limitant ainsi les conflits possibles ou facilitant l'adhésion de partenaires.

Pour chacune des stratégies retenues, un ensemble d'actions est élaboré en intégrant les possibilités et les contraintes de mise en œuvre. Une action est une mesure prise dans le but d'exécuter une des stratégies du projet. Les stratégies peuvent inclure une large gamme d'actions telles que la modification des orientations et des politiques gouvernementales, le renforcement de la réglementation municipale, la restauration d'habitats, la protection des terres, l'éducation et la sensibilisation. Chaque action doit correspondre à un ensemble distinct de tâches précises et complémentaires qui doivent être réalisées pour atteindre le résultat recherché. Pour chacune des actions, un objectif clair est établi; il doit être orienté vers les résultats, mesurable, limité dans le temps, spécifique et pratique.

15.6. Plan de suivi

Les normes ouvertes étant un processus de gestion adaptative, ceci exige le recours à des programmes de suivi de l'efficacité conçus de manière à intégrer la conception, la gestion et la surveillance des actions, et ce, afin que les hypothèses énoncées explicitement avant la mise en œuvre puissent être mises systématiquement à l'épreuve. Les suivis sont essentiels puisqu'il faut être en mesure de déterminer les stratégies et les actions qui ont réussi ou ont échoué, mais aussi comprendre pour quelles raisons. Grâce à ces évaluations, il sera plus aisé de justifier la poursuite des actions entreprises ou d'adapter et de modifier les actions prévues pour en améliorer l'efficacité. À terme, les données de suivi devront aussi fournir les informations nécessaires pour évaluer le progrès fait vers l'atteinte des buts fixés pour chaque cible dans le plan de conservation.

16. Plans d'action

L'élaboration et la mise en œuvre d'un plan d'action à l'échelle d'un territoire aussi vaste représentent un projet ambitieux. Par contre, plusieurs possibilités sont envisagées pour créer une synergie autour de la production de l'Atlas et développer des outils de mise en œuvre. Outre le fait que les données soient rendues disponibles, l'équipe de projet prévoit réaliser une analyse visant à déterminer des sous-régions au sein même des Basses-terres du Saint-Laurent où des actions de conservation sont requises en priorité. La détermination de ces unités de territoire où la situation est la plus critique permettra ainsi d'y concentrer la mise en œuvre de stratégies de conservation. La cartographie de l'empreinte humaine qui agit dans les Basses-terres du Saint-Laurent à partir de la méthodologie proposée par Woolmer et ses collaborateurs (2008) et appliquée sur la récente cartographie de l'occupation du sol est d'ailleurs un outil actuellement en développement.

De plus, des analyses complémentaires permettant de caractériser la condition des écosystèmes à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent sont terminées ou sont en voie de l'être. Par exemple, une analyse de la connectivité structurelle permettant de caractériser l'état des milieux forestiers et des matrices environnantes quant à leur propension au déplacement des espèces forestières a été récemment réalisée (Rayfield et collab., 2019). La méthodologie développée par Gonzalez et ses collaborateurs (2013) en Montérégie a donc été appliquée à la cartographie détaillée de l'occupation du sol des Basses-terres du Saint-Laurent, ce qui a permis de déterminer des secteurs névralgiques à la connectivité terrestre. Ces « nœuds » pourront être alors comparés aux territoires d'intérêt des cibles de conservation, incluant les territoires d'intérêt multicibles, déterminés dans le présent Atlas, ce qui permettra d'ajouter une plus-value à certains secteurs dans l'éventualité où certains de ces territoires d'intérêt correspondent à des nœuds de connectivité. Une analyse de la connectivité aquatique est aussi prévue dans les prochains mois. Couplée aux résultats de l'Atlas, cette analyse permettra de mieux comprendre l'importance de certains éléments du réseau hydrographique pour la conservation de la biodiversité et pour le déplacement des espèces aquatiques. Aussi, des réflexions sont en cours afin de caractériser la résilience des principaux écosystèmes terrestres (forêts, milieux humides, agriculture) et aquatiques face aux changements climatiques appréhendés. Le développement de critères pour quantifier cette résilience est envisagé, ce qui permettrait aussi de coupler ces résultats aux territoires d'intérêt de l'Atlas. L'ajout de ces deux intrants caractérisant les écosystèmes des Basses-terres du Saint-Laurent, soit la connectivité structurelle et leur résilience aux changements climatiques, devrait ainsi permettre d'élaborer des plans d'action régionaux pour planifier la conservation des territoires d'intérêt les plus intègres, fonctionnels et résilients.

D'autres outils restent aussi à développer, par exemple un guide méthodologique pour faciliter l'application régionale des outils de l'Atlas, de même qu'une série de webinaires axés sur l'utilisation des données et sur le déroulement de projets de conservation aux échelles régionale et locale déjà réalisés ou en cours selon les normes ouvertes. Des sujets connexes seront également abordés, dont l'intégration aux plans de conservation de la connectivité, des services écologiques et de l'adaptation aux changements climatiques.

Une tournée de présentations est aussi envisagée, avec comme objectifs 1) de valider les résultats des analyses avec les experts régionaux, 2) de présenter les outils de conservation, 3) d'amorcer avec les parties prenantes le développement de stratégies de conservation, 4) de déterminer des entités géographiques, des secteurs ou des territoires où des projets pilotes pourraient être réalisés. Inspiré du cadre conceptuel que proposent Raymond et ses collaborateurs (2017), les projets pilotes pourraient servir de référence pour informer, tirer des leçons et raffiner la mise en œuvre de stratégies de conservation spécifiques à des problématiques récurrentes. Les stratégies les plus performantes pourraient par la suite être transposées à l'échelle du territoire à l'étude.

17. Données disponibles publiquement

De façon à orienter l'élaboration des stratégies de conservation et des plans d'action à venir, les couches d'information et les résultats des analyses permettant de déterminer les sites d'intérêt relatifs aux cibles de conservation du filtre grossier (fragments forestiers, complexes de milieux humides, friches, unités écologiques aquatiques, ensembles topographiques) ainsi que les données relatives à la répartition des alvars et des colonies d'oiseaux sont diffusés publiquement dans le catalogue de données de l'Observatoire global du Saint-Laurent (<https://catalogue.ogsl.ca>). Ainsi, les usagers pourront avoir accès à ces informations pour visualiser de façon plus précise la localisation des sites d'intérêt. De plus, ils pourront poursuivre les analyses à leur guise en fonction d'objectifs particuliers propres à leurs intérêts ou aux réalités régionales.

Une demande doit toutefois être faite directement aux responsables de certaines banques de données dont la diffusion publique est restreinte. On pense ici aux écosystèmes forestiers exceptionnels (MFFP), aux données sur les espèces menacées et vulnérables du CDPNQ (MELCC, MFFP), aux habitats essentiels des espèces en péril (ECCC, MPO), aux données sur les frayères de poissons (MFFP), aux données sur les oiseaux en péril de la banque de données SOS-POP (Regroupement Québec Oiseaux) et au Répertoire des sites de conservation volontaire du Québec (RMN). Enfin, il est possible de télécharger les informations relatives aux aires protégées inscrites au Registre des aires protégées au Québec (MELCC) et au Cadre écologique de référence (MELCC) à partir du portail des données ouvertes du gouvernement du Québec (<https://www.donneesquebec.ca/fr/>).

18. Conclusion et perspectives d'avenir

L'Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent offre une synthèse des connaissances actuelles sur la répartition spatiale des territoires ayant un potentiel élevé pour le maintien de la biodiversité. Complémentaires aux planifications territoriales existantes, ces informations viennent bonifier les connaissances actuelles sur les besoins de conservation des milieux naturels et de la biodiversité et seront utiles pour orienter les actions de conservation des organisations actives dans ce territoire. Le présent document étant un rapport méthodologique visant à expliquer en détail les sources de données et les méthodes utilisées pour prioriser les territoires à conserver, un Atlas, dans le vrai sens du terme, sera produit prochainement, dans lequel l'accent sera mis sur la présentation des résultats et les montages cartographiques. De plus, les résultats d'autres analyses complémentaires viendront s'ajouter, par exemple les unités écologiques aquatiques d'intérêt, lorsque les données LIDAR seront disponibles.

Évidemment, la détermination des actions de conservation requises pour maintenir les écosystèmes en place sera modulée par la valeur de conservation des sites ainsi que par les menaces et pressions auxquelles ils font face. La production de plans d'action régionaux intégrant les besoins des différents intervenants régionaux sera nécessaire afin de considérer le maintien

de l'intégrité des écosystèmes, les pressions agissant sur eux et les besoins particuliers des acteurs du milieu. Des plans d'action thématiques sont aussi envisagés afin de déterminer les actions de conservation associées à des thématiques globales ou ayant été quelque peu ignorées par le passé (p. ex., gestion des friches, conservation des paysages agricoles). L'unicité de la démarche de normes ouvertes pour la conservation y trouvera donc ici tout son sens. De plus, étant donné que les résultats et les données géospatiales associées aux territoires d'intérêt du présent Atlas sont disponibles, les intervenants régionaux pourront consulter de façon plus précise la répartition spatiale des territoires d'intérêt et la valeur de conservation associée à chaque parcelle d'habitats des cibles de conservation du filtre grossier et du filtre fin au moyen de systèmes d'information géographique (p. ex., ArcGIS). Les utilisateurs pourront aussi adapter l'analyse de ces données à leur réalité territoriale et selon leurs besoins. Comme cet Atlas se veut un outil d'aide à l'aménagement du territoire, il est souhaité que les territoires d'intérêt issus des analyses puissent être considérés dans le cadre de la révision des plans métropolitains d'aménagement et de développement (PMAD), des schémas d'aménagement des MRC et des plans d'urbanisme des municipalités.

La production d'un tel Atlas est tributaire des informations existantes sur les écosystèmes en place ainsi que sur la connaissance des populations fauniques et floristiques qui les habitent. La cartographie détaillée de l'occupation du sol (ECCC et MDDELCC, 2018) est, en soi, une réalisation majeure qui a permis de concrétiser le présent Atlas. Un effort considérable a aussi été déployé afin de choisir et de trier les bases de données utilisées pour la sélection et la priorisation des milieux naturels; les avis d'experts ont alors été d'une grande utilité pour s'assurer de ne considérer que les informations qui soient les plus justes, les plus précises et les plus pertinentes. De plus, la considération des grands types d'écosystèmes présents dans les Basses-terres du Saint-Laurent, autres que les forêts et les milieux humides, répond à une recommandation émanant du dernier plan de conservation produit à l'échelle de cette écorégion (Gratton, 2010). L'intégration des écosystèmes aquatiques et des éléments fauniques d'importance du couloir du Saint-Laurent, de même que l'analyse en cours de la connectivité terrestre (et aquatique) sont autant d'éléments novateurs du présent Atlas qui permettront d'orienter et de compléter la planification des territoires à conserver en priorité.

19. Références

- ADSAVAKULCHAI, S., D. MINNS et A. CHAN (2004). « Assessing the interaction of vegetation diversity and land use using remote sensing: An example in Southeastern Ontario, Canada ». *Environmental Informatics Archives* 2, p. 499-508.
- AMOROS, C., et G.E. Petts, réd. (1993). *Hydrosystèmes fluviaux*. Paris, Masson, 300 p. (Collection Écologie no 24).
- ANDRÉN, H. (1994). « Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review ». *Oikos*, vol. 71, n° 3, p. 355-366.
- ÅS, S. (1999). « Invasion of matrix species in small habitat patches ». [En ligne], *Conservation Ecology*, vol. 3, n° 1, article 1, [<http://www.consecol.org/vol3/iss1/art1/index.html>] (Consulté le 26 octobre 2018).
- AVARD, K., M. LAROCQUE et S. PELLERIN (2013). « Perturbations des tourbières de la région de Bécancour, Centre-du-Québec, entre 1966 et 2010 ». *Le Naturaliste canadien*, vol. 137, n° 1, p. 8-15.
- BAGNOLD, R. A. (1966). *An approach to the sediment transport problem from general physics*. Geological Survey Professional Paper 422-1, 37 p.
- BAZOGE, P., D. LACHANCE et C. VILLENEUVE (2015). *Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'écologie et de la conservation et Direction des politiques de l'eau, 64 p. + annexes.
- BEAULIEU, J., G. DAIGLE, F. GERVAIS, S. MURRAY et C. VILLENEUVE. (2010). *Rapport synthèse de la cartographie détaillée des milieux humides du territoire de la Communauté métropolitaine de Montréal*. Québec, Canards Illimités–Québec et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs, 60 p.
- BEAULIEU, R. 2001. *Historique des travaux de drainage au Québec et état du réseau hydrographique*. Sainte-Marthe, Colloque régional sur les cours d'eau, gouvernement du Québec, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction régionale de la Montérégie, secteur Ouest, 12 p.
- BÉLANGER, L., et M. GRENIER (2002). « Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada ». *Landscape Ecology*, vol. 17, n° 6, p. 495-507.
- BÉLANGER, L., M. GRENIER et S. DESLANDES (1999). *Bilan des habitats et de l'occupation du sol dans le sud du Québec*. Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec.
- BELLAVANCE, D., T. LI et F. POISSON (2019). *Le cadre écologique de référence des basses-terres du Saint-Laurent : Cartographie et classification des districts écologiques – Notice explicative*. Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de la connaissance écologique, Québec, 59 p.

- BENÍTEZ-LÓPEZ, A., R. ALKEMADE et P. A. VERWEIJ (2010). « The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis ». *Biological Conservation*, vol. 143, n° 6, p. 1307-1316.
- BENTON, T.G., J.A. VICKERY et J.D. WILSON (2003). « Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? » *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 18, n° 4, p. 182-188.
- BÉRARD, J., et M. CÔTÉ (1996). Manuel de foresterie. Publié par Les Presses de l'Université Laval en collaboration avec l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, 1428 p.
- BIBEAU, S., et C. ROULEAU (2007). *Mémoire sur le projet de règlement sur le contrôle des déversements d'eaux usées dans les ouvrages d'assainissement et cours d'eau*. Montréal, Comité de la zone d'intervention prioritaire (ZIP) Jacques-Cartier, 10 p.
- BILODEAU, P., B. DUMAS et H. MASSÉ (2004). *Composition et état de santé de la communauté des poissons de la baie Missisquoi, lac Champlain, été 2003*. Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 66 p.
- BLAIS, D., M.J. CÔTÉ, J. SUAZO et D. LECLERC. (en préparation). *Méthodologie d'identification des milieux aquatiques : Atlas des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'expertise en biodiversité, XX p.
- BLANCHER, P. (2013). « Estimated number of birds killed by house cats (*Felis catus*) in Canada ». [En ligne], *Avian Conservation and Ecology*, vol. 8, n° 2, article 3, [<http://www.ace-eco.org/vol8/iss2/art3/>] (Consulté le 26 octobre 2018).
- BOIVIN, V., et C. CÔTÉ (2014). *Inventaire de la héronnière de La Grande Île, Archipel du lac Saint-Pierre, 1975 à 2011*. Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de Lanaudière et des Laurentides, 40 p.
- BOUCHARD, A., et G. DOMON (1997). « The transformations of the natural landscapes of the Haut-Saint-Laurent (Québec) and their implications on future resource management ». *Landscape and Urban Planning*, vol. 37, n°s 1-2, p. 99-107.
- BOUCHER, I., et N. FONTAINE (2010). *La biodiversité et l'urbanisation, Guide de bonnes pratiques sur la planification territoriale et le développement durable*. [En ligne], Québec, ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire, 178 p. [www.mamrot.gouv.qc.ca] (Collection Planification territoriale et développement durable).
- BOUTHILLIER, L., P. DUMONT et G. ROY (1993). *Répertoire des habitats du poisson de la région de Montréal*. Montréal, ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche du Québec, Service de l'aménagement et de la Faune, Direction régionale de Montréal, ii + 6 p. + fiches d'habitats + 18 cartes d'habitats à l'échelle 1:50 000.
- BOUTIN, C., B. JOBIN et L. BÉLANGER (2003). « Importance of riparian habitats to flora conservation in farming landscapes of southern Québec, Canada ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 94, n° 1, p. 73-87.
- BOYER, C., D. CHAUMONT, I. CHARTIER et A.G. ROY (2010). « Impact of climate change on the hydrology of Saint-Lawrence tributaries ». *Journal of Hydrology*, vol. 384, n°s 1-2, p. 65-83.

- BRAUN-BLANQUET, J. (1964). *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*, 3^e édition. Wien-New York, Springer, 865 p.
- BRETAGNOLLE, V., B. GAUFFRE, H. MEISS et I. BADENHAUSSER (2011). « The role of grassland areas within arable cropping systems for the conservation of biodiversity at the regional level ». Dans Lemaire, G, J. Hodgson et A. Chabbi (dir.) *Grassland productivity and ecosystem services*, p. 251-270, Wallingford, CAB International, 296 p.
- BRINSON, M.M. (1993). *A Hydrogeomorphic Classification for Wetlands*. Wetlands Research Program TR-WRP-DE-4, Washington, D.C., US Army Corps of Engineers, 101 p.
- BRISSON, J., Y. BERGERON et A. BOUCHARD (1988). « Les successions secondaires sur sites mésiques dans le Haut-Saint-Laurent, Québec, Canada ». *Revue canadienne de botanique*, vol. 66, n° 6, p. 1192-1203.
- BUREL, F., A. BUTET, Y.R. DELETTRE, et N. MILLÀN de la PENA (2004). « Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification ». *Landscape and Urban Planning*, vol. 67, n°s 1-4, p. 195-204.
- CAMPBELL, C., D.H. VITT, L.A. HALSEY, I.D. CAMPBELL, M.N. THORMANN et S.E. BAYLEY (2000). *Net Primary Production and Standing Biomass in Northern Continental Wetlands*. Edmonton, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord, 57 p.
- CAMPBELL, D., et L. ROCHEFORT (2001). « La végétation : gradients ». Dans Payette, S., et L. Rochefort (dir.) *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, p. 129-140. Québec, Presses de l'Université Laval, 644 p.
- CARLSON, J.R. (1992). « Selection, production, and use of riparian plant materials for the Western United States ». Dans Landis, T.D., *Proceedings, Intermountain Forest Nursery Association 1991, August 12-16, Park City, Utah*. General Technical Report RM-211, Fort Collins, Colorado, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, p. 55-67.
- CAYOUILLE, J., A. SABOURIN et D. PAQUETTE (2010). *Les alvars du Québec : caractérisation et floristique avec emphase sur les espèces menacées et vulnérables*. Québec, rapport préparé pour le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs, 151 p. + annexe.
- CDPNQ (2017). « Base de données sur les espèces menacées ou vulnérables du Québec ». Québec, Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec, gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs et gouvernement du Canada, Environnement et Changement climatique Canada, Service canadien de la faune.
- CEDFELDT, P.T., M.C. WATZIN et B. DINGEE RICHARDSON (2000). « Using GIS to identify functionally significant wetlands in the Northeastern United States ». *Environmental Management*, vol. 26, n° 1, p. 13-24.
- CENTRE SAINT-LAURENT (1996). *Rapport synthèse sur l'état du Saint-Laurent. Volume 1 : L'écosystème du Saint-Laurent*. Montréal, Environnement Canada, région du Québec,

Conservation de l'environnement, Éditions Multimondes, 1 v. (en pag. multiple) (Collection BILAN Saint-Laurent).

CEREZO, A., M. CECILIA CONDE et S.L. POGGIO (2011). « Pasture area and landscape heterogeneity are key determinants of bird diversity in intensively managed farmland ». *Biodiversity and Conservation*, vol. 20, n° 12, p. 2649-2667.

CHAPDELAINE, G., et J.-F. RAIL (2004). *Plan de conservation des oiseaux aquatiques du Québec*. Sainte-Foy, Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec, Division des oiseaux migrateurs, 99 p.

CHONÉ, G., et P. M. BIRON (2016). « Assessing the relationship between river mobility and habitat ». *River Research and Applications*, vol. 32, n° 4, p. 528-539.

CLERC, C. (2009). *Suivi de la nappe, de la recharge et de l'écoulement à l'aide de méthodes in situ afin de comprendre la dynamique de tourbières ombrotrophes de la région de la Baie de James*. Mémoire (M.Sc.), Québec, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, 240 p.

CMP (2013). *Open Standards – Normes ouvertes pour la pratique de la conservation, Version 3.0*. Conservation Measures Partnership, 52 p.

COMMUNAUTÉ MÉTROPOLITAINE DE MONTRÉAL (2012). *Plan d'action 2012-2017 du plan métropolitain d'aménagement et de développement*. [En ligne], 8 p. [<http://cmm.qc.ca/champs-intervention/amenagement/plans/pmad/>].

COSEPAC (2003). *Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le noyer cendré (Juglans cinerea) au Canada*. Ottawa, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, vii + 37 p.

COSEPAC (2006). *Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'Anguille d'Amérique (Anguilla rostrata) au Canada*. Ottawa, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, x + 80 p.

COSEPAC (2015). « Espèces sauvages canadiennes en péril ». [En ligne], Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, [http://www.cosepac.gc.ca/fra/sct0/rpt/rpt_ecep_f.cfm] (Consulté le 16 mai 2016).

COSEPAC (2017). *Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'esturgeon jaune (Acipenser fulvescens), populations de l'Ouest et de la baie d'Hudson, populations de la rivière Saskatchewan et du fleuve Nelson, populations du sud de la baie d'Hudson et de la baie James et populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent au Canada*. Ottawa, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, xxxi + 177 p.

COSTANZA, R., H.E. DALY et J.A. BARTHOLOMEW (1991). « Goals, agenda, and policy recommendations for ecological economics ». Dans Costanza, R (dir.) *Ecological economics: the science and management of sustainability*, p. 1-21, New York, Columbia University Press, 525 p.

COUILLARD, L., et P. GRONDIN (1986). *La végétation des milieux humides du Québec*. Québec, Les Publications du Québec, 376 p. et annexes.

- CRONK, J.K., et M.S. FENNESSY (2001). *Wetland Plants: Biology and Ecology*. Boca Raton, Lewis Publishers, 462 p.
- DAHL, T.E. (1990). *Wetlands Losses in the United States 1780's to 1980's*. Washington, D.C., U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, 13 p.
- DAIGLE, C., et J. JUTRAS (2005). « Quantitative evidence of decline in a southern Québec Wood Turtle (*Glyptemys insculpta*) population ». *Journal of Herpetology*, vol. 39, n° 1, p. 130-132.
- DAVIS, S.K., R.J. FISHER, S.L. SKINNER, T.L. SHAFFER et R.M. BRIGHAM (2013). « Songbird abundance in native and planted grassland varies with type and amount of grassland in the surrounding landscape ». *Journal of Wildlife Management*, vol. 77, p. 908-919.
- DE LA CHENELIÈRE, V., P. BRODEUR et M. MINGELBIER (2014). « Restauration des habitats du lac Saint-Pierre : un prérequis au rétablissement de la perchaude ». *Le Naturaliste canadien*, vol. 138, n° 2, p. 50-61.
- DEBINSKI, D.M., et R.D. HOLT (1999). « A survey and overview of habitat fragmentation experiments ». *Conservation Biology*, vol. 14, n° 2, p. 342-355.
- DEBUSK, T.A., et W.F. DEBUSK (2001). « Wetlands for Water Treatment ». Dans Kent, D.M. (dir.) *Applied Wetlands Science and Technology*, Second Edition, p. 241-279, Boca Raton, CRC Press LLC, 472 p.
- DeGRAAF, R.M., et M. YAMASAKI (2003). « Options for managing early-successional forest and shrubland bird habitats in the northeastern United States ». *Forest Ecology and Management*, vol. 185, n°s 1-2, p. 179-191.
- DESGRANGES, J.-L., B. JOBIN, N. PLANTE et C. BOUTIN (1994). « Effets du changement du paysage rural québécois sur les oiseaux champêtres ». Dans Démon G., et J. Falardeau (sous la direction de) *Méthodes et réalisations de l'écologie du paysage pour l'aménagement du territoire : sélection des textes du quatrième congrès de la Société canadienne d'écologie et d'aménagement du paysage*, p. 177-180, Sainte-Foy, Université Laval.
- DESPAULT, T.M. (2016). *Dissolved Organic Matter in Subarctic Streams and Rivers: Direct and Proxy Measures of Quantity, Quality, and Mercury*. Electronic Thesis and Dissertation Repository, 3652.
- DETMERS, R. (2003). « Status and conservation of shrubland birds in the northeastern US ». *Forest Ecology and Management*, vol. 185, n° 1, p. 81-93.
- DEVITO, K.J., P.J. DILLON et B.D. LAZERTE (1989). « Phosphorous and Nitrogen Retention in Five Precambrian Shield Wetlands ». *Biogeochemistry*, vol. 8, n° 3, p. 185-204.
- DONAT, M. (1995). *Bioengineering Techniques for Streambank Restoration. A Review of Central European Practices*. Colombie-Britannique, ministry of Environment, Lands and Parks, and Ministry of Forests, Watershed Restoration Project Report No. 2, 86 p.
- DORIOZ, J.M., D. WANG, J. POULENARD et D. TRÉVISAN (2006). « The effet of grass buffer strips on phosphorous dynamics – A critical review and synthesis as a basis for application in

- agricultural landscapes in France ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 117, n° 1, p. 4-21.
- DOYON, F. (2002). « Quelle est l'importance du rôle écologique du feu dans la forêt méridionale du Québec? » Dans Chabot, M., et S. Gauthier (dir.) *L'aménagement forestier et le feu : actes de colloque*, Chicoutimi, p. 33-42.
- DOYON, F. et D. BOUFFARD (2009). *Enjeux écologiques de la forêt feuillue tempérée québécoise*. Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 63 p.
- DUDLEY, N., éd. (2008). *Lignes directrices pour l'application des catégories de gestion aux aires protégées*. Gland, Union internationale pour la conservation de la nature, x+ 96 p.
- DUPONT-HÉBERT, M. (2017). *Mise à jour du répertoire des plans de conservation des milieux naturels du Québec méridional, 2014-2016*. Bureau d'écologie appliquée pour le Service canadien de la faune d'Environnement et Changement climatique Canada, 14 p.
- ECCC et MDDELCC (2018). *Cartographie de l'occupation du sol des Basses-terres du Saint-Laurent, circa 2014*. Québec, Plan d'action Saint-Laurent, Environnement et Changement climatique Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 49 p.
- EKROOS, J., J. HELIÖLÄ et M. KUUSSAARI (2010). « Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes ». *Journal of Applied Ecology*, vol. 47, n° 2, p. 459-46.
- ELSON, J.A. (1969). « Late Quaternary marine submergence of Quebec ». *Revue de géographie de Montréal*, vol. 23, n° 3, p. 247-258.
- ENVIRONNEMENT CANADA (1986). *Milieux humides le long du fleuve Saint-Laurent 1950-1978*. Ottawa, Service de conservation de l'environnement, Direction générale des terres, document de travail n° 45, 29 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA (2007). *L'état de l'environnement au Canada*. Ottawa, 833 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA (2013a). *Quand l'habitat est-il suffisant?* 3^e édition. Toronto, Environnement Canada, 138 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA (2013b). *Stratégie de conservation des oiseaux pour la région de conservation des oiseaux 13 de la région du Québec : Plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié*. Québec, Service canadien de la faune, Environnement Canada, 156 p. + annexes.
- ENVIRONNEMENT ET CHANGEMENT CLIMATIQUE CANADA (2016). *Programme de rétablissement de la Paruline à ailes dorées (Vermivora chrysoptera) au Canada*. Ottawa, Environnement et Changement climatique Canada, viii + 67 p. (Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril).
- ENVIRONNEMENT CANADA et MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS DU QUÉBEC (2007). *Critères pour l'évaluation de la*

qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration.
39 p.

ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DE L'ALOSE SAVOUREUSE (2001). *Plan d'action pour le rétablissement de l'alose savoureuse (Alosa sapidissima Wilson) au Québec.* Québec, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune, 27 p.

ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CHEVALIER CUIVRÉ (2004). *Plan de rétablissement pour la survie du chevalier cuirré (Moxostoma hubbsi) 2004-2008.* Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction du développement de la faune, 77 p.

ÉQUITERRE (2009). *Mémoire présenté par Équiterre sur l'avant-projet de Loi sur l'aménagement durable du territoire et l'urbanisme.* Consultation générale et auditions publiques sur l'avant-projet de loi – Loi sur l'aménagement durable du territoire et l'urbanisme, 17 p.

EWERS, R.M., et R.K. DIDHAM (2006). « Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation ». *Biological Review* (Cambridge Philosophical Society), vol. 81, p. 117-142.

FAHRIG, L. (1997). « Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction ». *Journal of Wildlife Management*, vol. 61, n° 3, p. 603-610.

FAHRIG, L., J. BAUDRY, L. BROTONS, F.G. BUREL, T.O. CRIST, R.J. FULLER, C. SIRAMI, G.M. SIRIWARDENA et J.-L. MARTIN (2011). « Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes ». *Ecology Letters*, vol. 14, n° 2, p. 101-112.

FAHRIG, L., J. GIRARD, D. DURO, J. PASHER, A. SMITH, S.K. JAVOREK, D. KING, K.F. LINDSAY, S.W. MITCHLL et L. TISCHENDORF (2015). « Farmlands with smaller crop fields have higher within-field biodiversity ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 200, p. 219-234.

FAPAQ (2003). *Plan de développement régional associé aux ressources fauniques de la région métropolitaine de Montréal.* Longueuil, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie, xviii + 158 p.

FILION, L. (1987). « Holocene development of parabolic dune in central St. Lawrence Lowlands, Quebec ». *Quaternary Research*, vol. 28, n° 2, p. 196-209.

FILION, M., J.C. FORTIN, R. LAGASSÉ et R. LAGRANGE (2001). *Histoire du Richelieu Yamaska Rive-Sud. La Montérégie.* Sainte-Foy, Les Presses de l'Université Laval, 557 p. (Collection Les régions du Québec).

FILIPPI-CODACCIONI, O., V. DEVICTOR, Y. BAS, J. CLOBERT et R. JULLIARD (2010). « Specialist response to proportion of arable land and pesticide input in agricultural landscapes ». *Biological Conservation*, vol. 143, n° 4, p. 883-890.

FLORSHEIM, J.L., J.F. MOUNT et A. CHIN (2008). « Bank Erosion as a Desirable Attribute of Rivers ». *BioScience*, vol. 58, p. 519-529.

- FORMAN, R.T.T. (1995). *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge, Cambridge University Press, 632 p.
- FORMAN, R.T.T., et M. GODRON (1986). *Landscape Ecology*. New York, John Wiley & Sons, 620 p.
- FORMAN, R.T.T., B. REINEKING et A.M. HERSPERGER (2002). « Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape ». *Environmental Management*, vol. 29, n° 6, p. 782-800.
- FOUBERT, A. (2017). *Rôles de l'hétérogénéité et de la connectivité du paysage sur les poissons du Saint-Laurent (Canada) : vers de nouvelles unités de gestion écologiques*. Thèse de doctorat en Sciences de l'environnement, Université du Québec à Chicoutimi, 189 p.
- FOURNIER, R., M. POULIN, J.-P. RÉVERET, A. ROUSSEAU et J. THÉAU (2013). *Outils d'analyses hydrologique, économique et spatiale des services écologiques procurés par les milieux humides des basses terres du Saint-Laurent : adaptations aux changements climatiques*. [En ligne], Rapport final pour Ouranos. [https://www.ouranos.ca/publication-scientifique/RapportFournier2013_FR.pdf] (Consulté le 26 octobre 2018).
- FREI, S., G. LISCHIED et J.H. FLECKENSTEIN (2010). « Effects of micro-topography on surface-subsurface exchange and runoff generation in a virtual riparian wetland – A modeling study ». *Advances in Water Resources*, vol. 33, n° 11, p. 1388-1401.
- FRELICH, L. E., et C. G. LORIMER (1991). « A simulation of landscape-level stand dynamics in the northern hardwood region ». *Journal of Ecology*, vol. 79, n° 1, p. 223-233.
- FRISSEL, C.A., W.J. LISS, C.E. WARREN et M.D. HURLEY (1986). « A Hierarchical Framework for Stream Habitat Classification: Viewing Streams in a Watershed Context ». *Environmental Management*, vol. 10, n° 2, p. 199-214.
- GAGNON, D. (2004). *La forêt naturelle du Québec, un survol*. Montréal, Groupe de recherche en écologie forestière interuniversitaire, 74 p
- GAGNON, É., et G. GANGBAZO (2007). *Efficacité des bandes riveraines : analyse de la documentation scientifique et perspectives*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques de l'eau, 17 p.
- GAGNON, D., B. TRUAX et S. BARRETTE (2003). *Aménagement et sylviculture du chêne rouge en Estrie via la connaissance des peuplements naturels*. Rapport final 2002-2003 remis à l'Agence de mise en valeur de la forêt privée de l'Estrie. Montréal, Groupe de recherche en écologie forestière interuniversitaire et Sherbrooke, Comité estrien de recherche sur les feuillus, 30 p.
- GAGNON-LUPIEN, N., G. GAUTHIER et C. LAVOIE (2015). « Effect of the invasive common reed on the abundance, richness and diversity of birds in freshwater marshes ». *Animal Conservation*, vol. 18, n° 1, p. 32-43.
- GAUTHIER, J., et Y. AUBRY (1995). *Les oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Montréal, Association québécoise des groupes

d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune d'Environnement Canada, xviii + 1295 p.

GAUTHIER, J., I. LESSARD, G. FALARDEAU et J.-P. L. SAVARD (2004). *Stratégie de conservation des oiseaux terrestres du Québec*. Sainte-Foy, Environnement Canada, Service canadien de la faune, Division des oiseaux migrateurs, région du Québec, 26 p.

GAUTHIER, R., et M. GRANDTNER (1975). « Étude phytosociologique des tourbières du Bas Saint-Laurent, Québec ». *Le Naturaliste canadien*, vol. 102, p. 109-153.

GÉOMONT (2018). *Évaluation des pertes et gains de superficies forestières en Montérégie entre 2009 et 2017 – Rapport final*. Projet n° P34045 réalisé pour le compte de la MRC Brome-Missisquoi, 40 p.

GÉRARDIN, V., J.-P. DUCRUC et P. BEAUCHESNE (2002). « Planification du réseau d'aires protégées du Québec ». *VertigO – La revue électronique en sciences de l'environnement sur le WEB*, vol. 3, n° 1, 13 p.

GILPIN, M.E., et J.M. DIAMOND (1980). « Subdivision of nature reserves and the maintenance of species diversity ». *Nature*, vol. 285, p. 567-568.

GONZALEZ, A., C. ALBERT, B. RAYFIELD, M. DUMITRU, A. DABROWSKI, E.M. BENNETT, J. CARDILLE et M.J. LECHOWICZ (2013). *Corridors, biodiversité, et services écologiques : un réseau écologique pour le maintien de la connectivité et une gestion résiliente aux changements climatiques dans l'Ouest des Basses-Terres du Saint-Laurent*. Université McGill et Centre de la science de la biodiversité du Québec, 71 p.

GORHAM, E. (1991). « Northern peatlands: Role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming ». *Ecological Applications*, vol. 1, n° 2, p. 182-195.

GOVERNEMENT DU QUÉBEC (2002). *Loi sur la conservation du patrimoine naturel, L.R.Q., chapitre C-61.01*. Québec, Éditeur officiel du Québec, pag. multiple.

GOVERNEMENT DU QUÉBEC (2017). « Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques ». *Gazette Officielle du Québec*, Partie 2, 149^e année, n° 35, 16 juin 2017, Éditeur officiel du Québec, p. 3787-3824.

GRANDTNER, M. (1960). *La forêt de Beauséjour, comté de Lévis, Québec – Étude phytosociologique*. Contribution au Fonds de recherches forestières de l'Université Laval n° 7, 62 p.

GRATTON, L. (2010). *Plan de conservation pour l'écorégion de la vallée du Saint-Laurent et du lac Champlain*. Montréal, Société canadienne pour la conservation de la nature, région du Québec, 150 p.

GRATTON, L., et P. NANTEL (1999). *Conservation d'aires de faible superficie – Bilan des connaissances applicables aux écosystèmes forestiers exceptionnels du Québec*. Québec, ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier, 62 p.

GROUPE DE TRAVAIL SUIVI DE L'ÉTAT DU SAINT-LAURENT (2014). *Portrait global de l'état du Saint-Laurent 2014*. Plan Saint-Laurent, Environnement Canada, ministère du

Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, Parcs Canada, Pêches et Océans Canada et Stratégie Saint-Laurent, 53 p.

GROUPE DE TRAVAIL SUR LES ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS EXCEPTIONNELS (1997). *Les écosystèmes forestiers exceptionnels du Québec, document d'information*. Québec, ministère des Ressources naturelles du Québec, 43 p.

GUERRIER, P., et M. PAUL (2000). *Guide d'intervention en cas de déversement en milieu fluvial pour les directions régionales de santé publique du Québec*. Québec, gouvernement du Québec, ENVIRODOQ ENV/2000/0020, x+ 49 p.

GUSTAFSON, E.J., et G.R. PARKER (1992). « Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern ». *Landscape Ecology*, vol. 7, n° 2, p. 101-110.

HAILA, Y., et I.K. HANSKI (1984). « Methodology for studying the effect of habitat fragmentation on land birds ». *Annales Zoologici Fennici*, vol. 21, n° 3, p. 393-397.

HALL, L.S., P.R. KRAUSMAN et M.L. MORRISON (1997). « The habitat concept and a plea for standard terminology ». *Wildlife Society Bulletin*, vol. 25, n° 1, p. 173-182.

HANSKI, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press.

HARMAN, W., R. STARR, M. CARTER, K. TWEEDY, M. CLEMMONS, K. SUGGS et C. MILLER (2012). *A Function-Based Framework for Stream Assessment and Restoration Projects*. United States Environmental Protection Agency, Office of Wetlands, Oceans, and Watershed, Washington, D.C., EPA 843-K-12-006, 344 p.

HARPER, K.A., S.E. MacDONALD, P.J. BURTON, J. CHEN, K.D. BROSOFSKE, S.C. SAUNDERS, E.S. EUSKIRCHEN, D. ROBERTS, M.S. JAITEH. et P-A. ESSEEN (2005). « Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes ». *Conservation Biology*, vol. 19, n° 3, p. 768-782.

HARRIS, L.D. (1989). « The Faunal Significance of Fragmentation of Southeastern Bottomland Forests ». Dans Hook, D.D., et L. Russ (dir.) *Proceedings of the symposium: The Forested Wetlands of the Southern United States*, p. 126-134. Asheville, United States Department of Agriculture, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station.

HARVEY, C.A., O. KOMAR, R. CHAZDON, B.G. FERGUSON, B. FINEGAN, D.M. GRIFFITH, M. MARTINEZ-RAMOS, H. MORALES, R. NIGH, L. SOTO-PINTO, M. VAN BREUGEL et M. WISHNIE (2008). « Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot ». *Conservation Biology*, vol. 22, n° 1, p. 8-15.

HELLQUIST, C. B. (1980). « Correlation of alkalinity and the distribution of potamogeton in New England ». *Rhodora*, vol. 82, n° 830, p. 331-344.

HENLE, K., K.F. DAVIES, M. KLEYER, C. MARGULES et J. SETTELE (2004). « Predictors of species sensitivity to fragmentation ». *Biodiversity and Conservation*, vol. 13, n° 1, p. 207-251.

HERZOG, F., K. BALÁZS, P. DENNIS, J. FRIEDEL, I. GEIJZENDORFFER, P. JEANNERET, M. KAINZ, P. POINTEREAU (2012). *Biodiversity Indicators for European Farming Systems – A*

- HOULAHAN, J.E., et C.S. FINDLAY (2003). « The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, vol. 60, no. 9, p. 1078-1094.
- HOULAHAN, J.E., et C.S. FINDLAY (2004). « Estimating the “critical” distance at which adjacent land-use degrades wetland water and sediment quality ». *Landscape Ecology*, vol. 19, no. 6, p. 677-690.
- HRUBY, T., T. GRANGER, K. BRUNNER, S. COOKE, K. DUBLANICA, R. GERSIB, L. REINELT, K. RICHTER, D. SHELDON, E. TEACHOUT, A. WALD et F. WEINMANN (1999). *Methods for Assessing Wetland Functions. Volume I: Riverine and Depressional Wetlands in the Lowlands of Western Washington*. Washington State Department Ecology Publication #99-115, Olympia, 476 p.
- HUDON, C. (2005). « Le fleuve Saint-Laurent à l'ère des changements climatiques ». *FrancVert – LeWebzine environnemental*, vol. 2, no. 3, 1.
- HYDRO-QUÉBEC TRANSÉNERGIE (2013). *Synthèse des connaissances environnementales pour les lignes et les postes – 1973-2013*. Montréal, Hydro-Québec, Perception des lignes de transport, 25 p.
- INSTITUT DE LA STATISTIQUE DU QUÉBEC (ISQ) (2017). « Le bilan démographique du Québec, Édition 2017 ». [En ligne], Québec, Institut de la statistique du Québec, 176 p. [www.stat.gouv.qc.ca/statistiques/population-demographie/bilan2017.pdf].
- JAGER, H.I., J.A. CHANDLER, K.B. LEPLA et W.V. WINKLE (2001). « A theoretical study of river fragmentation by dams and its effects on white sturgeon populations ». *Environmental Biology of Fishes*, vol. 60, no. 4, p. 347-361.
- JEAN, M., et G. LÉTOURNEAU (2011). *Changements dans les milieux humides du fleuve Saint-Laurent de 1970 à 2002*. Gatineau, Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau au Québec, Rapport technique numéro 511, 302 p.
- JEANMOUGIN, M., G. PLATTNER, E. PORCHER, R. JULLIARD, J. TOUROULT et L. PONCET (2014). *Synthèse bibliographique des changements d'échelles cartographiques et des relations écologiques entre les espèces et leurs habitats*. Paris, SPN-CESCO-MNHN, MEDDE, 83 p.
- JOBIN, B. (2003). « Cartographie des habitats agricoles dans la région de l'Outaouais : Une région d'intérêt pour la pie-grièche migratrice (*Lanius ludovicianus*) ». *Le Naturaliste canadien*, vol. 127, no. 2, p. 26-35.
- JOBIN, B., J.-L. DESGRANGES et C. BOUTIN (1996). « Population trends in selected species of farmland birds in relation to recent developments in agriculture in the St. Lawrence Valley ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 57, nos 2-3, p. 103-116.

- JOBIN, B., J.-L. DESGRANGES et C. BOUTIN (1998). « Farmland habitat use by breeding birds in southern Québec ». *Canadian Field-Naturalist*, vol. 112, n° 4, p. 611-618.
- JOBIN, B., D. RODRIGUE et J.-L. DESGRANGES (2002). Amphibian and Reptile Diversity along the St. Lawrence River. *Canadian Field-Naturalist* 116:551-558.
- JOBIN, B., J. BEAULIEU, M. GRENIER, L. BÉLANGER, C. MAISONNEUVE, D. BORDAGE et B. FILION (2003). « Landscape changes and ecological studies in agricultural regions, Québec, Canada ». *Landscape Ecology*, vol. 18, n° 6, p. 575-590.
- JOBIN, B., C. LATENDRESSE, C. MAISONNEUVE, A. SEBBANE et M. GRENIER (2007). *Changements de l'occupation du sol dans le sud du Québec pour la période 1993-2001*. Sainte-Foy, Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec, 112 p. et annexes. (Série de rapports techniques n° 483).
- JOBIN, B., R. LANGEVIN, M. ALLARD, S. LABRECQUE, D. DAUPHIN, M. BENOIT et P. AQUIN (2013). *Évaluation d'une approche d'analyse du paysage pour planifier la conservation des habitats des oiseaux migrateurs et des espèces en péril dans l'écozone des Plaines à forêts mixtes : étude de cas au lac Saint-Pierre – Rapport méthodologique*. Québec, Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec (rapport non publié), 196 p. et annexes.
- JOHNSTON, C.A., N.E. DENTENBECK et G.J. NIEMI (1990). « The Cumulative Effect of Wetlands on Stream Water Quality and Quantity. A Landscape Approach ». *Biogeochemistry*, vol. 10, n° 2, p. 105-141.
- JOHNSTON, K. (1991). *Forêts et tourments – 75 ans d'histoire du Service fédéral des forêts, 1899-1974*. Ottawa, Forêts Canada, 208 p.
- JOLY, M., S. PRIMEAU, M. SAGER et A. BAZOGE (2008). *Guide d'élaboration d'un plan de conservation des milieux humides*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 80 p.
- JULES, E.S., E.J. FROST, L.S. MILLS et D.A. TALLMON (1999). « Ecological consequences of forest fragmentation in the Klamath region ». *Natural Areas Journal*, vol. 19, n° 4, p. 368-378.
- KAREIVA, P., et U. WENNERGREN (1995). « Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes ». *Nature*, vol. 373, p. 299-302.
- KENT, D.M. (2001). « Evaluating Wetland Functions and Values ». Dans Kent, D.M. (dir.) *Applied Wetlands Science and Technology*, Second Edition, p. 55-80, Boca Raton, CRC Press LLC, 472 p.
- KNAPP, M., et M. REZÁČ (2015). « Even the smallest non-crop habitat islands could be beneficial: Distribution of carabid beetles and spiders in agricultural landscape ». [En ligne], *PLoS ONE*, vol. 10, n° 4. [<https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0123052>] (Consulté le 26 octobre 2018).

- KNICK, S.T., et J.T. ROTENBERRY (1995). « Landscape characteristics of fragmented shrubsteppe habitats and breeding passerine birds ». *Conservation Biology*, vol. 9, n° 5, p. 1059-1071.
- KNUD-HANSEN, C.F., T.R. BATTERSON, C.D. McNABB, I.S. HARAHAHAT, K. SUMANTADINATA et H. MUHAMMED EIDMAN (1991). « Nitrogen input, primary productivity and fish yield in fertilized freshwater ponds in Indonesia ». *Aquaculture*, vol. 94, n° 1, p. 49-63.
- KOETSIER, P.G., W. MINSHALL et C.T. ROBINSON (1996). « Benthos and macroinvertebrate drift in six streams differing in alkalinity ». *Hydrobiologia*, vol. 317, n° 1, p. 41-49.
- KORFEL, C.A., W.J. MITSCH, T.E. HETHERINGTON et J.J. MACK (2010). « Hydrology, Physiochemistry, and Amphibians in Natural and Created Vernal Pool Wetlands ». *Restoration Ecology*, vol. 18, n° 6, p. 843-854.
- LA VIOLETTE, N., D. FOURNIER, P. DUMONT et Y. MAILHOT (2003). *Caractérisation des communautés de poissons et développement d'un indice d'intégrité biotique pour le fleuve Saint-Laurent, 1995-1997*. Québec, Société de la faune et des parcs du Québec, 237 p.
- LAMOUREUX, S., et C. DION (2016). *Guide de recommandations – Aménagements et pratiques favorisant la protection des oiseaux champêtres*. Montréal, Regroupement QuébecOiseaux, 198 p.
- LANDRY, B., et M. MERCIER (1992). *Notions de géologie*, 3^e édition revue et augmentée. Montréal, Modulo, 565 p.
- LANDRY, B., J. BEAULIEU, M. GAUTHIER, M. LUCOTTE, S. MOINGT, D.L. OCCHIETTI et M. QUIRION (2013). *Notions de géologie*, 4^e édition. Montréal, Modulo, 640 p.
- LANGEVIN, R. (1997). *Guide de conservation des boisés en milieu agricole*. Ottawa, Environnement Canada, Service canadien de la faune, 77 p.
- LAPOINTE, N.W.R., D.K. KRAUS, E. MEYFARTH, C. LATREMOUILLE et H. BARNA (2015). *Guide de planification de la conservation des aires naturelles de Conservation de la nature Canada*. Toronto, Conservation de la nature Canada, 114 p.
- LAROCHELLE, M., P. DUMONT, C. LAVOIE et D. HATIN (2015). « Varying Effects of Common Reed Invasion on Early Life History of Northern Pike ». *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 144, n° 1, p. 196-210.
- LATENDRESSE, C., B. JOBIN, C. MAISONNEUVE, A. SEBBANE et M. GRENIER (2008a). « Changements de l'occupation du sol dans le Québec méridional entre 1993 et 2001 ». *Le Naturaliste canadien*, vol. 132, n° 1, p. 14-23.
- LATENDRESSE, C., B. JOBIN, A. BARIL, C. MAISONNEUVE, C. BOUTIN et D. CÔTÉ (2008b). *Dynamique spatio-temporelle des habitats fauniques dans l'écorégion des Basses terres du fleuve Saint-Laurent, 1950-1997*. Québec, Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec, 83 p. et annexes (Série de rapports techniques n° 494).

- LAVOIE, C., M. JEAN, F. DELISLE et G. LÉTOURNEAU (2003). « Exotic plant species of the St Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis ». *Journal of Biogeography*, vol. 30, n° 4, p. 537-549.
- LE GROUPE PHRAGMITES (2012). « Le roseau envahisseur : la dynamique, l'impact et le contrôle d'une invasion d'envergure ». *Le Naturaliste canadien*, vol. 136, n° 3, p. 33-39.
- LEBEL, A. (2013). *Recensement, portrait et analyse des plans de conservation des habitats dans les Basses-terres du Saint-Laurent*. Rapport préparé par le Bureau d'écologie appliquée et présenté au Service canadien de la faune d'Environnement Canada, Québec, 42 p.
- LEBLOND, M., J. FRAIR, D. FORTIN, C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET et R. COURTOIS (2011). « Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: an application to forest dwelling caribou faced with intensive human activity ». *Landscape Ecology*, vol. 26, n° 10, p. 1433-1446.
- LEGENDRE, P., et L. LEGENDRE (1998). *Numerical Ecology*, 2nd Edition. Amsterdam, Elsevier Science, 852 p.
- LEHNEN, S. E. (2008). *An evaluation of survivorship and habitat use of early-successional birds during the breeding season: implications for conservation*. Thèse, Ohio State University, 169 p.
- LEMELIN, L.-V., et M. DARVEAU (2006). « Coarse and fine filters, gap analysis, and systematic conservation planning ». *Forestry Chronicle*, vol. 82, n° 6, p. 802-805.
- LESMERISES, F., C. DUSSAULT et M.-H. ST-LAURENT (2012). « Réponses du loup gris au réseau routier et à la présence d'un important chantier de construction ». *Le Naturaliste canadien*, vol. 136, n° 2, p. 29-34.
- LEVINS, R. (1969). « Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control ». *Bulletin of the Entomological Society of America*, vol. 15, n° 3, p. 237-240.
- LI, T., et J.-P. DUCRUC (1999). *Les provinces naturelles. Rang 1 du Cadre écologique de référence du Québec*. Québec, ministère de l'Environnement, 90 p.
- LI, T., J.-P. DUCRUC, M.-J. CÔTÉ, D. BELLAVANCE et F. POISSON (2014). *Les provinces naturelles : première fenêtre sur l'écologie du Québec*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'expertise en biodiversité, 22 p.
- MacARTHUR, R.H., et E.O. WILSON (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, Princeton University Press, 205 p.
- MAGURRAN, A.A. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton, Princeton University Press, 179 p.
- MAJCEN, Z. (2003). « Raréfaction des espèces compagnes de l'érablière ». Dan Grondin, P., et A. Cimon (coord.), *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, p. 93-102, Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, 213 p.

- MASSE, D., et M. RAYMOND (1988). « La nidification de la sauvagine dans le marécage de la Rivière-du-Sud et la zone agricole environnante ». *Revue canadienne de zoologie*, vol. 66, n° 5, p. 1160-1167.
- MAZEROLLE, M. J., A. PEREZ et J. BRISSON (2014). « Common reed (*Phragmites australis*) invasion and amphibian distribution in freshwater wetlands ». *Wetlands Ecology and Management*, vol. 22, n° 3, p. 325-340.
- McCABE, R. A. (1947). « Homing of flying squirrels ». *Journal of Mammalogy*, vol. 28, n° 4, p. 404.
- McGARIGAL, K., et B.J. MARKS (1995). « FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure ». [En ligne], Gen. Tech. Report PNW-GTR-351, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon. [http://www.fs.fed.us/pnw/pubs/gtr_351.pdf] (Consulté le 26 octobre 2018).
- McLAUGHLIN, A., et P. MINEAU (1995). « The impact of agricultural practices on biodiversity ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 55, n° 3, p. 201-212.
- McMASTER, D. G., J. H. DEVRIES et S. K. DAVIS (2005). « Grassland birds nesting in haylands of southern Saskatchewan: landscape influences and conservation priorities ». *Journal of Wildlife Management*, vol. 69, n° 1, p. 211-221.
- McPHERSON, M., C. NIELSEN et K. PROUDLOCK (2009). *The development of Tier 1 generalized habitat-based standards for eozones in agricultural regions of Canada*. National Agri-Environmental Standards Initiative, Synthesis Report No. 3. Gatineau, Environnement Canada, 137 p.
- MDDELCC (2013). *Rapport sur l'état de l'eau et des écosystèmes aquatiques au Québec*. [En ligne], Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques [<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/rapportsurleau/Etat-eau-ecosysteme-aquatique.htm>] (Consulté le 26 octobre 2018).
- MDDELCC (2015a). « Cartographie de l'utilisation du territoire du Québec ». Données de SIG (ArcMap, ESRI Canada). Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.
- MDDELCC (2015b). *Guide d'interprétation, Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables*. [En ligne], Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction des politiques de l'eau, 131 p. [<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rives/guide-interpretationPPRLPI.pdf>] (Consulté le 26 octobre 2018).
- MDDEP (2002). « La moule zébrée et autres espèces aquatiques nuisibles au Québec ». [En ligne], Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs [www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/nuisibles/zebrée.htm].
- MDDEP (2010). *Portrait du réseau des aires protégées au Québec, période 2002-2009*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs, 41 p.

- MELCC (2018). « Registre des aires protégées ». [En ligne], Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. [http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/registre/].
- MILLAR, W., et A. OLIVERO-SHELDON (2017). *Stream Classification for the Northern Appalachian – Acadian Region of Canada*. Fredericton, Nature Conservancy of Canada, Atlantic Regional Office, 91 p.
- MINGELBIER, M., et J. LECLERC (2001). « Preliminary atlas of fish habitat in the fluvial St. Lawrence River ». Affiche présentée à la 8th Annual International Conference on the St. Lawrence River Ecosystem tenue à Cornwall (Ontario).
- MINGELBIER, M., Y. PARADIS, P. BRODEUR, V. de la CHENELIÈRE, F. LECOMTE, D. HATIN et G. VERREAULT (2016). « Gestion des poissons d'eau douce et migrateurs dans le Saint-Laurent : mandats, enjeux et perspectives ». *Le Naturaliste canadien*, vol. 140, n° 2, p. 74-90.
- MINGELBIER, M., Y. REYJOL, P. DUMONT, Y. MAILHOT, P. BRODEUR, D. DESCHAMPS et C. CÔTÉ (2008). *Les communautés de poissons d'eau douce dans le Saint-Laurent, fiche synthèse*. Plan Saint-Laurent, 2^e édition, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 8 p.
- MITSCH, W.J., et J.G. GOSSELINK (2007). *Wetlands*, Fourth edition. Hoboken, John Wiley & Sons, 582 p.
- MITTELBACH, G.G., C.F. STEINER, S.M. SCHEINER, K.L. GROSS, H.L. REYNOLDS, R.B. WAIDE, M.R. WILLIG, S.I. DODSON et L. GOUGH (2001). « What is the observed relationship between species richness and productivity? » *Ecology*, vol. 82, n° 9, p. 2381-2396.
- MOISAN, M., et H. LAFLAMME (1999). *Rapport sur la situation de l'esturgeon jaune (Acipenser fulvescens) au Québec*. Québec, ministère de la Faune et des Parcs, Direction de la faune et des habitats, 68 p.
- MOORE, T.R. (1989). « Growth and net production of Sphagnum at five fen sites, subarctic eastern Canada ». *Revue canadienne de botanique*, vol. 67, n° 4, p. 1203-1207.
- MORGAN, M., et M. BURGER (2008). *A Plan for Conserving Grassland Birds in New York: Final Report to the New York State Department of Environmental Conservation*. Ithaca, Audubon New York, 140 p.
- MORIN, J., et A. BOUCHARD (2000). *Les bases de la modélisation du tronçon Montréal/Trois-Rivières. Rapport scientifique SMC-Hydrométrie RS-100*. Sainte-Foy, Environnement Canada, 56 p.
- MORISSETTE, O., F. LECOMTE, G. VERREAULT, M. LEGAULT et P. SIROIS (2016). « Fully equipped to succeed: Migratory Contingents Seen as an Intrinsic Potential for Striped Bass to Exploit a Heterogeneous Environment Early in Life ». *Estuaries and Coasts*, vol. 39, n° 2, p. 571-582.
- MPO (2012a). *Programme de rétablissement du béluga (Delphinapterus leucas), population de l'estuaire du Saint-Laurent au Canada*. Ottawa, ministère des Pêches et des Océans, xi + 93 p. (Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril).

- MPO (2012b). *Programme de rétablissement du chevalier cuivré (Moxostoma hubbsi) au Canada*. Ottawa, ministère des Pêches et des Océans, xi + 64 p. (Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril).
- MPO (2014). *Programme de rétablissement du dard de sable (Ammocrypta pellucida), populations du Québec au Canada*. Ottawa, ministère des Pêches et des Océans, vii + 50 p. (Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril).
- NATURE QUÉBEC (2018). « Programme ZICO ». [En ligne]. [<https://naturequebec.org/projets/zicos>] (Consulté le 17 juin 2019).
- NAZARNIA, N., C. SCHWICK et J.A.G. JAEGER (2016). « Accelerated urban sprawl in Montreal, Quebec City, and Zurich: Investigating the differences using time series 1951-2011 ». *Ecological Indicators*, vol. 60, p. 1229-1251.
- NCC (2018). *Conservation Assessment for Southern Canada*. Nature Conservancy of Canada, vii + 137 p.
- NICHOLS, D.S. (1983). « Capacity of Natural Wetlands to Remove Nutrients from Wastewater ». *Journal of Water Pollution Control Federation*, vol. 55, n° 5, p. 495-505.
- OCCHIETTI, S., M. PARENT, P. LAJEUNESSE, F. ROBERT et É. GOVARE (2011). « Late Pleistocene–Early Holocene Decay of the Laurentide Ice Sheet in Québec–Labrador ». *Quaternary Glaciations – Extend and Chronology, Developments in Quaternary Science*, vol. 15, chapitre 47, p. 601-630.
- ODUM, E.P. (1963). *Ecology*. New York, Holt, Rinehard and Winston, 152 p. (Modern Biology Series).
- ODUM, E.P., et G.W. BARRETT (2004). *Fundamentals of Ecology*, Fifth Edition. Belmont, Brooks Cole, 624 p.
- OGAWA, H., et J.W. MALE (1983). *The Flood Mitigation Potential of Inland Wetlands*. Amherst, Water Resources Research Center Publication No. 138, University of Massachusetts, 164 p.
- OGAWA, H., et J.W. MALE (1986). « Simulating the flood mitigation role of wetlands ». *Journal of Water Resource Planning and Management*, vol. 112, n° 1, p. 114-128.
- ONTARIO MINISTRY OF NATURAL RESOURCES (2014). *Ontario Wetland Evaluation System, Southern Manual*, 3rd Edition, version 3.3. Peterborough, ministère des ressources naturelles de l'Ontario, 283 p.
- OSBORN, T.G. (1981). « Stream insect production as a function of alkalinity and detritus processing ». *All Graduate Theses and Dissertations*, 3759.
- OSTFELD, R.S., et R.H. MANSON (1996). « Long-distance homing in meadow voles, *Microtus pennsylvanicus* ». *Journal of Mammalogy*, vol. 77, n° 3, p. 870-873.
- OUELLET, V., M. MINGELBIER, A. SAINT-HILAIRE ET J. MORIN (2010). « Frequency analysis as a tool for assessing adverse conditions during a massive fish kill in the St. Lawrence River, Canada ». *Water Quality Research Journal of Canada*, vol. 45, n° 1, p. 47-57.

- OURANOS (2010). *Savoir s'adapter aux changements climatiques*. Montréal, 128 p.
- PARENT, S. (1990). *Dictionnaire des sciences de l'environnement*. Québec, Broquet, 748 p.
- PAYETTE, S., et L. ROCHEFORT (sous la dir. de) (2001). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Québec, Presse de l'Université Laval, 644 p.
- PELLERIN, S. (2003). « Des tourbières et des hommes. L'utilisation des tourbières dans la région de Rivière-du-Loup – L'Isle-Verte ». *Le Naturaliste canadien*, vol. 127, p. 18-23.
- PELLERIN, S., et M. POULIN (2013). *Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable*. Rapport produit pour le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 104 p. Également disponible en ligne : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rives/Analyse-situation-milieux-humides-recommandations.pdf>.
- PERREAULT, R., et A. PORLIER (2005). *Un projet alternatif au prolongement de l'autoroute 25*. Montréal, Conseil régional de l'environnement de Montréal, 21 p.
- PLAN D'ACTION SAINT-LAURENT (2018a). L'Entente Canada-Québec sur le Saint-Laurent : une collaboration depuis 1988. [En ligne]. [\[http://planstlaurent.qc.ca/fr/accueil/a_notre_sujet.html\]](http://planstlaurent.qc.ca/fr/accueil/a_notre_sujet.html) (Consulté le 18 juin 2019).
- PLAN D'ACTION SAINT-LAURENT (2018b). « Les espèces aquatiques envahissantes du fleuve Saint-Laurent : bilan de la situation en eau douce ». [En ligne], Suivi de l'État du Saint-Laurent, fiches de suivi [http://planstlaurent.qc.ca/fr/suivi_de_letat/les_fiches_de_suivi].
- PLAN D'ACTION SAINT-LAURENT (2018c). « La qualité de l'eau du secteur fluvial ». [En ligne], Suivi de l'état du Saint-Laurent, fiches de suivi. [http://planstlaurent.qc.ca/fr/suivi_de_letat/les_fiches_de_suivi.html].
- POTVIN, F., P. BEAUPRÉ et G. LAPRISE (2003). « The eradication of balsam fir stands by white-tailed deer on Anticosti Island: a 150-year process ». *Écoscience*, vol. 10, n° 4, p. 487-495.
- PRICE, J.S. (1997). « Soil moisture, water tension, and water table relationships in a managed cutover bog ». *Journal of Hydrology*, vol. 202, n°s 1-4, p. 21-32.
- PRICE, J.S. (2001). « L'hydrologie ». Dans Payette, S. et L. Rochefort (dir.) *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, p. 141-158. Québec, Presses de l'Université Laval, 644 p.
- QUENNEVILLE, R. (2007). « Pin blanc d'Amérique : exploitation des peuplements ». [En ligne], *Encyclopédie du patrimoine culturel de l'Amérique française* [http://www.ameriquefrancaise.org/fr/article-54/#.XTchw_nhCt8].
- QUESNEL, P.-O., L. TANGUAY et B. ARPIN (2006). *Portrait agricole sommaire et évolutif de la Communauté métropolitaine de Montréal*. Québec, ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, 51 p.
- RABENI, C.F., et G.W. MINSHALL (1977). « Factors affecting microdistribution of stream benthic insects ». *Oikos*, vol. 29, n° 1, p. 33-43.

- RAYFIELD, B., G. LAROQUE, C. DANIEL et A. GONZALEZ, 2019. Une priorisation pour la conservation des milieux naturels pour les Basses-Terres du Saint-Laurent en fonction de leur importance pour la connectivité écologique. Rapport final remis au Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Québec, 36 p. et annexes. Disponible en ligne à : https://quebio.ca/fr/rapport_connectivite
- RAYMOND, C.M., N. FRANTZESKAKI, N. KABISCH, P. BERRY, M. BREIL, M.R. NITA, D. GENELETTI et C. CALFAPIETRA (2017). « A framework for assessing and implementing the co-benefits of nature-based solutions in urban areas ». *Environmental Science and Policy*, vol. 77, p. 15-24.
- REGROUPEMENT QUÉBÉCOISEAUX (2015). *L'aménagement écosystémique des forêts : projet pilote pour la Paruline à ailes dorées dans la région de la Vallée-du-Haut-Saint-Laurent – Rapport d'activités*. Montréal, Regroupement QuébecOiseaux, 56 p.
- REYJOL, Y., P. BRODEUR, Y. MAILHOT, M. MINGELBIER et P. DUMONT (2010). « Do native predators feed on non-native prey? The case of round goby in a fluvial piscivorous fish assemblage ». *Journal of Great Lakes Research*, vol. 36, n° 4, p. 618-624.
- RIBIC, C.A., R.R. KOFORD, J.R. HERKERT, D.H. JOHNSON, N.D. NIEMUTH, D.E. NAUGLE, K.K. BAKKER, D.W. SAMPLE et R.B. RENFREW (2009). « Area sensitivity in North American grassland birds: patterns and processes ». *The Auk*, vol. 126, n° 2, p. 233-244.
- RICHARDSON, C. (1978). « Primary productivity values in fresh water wetlands. Wetland functions and values: the state of our understanding ». Dans Greeson, P.E, J.R. Clark et J.E. Clark (dir.) *Proceedings of the National Symposium on Wetlands. American Water Resources Association, Minneapolis, Minnesota*, p. 131-145.
- RICKETTS, T.H., E. DINERSTEIN, D.M. OLSON, C. J. LOUCKS, W. EICHBAUM, D.A. DELLASALA, K. KAVANAGH, P. HEDAO, P. HURLEY, K. CARNEY, R. ABELL et S. WALTERS (1999). *Terrestrial Ecoregions of North America. A Conservation Assessment*. Washington, D.C., Island Press, 508 p.
- RIOUX, S., C. LATENDRESSSE, B. JOBIN, A. BARIL, C. MAISONNEUVE, C. BOUTIN et D. CÔTÉ (2009). « Dynamique des habitats fauniques dans les Basses-terres du Saint-Laurent de 1950 à 1997 ». *Le Naturaliste canadien*, vol. 133, n° 2, p. 20-28.
- RMN 2020. *Répertoire des sites de conservation volontaire du Québec*. [En ligne]. Réseau de milieux naturels protégés, [<http://www.lerepertoire.org>].
- RNC (2018). « Agrile du frêne ». [En ligne], Ressources naturelles Canada, [<https://www.rncan.gc.ca/forets/feux-insectes-perturbations/principaux-insectes/13378>].
- ROBITAILLE, J., M. BÉRUBÉ, A. GOSSELIN, M. BARIL, J. BEAUCHAMP, J. BOUCHER, S. DIONNE, M. LEGAULT, Y. MAILHOT, B. OUELLET, P. SIROIS, S. TREMBLAY, G. TRENCHIA, G. VERREAULT et D. VILLENEUVE (2011). *Programme de rétablissement du bar rayé (Morone saxatilis), population de l'estuaire du Saint-Laurent, Canada*. Ottawa, Pêches et Océans Canada, xi + 52 p. (Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril).

- ROULET, N.T. (1990). « Hydrology of a headwater basin wetland: Groundwater discharge and wetland maintenance ». *Hydrological Processes*, vol. 4, n° 4, p. 387-400.
- ROUSSEAU, Y., et P. BIRON (2009). « Geomorphological impacts of channel straightening in an agricultural watershed, Southwestern Québec ». *The Northeast Geographer*, vol. 1, p. 91-113.
- RUSSELLE, M.P., M.H. ENTZ et A.J. FRANZLUEBBERS (2007). « Reconsidering integrated crop–livestock systems in North-America ». *Agronomy Journal*, vol. 99, n° 2, p. 325-334.
- SAINT-LAURENT VISION 2000 (1999). « Le chevalier cuivré – À la rescousse d'une espèce menacée au Québec ». *Le fleuve : Bulletin d'information Saint-Laurent Vision 2000*, vol. 10, no 3, p. 1-5.
- SALA, O.E., F.S. CHAPIN III, J.J. ARMESTO, E. BERLOW, J. BLOOMFIELD, R. DIRZO, E. HUBER-SANWALD, L. F. HUENNEKE, R.B. JACKSON, A. KINZIG, R. LEEMANS, D.M. LODGE, H.A. MOONEY, M. OESTERHELD, N. LEROY POFF, M.T. SYKES, B.H. WALKER, M. WALKER et D.H. WALL (2000). « Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100 ». *Science*, vol. 287, n° 5459, p. 1770-1774.
- SANDILANDS, A. P., et S. W. HOUNSELL (1994). « The effect of 500 kv transmission facilities on forest birds in two wetland forest systems in southern Ontario – testing for the edge effect ». Dans Snodgrass, W. J. (dir.) *Wetland Impacts Workshop*, p. 12, Cambridge, Grand River Conservation Authority.
- SAUMURE, R.A., R.D. TITMAN et T.B. HERMAN (2007). « Effects of haying and agricultural practices on a declining species: the North American wood turtle, *Glyptemys insculpta* ». *Biological Conservation*, vol. 135, n° 4, p. 565-575.
- SAUNDERS, D. A., R. J. HOBBS et C. R. MARGULES (1991). « Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review ». *Conservation Biology*, vol. 5, n° 1, p. 18-32.
- SCHLOSSBERG, S., et D.I. KING (2008). « Are shrubland birds edge-specialists? » *Ecological Applications*, vol. 18, n° 6, p. 1325-1330.
- SCHLOSSBERG, S., et D.I. KING (2015). « Measuring the effectiveness of conservation programs for shrubland birds ». *Global Ecology and Conservation*, vol. 4(C), p. 658-665.
- SCHMITT, L., M. LAFONT, M. TRÉMOLIÈRES, C. JEZEQUEL, A. VIVIER, P. BREIL, P. NAMOUR, K. VALIN et L. VALETTE (2011). « Using hydro-geomorphological typologies in functional ecology: Preliminary results in contrasted hydrosystems ». *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, vol. 36, n° 12, p. 539-548.
- SCHWEIGER, E.W., S.G. LWIBOWITZ, J.B. HYMAN, W.E. FOSTER et M.C. DOWNING (2002). « Synoptic assessment of wetland function: a planning tool for protection of wetland species biodiversity ». *Biodiversity and Conservation*, vol. 11, n° 3, p. 379-406.
- SECRÉTARIAT DE LA CONVENTION SUR LA DIVERSITÉ BIOLOGIQUE (2007). *Biodiversity and Climate Change*. 48 p.
- SEMLITSCH, R.D., et J.R. BODIE (1998). « Are small, isolated wetlands expendable? » *Conservation Biology*, vol. 12, n° 5, p. 1129-1133.

- SHUSTACK, D.P., A.M. STRONG et T.M. DONOVAN (2010). « Habitat use patterns of Bobolinks and Savannah Sparrows in the northeastern United States ». [En ligne], *Avian Conservation and Ecology*, vol. 5, n° 2, article 11 [<http://www.ace-eco.org/vol5/iss2/art11/>] (Consulté le 26 octobre 2018).
- SIMARD, H., et A. BOUCHARD (1996). « The precolonial 19th century forest of the Upper St. Lawrence region of Quebec : a record of its exploitation and transformation through notary deeds of wood sales ». *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 26, no 9, p. 1670-1676.
- SIRON, R. (2010). « Écosystèmes, biodiversité et changements climatiques : des enjeux indissociables ». *Vecteur Environnement*, vol. 43, n° 5, p. 10-13.
- TARDIF, B., G. LAVOIE et Y. LACHANCE (2005). *Atlas de la biodiversité du Québec – Les espèces menacées ou vulnérables*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du développement durable, du patrimoine écologique et des parcs, 60 p.
- TARDIF, B., B. TREMBLAY, G. JOLICOEUR et J. LABRECQUE. (2016). Les plantes vasculaires en situation précaire au Québec. Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ). Gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), Direction de l'expertise en biodiversité, Québec, 420 p.
- TEFFT, B.C. (2006). « Managing shrublands and old fields ». Dans The Northeast Upland Habitat Technical Committee, *Managing Grasslands, Shrublands, and Young Forest Habitats for Wildlife: A Guide for the Northeast*, chapitre 4. [En ligne]. [<http://www.ct.gov/deep/cwp/view.asp?a=2723&q=325732>] (Consulté le 26 octobre 2018).
- TEWS, J. (2008). *Population viability and sensitivity analysis for Marsh Wren, Ovenbird, Red-Shouldered Hawk, and Bobolink in the Quebec Pilot Study area in support of NAESI habitat-based biodiversity standards*. National Agri-Environmental Standards Initiative Technical Report No. 4-12, 81 p.
- THE NORTHEAST UPLAND HABITAT TECHNICAL COMMITTEE (2006). *Managing grasslands, shrublands, and young forest habitats for wildlife: A guide for the Northeast*. [En ligne]. [<http://www.ct.gov/deep/cwp/view.asp?a=2723&q=325732>] (Consulté le 26 octobre 2018).
- THÉRIAULT, M., et R. QUENNEVILLE (1998). *Cadre pour la restauration écologique du pin blanc au parc national de la Mauricie*. Québec, Parcs Canada, Service de la conservation des ressources naturelles, 39 p.
- THORMANN, M.N., et S.E. BAYLEY (1997). « Aboveground net primary production along a bog-fen-marsh gradient in southern boreal Alberta, Canada ». *Écoscience*, vol. 4, n° 3, p. 374-384.
- TINER, R.W. (1999). *Wetland Indicators: A Guide to Wetland Identification, Delineation, Classification, and Mapping*. Boca Raton, Lewis Publishers, 392 p.
- TITTLER, R., M.-A. VILLARD et L. FAHRIG (2009). « How far do songbirds disperse? » *Ecography*, vol. 32, n° 6, p. 1051-1061.

- TROMBULAK, S.C., et C.A. FRISSELL (2000). « Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities ». *Conservation Biology*, vol. 14, n° 1, p. 18-30.
- TSCHARNTKE, T., A.M. KLEIN, A. KRUESS, I. STEFFAN-DEWENTER et C. THIES (2005). « Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management ». *Ecology Letters*, vol. 8, n° 8, p. 857-874.
- UICN-CMP (2006). *United classification of direct threats*. Union internationale pour la conservation de la nature et Conservation Measures Partnership, 17 p.
- UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE (2008). *Hydrogeomorphic wetland classification system: An overview and modification to better meet the needs of the Natural Resources Conservation Service*. Washington, D.C., Natural Resources Conservation Service, Technical Note No. 190-8-76, 8 p.
- VANDER VORSTE, R., P. McELMURRAY, S. BELL, K.M. ELIASON et B.L. BROWN (2017). « Does stream size really explain biodiversity patterns in lotic systems? A call for mechanistic explanations ». *Diversity*, vol. 9, n° 3, article 26.
- VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL et E. GUSHING (1980). « The river continuum concept ». *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, vol. 37, n° 1, p. 130-137.
- VILLENEUVE, N., O. PFISTER, J. GOSSELIN, L. GRATTON et L. COUILLARD (en préparation). « Exercice de regroupement de types écologiques/groupements d'essences au sein des communautés forestières cartographiées des régions 1A et 2B ».
- VIVIAN-SMITH, G. (1997). « Microtopographic heterogeneity and floristic diversity in experimental wetland communities ». *Journal of Ecology*, vol. 85, n° 1, p. 71-82.
- VOULIGNY, C., et S. GARIÉPY (2008). *Les friches agricoles au Québec : état des lieux et approches de valorisation*. Rédigé pour Agriculture et Agroalimentaire Canada, 66 p.
- WAIDE, R.B., M.R. WILLIG, C.F. STEINER, G. MITTELBACH, L. GOUGH, S.I. DODSON, G.P. JUDAY et R. PARMENTER (1999). « The relationship between productivity and species richness ». *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 30, n° 1, p. 257-300.
- WEIBULL, A.-C., Ö. ÖSTMAN et A. GRANQVIST (2003). « Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management ». *Biodiversity and Conservation*, vol. 12, n° 7, p. 1335-1355.
- WETZEL, R.G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*, 3rd ed. New York, Academic Press, 1006 p.
- WILBY, R. L., et G. L. W. PERRY (2006). « Climate change, biodiversity and the urban environment: a critical review based on London, UK ». *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, vol. 30, n° 1, p. 73-98. doi : 10.1191/0309133306pp470ra.
- WILCOVE, D.S., C.H. McLELLAN et A.P. DOBSON (1986). « Habitat fragmentation in the temperate zone ». Dans Soulé, M.E (dir.) *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, p. 237-256, Sunderland, Sinauer Associates, Inc.

- WILSON, C.V. (1971). *Le climat du Québec, partie 1 : Atlas climatique*. Ottawa, Service météorologique du Canada, Études climatologiques n° 11, 44 figures.
- WILSON, E.O., et E.O. WILLIS (1975). « Applied biogeography ». Dans Cody, M.L., et J.M. Diamond (dir.) *Ecology and Evolution of Communities*, p. 523-534, Cambridge, Harvard University Press.
- WOO, M.-K., et J. VALVERDE (1981). « Summer Streamflow and Water Level in a Midlatitude Forested Swamp ». *Forest Science*, vol. 27, n° 1, p. 177-189.
- WOO, M.-K., et T.C. WINTER (1993). « The role of permafrost and seasonal frost in the hydrology of northern wetlands in North America ». *Journal of Hydrology*, vol. 141, n°s 1-4, p. 5-31.
- WOODS, M., R. A. MCDONALD et S. HARRIS (2003). « Predation of wildlife by domestic cats *Felis catus* in Great Britain ». *Mammal Review*, vol. 33, n° 2, p. 174-188.
- WOOLMER, G., S.C. TROMBULAK, J.C. RAY, P.J. DORAN, M.G. ANDERSON, R.F. BALDWIN, A. MORGAN et E.W. SANDERSON (2008). « Rescaling the Human Footprint: A tool for conservation planning at an ecoregional scale ». *Landscape and Urban Planning*, vol. 87, n° 1, p. 42-53.
- YOUNG, A., T. BOYLE et T. BROWN (1996). « The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants ». *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 11, n° 10, p. 413-418.

20. Métadonnées pour les cartes

Sources

Base de données géographiques et administratives à l'échelle 1/1 000 000, (BDGA 1M), MERN, SYSTÈME SUR LES DÉCOUPAGES ADMINISTRATIFS À L'ÉCHELLE 1/20 000 (SDA 20k)

Système de coordonnées

Projection conique équivalente d'Albers pour le Québec (NAD83)

Annexe A. Espèces terrestres en situation précaire dont la présence a été documentée dans l'aire d'étude
 (seules les espèces désignées en voie de disparition ou menacée au fédéral ou menacées ou vulnérables au provincial sont listées)

Nom commun	Nom scientifique	Statut	
		Fédéral	Provincial
Lichen			
Leptoge des terrains inondés	<i>Leptogium rivulare</i>	Menacée	Aucun
Plante vasculaire			
Ail des bois	<i>Allium tricoccum</i>	Aucun	Vulnérable
Aplectrelle d'hiver	<i>Aplectrum hyemale</i>	Aucun	Menacée
Arisème dragon	<i>Arisaema dracontium</i>	Aucun	Menacée
Aristide à rameaux basilaires	<i>Aristida basiramea</i>	En voie de disparition	Menacée
Asclépiade de l'intérieur	<i>Asclepias tuberosa</i> var. <i>interior</i>	Aucun	Menacée
Aster à feuilles de linair	<i>Ionactis linariifolia</i>	Aucun	Vulnérable
Aster à rameaux étalés	<i>Eurybia divaricata</i>	Menacée	Menacée
Carex digital	<i>Carex digitalis</i> var. <i>digitalis</i>	Aucun	Menacée
Carex faux-lupulina	<i>Carex lupuliformis</i>	En voie de disparition	Menacée
Carmantine d'Amérique	<i>Justicia americana</i>	Menacée	Menacée
Cicutaire de Victorin	<i>Cicuta maculata</i> var. <i>victorinii</i>	Préoccupante	Menacée
Conopholis d'Amérique	<i>Conopholis americana</i>	Aucun	Vulnérable
Corallorhize d'automne	<i>Corallorhiza odontorhiza</i> var. <i>odontorhiza</i>	Aucun	Menacée
Cypripède tête-de-bélier	<i>Cypripedium arietinum</i>	Aucun	Vulnérable
Doradille des murailles d'Amérique	<i>Asplenium ruta-muraria</i> var. <i>cryptolepis</i>	Aucun	Menacée
Érable noir	<i>Acer nigrum</i>	Aucun	Vulnérable
Ériocaulon de Parker	<i>Eriocaulon parkeri</i>	Aucun	Menacée
Floerkée fausse-proserpinie	<i>Floerkea proserpinacoides</i>	Aucun	Vulnérable
Gentiane de Victorin	<i>Gentianopsis virgata</i> ssp. <i>victorinii</i>	Menacée	Menacée
Ginseng à cinq folioles	<i>Panax quinquefolius</i>	En voie de disparition	Menacée
Goodyérie pubescente	<i>Goodyera pubescens</i>	Aucun	Vulnérable
Hélianthe à feuilles étalées	<i>Helianthus divaricatus</i>	Aucun	Vulnérable
Jonc à tépales acuminés	<i>Juncus acuminatus</i>	Aucun	Menacée
Lézardelle penchée	<i>Saururus cernuus</i>	Aucun	Menacée
Liparis à feuilles de lis	<i>Liparis liliifolia</i>	Menacée	Susceptible
Listère du Sud	<i>Listera australis</i>	Aucun	Menacée
Monarde à tige velue	<i>Monarda punctata</i> var. <i>villicaulis</i>	Aucun	Menacée
Muhlenbergie ténue	<i>Muhlenbergia tenuiflora</i>	Aucun	Menacée
Myosotis printanier	<i>Myosotis verna</i>	Aucun	Menacée
Noyer cendré	<i>Juglans cinerea</i>	En voie de disparition	Susceptible
Onosmodie hispide	<i>Lithospermum parviflorum</i>	Aucun	Menacée

Nom commun	Nom scientifique	Statut	
		Fédéral	Provincial
Orme liège	<i>Ulmus thomasi</i>	Aucun	Menacée
Pelléade à stipe pourpre	<i>Pellaea atropurpurea</i>	Aucun	Menacée
Phégoptère à hexagones	<i>Phegopteris hexagonoptera</i>	Aucun	Menacée
Pin rigide	<i>Pinus rigida</i>	Aucun	Menacée
Podophylle pelté	<i>Podophyllum peltatum</i>	Aucun	Menacée
Ptérospore à fleurs d'andromède	<i>Pterospora andromedeae</i>	Aucun	Menacée
Renouée de Douglas	<i>Polygonum douglasii</i>	Aucun	Vulnérable
Scirpe de Pursh	<i>Schoenoplectiella purshiana</i> var. <i>purshiana</i>	Aucun	Menacée
Séneçon à feuilles obovales	<i>Packera obovata</i>	Aucun	Menacée
Sumac aromatique	<i>Rhus aromatica</i> var. <i>aromatica</i>	Aucun	Vulnérable
Thélyptère simulatrice	<i>Thelypteris simulata</i>	Aucun	Menacée
Vergerette de Provancher	<i>Erigeron philadelphicus</i> var. <i>provancheri</i>	Aucun	Menacée
Verveine simple	<i>Verbena simplex</i>	Aucun	Menacée
Woodsie à lobes arrondis	<i>Woodsia obtusa</i>	Menacée	Menacée
Arthropode			
Bourdon à tâches rousses	<i>Bombus affinis</i>	En voie de disparition	Aucun
Cicindèle verte des pinèdes	<i>Cicindela patruela</i>	En voie de disparition	Aucun
Poissons			
Alose savoureuse	<i>Alosa sapidissima</i>	Aucun	Vulnérable
Bar rayé	<i>Morone saxatilis</i>	En voie de disparition	Aucun
Chevalier cuivré	<i>Moxostoma hubbsi</i>	En voie de disparition	Menacée
Chevalier de rivière	<i>Moxostoma carinatum</i>	Préoccupante	Vulnérable
Cisco de lac	<i>Coregonus artedii</i>	En voie de disparition	Susceptible
Dard de sable	<i>Ammocrypta pellucida</i>	Menacée	Menacée
Éperlan arc-en-ciel, pop. Sud de l'estuaire	<i>Osmerus mordax</i>	Aucun	Vulnérable
Fouille-roche gris	<i>Percina copelandi</i>	Menacée	Vulnérable
Lamproie du Nord	<i>Ichthyomyzon fossor</i>	Préoccupante	Menacée
Méné d'herbe	<i>Notropis bifrenatus</i>	Préoccupante	Vulnérable
Amphibien			
Rainette faux-grillon de l'Ouest, pop. Grands Lacs, Saint-Laurent et Bouclier canadien	<i>Pseudacris triseriata</i>	Menacée	Vulnérable
Salamandre pourpre	<i>Gyrinophilus porphyriticus</i>	Préoccupante	Vulnérable
Salamandre sombre des montagnes, pop. Grands Lacs et Saint-Laurent	<i>Desmognathus ochrophaeus</i>	Menacée	Menacée
Reptile			
Tortue des bois	<i>Glyptemys insculpta</i>	Menacée	Vulnérable
Tortue géographique	<i>Graptemys geographica</i>	Préoccupante	Vulnérable

Nom commun	Nom scientifique	Statut	
		Fédéral	Provincial
Tortue molle à épines	<i>Apalone spinifera</i>	Menacée	Menacée
Tortue mouchetée, pop. Grands Lacs et Saint-Laurent	<i>Emydoidea blandingii</i>	Menacée	Menacée
Tortue musquée	<i>Sternotherus odoratus</i>	Menacée	Menacée
Oiseau			
Bruant de Henslow	<i>Ammodramus henslowii</i>	En voie de disparition	Aucun
Engoulevent bois-pourri	<i>Anrostomus vociferus</i>	Menacée	Aucun
Engoulevent d'Amérique	<i>Chordeiles minor</i>	Menacée	Aucun
Faucon pèlerin, ssp. <i>anatum/tundrius</i>	<i>Falco peregrinus anatum/tundrius</i>	Préoccupante	Vulnérable
Martinet ramoneur	<i>Chaetura pelagica</i>	Menacée	Aucun
Moucherolle à côtés olive	<i>Contopus cooperi</i>	Menacée	Aucun
Paruline à ailes dorées	<i>Vermivora chrysoptera</i>	En voie de disparition	Aucun
Paruline azurée	<i>Setophaga cerulea</i>	Préoccupante	Menacée
Paruline de Kirtland	<i>Setophaga kirtlandii</i>	En voie de disparition	Aucun
Paruline du Canada	<i>Cardellina canadensis</i>	Menacée	Aucun
Petit blongios	<i>Ixobrychus exilis</i>	Menacée	Vulnérable
Pic à tête rouge	<i>Melanerpes erythrocephalus</i>	Menacée	Menacée
Pie-grièche migratrice, ssp. <i>migrans</i>	<i>Lanius ludovicianus migrans</i>	En voie de disparition	Menacée
Pygargue à tête blanche	<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	Aucun	Vulnérable
Râle jaune	<i>Coturnicops noveboracensis</i>	Préoccupante	Menacée
Mammifère			
Chauve-souris nordique	<i>Myotis septentrionalis</i>	En voie de disparition	Aucun
Petite chauve-souris brune	<i>Myotis lucifugus</i>	En voie de disparition	Aucun
Pipistrelle de l'Est	<i>Perimyotis subflavus</i>	En voie de disparition	Aucun
Renard gris	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Menacée	Aucun

**Annexe B. Aires protégées du Registre des aires protégées au Québec
présentes dans les Basses-terres du Saint-Laurent
(excluant les habitats fauniques désignés)**

Responsable	Type d'aire protégée	Nom du site	Région administrative*	Nombre de sites
Gouvernement fédéral	Réserve nationale de faune	Cap-Tourmente	03	1
	Réserve nationale de faune	Îles-de-la-Paix	16	1
	Réserve nationale de faune	Lac-Saint-François	16	1
	Réserve nationale de faune	Îles-de-Contrecoeur	14	1
	Refuge d'oiseaux migrateurs	Mont-Saint-Hilaire	16	1
	Refuge d'oiseaux migrateurs	Îles-de-la-Paix	16	1
	Refuge d'oiseaux migrateurs	Trois-Saumons	12	1
	Refuge d'oiseaux migrateurs	Philipsburg	16	1
	Refuge d'oiseaux migrateurs	Cap-Saint-Ignace	12	1
	Refuge d'oiseaux migrateurs	Saint-Vallier	12	1
	Refuge d'oiseaux migrateurs	Islet	12	1
	Refuge d'oiseaux migrateurs	Nicolet	17	1
	Refuge d'oiseaux migrateurs	Montmagny	12	1
	Refuge d'oiseaux migrateurs	Île-aux-Hérons	16	1
	Refuge d'oiseaux migrateurs	Île-de-Carillon	15	1
	Refuge d'oiseaux migrateurs	Île-de-la-Couvée	16	1
	Parc de la Commission de la capitale nationale		Gatineau	07
Gouvernement provincial	Parc national	Oka	15	1
	Parc national	Mont-Saint-Bruno	16	1
	Parc national	Îles-de-Boucherville	16	1
	Parc national	Plaisance	07	1
	Réserve écologique	Boisé-des-Muir	16	1
	Réserve écologique	Chênaie-des-Îles-Finlay	07	1
	Réserve écologique	Île-Garth	15	1
	Réserve écologique	Îles-Avelle-Wight-et-Hiam	16	1
	Réserve écologique	Jules-Carpentier	03	1
	Réserve écologique	Lac-à-la-Tortue	04	1
	Réserve écologique	Léon-Provancher	17	1
	Réserve écologique	Lionel-Cinq-Mars	12	1
	Réserve écologique	Marcel-Léger	04	1
	Réserve écologique	Marcel-Raymond	16	1
	Réserve écologique	Micocoulier	16	1
	Réserve écologique	Pin-Rigide	16	1
	Réserve écologique	Pointe-Platon	12	1
	Réserve écologique	Presqu'île-Robillard	15	1
	Réserve écologique	Rivière-aux-Brochets	16	1
Réserve écologique	Rivière-du-Moulin	12	1	

Responsable	Type d'aire protégée	Nom du site	Région administrative*	Nombre de sites
	Réserve écologique	Tourbières-de-Lanoraie	14	1
	Réserve de biodiversité	Samuel-De Champlain	16	1
	Refuge faunique	Rivière-des-Mille-Îles	15	1
	Refuge faunique	Grande-Île	14	1
	Refuge faunique	Deux-Montagnes	15	1
	Refuge faunique	Pointe-du-Lac	04	1
	HEFMV**	Alvar-de-l'Île-de-Pierre	13	1
	HEFMV	Baie-des-Anglais	16	1
	HEFMV	Chenal-Proulx	16	1
	HEFMV	Hêtraie-du-Calvaire-d'Oka	15	1
	HEFMV	Île-Beauregard	16	1
	HEFMV	Île-Rock	06	1
	HEFMV	Îles-Arthur-et-Bienville	16	1
	HEFMV	Marais-de-l'Anse-du-Cap	12	1
	HEFMV	Marais-de-l'Anse-Verte	12	1
	HEFMV	Marais-de-la-Pointe-de-La-Durantaye	12	1
	HEFMV	Marais-de-l'Île-Avelle	16	1
	HEFMV	Marais-de-l'Île-des-Juifs	15	1
	HEFMV	Marécage-de-la-Grande-Île	14	1
	HEFMV	Marécage-de-l'Île-Bouchard	14	1
	HEFMV	Marécage-de-l'Île-Lacroix	17	1
	HEFMV	Marécage-de-l'Île-Marie	16	1
	HEFMV	Ormes-Lièges-du-Canton-de-Chatham	15	1
	HEFMV	Parc-du-Mont-Royal	06	1
Privé	Réserve naturelle	Abbaye-Cistercienne-de-Rougemont	16	1
	Réserve naturelle	Alvar-d'Aylmer	07	1
	Réserve naturelle	Annedda	05	1
	Réserve naturelle	Anse-Ross	12	1
	Réserve naturelle	Archipel-du-Mitan	13	1
	Réserve naturelle	Baie-des-Brises	16	1
	Réserve naturelle	Battures-de-Saint-Augustin-de-Desmaures	03	1
	Réserve naturelle	Bois-de-Brossard	16	1
	Réserve naturelle	Bois-Angell	06	1
	Réserve naturelle	Bois-Barré-de-Villieu	12	1
	Réserve naturelle	Bois-des-Patriotes	16	1
	Réserve naturelle	Boisé-des-Blouin	16	1
	Réserve naturelle	Boisé-des-Douze	16	1
	Réserve naturelle	Boisé-des-Soeurs-de-l'Assomption	17	1
	Réserve naturelle	Boisé-Du Tremblay	16	1

Responsable	Type d'aire protégée	Nom du site	Région administrative*	Nombre de sites
	Réserve naturelle	Boisé-du-Séminaire	17	1
	Réserve naturelle	Boisé-Papineau	13	3
	Réserve naturelle	Boisé-Roger-Lemoine	15	1
	Réserve naturelle	Chemin-Saint-Georges	16	1
	Réserve naturelle	Coteau-de-la-Rivière-La Guerre	16	1
	Réserve naturelle	Coulée-à-Biron	16	1
	Réserve naturelle	Coulée-des-Érables	16	1
	Réserve naturelle	Edgar-Morier	16	1
	Réserve naturelle	Forêt-de-Senneville	06	1
	Réserve naturelle	Forêt-du-Grand-Coteau	15	1
	Réserve naturelle	Gault-de-l'Université-McGill	16	1
	Réserve naturelle	Grande-Tourbière-de-Villeroy	17	6
	Réserve naturelle	Île Bonfoin	06	1
	Réserve naturelle	Île-Beauregard	16	1
	Réserve naturelle	Île-de-Grâce	16	1
	Réserve naturelle	Île-Jeannotte	16	1
	Réserve naturelle	Île-Kettle	07	2
	Réserve naturelle	Îlet-du-Moulin-à-Vent-de-Contrecoeur	16	1
	Réserve naturelle	Marais-Léon-Provancher	03	1
	Réserve naturelle	Marais-Trépanier	07	1
	Réserve naturelle	Marécage-des-Chenaux-de-Vaudreuil	16	1
	Réserve naturelle	Méandre-de-la-Rivière-Vincelotte	12	1
	Réserve naturelle	Milieux-Humides-du-Lac-Lichtfield	07	1
	Réserve naturelle	Montagne-de-Rigaud	16	1
	Réserve naturelle	Mont-Rougemont	16	6
	Réserve naturelle	Mont-Saint-Bruno	16	1
	Réserve naturelle	Mont-Saint-Grégoire	16	2
	Réserve naturelle	Mont-Yamaska	16	2
	Réserve naturelle	Namasté	16	1
	Réserve naturelle	North River Farm	15	1
	Réserve naturelle	Patrimoine-des-Hébert	17	1
	Réserve naturelle	Père-Louis-Trempe	06	1
	Réserve naturelle	Petit-Canal-à-Salaberry-de-Valleyfield	16	1
	Réserve naturelle	Piémont-du-Mont-Saint-Hilaire	16	3
	Réserve naturelle	Pointe-de-la-Croix	03	1
	Réserve naturelle	Pointe-Fontaine	16	1

Responsable	Type d'aire protégée	Nom du site	Région administrative*	Nombre de sites
	Réserve naturelle	Pointes	04	1
	Réserve naturelle	Polatouche-de-Villieu	12	1
	Réserve naturelle	Rapides-de-Lachine	06	1
	Réserve naturelle	Rocher	16	1
	Réserve naturelle	Ruisseau-Bleury	16	1
	Réserve naturelle	Ruisseau-Robert	16	1
	Réserve naturelle	Sault-à-la-Puce	03	1
	Réserve naturelle	Station-Agronomique-de- l'Université-Laval	03	1
	Réserve naturelle	Tourbière-de-Venise-Ouest	16	2
	Réserve naturelle	Tourbière-du-Lac-à-la- Tortue	04	2
	Milieu naturel de conservation volontaire***	Appellation diverses; à préciser	Toutes	93

* 03 : Capitale-Nationale; 04 : Mauricie; 05 : Estrie; 06 : Montréal; 07 : Outaouais; 12 : Chaudière-Appalaches; 13 : Laval; 14 : Lanaudière; 15 : Laurentides; 16 : Montérégie; 17 : Centre-du-Québec

** HEFMV : habitat d'une espèce floristique menacée ou vulnérable

*** 93 sites dans le registre des aires protégées du Québec (MELCC, 2018)

Annexe C. Détermination des rangs de priorité des occurrences floristiques extraites du CDPNQ pour orienter la sélection des territoires d'intérêt pour la conservation dans les Basses-terres du Saint-Laurent

La sélection des cibles de conservation (fragments forestiers/complexes de milieux humides/friches/unités écologiques aquatiques) au regard des espèces floristiques menacées ou vulnérables repose sur une approche par objectifs. Ces objectifs ont été définis en fonction de la « valeur de conservation » des occurrences de ces espèces. Le texte qui suit présente les critères généraux utilisés pour choisir les occurrences à considérer ainsi que ceux servant à classer ces dernières en fonction de leur valeur de conservation. Des statistiques ont été préparées afin de déterminer le nombre d'occurrences et d'espèces qui répondent à ces différents critères.

Les données utilisées à cette fin proviennent du Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ) en date de janvier 2016. Les notions de rang de priorité (pour les espèces) et celles de degré de précision, de cote de viabilité et d'indice de biodiversité (pour les occurrences) auxquelles on réfère ci-dessous sont expliquées dans un document produit par le CDPNQ (Tardif et collab., 2016).

CRITÈRES GÉNÉRAUX DE SÉLECTION DES OCCURRENCES

Précision et viabilité des occurrences

De façon générale, seules les occurrences de précision S et de viabilité « A », « B », « C » (jugées viables) ont été retenues. Toutefois, dans quelques cas particuliers, cette règle n'a pas été appliquée et la totalité ou la presque totalité des occurrences ont été considérées. De plus, des occurrences historiques (viabilité « H ») n'ont pas été retenues même si, au départ, il avait été envisagé de les considérer en raison du risque « d'échapper » de « fausses occurrences historiques » (c.-à-d., des occurrences classées historiques en raison du laps de temps écoulé depuis la dernière observation, mais qui sont fort probablement encore existantes). Cette décision s'appuie sur l'analyse des données du CDPNQ qui a révélé ce qui suit :

- 372 occurrences historiques de précision S, représentant 109 espèces, sont présentes sur le territoire des Basses-terres-du-Saint-Laurent;
- La majorité de ces 109 espèces sont représentées par moins de quatre occurrences historiques et fréquemment deux, voire une seule occurrence;
- L'ajout d'occurrences historiques pourrait être profitable pour six espèces seulement, soit *Acer nigrum*, *Cardamine bulbosa*, *Carex typhina*, *Ceanothus americanus*, *Cyperus odoratus*, *Quercus bicolor*;
- Une grande proportion des occurrences historiques de ces six espèces se situe le long des rives de l'Outaouais ou de la rivière des Mille-Îles, là où d'autres occurrences récentes sont présentes.

À la lumière de ces informations, il s'est avéré que le risque « d'échapper » de « fausses occurrences historiques » était relativement faible. En définitive, l'abandon des occurrences historiques n'a donc pas été jugé problématique. Les occurrences historiques ont toutefois été prises en compte dans le cas des occurrences uniques à l'échelle du Québec et dans l'analyse visant à déterminer les espèces dont la majorité des occurrences (plus de 50 %) se trouvent au sein des Basses-terres du Saint-Laurent (BTSL).

Représentativité des occurrences de rang de priorité S3 au sein des BTSL

Dans le cadre de la présente analyse, la question sur la pertinence d'inclure ou non des occurrences d'espèces de rang de priorité S3 et de viabilité A et B dans les objectifs de conservation s'est posée. En raison de leur valeur de conservation moindre, la sélection de telles occurrences a été jugée pertinente uniquement pour les espèces « préférentielles » des BTSL. Afin d'éviter d'inclure des espèces S3 dont l'aire de répartition principale se situait en dehors des BTSL, seules les espèces dont la majorité des occurrences (plus de 50 %) étaient situées au sein des BTSL ont donc été sélectionnées. Pour déterminer ce pourcentage, toutes les occurrences de ces espèces ont été considérées, quel que soit leur degré de précision (S, M ou G) ou leur cote de viabilité (A, B, C, D, E, F, H ou X). Au total, 807 occurrences ont été retenues pour orienter la sélection des territoires d'intérêt pour la conservation.

CRITÈRES DE CLASSEMENT DES OCCURRENCES

1. Unicité (occurrence unique au Québec)

Valeur de conservation exceptionnelle

Rang de priorité général = 1

Rang de priorité détaillé = 1 : toutes les occurrences présentes au sein des BTSL et uniques à l'échelle du Québec ont été considérées indépendamment de leur degré de précision S, M ou G et de leur cote de viabilité A, B, C, D, E, F ou H.

Nombre d'occurrences : 9

Nombre d'espèces : 9

2. Indice de biodiversité (combinaison du rang de priorité des espèces et de la cote de viabilité des occurrences)

Valeur de conservation très élevée*

Rang de priorité général = 2

Rang de priorité détaillé = 2 : occurrences d'espèces de rang G2 et de viabilité A et B (indice B2.02)

Nombre d'occurrences : 15

Nombre d'espèces : 2

Rang de priorité détaillé = 3 : occurrences d'espèces de rang G3 et de viabilité A (indice B2.03)

Nombre d'occurrences : 38

Nombre d'espèces : 10

Rang de priorité détaillé = 4 : occurrences d'espèces de rang S1 et de viabilité A (indice B2.04)

Nombre d'occurrences : 8

Nombre d'espèces : 5

Valeur de conservation élevée*

Rang de priorité général = 3

Rang de priorité détaillé = 5 : occurrences d'espèces de rang G3 et de viabilité B (indice B3.02)

Nombre d'occurrences : 7

Nombre d'espèces : 2

Rang de priorité détaillé = 6 : occurrences d'espèces de rang G2 et de viabilité C (indice B3.01)

Nombre d'occurrences : 62

Nombre d'espèces : 12

Rang de priorité détaillé = 7 : occurrences d'espèces de rang S1 et de viabilité B (indice B3.03)

Nombre d'occurrences : 18

Nombre d'espèces : 14

Rang de priorité détaillé = 8 : occurrences d'espèces de rang S2 et de viabilité A (indice B3.05)

Nombre d'occurrences : 75

Nombre d'espèces : 46

Rang de priorité détaillé = 9 : occurrences d'espèces de rang S2 et de viabilité B (indice B3.11)

Nombre d'occurrences : 126

Nombre d'espèces : 56

Valeur de conservation modérée*

Rang de priorité général = 4

Rang de priorité détaillé = 10 : occurrences d'espèces de rang G3 et de viabilité C (indice B4.01)

Nombre d'occurrences : 50

Nombre d'espèces : 13

Rang de priorité détaillé = 11 : occurrences d'espèces de rang S1 et de viabilité C (indice B4.02)

Nombre d'occurrences : 39

Nombre d'espèces : 26

Rang de priorité détaillé = 12 : occurrences d'espèces de rang S3 et de viabilité A, considérées représentatives des BTSL selon la méthode définie ci-dessus (indice B4.03)

Nombre d'occurrences : 51

Nombre d'espèces : 18

Rang de priorité détaillé = 13 : occurrences d'espèces de rang S3 et de viabilité B, considérées représentatives des BTSL selon la méthode définie ci-dessus (indice B4.07)

Nombre d'occurrences : 62

Nombre d'espèces : 19

3. Rareté sur le territoire des BTSL

La rareté d'une espèce sur le territoire des BTSL est un autre critère de sélection qui a été ajouté dans le but de couvrir le maximum d'espèces pouvant avoir une importance de conservation particulière pour ce territoire. Le tableau ci-dessous présente le nombre d'espèces associées à un nombre d'occurrences particulier (de 1 à 10) de viabilité A, B ou C au sein des BTSL. Pour l'évaluation de ce critère de rareté, toutes les occurrences de précision S et de viabilité A, B ou C de toutes les espèces présentes au sein des BTSL, qu'elles soient considérées comme représentatives ou non de ce territoire, ont été retenues.

À noter, cependant, qu'il y a eu un nombre important de recoupements avec les occurrences possédant des valeurs de conservation exceptionnelle, très élevée, élevée ou modérée en fonction des critères présentés dans les sections précédentes. Dans les cas où des occurrences se qualifiaient à la fois en fonction des critères liés à des valeurs de conservation exceptionnelle, très élevée, élevée ou modérée ainsi qu'en fonction de critères de rareté, seuls les rangs de priorité généraux et détaillés les plus élevés étaient retenus.

Rang de priorité général	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Rang de priorité détaillé	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
Nombre d'occurrences	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Nombre total d'occurrences correspondant à ce critère de rareté	12	12	36	34	37	29	28	27	16	16
Nombre total d'espèces correspondant à ce critère de rareté	12	8	18	14	11	8	6	7	3	3

Selon le tableau 5.6 dans Tardif, B., et collab. (2016).

Note : le critère de répartition géographique relativement au BTSL ne fait pas partie des critères retenus selon le tableau 5.6 de Tardif et ses collaborateurs (2016).

Rédaction, analyse et révision technique : Olivier Pfister (Direction des aires protégées, MELCC), Line Couillard, Vincent Piché, Jacques Labrecque, Guy Jolicoeur (Direction de l'expertise en biodiversité, MELCC), Benoît Jobin (Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique Canada) et David Leclair (Bureau d'écologie appliquée).

Annexe D. Nombre d'occurrences des espèces floristiques retenues pour la sélection des parcelles d'habitats d'intérêt

Nom latin	Nom commun	Nombre d'occurrences	Nom latin	Nom commun	Nombre d'occurrences
<i>Acer nigrum</i>	érable noir	7	<i>Isoetes tuckermanii</i>	isoète de Tuckerman	2
<i>Adlumia fungosa</i>	adlumie fongueuse	5	<i>Juglans cinerea</i>	noyer cendré	1
<i>Agastache nepetoides</i>	agastache faux-népéta	1	<i>Justicia americana</i>	carmantine d'Amérique	5
<i>Ambrosia psilostachya</i>	herbe à poux vivace	1	<i>Lactuca hirsuta</i>	laitue hirsute	5
<i>Amelanchier amabilis</i>	amélanchier gracieux	3	<i>Liparis liliifolia</i>	liparis à feuilles de lis	1
<i>Aplectrum hyemale</i>	aplectrelle d'hiver	1	<i>Lithospermum parviflorum</i>	onosmodie hispide	1
<i>Arisaema dracontium</i>	arisème dragon	12	<i>Lycopus asper</i>	lycope rude	4
<i>Aristida basiramea</i>	aristide à rameaux basilaires	6	<i>Lycopus laurentianus</i>	lycope du Saint-Laurent	13
<i>Asclepias tuberosa</i> var. <i>interior</i>	asclépiade de l'intérieur	1	<i>Lycopus virginicus</i>	lycope de Virginie	5
<i>Asplenium platyneuron</i>	doradille ébène	3	<i>Lysimachia hybrida</i>	lysimaque hybride	7
<i>Asplenium rhizophyllum</i>	doradille ambulante	9	<i>Lysimachia quadrifolia</i>	lysimaque à quatre feuilles	4
<i>Asplenium trichomanes</i> subsp. <i>quadrivalens</i>	doradille tétraploïde	1	<i>Monarda punctata</i> var. <i>villicaulis</i>	monarde à tige velue	3
<i>Bartonia virginica</i>	bartonie de Virginie	2	<i>Myosotis verna</i>	myosotis printanier	1
<i>Bidens eatonii</i>	bident d'Eaton	15	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	myriophylle à feuilles variées	2
<i>Boechera retrofracta</i>	arabette à fruits réfléchis	1	<i>Neottia bifolia</i>	listère du Sud	1
<i>Borodinia laevigata</i>	arabette lisse	8	<i>Oenothera pilosella</i> subsp. <i>pilosella</i>	onagre piloselle	2
<i>Botrychium mormo</i>	botryche petit-lutin	1	<i>Panax quinquefolius</i>	ginseng à cinq folioles	19
<i>Bromus pubescens</i>	brome pubescent	1	<i>Panicum flexile</i>	panic flexible	10
<i>Cardamine bulbosa</i>	cardamine bulbeuse	4	<i>Panicum philadelphicum</i> subsp. <i>philadelphicum</i>	panic de Philadelphie	5
<i>Carex argyrantha</i>	carex argenté	3	<i>Panicum virgatum</i>	panic raide	6
<i>Carex atherodes</i>	carex épi-de-blé	3	<i>Pellaea atropurpurea</i>	pelléade à stipe pourpre	1
<i>Carex cephalophora</i>	carex porte-tête	7	<i>Peltandra virginica</i>	peltandre de Virginie	1
<i>Carex cumulata</i>	carex dense	1	<i>Penstemon hirsutus</i>	penstémon hirsute	3
<i>Carex digitalis</i> var. <i>digitalis</i>	carex digital	1	<i>Persicaria arifolia</i>	renouée à feuilles d'arum	2
<i>Carex formosa</i>	carex joli	3	<i>Persicaria robustior</i>	renouée robuste	3
<i>Carex laxiculmis</i> var. <i>laxiculmis</i>	carex à tiges faibles	1	<i>Phegopteris hexagonoptera</i>	phégoptère à hexagones	8
<i>Carex lupuliformis</i>	carex faux-lupulina	2	<i>Physostegia virginiana</i> subsp. <i>virginiana</i>	physostégie de Virginie	1
<i>Carex molesta</i>	carex dérangent	1	<i>Pinus rigida</i>	pin rigide	1

Nom latin	Nom commun	Nombre d'occurrences	Nom latin	Nom commun	Nombre d'occurrences
<i>Carex muehlenbergii</i> var. <i>muehlenbergii</i>	carex de Mühlenberg	1	<i>Platanthera flava</i> var. <i>herbiola</i>	platanthère petite-herbe	5
<i>Carex sartwellii</i>	carex de Sartwell	3	<i>Platanus occidentalis</i>	platane occidental	1
<i>Carex siccata</i>	carex sec	5	<i>Podophyllum peltatum</i>	podophylle pelté	3
<i>Carex swanii</i>	carex de Swan	1	<i>Podostemum ceratophyllum</i>	podostémon à feuilles cornées	4
<i>Carex trichocarpa</i>	carex à fruits velus	1	<i>Polygala polygama</i>	polygale polygame	1
<i>Carex typhina</i>	carex massette	4	<i>Polygala senega</i>	polygale sénéca	5
<i>Carex virescens</i>	carex virescent	1	<i>Polygonum douglasii</i>	renouée de Douglas	1
<i>Ceanothus americanus</i>	céanothe d'Amérique	4	<i>Potamogeton illinoensis</i>	potamot de l'Illinois	1
<i>Ceanothus herbaceus</i>	céanothe à feuilles étroites	5	<i>Potamogeton strictifolius</i>	potamot à feuilles raides	1
<i>Cerastium nutans</i> var. <i>nutans</i>	céraiste penché	5	<i>Potamogeton vaseyi</i>	potamot de Vasey	1
<i>Cicuta maculata</i> var. <i>victorinii</i>	cicutaire de Victorin	11	<i>Proserpinaca palustris</i>	proserpinie des marais	3
<i>Claytonia virginica</i>	claytonie de Virginie	7	<i>Prunus pumila</i> var. <i>susquehanae</i>	cerisier de la Susquehanna	4
<i>Conopholis americana</i>	conopholis d'Amérique	1	<i>Pterospora andromedea</i>	ptéropore à fleurs d'andromède	3
<i>Corydalis aurea</i> subsp. <i>aurea</i>	corydale dorée	4	<i>Pycnanthemum virginianum</i>	pycnanthème de Virginie	3
<i>Crataegus brainerdii</i>	aubépine de Brainerd	1	<i>Quercus bicolor</i>	chêne bicolore	1
<i>Crataegus crus-galli</i> var. <i>crus-galli</i>	aubépine ergot-de-coq	1	<i>Rhus aromatica</i> var. <i>aromatica</i>	sumac aromatique	2
<i>Crataegus schuettei</i> var. <i>schuettei</i>	aubépine de Schuette	1	<i>Rhynchospora capillacea</i>	rhynchospore capillaire	1
<i>Crataegus suborbiculata</i>	aubépine suborbiculaire	1	<i>Rhynchospora capitellata</i>	rhynchospore à petites têtes	6
<i>Cyperus dentatus</i>	souchet denté	1	<i>Rorippa aquatica</i>	armoracie des étangs	2
<i>Cyperus erythrorhizos</i>	souchet à racines rouges	1	<i>Rubus flagellaris</i>	ronce à flagelles	5
<i>Cyperus odoratus</i>	souchet odorant	6	<i>Sabulina michauxii</i>	sabline de Michaux	3
<i>Cypripedium arietinum</i>	cyripède tête-de-bélier	6	<i>Sanicula canadensis</i> var. <i>canadensis</i>	sanicle du Canada	1
<i>Cypripedium reginae</i>	cyripède royal	4	<i>Saururus cernuus</i>	lézardelle penchée	7
<i>Descurainia pinnata</i> subsp. <i>brachycarpa</i>	moutarde-tanaisie verte	2	<i>Sceptridium rugulosum</i>	botryche à limbe rugueux	2
<i>Eleocharis aestuum</i>	éléocharide des estuaires	1	<i>Schoenoplectiella purshiana</i> var. <i>purshiana</i>	scirpe de Pursh	2
<i>Eleocharis compressa</i> var. <i>compressa</i>	éléocharide comprimée	1	<i>Schoenoplectus heterochaetus</i>	scirpe à soies inégales	3
<i>Eleocharis diandra</i>	éléocharide à deux étamines	2	<i>Sisyrinchium angustifolium</i>	bermudienne à feuilles étroites	7

Nom latin	Nom commun	Nombre d'occurrences	Nom latin	Nom commun	Nombre d'occurrences
<i>Eleocharis Robbinsii</i>	éleocharide de Robbins	6	<i>Sparganium androcladum</i>	rubanier rameux	6
<i>Elymus villosus</i>	élyme velu	3	<i>Spiranthes casei</i> var. <i>casei</i>	spiranthe de Case	2
<i>Epilobium ciliatum</i> subsp. <i>ciliatum</i> var. <i>ecomosum</i>	épilobe à graines nues	8	<i>Spiranthes lucida</i>	spiranthe lustrée	1
<i>Erigeron philadelphicus</i> var. <i>provancheri</i>	vergerette de Provancher	7	<i>Sporobolus compositus</i> var. <i>compositus</i>	sporobole rude	3
<i>Eriocaulon parkeri</i>	ériocaulon de Parker	7	<i>Sporobolus heterolepis</i>	sporobole à glumes inégales	2
<i>Eurybia divaricata</i>	aster à rameaux étalés	3	<i>Sporobolus vaginiflorus</i> var. <i>vaginiflorus</i>	sporobole engainé	10
<i>Fimbristylis autumnalis</i>	fimbristyle d'automne	4	<i>Staphylea trifolia</i>	staphylier à trois folioles	5
<i>Floerkea proserpinacoides</i>	floerkée fausse-proserpinie	3	<i>Strophostyles helvola</i>	strophostyle ochracé	1
<i>Galearis spectabilis</i>	orchis brillant	2	<i>Thalictrum dasycarpum</i>	pigamon pourpré	1
<i>Galium circaezans</i>	gaillet fausse-circée	6	<i>Thelypteris simulata</i>	thélyptère simulatrice	2
<i>Gaylussacia bigeloviana</i>	gaylussaquier de Bigelow	1	<i>Toxicodendron vernix</i>	sumac à vernis	4
<i>Gentiana clausa</i>	gentiane close	1	<i>Trichostema brachiatum</i>	trichostème à sépales égaux	6
<i>Gentianopsis crinita</i>	gentiane frangée	8	<i>Trichostema dichotomum</i>	trichostème fourchu	1
<i>Gentianopsis virgata</i> subsp. <i>victorinii</i>	gentiane de Victorin	20	<i>Ulmus thomasi</i>	orme liège	3
<i>Goodyera pubescens</i>	goodyérie pubescente	10	<i>Utricularia geminiscapa</i>	utriculaire à scapes géminés	5
<i>Gratiola aurea</i>	gratiolle dorée	1	<i>Utricularia gibba</i>	utriculaire à bosse	5
<i>Hedeoma hispida</i>	hédéoma rude	2	<i>Valeriana uliginosa</i>	valériane des tourbières	3
<i>Helianthus divaricatus</i>	hélianthe à feuilles étalées	3	<i>Verbena simplex</i>	verveine simple	2
<i>Homalosorus pycnocarpus</i>	athyrie à sores denses	4	<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	véronique mouron-d'eau	8
<i>Hudsonia tomentosa</i>	hudsonie tomenteuse	2	<i>Viburnum recognitum</i>	viorne litigieuse	1
<i>Hylodesmum nudiflorum</i>	desmodie nudiflore	3	<i>Vicia americana</i> var. <i>americana</i>	vesce d'Amérique	1
<i>Hypericum ascyron</i> subsp. <i>pyramidatum</i>	millepertuis à grandes fleurs	4	<i>Viola rostrata</i>	violette à long éperon	7
<i>Hypericum kalmianum</i>	millepertuis de Kalm	1	<i>Viola sagittata</i> var. <i>sagittata</i>	violette sagittée	2
<i>Hypericum virginicum</i>	millepertuis de Virginie	1	<i>Viola sororia</i> var. <i>affinis</i>	violette affine	4
<i>Ionactis linariifolia</i>	aster à feuilles de lin	5	<i>Zizania aquatica</i> var. <i>aquatica</i>	zizanie à fleurs blanches	8
<i>Iris virginica</i> var. <i>shrevei</i>	iris de Shreve	7	<i>Zizania aquatica</i> var. <i>brevis</i>	zizanie naine	10

Annexe E. Description des contextes de mise en place dans les Basses-terres du Saint-Laurent (Source MELCC, 2018)

Les contextes de mises en place dans les Basses-terres du Saint-Laurent sont issus de la classification des districts écologiques, niveau 4 du Cadre écologique de référence du Québec. Ils présentent un premier niveau d'analyse territorial basé sur les épisodes du quaternaire, en particulier durant le Wisconsinien supérieur (entre 23 000 et 10 000 ans). Ces contextes sont fortement en association avec les dépôts de surface dominants, variable déterminante dans l'analyse écosystémique de ce vaste territoire.

Contexte glaciaire accidenté (1A_a) : le contexte glaciaire accidenté est associé à une dominance de till remanié. Ce dépôt se démarque, sous la limite marine, par l'ajout en surface de sables et de graviers par l'action littorale et des courants de la mer de Champlain. Ce remaniement est surtout superficiel, de l'ordre de 50 cm et moins. Dans la zone limitrophe des Appalaches, le till remanié a été lessivé de ces particules fines par des processus littoraux subséquents. Ils sont regroupés surtout dans le secteur de Châteauguay, de l'ouest de Huntingdon, de Covey Hill, d'Hemmingford et d'Acton Vale. Sur la rive nord du Saint-Laurent, on retrouve ce contexte au nord de Saint-Jacques et à l'ouest de Saint-Basile.

Contexte glaciaire plat (1A_p) : issu de l'Inlandsis laurentidien qui a recouvert le Québec, le contexte glaciaire plat est associé aux dépôts mis en place lors du passage du glacier et de sa régression dans les Basses-terres du Saint-Laurent. La glaciation a déposé une couche de till dont la matrice se compose majoritairement de sables silteux à silt argileux faiblement carbonatés; il existe toutefois des variations texturales régionale. Le till de surface, mince ou épais, forme des monticules épars qui percent la couche argileuse, des terrains ondulés ou des plaines morainiques. Les régions de Montréal, du sud-est de Châteauguay, d'Hemmingford et du piémont appalachien (Granby, Acton Vale, Victoriaville, Laurierville) regroupent des accumulations glaciaires importantes.

Contexte deltaïque (3DB) : la fonte de l'Inlandsis laurentidien a fourni un apport considérable d'eau et de sédiments dans les réseaux fluviaux. Ainsi, de grands deltas se sont édifiés à l'embouchure des principales rivières par l'accumulation de ces sédiments dans la mer de Champlain, à la suite de l'exondation des terres (10 000 à 6 900 ans). Les plus importants dépôts deltaïques se situent en bordure du plateau Laurentidien (rive nord du fleuve Saint-Laurent), dans les vallées des rivières Jacques-Cartier, Sainte-Anne, Portneuf, Batiscan, Saint-Maurice et L'Assomption. Les sédiments sont surtout identifiables par de hautes terrasses formées par des sables stratifiés, bien triés et inclinés relativement pauvres en gravier.

Contexte fluviatile actuel (3FA) : le contexte fluviatile actuel est associé aux réseaux hydrographiques actuels. Ces derniers comprennent donc les alluvions des lits, des terrasses et des plaines de débordement des cours d'eau actuels et de leur incision dans

les formations quaternaires antérieures. Ces alluvions forment aussi les terrasses adjacentes du lac Saint-Louis et du lac des Deux Montagnes. Les sédiments, toujours stratifiés, ont différents faciès sédimentaires avec une lamination des minéraux denses et peuvent contenir des fragments de végétaux.

Contexte fluviatile subactuel (3FB) : le contexte fluviatile subactuel est associé aux anciens niveaux de terrasses du réseau hydrographique actuel résultant du changement de parcours de la rivière et du creusement de la vallée par les eaux courantes. Il se trouve de chaque côté du lac Saint-Pierre et de part et d'autre du fleuve Saint-Laurent dans la région de Sainte-Anne-de-la-Pérade et de Bécancour. Il y a aussi des terrasses fluviatiles subactuelles le long de la rivière des Outaouais. Les sédiments, toujours stratifiés, ont différents faciès sédimentaires avec une lamination des minéraux denses et peuvent contenir des fragments de végétaux.

Contexte fluviomarín (3M) : le contexte fluviomarín est associé aux alluvions fluviomarines, soumis aux courants fluviaux, mis en place durant l'époque estuarienne du fleuve Saint-Laurent sous forme de terrasses anciennes. Ces dernières sont séparées souvent par des chenaux d'écoulement. Les alluvions fluviomarines sont confinés à l'intérieur de terrasses entre 60 m d'altitude (phase de Rigaud, 10 000 à 9 000 ans) et 15 m d'altitude (phase de Montréal–Saint-Barthélemy; 9 000 à 8 000 ans) de l'ancêtre du lac Saint-Pierre (lac Lampsilis). Les sédiments, de sables fins à très fins limoneux à loam limoneux de moins de 1 m sur argile, forment les hautes terrasses en aval des monts Saint-Bruno (Bois de Verchères) et de Saint-Hilaire ainsi que celles sur la rive nord du fleuve, soit les terrasses de l'Achigan-Ouareau, au nord de L'Assomption, Sainte-Sophie et de Blainville.

Contexte marin d'eau calme (5A) : le contexte marin d'eau calme a été mis en place au fond du bassin de la mer de Champlain (13 000 à 11 000 ans). L'argile marine occupe surtout les plaines sur la rive sud des Basse-terres du Saint-Laurent (région de Saint-Hyacinthe et le long des rivières Yamaska et Richelieu, au sud-ouest de Châteauguay, et à l'ouest de Vaudreuil-Dorion). Sur la rive nord, l'argile affleure sur les terrasses des basses Laurentides, à Mirabel, sur les hautes terrasses du lac Saint-Pierre, au nord de Saint-Narcisse, et dans la région de Saint-Thuribe. Les sédiments sont composés de loam argileux à argile limoneuse et contiennent une quantité appréciable de sable très fin.

Contexte marin d'eau agitée (5S) : le contexte marin d'eau agitée est associé à la mise en place en bordure du bassin de la mer de Champlain lors de l'abaissement du niveau relatif des eaux qui a suivi la déglaciation. En général, ces faciès d'exondation sont des sables fins à moyens localement graveleux produits par le remaniement des matériaux glaciaires ou fluvioglaciaires ou encore par des rivières chargées de sédiments. Ils sont regroupés surtout sur la rive sud entre Drummondville et la rivière Etchemin et forment de vastes plaines sableuses. Des dépôts tourbeux, de sables éoliens et de crêtes littorales sont fréquemment en association avec les sables marins. Dans la région de Notre-Dame-du-Bon-Conseil, le till accompagne ces sables marins.

Contexte littoral (6D) : le contexte littoral regroupe les sédiments marins littoraux et pré-littoraux de la mer de Champlain. Ils se sont édifiés en eau agitée par l'action combinée des marées, des courants et du retrait de la mer et, dans une moindre mesure, des glaces flottantes. La région de Québec, l'Île d'Orléans, les régions de Lévis et de Pintendre, Saint-Gervais et le long de la rivière du Sud sont des secteurs associés à ces dépôts. De nature hétérogène, ils présentent, dans les Basses-terres du Saint-Laurent, des discontinuités texturales régionales (alternance fine-grossière-fine) ou dues à la pierrosité. Ils sont composés de sables et/ou de graviers stratifiés parfois fossilifères avec quelques blocs. Ils reposent en discordance sur les coteaux, les bas de versants et les hautes terrasses, et forment en plusieurs endroits une succession de crêtes allongées et parallèles lorsque les terrasses sont regroupées.

**Annexe F. Variables descriptives des 48 types d'habitats aquatiques
(les parangons) des Basses-terres du Saint-Laurent**

Type aquatique	Superficie bassin versant (km ²)	Puissance spécifique crue (Q2575)	Puissance spécifique crue (Q50)	Substrat	Forme alluviale	Style fluvial	Alcalinité mod (Q50)	COD mod (Q50)	Temp max 30J mod (Q50)
1	147,3	41,8	29,5	Alluvial	s.o.	Méandres	1 546,9	7,4	23,8
2	720,6	227,6	530,5	Rocheux	s.o.	ind	619,0	7,7	22,2
3	92,4	23,7	16,3	Alluvial	s.o.	Méandres dynamiques	1 640,3	8,2	22,5
4	92,9	24,0	19,5	Alluvial	s.o.	Rectifié	703,1	8,5	24,5
5	177,8	38,9	24,7	Alluvial	s.o.	Linéaire	1 071,1	9,7	21,8
6	289,7	2,6	3,4	Alluvial	s.o.	Méandres	916,9	6,5	22,5
7	1 462,7	114,4	213,1	Semi-alluvial	s.o.	Linéaire	734,5	6,5	21,8
8	54,8	9,2	8,1	Alluvial	s.o.	Rectifié	2 089,0	8,1	24,1
9	2 552,6	1,5	0,8	Alluvial	Delta	Chenaux multiples	1 653,4	8,7	24,2
10	1 203,8	2,8	1,2	Alluvial	s.o.	Linéaire	918,9	7,1	23,1
11	1 239,1	42,4	29,4	Alluvial	s.o.	Chenaux multiples	918,2	6,4	22,7
12	755,6	109,9	94,9	Alluvial	s.o.	Seuil-mouille	829,8	6,3	22,4
13	103,4	6,5	28,9	Ind	s.o.	ind	921,1	7,4	21,1
14	60,3	0,0	0,0	Alluvial	Delta	Linéaire	2 045,6	5,5	24,4
15	1 464,4	69,6	29,9	Semi-alluvial	s.o.	Chenaux multiples	799,8	6,0	21,7
16	103,2	57,5	32,9	Alluvial	s.o.	Méandres	1 692,3	15,5	24,0
17	39,4	34,6	23,8	Ind	s.o.	Méandres	788,5	6,5	21,1
18	8,7	72,1	96,9	Ind	s.o.	Linéaire	191,7	4,5	22,3
19	786,5	356,1	467,5	Alluvial	s.o.	Divagant	432,2	8,8	21,5
20	15,1	0,4	1,2	Ind	s.o.	Linéaire	1 962,6	5,2	24,1
21	17,9	15,5	20,3	Ind	s.o.	Méandres	2 415,0	5,6	23,9
22	4 787,3	0,2	0,2	Alluvial	Delta	Anastomose	1 594,7	6,6	25,6
23	10,5	8,8	7,2	Ind	s.o.	Linéaire	1 205,9	13,2	28,3
24	11,9	10,2	10,4	Ind	s.o.	Linéaire	751,0	5,6	24,3
25	8,4	34,8	42,9	Ind	s.o.	Linéaire	2 334,3	6,5	23,4
26	8,1	28,2	32,6	Ind	s.o.	Linéaire	794,1	18,6	33,5
27	15,9	8,5	8,0	Ind	s.o.	Linéaire	2 455,5	6,2	24,2
28	19,2	35,4	32,5	Ind	s.o.	Linéaire	1 654,7	17,3	23,5
29	18,4	38,0	32,4	Ind	s.o.	Méandres	2 237,3	8,9	22,0
30	11,8	9,8	8,8	Ind	s.o.	Linéaire	1 259,9	26,4	40,4
31	2 060,2	77,5	6,9	Semi-alluvial	s.o.	Linéaire	390,3	5,2	23,9
32	167,0	10,7	4,1	Alluvial	s.o.	Linéaire	1 700,7	9,7	25,2
33	208,9	145,8	154,8	Alluvial	s.o.	Seuil-mouille	437,2	4,1	23,6
34	367,8	74,1	129,6	Alluvial	s.o.	Linéaire	320,2	5,1	22,3
35	365,5	50,5	52,4	Alluvial	s.o.	Chenaux multiples	304,1	5,1	22,3
36	80,5	4,6	3,9	Alluvial	s.o.	Méandres dynamiques	211,8	5,2	22,8
37	50,2	10,9	5,1	Alluvial	s.o.	Méandres	541,6	5,7	23,3
38	337,8	5,3	9,0	Alluvial	s.o.	Linéaire	241,3	4,5	23,1
39	26 449,3	0,6	3,8	Alluvial	Delta	Linéaire	408,2	6,3	29,1
40	10,1	0,0	276,0	Ind	s.o.	ind	345,2	5,5	25,6
41	10,3	90,7	108,7	Ind	s.o.	Linéaire	492,3	4,6	23,9
42	150,9	140,4	196,4	Alluvial	s.o.	Divagant	295,9	7,2	24,1
43	1 980,3	680,2	1 537,9	Rocheux	s.o.	ind	191,7	4,7	20,4

44	25,4	28,8	25,7	Ind	s.o.	Méandres	1 026,1	14,3	25,0
45	10,6	16,5	15,6	Ind	s.o.	Linéaire	2 000,5	6,2	25,6
46	17,0	42,4	47,2	Ind	s.o.	Méandres	650,4	5,3	24,1
47	32,1	14,2	36,7	Ind	s.o.	Méandres	205,6	30,8	25,7
48	136,7	6,1	15,4	Ind	s.o.	Milieux humides	1 157,7	9,8	24,8

s.o. : sans objet

ind : indéterminé



Environnement et
Changement climatique Canada

Environment and
Climate Change Canada

***Environnement
et Lutte contre
les changements
climatiques***

Québec 

The logo for the Government of Quebec, featuring four blue squares arranged in a 2x2 grid, each containing a white fleur-de-lis.