



Délimitation écosystémique des milieux riverains gaspésiens et détermination du type de protection requise

Février 2016

ENSEMBLE ➤ 
on fait avancer le Québec

Québec 

Rédaction

Antoine Richard, biologiste, M. Sc., Direction de la gestion des forêts de la Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine

Jacques Ouellet, technicien forestier, Direction de la gestion des forêts de la Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine

Remerciements

Nous tenons à remercier toutes les personnes qui ont généreusement accepté de réviser les versions préliminaires de ce rapport. Merci à Annie Malenfant, Pierre Desmeules, Martin Dorais, Marcel Darveau, Frédérique Bujold et Pierre Larue. Vos commentaires ont grandement contribué à la qualité de ce rapport.

Réalisation

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Direction de la gestion des forêts de la Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine
195, boulevard Perron Est
Caplan (Québec) G0C 1H0

Téléphone : 418 388-2125
Télécopieur : 418 388-2444
Courriel : gaspesie-iles-de-la-madeleine@mffp.gouv.qc.ca

Cette publication est conçue pour une impression recto verso.

© Gouvernement du Québec
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 1^{er} trimestre 2016

Table des matières

Résumé	1
1. Mise en contexte	2
2. Introduction	4
2.1 Milieux riverains en Gaspésie.....	4
2.2 Enjeux écologiques des milieux riverains.....	4
2.3 Problématique	5
2.4 Objectifs	5
3. Méthodologie	6
3.1 Site d'étude	6
3.2 Analyse de carence	6
3.2.1 Portrait des protections actuelles	7
3.2.2 Besoins en habitats des espèces fauniques	12
3.2.3 Comparaison	13
4. Résultats	14
4.1 Portrait des protections actuelles	14
4.2 Besoins en habitats des espèces fauniques	17
4.2.1 Revue de la littérature	17
4.2.2 Quiscale rouilleux (<i>Euphagus carolinus</i>).....	18
4.2.3 Paruline des ruisseaux (<i>Parkesia noveboracensis</i>).....	22
4.2.4 Paruline à calotte noire (<i>Cardellina pusilla</i>)	24
4.2.5 Martin-pêcheur d'Amérique (<i>Megacyrle alcyon</i>).....	26
4.2.6 Troglodyte des forêts (<i>Troglodytes hiemalis</i>)	28
4.2.7 Harle couronné (<i>Lophodytes cucullatus</i>)	30
4.2.8 Grand harle (<i>Mergus merganser</i>)	32
4.2.9 Garrot à œil d'or (<i>Bucephala clangula</i>).....	34
4.2.10 Castor (<i>Castor canadensis</i>).....	38
4.2.11 Loutre de rivière (<i>Lutra canadensis</i>).....	41
4.2.12 Vison d'Amérique (<i>Mustela vison</i>).....	43
4.2.13 Crapaud d'Amérique (<i>Bufo americanus</i>) (syn. : <i>Anaxyrus americanus</i>).....	45
4.2.14 Grenouille des bois (<i>Lithobates sylvaticus</i> , autrefois <i>Rana sylvatica</i>)	47
4.2.15 Salamandre à deux lignes (<i>Eurycea bislineata</i>)	53
4.2.16 Triton vert (<i>Notophthalmus viridescens</i>)	55
4.2.17 Salamandre maculée (<i>Ambystoma maculatum</i>).....	57
4.2.18 Protections recherchées par milieu	65
4.3 Comparaison	68
5. Discussion et conclusion	70
5.1 Milieux riverains adéquatement protégés	70
5.2 Milieux riverains avec carence en protection.....	70
5.3 Réflexions sur la répartition des protections à appliquer.....	71
5.4 Faiblesses et raffinements possibles.....	72
5.5 Recommandations	73
Bibliographie	74
Annexe 1	76
Annexe 2	86
Annexe 3	93

Liste des tableaux

Tableau 1	Liste des 17 types de milieux riverains considérés dans cette étude	7
Tableau 2	Types de protections considérées lors de la cartographie des protections existantes. On en compte deux : la protection totale (vert) et la protection partielle (jaune).....	8
Tableau 3	Exemple fictif illustrant comment la cible de protection associée à chaque bande d'un milieu riverain a été déterminée en fonction des espèces formant la guilde d'espèces associées..	13
Tableau 4	Protections totales et partielles sur le territoire forestier public gaspésien	14
Tableau 5	Espèces retenues pour la revue de littérature	17
Tableau 6	Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par le quiscale rouilleux.....	18
Tableau 7	Distance de l'eau des nids de quiscale rouilleux étudiés dans différentes régions de l'Amérique du Nord	19
Tableau 8	Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par la paruline des ruisseaux	22
Tableau 9	Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par la paruline à calotte noire	24
Tableau 10	Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par le martin-pêcheur d'Amérique	26
Tableau 11	Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par le troglodyte des forêts.....	28
Tableau 12	Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par le harle couronné	30
Tableau 13	Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par le grand harle	32
Tableau 14	Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par le garrot à œil d'or	34
Tableau 15	Caractéristiques des sites de nidification utilisés dans la région de Portneuf par les femelles de garrot à œil d'or suivies par télémétrie (modifié de Maisonneuve et coll., 2002)	35
Tableau 16	Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par le castor.....	38
Tableau 17	Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par la loutre de rivière.....	41
Tableau 18	Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par le vison d'Amérique	43
Tableau 19	Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par le crapaud d'Amérique	45
Tableau 20	Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par la grenouille des bois	47
Tableau 21	Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par la salamandre à deux lignes	53
Tableau 22	Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par le triton vert	55
Tableau 23	Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par la salamandre maculée	57
Tableau 24	Sommaire des distances de migration postreproduction rapportées par différentes études menées aux États-Unis	58
Tableau 25	Protection recherchée par milieu (jaune = protection partielle, vert = protection totale)	65

Tableau 26	Guildes d'espèces associées aux différents types de milieux riverains et protections proposées pour chaque espèce (jaune = protection partielle, vert = protection totale)	66
Tableau 27	Tableau synthèse présentant, pour chaque milieu riverain à l'étude, le type, la superficie et le pourcentage actuel d'atteinte de la protection recherchée par la guilde d'espèces associées. Les résultats sont présentés par UA et pour l'ensemble de la région. Un code de couleur identifie les niveaux d'écart : faible ($\geq 60\%$; vert), modéré ($\geq 40\%$, mais $< 60\%$; jaune), élevé ($< 40\%$; rouge)	69

Liste des figures

Figure1	Aire d'étude regroupant le territoire forestier public gaspésien associé aux trois unités d'aménagement.....	6
Figure 2	Exemple de milieux riverains, ici de rivière (vert) et d'étang (bleu), séparés en bande de 10 m de largeur de 0 à 100 m et en une bande de 100 m de large de 100 à 200 m.....	10
Figure3	Exemple d'intersection entre les bandes de milieux riverains et la couche des protections montrant les portions de protection situées à l'intérieur (couleur pleine) et à l'extérieur (couleur hachurée) des milieux riverains.....	11
Figure 4	Portrait de l'ensemble des protections totales et partielles en vigueur sur le territoire forestier public gaspésien. Les limites des territoires forestiers associés à chaque UA sont illustrées par un trait gris.....	16
Figure 5.	Pourcentage cumulatif de coupe par le castor en fonction de la distance de l'eau. Tiré de Stoffyn-Egli et Willison 2011.....	39
Figure 6	Distribution des distances de migrations post-reproduction mesurées à partir de l'étang de reproduction rapportées par trois études étasuniennes.....	59
Figure 7	Relation entre l'abondance de quatre espèces de salamandres (<i>Ambystoma</i> et <i>Hemidactylum</i>) fréquentant les étangs vernaux et la fermeture de la canopée pour 47 peuplements du nord-est de la Pennsylvanie (coefficient de corrélation de Pearson = 0,34; P < 0,05). La flèche indique un seuil approximatif à 50-55 % de fermeture. Tiré de DeMaynadier et Houlahan 2007.	61

Résumé

La réglementation actuelle touchant les milieux riverains boisés a été élaborée afin de protéger les écosystèmes aquatiques qu'ils jouxtent. Compte tenu de la récente reconnaissance de l'importance intrinsèque des écosystèmes riverains, il est aujourd'hui nécessaire d'évaluer l'efficacité des mesures en place pour assurer leur pérennité.

Pour ce faire, les besoins en habitats de la faune gaspésienne, dont l'importance socioéconomique n'est plus à démontrer, ont servi à établir les attributs qui devraient caractériser les différents milieux riverains. Une revue de la littérature a permis d'établir les besoins en habitats des guildes d'espèces fauniques associées aux 17 types de milieux riverains cartographiés en Gaspésie. Les besoins des différentes guildes ont ensuite été comparés au portrait actuel de protection des bandes riveraines correspondantes. Cette comparaison a permis d'établir les portraits du niveau d'écart entre la protection actuelle et souhaitée des bandes riveraines étudiées.

De cet exercice, il résulte que trois types de milieux riverains devraient être priorisés si la région désire augmenter la protection de ce type d'écosystèmes : les milieux riverains de mare printanière (étang vernal), d'étang et de lac. Dans le cas des mares printanières, les protections ajoutées pourraient permettre la coupe partielle (conservation de 50 % du couvert vertical) et devraient être disposées de manière à connecter la mare à la forêt résiduelle. En ce qui concerne les lacs et les étangs, les nouvelles protections à mettre en place devraient permettre de créer des bandes de protection intégrale non fragmentées. Ces bandes, d'une largeur minimale de 200 m, devraient être disposées autour des lacs et étangs les plus importants pour la faune de ces milieux.

1. Mise en contexte

Avec le déploiement du nouveau régime forestier, le gouvernement du Québec porte un regard nouveau sur la forêt publique et s'engage notamment à y implanter un aménagement durable. Le cadre retenu afin d'atteindre cet objectif est celui de l'aménagement écosystémique. D'après la *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier*, l'aménagement écosystémique consiste à assurer le maintien de la biodiversité et la viabilité des écosystèmes en diminuant les écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle.

La mise en œuvre de l'aménagement écosystémique débute par l'identification des enjeux écologiques d'un territoire à partir des écarts significatifs observés entre la forêt jugée naturelle (forêt préindustrielle) et la forêt actuelle. L'identification des enjeux écologiques consiste à déterminer ce qui peut constituer une menace à la viabilité des écosystèmes et au maintien de leurs fonctions écologiques (Grenon et coll., 2010). Ces enjeux doivent ensuite être traités dans les plans d'aménagement forestier intégré (PAFI), au même titre que les objectifs économiques et sociaux.

Dans le projet de Stratégie d'aménagement durable des forêts (SADF), le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) a identifié, sur la base de la littérature scientifique, sept enjeux provinciaux devant obligatoirement être traités dans l'ensemble des régions du Québec :

- la raréfaction des vieilles forêts et la surabondance des peuplements en régénération (structure d'âge des forêts);
- l'organisation spatiale des forêts qui peut être altérée, de sorte que la taille des peuplements forestiers, leur répartition et leur connectivité se trouvent changées;
- les changements de composition végétale, qui peuvent entraîner des modifications des types de couverts dans certains paysages, de même que la raréfaction ou la prolifération de certaines espèces;
- la simplification de la structure interne des peuplements forestiers ou leur homogénéisation sous l'effet de certaines pratiques forestières;
- la raréfaction de certaines formes de bois morts (chicots et débris au sol, en particulier ceux de fort diamètre) à la suite de la récolte forestière;
- l'altération des fonctions écologiques remplies par les milieux riverains et humides dans les forêts aménagées;
- les espèces nécessitant une attention particulière pour assurer leur maintien.

Pour chaque enjeu écologique identifié, des cibles permettant l'élaboration de stratégies d'aménagement visant à réduire les écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle ont été déterminées. L'établissement des cibles d'aménagement est idéalement basé sur la connaissance de la variabilité historique des attributs de la forêt liés aux enjeux écologiques. Malheureusement, mis à part celles qui touchent la structure d'âge des forêts – pour certaines régions de l'ouest du Québec seulement (Jetté et coll., 2013) –, nos connaissances concernant la fluctuation de ces attributs dans le temps demeurent trop imparfaites et ne nous permettent pas d'établir des cibles d'aménagement avec certitude.

Afin de pallier ce manque de connaissances, le MFFP a identifié deux approches complémentaires permettant de fixer des cibles au regard des enjeux écologiques (Jetté et coll., 2013) :

- une approche d'après les degrés d'altération;
- une approche d'après les besoins en habitats d'espèces focales.

À ce jour, c'est l'approche par degré d'altération qui a été préconisée par le Ministère afin de gérer l'incertitude liée aux limites de la variabilité naturelle et pour déterminer quelle quantité d'habitats est nécessaire pour conserver l'intégrité de l'écosystème forestier.

Cette approche repose sur l'idée selon laquelle les espèces étant adaptées aux fluctuations historiques des attributs des forêts, il est possible d'altérer les conditions naturelles moyennes sans menacer la biodiversité d'un territoire, et ce, tant que certains seuils ne sont pas dépassés (Jetté et coll., 2013). L'identification de ces seuils, qui, lorsque dépassés, indiquent un risque élevé de perte de biodiversité et de modifications significatives des écosystèmes, demeure un sujet de recherche d'actualité. En effet, s'il y a généralement consensus sur l'existence de tels seuils, la quantité d'habitats ou d'attributs des habitats à conserver pour éviter de les franchir demeure un sujet débattu et empreint d'incertitudes (Price et coll., 2009). Le défi consiste donc à établir des seuils sécuritaires et à définir des degrés d'altération qui permettent de maîtriser les risques pour la biodiversité dans un cadre économique viable (Jetté et coll., 2013).

La prise en compte des besoins en habitats des espèces fauniques fréquentant la forêt sous aménagement est une méthode reconnue permettant de raffiner l'approche par degré d'altération. D'ailleurs, Jetté et coll. (2013) précisent que :

Bien que l'idée d'utiliser la forêt naturelle en guise de filtre brut pour assurer le maintien de la biodiversité constitue la base de l'aménagement écosystémique, l'approche par degré d'altération ne peut, à elle seule, apporter toutes les garanties que la biodiversité sera effectivement conservée. Il importe d'utiliser en même temps les connaissances sur les besoins en habitats des espèces pour la consolider. Les deux approches doivent être utilisées en concomitance.

C'est donc dans cet esprit que la région de la Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine a entrepris la validation des cibles d'aménagement associées aux enjeux écologiques identifiés sur son territoire à l'aide des besoins des espèces fauniques le fréquentant.

Cet exercice de validation permettra d'améliorer notre compréhension de l'écosystème forestier gaspésien et outillera la région lors de l'élaboration des plans d'aménagement forestier intégré. Il cadre dans l'objectif global de la région de gérer la forêt de manière à créer un écosystème forestier varié, apte à offrir des habitats résilients pour la faune et la flore, un panier de produits variés pour l'industrie ainsi qu'un milieu de vie et de loisir riche pour la société.

Vu l'importance régionale des milieux riverains, notamment celle du secteur très développé de la pêche, et de l'intérêt qu'ils suscitent aux tables de gestion intégrée des ressources et du territoire (TGIRT), cet enjeu est le premier à être traité.

2. Introduction

2.1 Milieux riverains en Gaspésie

Le territoire gaspésien est caractérisé par la présence d'une multitude de cours d'eau de petite à moyenne importance, résultat de la topographie accidentée de la péninsule. Le réseau hydrographique est conséquemment dense et très ramifié, particulièrement en amont des bassins versants, où l'on trouve plusieurs cours d'eau intermittents. La majorité des rivières de la région jouissent d'une réputation internationale pour la qualité de la pêche au saumon atlantique qu'on y pratique.

La région est également caractérisée par un régime d'écoulement torrentiel et par la rareté des lacs. Ces derniers sont peu nombreux et sont généralement de petite taille. En effet, 90 % d'entre eux ont une superficie inférieure à 50 hectares (ha) et seulement quatre lacs du territoire gaspésien couvrent plus de 100 ha.

Par ailleurs, les milieux humides, qui incluent les étangs, mares, dénudés humides, marais, marécages et tourbières, couvrent une superficie de 30 959 ha en terre publique, soit seulement 2 % du territoire. Les lisières boisées, qui jouxtent les cours d'eau et les lacs de la région, s'étendent sur plus de 23 851 km. Pour avoir un portrait complet de l'étendue et de l'importance de cet écosystème, il faudrait additionner au 23 851 km les rives des milieux humides (information non disponible pour l'instant). Quoi qu'il en soit, cet écosystème est omniprésent sur la péninsule et couvre une superficie appréciable.

2.2 Enjeux écologiques des milieux riverains

Les milieux riverains sont une interface entre les milieux aquatiques et terrestres. On les définit comme des écotones tridimensionnels où interagissent différents écosystèmes, dont les écosystèmes aquatiques et terrestres. Ils s'étendent vers le bas jusqu'à la nappe phréatique, vers le haut jusqu'au couvert forestier, puis vers l'extérieur, traversant les plaines inondables jusqu'au haut des pentes qui se drainent vers les étendues d'eau, atteignant l'écosystème terrestre et suivant les cours d'eau à des largeurs variables (Ilhardt et coll., 2000).

Les milieux riverains comprennent en fait une grande diversité de milieux. Leurs caractéristiques varient en fonction du type de milieux aquatiques adjacents, des propriétés pédologiques et hydrologiques de la zone riveraine proprement dite, ainsi que du milieu terrestre adjacent. La juxtaposition de ces trois milieux différents (aquatique, riverain et terrestre) explique la grande diversité biologique et le dynamisme des milieux riverains.

Ces milieux offrent effectivement un microclimat favorable qui abrite une flore riche et très diversifiée se distinguant de la flore du reste du territoire (Harper et McDonald, 2001). De plus, une multitude d'animaux étroitement associés au milieu aquatique (insectes et amphibiens) dépendent du milieu riverain pour compléter une portion de leur cycle vital. La concentration de biomasse floristique et faunique des milieux riverains attire aussi une riche communauté d'oiseaux. Toutes les espèces terrestres de mammifères fréquentent par ailleurs ce milieu à un moment ou à un autre. Certaines espèces semi-aquatiques comme le castor, la loutre, le condylure à nez étoilé et le vison s'y trouvent en permanence. En forêt boréale, l'écosystème riverain est reconnu parmi les milieux les plus riches en biodiversité (Naiman et coll., 1993; Zlonis et Niemi, 2014) et la majorité des espèces menacées ou vulnérables présentes en Gaspésie y sont associées.

En plus de leur valeur intrinsèque, les lisières boisées riveraines jouent un rôle prépondérant dans la protection des écosystèmes aquatiques adjacents, en contrôlant notamment la température de l'eau et l'apport en nutriments et en sédiments. Elles sont aussi importantes pour préserver la qualité visuelle du paysage et l'attrait des milieux aquatiques pour diverses activités récréatives et touristiques.

Finalement, dans le cadre de l'aménagement écosystémique, la protection des lisières boisées riveraines contribuerait à l'atteinte des cibles d'aménagement liées à d'autres enjeux écologiques (par exemple, celui de la structure d'âge des forêts et celui du bois mort).

2.3 Problématique

La réglementation actuelle touchant les lisières boisées riveraines a été élaborée afin de protéger les écosystèmes aquatiques qu'elles jouxtent. Compte tenu de la récente reconnaissance de l'importance intrinsèque des écosystèmes riverains, il est aujourd'hui nécessaire d'évaluer l'efficacité des mesures en place à assurer la pérennité de ces écosystèmes uniques – et, potentiellement, de proposer de nouvelles modalités.

Par ailleurs, le concept de l'aménagement écosystémique repose sur l'idée qu'en maintenant les attributs clés d'un écosystème à l'intérieur des limites de leur variabilité historique, il est fort probable que les conditions qui contribuent à maintenir l'abondance, la diversité et la répartition des espèces y soient réunies. Toutefois, certains attributs de la forêt naturelle sont parfois difficiles à quantifier (par exemple, les attributs des lisières boisées riveraines). Les connaissances sur les besoins en habitats des espèces deviennent alors très utiles à la détermination de seuils et de cibles quantitatives pour ces attributs.

2.4 Objectifs

Ce travail vise à mesurer l'écart entre les besoins en habitats de la faune associée à ces milieux et les habitats résultant de l'application de la stratégie forestière actuelle, et ce, pour l'ensemble des milieux riverains jouxtant les différents types de milieux aquatiques et humides en Gaspésie. La méthode retenue pour atteindre cet objectif, qui se résume à une analyse de carence, se décline en trois sous-objectifs :

Pour chaque type de milieu riverain, l'analyse consistera à :

1. établir le portrait des protections actuelles,
2. recenser les besoins en habitats des espèces fauniques gaspésiennes associées (largeur et caractéristiques des lisières boisées riveraines),
3. déterminer s'il y a carence en comparant les protections actuelles aux besoins en habitats des espèces.

Au final, cet exercice permettra de comparer les protections des différents milieux riverains de la péninsule et d'identifier, le cas échéant, ceux dont l'intégrité est actuellement menacée et où les efforts de conservation devraient se concentrer.

3. Méthodologie

3.1 Site d'étude

Le territoire à l'étude est celui de la région forestière publique de la Gaspésie (figure 1). Plus précisément, il s'agit d'un territoire d'une superficie totale de 1 701 007 hectares (ha) correspondant au territoire d'analyse rattaché aux trois unités d'aménagement (UA) de la péninsule (11161, 11262 et 11263).

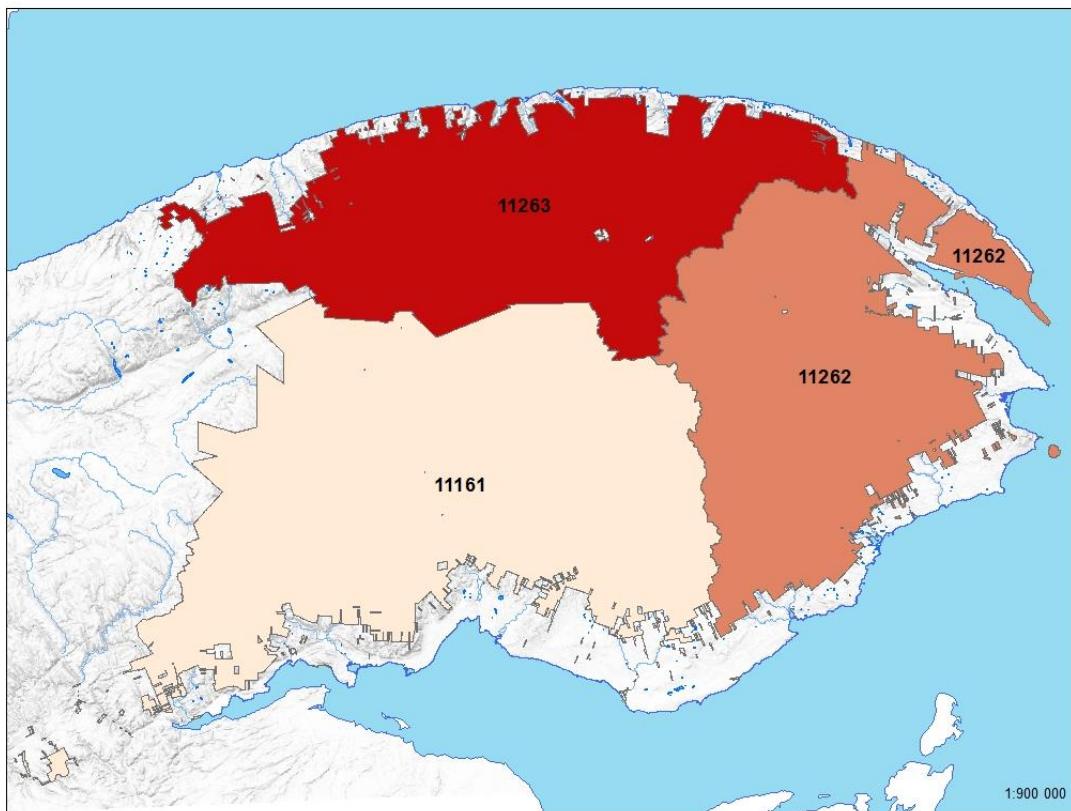


Figure 1 Aire d'étude regroupant le territoire forestier public gaspésien associé aux trois unités d'aménagement. L'identifiant de chaque unité d'aménagement apparaît sur la carte

3.2 Analyse de carence

Comme il était mentionné en introduction, il existe plusieurs types de milieux riverains. Ils sont caractérisés à la fois par les milieux terrestres et aquatiques/humides adjacents et par leurs caractéristiques pédologiques. Chaque type de milieu riverain abrite un assemblage d'espèces fauniques (on le nommera « guilde ») qui lui est propre.

Les exigences en habitats (largeur de la lisière boisée riveraine et attributs de forêt la constituant) diffèrent d'une guilde d'espèces à une autre et les modalités de protection applicables aux différents types de milieux riverains devraient être modulées en conséquence. Il est important de considérer cette variété pour l'analyse de carence; c'est pourquoi elle a été faite par type de milieu riverain.

Aux fins de cette étude, les différents milieux riverains ont été définis seulement en fonction du milieu aquatique ou humide adjacent. Ce choix découle du manque d'information sur les caractéristiques pédologiques des lisières boisées riveraines gaspésiennes et du fait que, dans la littérature consultée, on identifie habituellement les milieux riverains fréquentés par une espèce à partir du milieu aquatique ou humide voisin.

Ce sont 17 types de milieux riverains qui ont été considérés (tableau 1), à partir de la classification des milieux aquatiques et humides de la Gaspésie (Ouellet et coll., 2016).

Tableau 1 Liste des 17 types de milieux riverains considérés dans cette étude

Milieux riverains de	Définition*
Lac	>8 ha
Étang	<8 ha et en contact avec réseau hydrographique
Mare	<8 ha et sans contact avec réseau hydrographique
Mare printanière	<2 ha, sans contact avec le réseau hydrographique et éphémère
Rivière	(>6 m de largeur)
Cours d'eau permanent	(<6 m de largeur)
Cours d'eau intermittent	
Marécage inondé	Secteur inondé à la suite de l'érection d'un barrage (par un castor ou par l'humain)
Marécage arbustif	Aulnaie
Marécage arboré riche	Code de milieu physique « 7 »**
Marécage arboré pauvre	Code de milieu physique « 8 »
Tourbière boisée	Code de milieu physique « 9 »
Dénudé humide de lac	
Dénudé humide d'étang	
Dénudé humide de mare	
Dénudé humide de rivière	
Dénudé humide isolé	Sans contact avec le réseau hydrographique

* : Pour une définition plus complète, consulter Ouellet et coll. (2016).

** : Consulter la norme de stratification écoforestière du quatrième inventaire écoforestier (MFFP, 2015).

3.2.1 Portrait des protections actuelles

La première étape de l'analyse de carence consiste à établir le portrait actuel de protection des différents types de milieux riverains. Pour ce faire, la cartographie des protections actuellement en vigueur sur l'entièreté du territoire forestier public gaspésien a été établie. Les protections considérées sont celles influençant l'aménagement forestier. Elles ont été séparées en deux catégories : les protections totales (aucune activité forestière permise) et les protections permettant les coupes partielles.

Lorsque plusieurs modalités différentes affectaient un même secteur, un seul type de protection a été attribué à cette portion de territoire. Lorsqu'il y avait chevauchement, seule la protection totale était considérée, puisqu'elle a préséance dans l'application terrain.

Le tableau 2 recense l'ensemble des protections composant ces deux catégories et en précise la provenance. Seules les protections dont l'emplacement est fixe dans le temps ont été retenues. Par exemple, la protection d'une proportion d'un paysage, comme l'exige le Guide régional sur le maintien de la qualité visuelle des paysages lors d'interventions forestières, n'a pas été considérée. D'autres protections dont l'emplacement est fixe dans l'espace ont également été retirées de l'analyse, puisqu'elles sont associées à des activités humaines susceptibles d'influencer la qualité des habitats fauniques (par exemple, un camping, un site de villégiature, etc.). Conséquemment, le portrait des protections obtenu est conservateur et sous-estime les protections réellement présentes sur le territoire.

Tableau 2 Types de protections considérées lors de la cartographie des protections existantes. On en compte deux : la protection totale (vert) et la protection partielle (jaune)

Type de protection	Provenance de l'information	Contenu
Protections totale		
Aires protégées où l'écosystème ne doit pas être perturbé (protection légale sans intervention anthropique)	Usages forestiers Zone d'application des modalités d'intervention (ZAMI)	Aire protégée Bande riveraine d'intérêt faunique Colonie d'oiseaux Écosystème forestier exceptionnel Habitat d'espèce faunique menacée ou vulnérable Habitat d'espèce floristique menacée ou vulnérable Héronnière Milieu naturel de conservation volontaire Patrimoine culturel protégé Prise d'eau Refuge d'oiseaux migrateurs Refuge faunique Réserve écologique Réserve naturelle Site géologique exceptionnel Vasière Zone de protection du caribou forestier
Légales diverses	Règlement d'aménagement durable des forêts (RADF) Plan d'aménagement forestier intégré (PAFI, région 11)	Zone de conservation du caribou forestier Milieux humides d'intérêt Marécages arborescents riverains (RADF) Lisière boisée dans les aires de confinement du cerf de Virginie Scénarios sylvicoles des peuplements

Type de protection	Provenance de l'information	Contenu
Protections totale		
		écoforestiers où le pin blanc est présent dans l'appellation
Milieu physique	Pentes numériques	Peuplements enclavés selon la définition du Forestier en chef Classes de pentes F et S (numériques)
<i>Manuel d'aménagement forestier - 4^e édition</i>	MAF - 4 ^e édition	Types écologiques protégés (RE10, RE40, RE70, RS40, et RS70)
Rivière à saumon	Usages forestiers et ZAMI	Bandes de 60 m en bordure des rivières à saumon reconnues
Protection partielle		
Cours d'eau à écoulement permanent	Couches des milieux humides	Cours d'eau permanents, linéaires ou surfaciques et plans d'eau (en considérant l'ensemble des écosystèmes adjacents), conformément au RADF
Lisières de protection	ZAMI	Lisières de différentes largeurs visant l'atténuation des interventions en bordure de milieux protégés ou autrement utilisés
Lisières routières	ZAMI	Lisières appliquées sur les corridors routiers et les circuits panoramiques
Caribou forestier	Plan d'aménagement du caribou forestier	Portion du plan d'aménagement du caribou forestier à plus de 700 m d'altitude et hors de la zone de conservation

Nous avons ensuite cartographié les 17 types de milieux riverains à l'étude à partir de la cartographie existante des milieux humides et aquatiques correspondants. Nous avons considéré que les milieux riverains correspondaient aux 200 premiers mètres de milieu terrestre entourant un milieu aquatique ou humide. Puisque cette étude vise à identifier la largeur des milieux riverains, il était ardu de déterminer à priori sur quelle largeur l'analyse devait être conduite. La largeur de 200 m a donc été choisie à la suite d'un survol rapide de la littérature visant à déterminer la largeur maximale utilisée par les espèces faisant l'objet de la revue de la littérature, mais également afin de limiter la lourdeur des analyses géomatiques.

Afin d'améliorer la résolution de l'analyse, les milieux riverains ont tous été segmentés en 11 bandes : 10 bandes de 10 m de largeur dans les premiers 100 m et une bande de 100 m de largeur couvrant les 100 m les plus éloignés du milieu aquatique ou humide; cette dernière bande est plus large pour limiter les temps de calcul (figure 2).

Ces bandes ont ensuite été intersectées avec la couche des protections actuelles produite à l'étape précédente. Le résultat a permis de déterminer, pour chaque milieu riverain et à l'échelle de la région, la proportion de la superficie de chaque bande qui est couverte par des protections totales et par des protections partielles (figure 3).

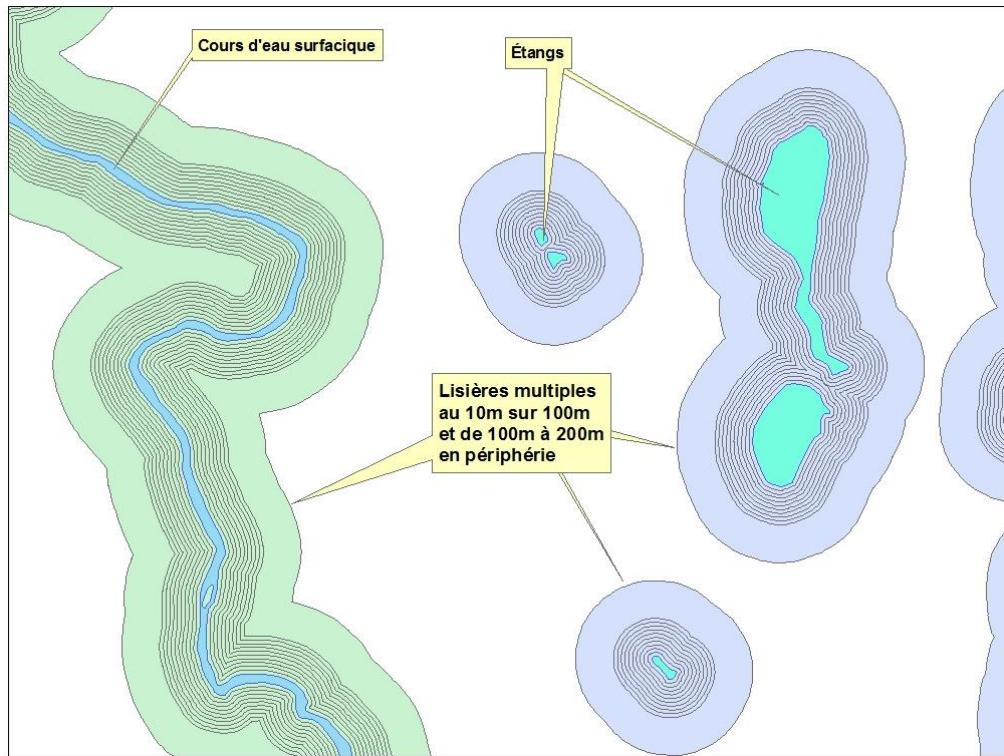


Figure 2 Exemples de milieux riverains de rivière (vert) et d'étang (bleu), segmentés en bande de 10 m de largeur de 0 à 100 m et en une bande de 100 m de large de 100 à 200 m

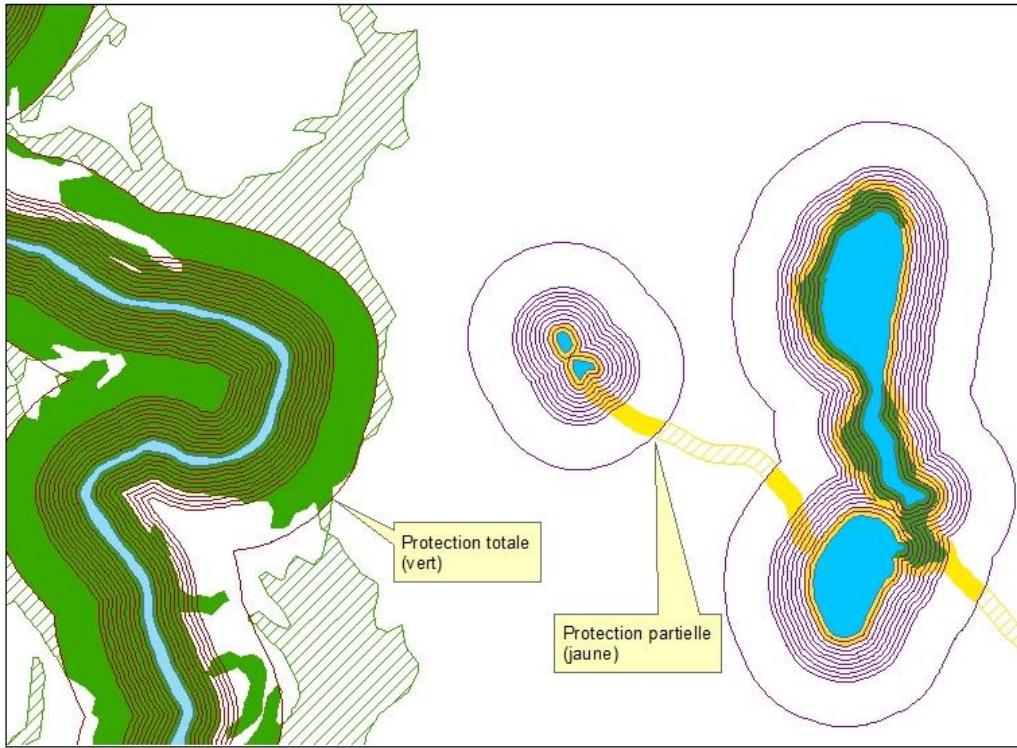


Figure 3 Exemples d'intersections entre les bandes de milieux riverains et la couche des protections montrant les portions de protection situées à l'intérieur (couleur pleine) et à l'extérieur (couleur hachurée) des milieux riverains

Cas particulier des étangs vernaux

La cartographie des étangs vernaux n'existe pas pour l'ensemble du territoire à l'étude, alors qu'elle a déjà été réalisée pour les autres types de milieux aquatiques et humides. Cette cartographie a toutefois été entreprise, par photo-interprétation, et elle couvre aujourd'hui 5 % de la péninsule (Richard et Ouellet, 2015). Les étangs vernaux cartographiés ont donc servi au calcul des taux de protection des bandes les entourant. Les résultats obtenus ont été extrapolés à l'ensemble de la région forestière sur la base d'estimés du nombre d'étangs vernaux obtenus par modélisation (Richard et Ouellet, 2015).

Nous avons finalement corrigé les résultats obtenus afin de tenir compte du fait que les secteurs photo-interprétés lors de la cartographie des étangs vernaux ne couvraient pas les grands secteurs de conservation (comme les parcs); nos résultats sous-estimaient par le fait même les protections entourant ce type de milieu. Pour corriger les proportions de protection, nous les avons multipliées par un taux correspondant au rapport de la proportion de protection pour l'ensemble du territoire forestier et de celle observée pour les secteurs photo-interprétés (annexe 3).

3.2.2 Besoins en habitats des espèces fauniques

Les besoins en habitats de la guilde d'espèces associées à un milieu riverain ont été déterminés grâce à une revue de la littérature. Il a tout d'abord été nécessaire de choisir les espèces à considérer. Les critères de sélection retenus étaient les suivants :

- espèce inféodée au milieu riverain ou dont le milieu préférentiel est le milieu riverain;
- espèce largement distribuée en Gaspésie;
- espèce ne faisant pas déjà l'objet d'une mesure particulière (les espèces menacées, vulnérables ou susceptibles de l'être bénéficient déjà de modalités particulières qui protègent toutes leurs occurrences, elles étaient donc rejetées);
- disponibilité de l'information dans la littérature.

Les deux premiers critères devaient absolument être rencontrés afin qu'une espèce soit considérée. Les deux derniers critères ont permis d'exclure certaines espèces.

La revue de la littérature a été structurée de manière à répondre aux questions suivantes pour chaque espèce sélectionnée à l'étape précédente :

- Quels sont les milieux riverains fréquentés par l'espèce?
- Quels sont les milieux riverains fréquentés préférentiellement par l'espèce?
- Quelle est la largeur de la bande riveraine utilisée par l'espèce?
- Quels sont les attributs de cette bande riveraine recherchés par l'espèce?

Après avoir répondu à ces questions, il a été possible de déterminer le type de modalité permettant de fournir un habitat adéquat à l'espèce, à savoir la largeur de bande riveraine requise et le type de protection à y appliquer. La largeur des bandes proposées devait permettre d'englober le territoire d'environ 50 % des individus d'une population (la moyenne pour une distribution normale). Pour sa part, le type de protection associé devait correspondre à l'un des deux types de protection cartographiés précédemment (protection totale ou avec coupe partielle) et devait permettre de conserver les attributs recherchés par l'espèce. Il était possible de retrouver les deux types de protection pour une espèce (par exemple, les 10 premiers mètres en protection totale et les 10 suivants en protection partielle).

Une fois les informations recueillies pour les différentes espèces fauniques, l'étape suivante était de déterminer la protection que l'on devait retrouver pour chaque type de milieu riverain. Pour chacun des 17 types de milieux riverains, nous avons regroupé les espèces fréquentant préférentiellement le milieu, créant ainsi la guilde d'espèces associées. La protection recherchée, ou la cible de protection, pour chaque bande (de 10 ou de 100 m) d'un milieu riverain a été déterminée en fonction de l'espèce de la guilde exigeant la protection la plus complète dans cette bande. La protection recherchée n'est donc pas basée sur une espèce focale, ou parapluie, mais bien sur les besoins de l'ensemble des espèces formant la guilde (tableau 3). À cette étape, la largeur des protections exigées par une espèce a été arrondie à la bande près (par exemple, si une espèce recherche une protection partielle sur 120 m, elle est arrondie à 100 m). La protection recherchée pour un milieu est donc exprimée par une largeur (soit 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100 ou 200 m) et un type de protection (totale ou partielle) pour chaque bande.

Tableau 3 Exemple fictif illustrant comment la cible de protection associée à chaque bande d'un milieu riverain a été déterminée en fonction des espèces formant la guilde d'espèces associées

	Bande de milieu riverain (m)										
	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	80-90	90-100	100-200
Espèce 1	p	p									
Espèce 2	p	p	p	p	t						
Espèce 3	t	t	t	p	p	p					
↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓					
Guilde	t	t	t	p	t	p					

t : Protection totale

p : Coupes partielles permises

3.2.3 Comparaison

Pour chaque type de milieu riverain, et dans chacune des 11 bandes, nous avons comparé la protection recherchée par la guilde à la protection actuellement présente sur le territoire. Nous avons également calculé, pour chaque milieu riverain, le niveau d'atteinte actuel des protections recherchées (par exemple, si la guilde d'un milieu riverain x recherche une protection totale sur 100 m de large, nous avons calculé quelle proportion de l'ensemble des 100 premiers mètres de bande riveraine entourant le milieu riverain x est couverte actuellement par des protections totales). Le niveau d'atteinte de la protection recherchée correspond à la proportion d'habitats adéquats disponibles sur le territoire pour une guilde d'espèce, mais n'indique pas la répartition spatiale de ces habitats.

Il est généralement admis que le risque associé à la perte de la viabilité des populations des espèces est faible lorsque l'habitat, à l'échelle du paysage, n'est que peu altéré, et que ce risque augmente avec une augmentation du niveau d'altération (Price et coll., 2007).

Afin de comparer entre eux les différents milieux riverains quant à leur capacité actuelle à répondre aux besoins en habitats de la guilde d'espèces qui leur est associée, nous les avons classés en fonction du niveau d'écart entre leur protection actuelle et souhaitée :

- **Faible (vert)**: la proportion d'habitats sur le territoire résulte en un risque faible de perte d'intégrité écologique. Attribué lorsque la proportion d'habitats adéquatement protégés est $\geq 60\%$.
- **Modéré (jaune)** : la proportion d'habitats sur le territoire fait craindre des conséquences négatives pour la survie des espèces associées. Attribué lorsque la proportion d'habitats adéquatement protégés est $\geq 40\%$, mais $< 60\%$.
- **Élevé (rouge)** : la proportion d'habitats permet d'affirmer avec certitude que la survie des espèces associées est menacée. Attribué lorsque la proportion d'habitats adéquatement protégés est $< 40\%$.

Comme discuté en mise en situation, la détermination des seuils définissant les limites des classes de niveau d'écart demeure un exercice difficile et empreint d'incertitude. Puisque nous appliquons ces seuils à une guilde d'espèce, nous avons choisi des seuils généraux et qui semblent s'appliquer à une large gamme d'espèces.

Ainsi, le seuil de 60 % d'habitat résiduel est appuyé par les travaux d'Andrén (1994), qui rapporte que l'habitat commence à se fragmenter lorsque la proportion résiduelle se situe près de 60 %. Ce seuil est également soutenu par la revue de littérature de Price et coll. (2007), dans laquelle on apprend que près du tiers des espèces étudiées franchissent un seuil lorsque leur habitat est réduit de moitié et que peu d'espèces ont un seuil situé au-dessus de 60 % d'habitat résiduel. Le seuil de 40 % est proposé par Rompré et coll. (2010), au terme d'une revue de littérature, comme le seuil minimum acceptable en deçà duquel il deviendrait difficile d'assurer la conservation de la biodiversité.

4. Résultats

4.1 Portrait des protections actuelles

La figure 4 montre l'ensemble des protections totales ou partielles trouvées sur le territoire forestier gaspésien. Les principales protections totales présentes sur le territoire sont les sites voués à la conservation (le parc national de la Gaspésie, le parc national du Canada de Forillon, la réserve écologique de la Grande-Rivière et la réserve de biodiversité du Karst-de-Saint-Elzéar), les protections des bandes riveraines de rivières à saumon, les pentes fortes et les refuges biologiques.

Pour leur part, les protections partielles sont majoritairement associées aux lacs et cours d'eau permanents, aux abords de chemins et au secteur de 700 m et plus du plan d'aménagement de l'aire de fréquentation du caribou (où seule la coupe de jardinage est permise). À l'échelle de la région, c'est respectivement 29,9 % et 2,6 % des 1 701 007 hectares (ha) du territoire forestier public qui bénéficie d'une protection, totale ou partielle (tableau 4).

Tableau 4 Protections totales et partielles sur le territoire forestier public gaspésien

Territoire*	Superficie (ha)	Protection totale (ha)	Protection totale (%)	Protection partielle (ha)	Protection partielle (%)
11161	728 896	197 740	27,13	12 872	1,77
11262	477 509	136 988	28,69	13 184	2,76
11263	494 602	174 407	35,26	18 685	3,78
Total	1 701 007	509 135	29,93	44 741	2,63

* : Territoire englobant les unités d'aménagement et les aires soustraites à l'aménagement associées (par exemple, les parcs de conservation). Consulter les PAFIT pour plus de détails.

L'annexe 1 présente, pour chaque type de milieu riverain, le pourcentage de la superficie de chaque bande de milieu riverain couverte par des protections totales ou partielles. Typiquement, ce pourcentage diminue en s'éloignant du milieu aquatique ou riverain; c'est un phénomène normal puisque plusieurs de ces milieux sont protégés par des bandes riveraines plus ou moins larges. On observe toutefois deux exceptions à cette règle, les ruisseaux intermittents et les mares printanières, des milieux qui ne sont pas directement protégés par la réglementation actuelle.

L'annexe 2 montre des figures permettant de comparer, bande par bande, le niveau de protection associé à chaque type de milieu riverain. Sans surprise, les milieux riverains de rivières surfaciques sont les mieux protégés, alors que les milieux riverains de mares temporaires sont, et de loin, les moins bien protégés.

Cette comparaison ne tient toutefois pas compte de la variabilité dans les besoins des espèces associées aux différents milieux. Cette composante est incluse dans les résultats présentés à la section 4.3.

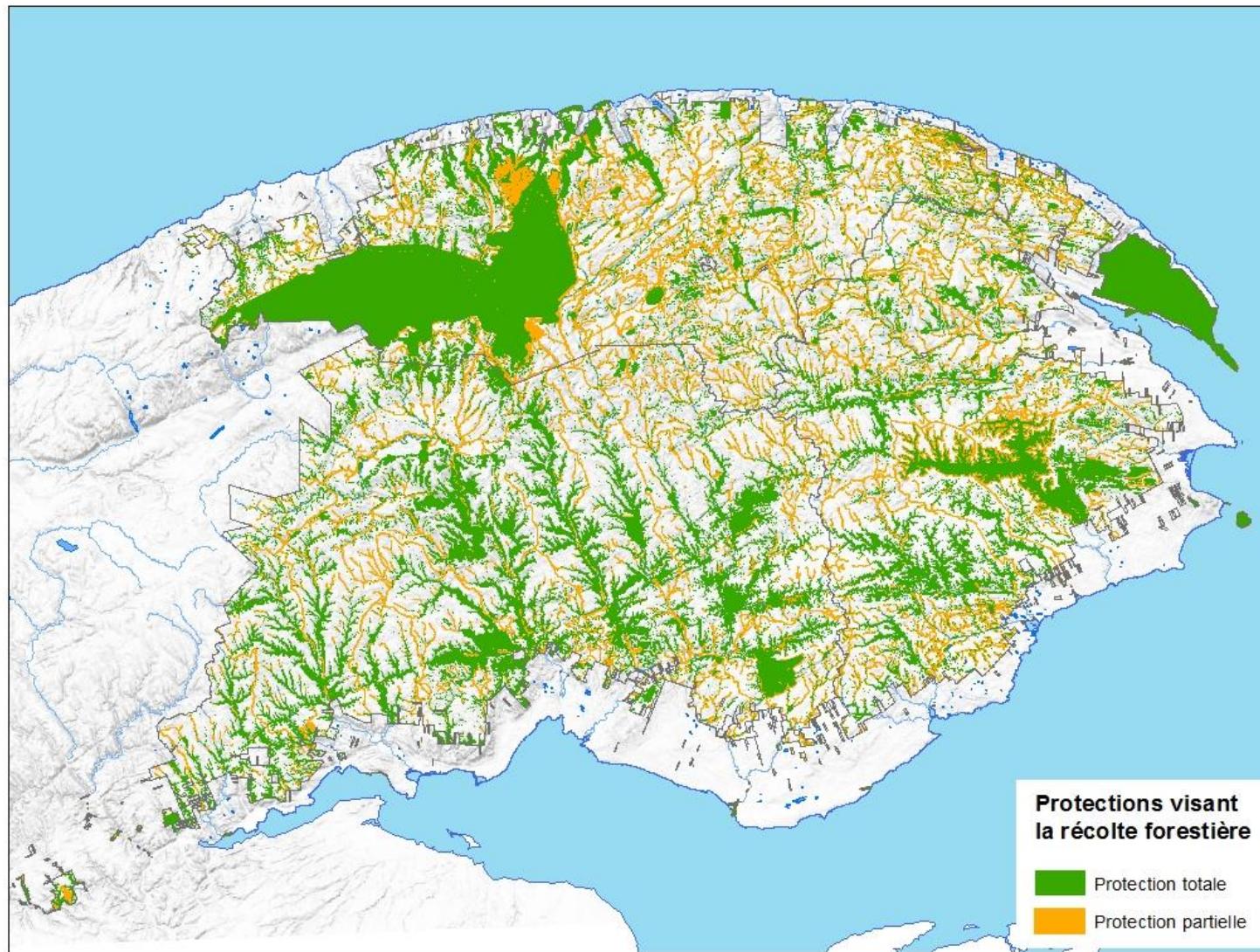


Figure 4 Portrait de l'ensemble des protections totales et partielles en vigueur sur le territoire forestier public gaspésien. Les limites des territoires forestiers associés à chaque UA sont illustrées par un trait gris

4.2 Besoins en habitats des espèces fauniques

4.2.1 Revue de la littérature

Seize espèces ont été retenues pour la revue de littérature. Du nombre, on compte huit oiseaux, trois mammifères et cinq amphibiens (tableau 5). Les paragraphes suivants relatent, pour chaque espèce, la revue de la littérature ainsi que les caractéristiques de la protection indiquée (largeur et type de modalité) pour répondre aux besoins de l'espèce.

Tableau 5 Espèces retenues pour la revue de littérature

Classe	Nom commun	Nom scientifique
Oiseau	Quiscale rouilleux	<i>Euphagus carolinus</i>
Oiseau	Paruline des ruisseaux	<i>Parkesia noveboracensis</i>
Oiseau	Paruline à calotte noire	<i>Cardellina pusilla</i>
Oiseau	Martin-pêcheur d'Amérique	<i>Megacyrle alcyon</i>
Oiseau	Troglodyte des forêts	<i>Troglodytes hiemalis</i>
Oiseau	Harle couronné	<i>Lophodytes cucullatus</i>
Oiseau	Grand harle	<i>Mergus merganser</i>
Oiseau	Garrot à œil d'or	<i>Bucephala clangula</i>
Mammifère	Castor	<i>Castor canadensis</i>
Mammifère	Loutre de rivière	<i>Lutra canadensis</i>
Mammifère	Vison d'Amérique	<i>Mustela vison</i>
Amphibien	Crapaud d'Amérique	<i>Bufo americanus</i>
Amphibien	Grenouille des bois	<i>Lithobates sylvaticus</i>
Amphibien	Salamandre à deux lignes	<i>Eurycea bislineata</i>
Amphibien	Triton vert	<i>Notophthalmus viridescens</i>
Amphibien	Salamandre maculée	<i>Ambystoma maculatum</i>

4.2.2 Quiscale rouilleux (*Euphagus carolinus*)

Types de milieux humides fréquentés

Lors de la saison de reproduction, l'espèce est intimement liée aux milieux humides de la forêt boréale (Avery, 2013; Matsuoka et coll., 2010a; Nadeau, 1995). L'espèce est connue pour établir son nid aux abords de milieux humides variés dont font partie les marécages arbustifs, les marécages arborescents, les dénudés humides et les marécages arbustifs associés aux rivières et aux lacs, les rivières et lacs eux-mêmes, les étangs, les tourbières, les ruisseaux et les mares (Avery, 2013; Greenberg et coll., 2011; Nadeau, 1995).

L'habitat de nidification préférentiel semble varier d'une région à l'autre, probablement en fonction de la disponibilité des différents milieux. En effet, alors qu'il préfère les marécages entourant les étangs de castor en Nouvelle-Angleterre et en Colombie-Britannique (Avery, 2013; Greenberg et coll., 2011), il est présent localement en forte densité dans les arbustes et les dénudés humides bordant les rivières de l'ouest de l'Alaska et, dans le sud de l'Alaska, on l'observe surtout dans des marécages formés de jeunes peuplements d'épinettes (Greenberg et coll., 2011). Dans le Québec septentrional, on peut l'observer à proximité des plans d'eau, où il fréquente notamment les milieux ouverts parsemés d'arbustes et d'épinettes (DesGranges, 1989, cité par Nadeau, 1995).

Le nid est habituellement construit au-dessus de l'eau ou à proximité, dans des peuplements denses de jeunes conifères, préférentiellement d'épinettes noires (Avery, 2013; Matsuoka et coll., 2010b; Nadeau, 1995).

Tableau 6 Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par le quiscale rouilleux

Lac	X	X	X	X	X	X	Cours d'eau permanent	Cours d'eau intermittent	Marécage inondé	Marécage arbustif	Marécage arboré pauvre	Marécage arboré riche	Tourbière boisée	Dénudé humide de lac	Dénudé humide d'étang	Dénudé humide de mare	Dénudé humide de rivière	Dénudé humide isolé
Étang																		

Largeur de bande riveraine utilisée

Les nids sont toujours construits près de l'eau et parfois même directement au-dessus (tableau 7). En Alaska, dans un secteur dominé par l'épinette noire situé au voisinage d'Anchorage, Matsuoka et coll. (2010b) ont étudié des nids se trouvant en moyenne à 30,6 m ($S=6,3$ m, étendue=0-185) de l'eau, alors qu'à Tanana Flats, toujours en Alaska, mais dans un secteur dominé par le saule, la distance moyenne était de 8,2 m ($S=2,7$ m, étendue=0-150). En Nouvelle-Angleterre Powell et coll. (2010a) ont observé un comportement de nidification semblable, alors que les nids étaient à une distance moyenne de l'eau de 12,07 m ($S=3,04$ m, étendue=0-71). Dans cette étude, les auteurs précisent que 67 % des nids trouvés étaient à l'intérieur d'un milieu humide et que les 33 % restant se trouvaient en moyenne à 7,25 m ($S=3,01$ m, étendue=0,3-95) de la limite entre le milieu humide et le milieu terrestre adjacent. Le type de milieu humide dont il est question n'était malencontreusement pas spécifié. Powell et coll. (2010a) concluent en recommandant une bande riveraine de 75 m autour des milieux humides afin de protéger l'habitat de nidification de l'espèce. Par contre, dans une étude télémétrique du territoire de quiscales se reproduisant dans l'état du Maine, Powell et coll. (2010b) ont relevé, étonnamment, que le territoire des individus suivis était composé à 88 % de milieu terrestre. Les auteurs attribuent ce résultat au fait que les oiseaux fréquentaient en réalité de petites mares (<16 m²), trop petites pour être correctement identifiées sur les cartes forestières. L'utilisation d'étangs temporaires par cette espèce est d'ailleurs confirmée par Buckley (2013).

Tableau 7 Distance de l'eau des nids de quiscale rouilleux étudiés dans différentes régions de l'Amérique du Nord

Moyenne	S**	Étendue	n**	Région	Forêt	Type	Référence
30,6	6,3	0-185	44	Alaska	boréale	recherche de nids	Matsuoka et coll., 2010b
8,2	2,7	0-150	63	Alaska	boréale	recherche de nids	Matsuoka et coll., 2010b
12,07	3,04	0-71	43	Nouvelle-Angleterre	boréale	recherche de nids	Powell et coll., 2010a
7,25*	3,01	0,3-95	14	Nouvelle-Angleterre	boréale	recherche de nids	Powell et coll., 2010a

* = Distance de mesurée à partir de la frontière du milieu humide. Les autres études rapportent la distance mesurée à partir de l'eau.

** = Écart-type

*** = Taille de l'échantillon

Attribut clé de l'habitat riverain

Dans l'est de l'Amérique du Nord, le quiscale rouilleux sélectionne les peuplements denses constitués principalement d'épinettes ou de sapins de petite taille pour établir son nid (Matsuoka et coll., 2010b; Powell et coll., 2010a; Luepold et coll., 2015). Dans la forêt naturelle, ces caractéristiques se présentent principalement dans des peuplements jeunes découlant de perturbations (feu, épidémie et castor) ou encore dans des peuplements sur des stations pauvres (tourbières) limitant la croissance des arbres (Powell et coll., 2010a). Bien que les caractéristiques recherchées par le quiscale rouilleux soient présentes ailleurs qu'aux abords de l'eau (par exemple, dans des coupes en régénération), le succès reproducteur des individus nichant dans un milieu humide est plus élevé, probablement en raison d'un taux de prédation plus faible, particulièrement de la part des écureuils roux (Powell et coll., 2010a).

Powell et coll. (2010a) rapportent aussi que lorsqu'une coupe touche un milieu humide, la régénération en découlant peut pousser les quiscales à nicher plus loin dans le milieu terrestre adjacent, cela les exposant à une plus forte pression de prédation. Les auteurs concluent même que les coupes forestières en périphérie des milieux humides constituent une trappe écologique pour l'espèce. Ces conclusions sont toutefois remises en question par les résultats de Buckley (2013), qui n'a pas observé de différence de succès reproducteur entre les secteurs découlant d'une coupe et des sites témoins. Plus récemment, les résultats de Powell et coll. (2010a) ont été réfutés par Luepold et coll. (2015), qui concluent que la survie des nichées est fortement corrélée à la surface terrière totale d'un peuplement (elle-même très fortement corrélée à la surface terrière en petits conifères), peu importe son origine (naturelle ou de coupe forestière). De même, le passage du feu ne semble pas néfaste pour l'espèce et pourrait même être positif (Matsuoka et coll., 2010b).

Si la coupe totale pourrait être bénéfique en créant de nouveaux habitats potentiels de nidification, les traitements visant à réduire la densité des jeunes peuplements, comme l'éclaircie pré-commerciale et le nettoiement, seraient toutefois négatifs pour l'espèce (Luepold et coll., 2015).

Protection indiquée

Considérant que le quiscale niche le plus souvent directement dans le milieu humide et que la survie des nichées est fonction de la surface terrière : 20 m de protection intégrale.

Références – Quiscale

- Avery, Michael L. (2013). "Rusty Blackbird (*Euphagus carolinus*)", *The Birds of North America Online*, (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology;[En ligne].
[<http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/200>].
- Buckley, Shannon H. (2013). "Rusty Blackbirds in Northeastern U.S. Industrial Forests: a Multiscale Study of Nest Habitat Selection and Nest Survival", mémoire de maîtrise, State University of New York.
- Greenberg, R., D. W. Demarest, S. M. Matsuoka, C. Mettke-Hofmann, D. Evers, P. B. Hamel, J. Luscier, L. L. Powell, D. Shaw, M. L. Avery, K. A. Hobson, P. J. Blancher et D. K. Niven (2011). "Understanding Declines in Rusty Blackbirds", *Boreal Birds of North America: a Hemispheric View of their Conservation Links and Significance*, Berkeley, J. V. Wells editor, University of California Press, p. 107-125.
- Luepold, S. H., et coll. (2015). "Habitat Selection, Nest Survival, and Nest Predators of Rusty Blackbirds in Northern New England, USA", *The Condor*, vol. 117, p. 609-623.
- Matsuoka, S. M., D. Shaw et J. A. Johnson (2010a). "Estimating the Abundance of Nesting Rusty Blackbirds in Relation to Wetland Habitats in Alaska", *The condor*, vol. 112, n° 4, p. 825-833.
- Matsuoka, S. M., D. Shaw, P. H. Sinclair, J. A. Johnson, R. M. Corcoran, N. C. Dau, P. M. Meyers et N. A. Rojek (2010). "Nesting Ecology of the Rusty Blackbird in Alaska and Canada", *The condor*, vol. 112, n° 4, p. 810-824.
- Nadeau, C. (1995). « Quiscale rouilleux », J. Gauthier et Y. Aubry, *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 Environnement Canada, région du Québec, xviii + 1295 p.

Powell, L. L., T. P. Hodgman, W. E. Glanz, J. D. Osenton et C. M. Fisher (2010a). "Nest-Site Selection and Nest Survival of the Rusty Blackbird: Does Timber Management Adjacent to Wetlands Create Ecological Traps?", *The condor*, vol. 112, n° 4, p. 800-809.

Powell, L. L., T. P. Hodgman et W. E. Glanz (2010b). "Home Ranges of Rusty Blackbirds Breeding in Wetlands: How Much Would Buffers from Timber Harvest Protect Habitat?", *The condor*, vol. 112, n° 4, p. 834-840.

4.2.3 Paruline des ruisseaux (*Parkesia noveboracensis*)

Types de milieux humides fréquentés

Cette paruline fréquente les abords frais et humides des étangs, des lacs ou des ruisseaux à faible débit ainsi que les marécages arborescents (Lemieux et coll., 1995). On la trouve également dans les tourbières arborées, dans les aulnaies et les saulaies en bordure de rivières (Eaton, 1995).

Tableau 8 Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (XX) par la paruline des ruisseaux

Lac	X	X	X											
Étang														
Mare														
Mare printanière														
Rivière														
Cours d'eau permanent				X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Cours d'eau intermittent														
Marécage inondé						X								
Marécage arbustif							X							
Marécage arboré pauvre								X						
Marécage arboré riche									X					
Tourbière boisée										X				
Dénudé humide de lac											X			
Dénudé humide d'étang												X		
Dénudé humide de mare													X	
Dénudé humide de rivière														X
Dénudé humide isolé														

Largeur de bande riveraine utilisée

La paruline des ruisseaux a la particularité de construire son nid dans les anfractuosités des rives de cours d'eau, dans les souches creuses, dans les racines des arbres debout et préférentiellement dans les racines d'arbres renversés (Lemieux et coll., 1995; Warkentin et coll., 2004). À Terre-Neuve, dans une forêt dominée par le sapin baumier, Warkentin et coll. (2004) rapportent que lorsqu'elle ne niche pas directement sur la berge, cette paruline niche dans les racines d'arbres renversés situés en moyenne à 9,6 m (S=8,5 m, n=16) de l'eau. L'espèce est normalement présente uniquement à proximité de l'eau (LaRue et coll., 1995; Whitaker et Montevercchi, 1997). D'après des études menées à Terre-Neuve, une bande riveraine d'une largeur de 20 m adjacente à une coupe forestière semble suffisante pour maintenir les populations de parulines des ruisseaux à des niveaux semblables, voire supérieurs à ceux qu'on trouve dans des milieux riverains non perturbés (Warkentin et coll., 2003; Whitaker et Montevercchi, 1999). Dans une étude menée en 1988 à la forêt Montmorency, l'espèce n'a pas établi de territoire dans les bandes riveraines de 20 m, mais un territoire a été observé dans une bande riveraine de 40 m de largeur en protection intégrale (Darveau et coll., 1995).

Attribut clé de l'habitat riverain

L'attribut clé recherché par la paruline des ruisseaux dans la bande riveraine est une structure adéquate pour supporter son nid (Lemieux et coll., 1995). Le type de structure recherchée est une surface presque verticale offrant des microsites surplombés (Warkentin et coll., 2004), ce qu'elle trouve principalement sur les berges abruptes et dans les racines des arbres renversés (Lemieux et coll., 1995; Warkentin et coll., 2004). Lorsqu'elle choisit d'établir son nid dans les racines d'un arbre renversé, elle préfère ceux à proximité de l'eau (Warkentin et coll., 2004).

La présence de régénération dense autour d'un nid aurait un effet positif en réduisant la prédation (Warkentin et coll., 2004).

Les coupes forestières associées au maintien d'une bande riveraine semblent avoir un effet positif à court terme (les chablis, la régénération accrue avec l'ouverture du couvert), mais ont potentiellement un effet négatif à long terme en réduisant notamment le succès de recherche de nourriture (Warkentin et coll., 2004) et le recrutement de sites de nidification (surtout si la récolte est permise dans la bande riveraine). D'ailleurs, à l'échelle du paysage, l'espèce était moins abondante dans un territoire dominé par des coupes totales datant d'une quinzaine d'années que dans un territoire façonné par les perturbations naturelles (Drapeau et coll., 2000).

Protection indiquée

Considérant les résultats obtenus à Terre-Neuve : 20 m de protection intégrale.

Références – Paruline des ruisseaux

- Darveau, M., P. Beauchesne, L. Bélanger, J. Huot et P. Larue (1995). "Riparian Forest Strips as Habitat for Breeding Birds in Boreal Forest", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 59, n° 1, p. 67-78.
- Drapeau, P., A. Leduc, J.-F. Giroux, J.-P. L. Savard, Y. Bergeron et W. L. Vickery (2000). "Landscape-Scale Disturbances and Changes in Bird Communities of Boreal Mixed-Wood Forests", *Ecological Monographs*, vol. 70, n° 3, p. 423-444.
- Eaton, Stephen W. (1995). "Northern Waterthrush (*Parkesia noveboracensis*)", *The Birds of North America Online* (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology [En ligne]. [<http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/182>].
- Larue, P., L. Bélanger et J. Huot (1995). "Riparian Edge Effects on Boreal Balsam Fir Bird Communities", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 25, n° 4, p. 555-566.
- Lemieux, G., B. Limoges, et L. Choinière (1995). « Paruline des ruisseaux », J. Gauthier et Y. Aubry, *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 Environnement Canada, région du Québec, xviii + 1295 p.
- Warkentin, I. G., A. L. Fisher, S. P. Flemming et S. E. Roberts (2003). "Response to Clear-Cut Logging by Northern Waterthrushes", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 33, n° 5, p. 755-762.
- Warkentin, I. G., S. E. Roberts, S. P. Flemming et L. F. Allison (2004). "Nest-Site Characteristics of Northern Waterthrushes", *Journal of Field Ornithology*, vol. 75, n° 1, p. 79-88.
- Whitaker, D. M. et W. A. Montevercchi (1997). "Breeding Bird Assemblages Associated with Riparian, Interior Forest, and Nonriparian Edge Habitats in a Balsam Fir Ecosystem", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 27, n° 8, p. 1159-1167.
- Whitaker, D. M. et W. A. Montevercchi (1999). "Breeding Bird Assemblages Inhabiting Riparian Buffer Strips in Newfoundland, Canada", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 63, n° 1, p. 167-179.

4.2.4 Paruline à calotte noire (*Cardellina pusilla*)

Types de milieux humides fréquentés

La paruline à calotte noire niche en forêt boréale, principalement dans des aulnaies ou dans des saulaies humides situées à proximité de l'eau (Alvo, 1995; Ammon et coll., 1999). Les zones de tourbières entourées de mélèzes laricins ou d'épinettes rabougries sont également des habitats caractéristiques de l'espèce (Alvo, 1995). Au Québec, cette paruline peut aussi établir son territoire dans des coupes récentes (<15 ans) en régénération (Desrochers et coll., 2012).

Tableau 9 Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (✓) ou fréquentés préférentiellement (✗) par la paruline à calotte noire

Lac	
Étang	
Mare	
Mare printanière	
Rivière	
Cours d'eau permanent	
Cours d'eau intermittent	
Marécage inondé	
Marécage arbustif X	
Marécage arboré pauvre X	
Marécage arboré riche	
Tourbière boisée X	
Dénudé humide de lac X	
Dénudé humide d'étang X	
Dénudé humide de mare X	
Dénudé humide de rivière X	
Dénudé humide isolé X	

Largeur de bande riveraine utilisée

En Oregon, dans un secteur touché par la coupe totale, une bande riveraine de >20 m a permis de maintenir l'abondance de cette paruline au même niveau que dans un secteur non exploité (Hagar, 1999). À long terme, une étude provenant de l'Abitibi suggère que la largeur des bandes riveraines laissées à la fin des années 1970 serait adéquate, puisque, une quinzaine d'années plus tard, l'espèce était plus abondante dans la forêt aménagée que dans la forêt naturelle (Drapeau et coll., 2000).

Attribut clé de l'habitat riverain

L'espèce niche généralement directement au niveau du sol (Ruth et Stanley, 2002). Elle recherche de larges parcelles humides dominées par des arbustes, préférablement les aulnes (Desrochers et coll., 2012). Elle niche et se nourrit donc normalement directement dans le milieu humide (Ruth et Stanley, 2002), utilisant peu la bande riveraine. Au Québec, cette paruline peut aussi établir son territoire dans de récentes coupes (<15 ans) en régénération. Cependant, le succès reproducteur des individus y nichant n'a pas encore été évalué, ce qui suggère une prudence dans l'interprétation de la qualité de ces habitats (Desrochers et coll., 2012).

Protection indiquée

Puisque l'espèce est une espèce de milieux ouverts et qu'elle est plus abondante dans la forêt aménagée : 20 m de protection avec coupe partielle.

Références – Paruline à calotte noire

- Alvo, R. (1995). « Paruline à calotte noire », J. Gauthier et Y. Aubry, *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, Environnement Canada, région du Québec, xviii + 1295 p.
- Ammon, Elisabeth M. et William M. Gilbert (1999). “Wilson's Warbler (*Cardellina pusilla*)”, *The Birds of North America Online* (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology. [En ligne]. [<http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/478>].
- Desrochers, A., J. Tardif et M. J. Mazerolle (2012). “Use of Large Clear-Cuts by Wilson's Warbler in an Eastern Canadian Boreal Forest”, *Avian Conservation and Ecology*, vol. 7, n° 2.
- Drapeau, P., A. Leduc, J.-F. Giroux, J.-P. L. Savard, Y. Bergeron et W. L. Vickery (2000). “Landscape-Scale Disturbances and Changes in Bird Communities of Boreal Mixed-Wood Forests”, *Ecological Monographs*, vol. 70, n° 3, p. 423-444.
- Hagar, J. C. (1999). “Influence of Riparian Buffer Width on Bird Assemblages in Western Oregon”, *The Journal of Wildlife Management*, vol. 63, n° 2, p. 484-496.
- Ruth, J. M. et T. R. Stanley (2002). “Breeding Habitat Use by Sympatric and Allopatric Populations of Wilson's Warblers and Yellow Warblers”, *Journal of Field Ornithology*, vol. 73, n° 4, p. 412-419.

4.2.5 Martin-pêcheur d'Amérique (*Megaceryle alcyon*)

Types de milieux humides fréquentés

Le martin-pêcheur se nourrit de petits poissons et fréquente donc une variété de milieux aquatiques susceptibles d'abriter ses proies. On le trouve, entre autres, au bord des ruisseaux, des rivières, des lacs, des étangs et des marécages (Laporte, 1995; Kelly et coll., 2009).

Tableau 10 Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (x) ou fréquentés préférentiellement (X) par le martin-pêcheur d'Amérique

Lac	
Étang	
Mare	
Mare printanière	
Rivière	
Cours d'eau permanent	
Cours d'eau intermittent	
Marécage inondé	
Marécage arbustif	
Marécage arboré pauvre	
Marécage arboré riche	
Tourbière boisée	
Dénudé humide de lac	
Dénudé humide d'étang	
Dénudé humide de mare	
Dénudé humide de rivière	
Dénudé humide isolé	

Largeur de bande riveraine utilisée

À la suite d'une étude menée sur l'île de Vancouver en Colombie-Britannique, Shirley et Smith (2005) concluent qu'une bande riveraine de 20 à 25 m permet de conserver l'espèce.

Attribut clé de l'habitat riverain

Lorsqu'elle pêche, l'espèce utilise les arbres de la rive comme perchoirs, préférentiellement ceux surplombant l'eau. Pour la construction du nid, le martin-pêcheur recherche des escarpements de dépôts meubles où il creuse un tunnel dans lequel seront pondus les œufs. Le site choisi pour nidifier peut être directement au bord d'un plan d'eau ou encore à bonne distance de celui-ci (Laporte, 1995).

Protection indiquée

Considérant les résultats de la Colombie-Britannique et considérant que l'espèce recherche seulement des perchoirs : 20 m de protection avec coupe partielle.

Références – Martin pêcheur d'Amérique

Laporte, P. (1995). « Martin-pêcheur d'Amérique », J. Gauthier et Y. Aubry, *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, Environnement Canada, région du Québec, xviii + 1295 p.

Kelly, Jeffrey F., Eli S. Bridge et Michael J. Hamas (2009). "Belted Kingfisher (*Megaceryle alcyon*)", *The Birds of North America Online*. (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology [En ligne]. [<http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/084>].

Shirley, S. M. et J. N. M. Smith (2005). "Bird Community Structure across Riparian Buffer Strips of Varying Width in a Coastal Temperate Forest", *Biological Conservation*, vol. 125, n° 4, p. 475-489.

4.2.6 Troglodyte des forêts (*Troglodytes hiemalis*)

Types de milieux humides fréquentés

Même s'il niche dans une grande variété d'habitats, le troglodyte des forêts est fréquemment associé à l'eau, particulièrement aux ruisseaux, mais aussi aux tourbières ombratrophes, marais, marécages et lacs (Hejl et coll., 2002). Au Québec, on le trouve surtout dans les forêts conifériennes denses et humides, à proximité de ruisseaux ou de lacs, ainsi que dans les forêts mal drainées ou marécageuses (Gagnon et Robert, 1995). L'espèce peut sélectionner des sites en bordure de ruisseaux intermittents (Waterhouse, 1998).

Tableau 11 Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par le troglodyte des forêts

Lac	X	X	Étang	Mare	Mare printanière	Rivière	Cours d'eau permanent	Cours d'eau intermittent	X	X	Marécage inondé	Marécage arbustif	Marécage arboré pauvre	Marécage arboré riche	Tourbière boisée	Dénudé humide de lac	Dénudé humide d'étang	Dénudé humide de mare	Dénudé humide de rivière	Dénudé humide isolé

Largeur de bande riveraine utilisée

Il semble que l'espèce sélectionne des sites de nidification situés très près de l'eau. En effet, en Colombie-Britannique, la majorité des nids trouvés (54/99) étaient situés à moins de 5 m d'un cours d'eau et l'espèce semblait éviter les sites situés à >100 m (Waterhouse, 1998). Malgré tout, l'espèce serait sensible à la largeur des bandes riveraines. Dans une étude menée en Oregon, Hagar (1999) conclut que dans un secteur touché par la coupe totale, une bande riveraine de 70 m de large ne permet pas de conserver l'abondance minimale observée dans les bandes riveraines de sites témoins. Les résultats de Hagar (1999) suggèrent qu'une bande riveraine de >90 m permettait de conserver ≥80 % de l'abondance observée en milieu riverain non touché par l'exploitation forestière. À la forêt Montmorency, sur une période de 3 ans suivant une coupe forestière, une bande riveraine de 60 m a permis de conserver une densité comparable au secteur témoin (Darveau et coll., 1995).

Attribut clé de l'habitat riverain

Le troglodyte des forêts peut construire son nid dans une étonnante variété de sites. Les études sur ce sujet proviennent toutes de l'ouest du continent, où l'espèce est connue pour nichier dans une cavité creusée dans la berge, dans les racines d'arbres renversés, sous les troncs tombés au sol, dans un trou de pic, dans une souche, dans un nid construit sur une branche, etc. (Hejl, 2002; Waterhouse, 1998).

Selon les résultats de Pearson et Manuwal (2001), il appert que la préférence de l'espèce pour les milieux humides puisse s'expliquer par la plus forte densité d'arbustes et d'essences feuillues qu'on y trouve. En Oregon, l'espèce préfère les bandes riveraines avec une grande densité d'arbres de gros diamètres (>30 cm DHP, selon Hagar, 1999). Inversement, en Colombie-Britannique, les sites occupés présentaient un volume d'arbres de gros diamètres (>75 cm DHP) moins important, mais plus de chicots que les sites non occupés (Waterhouse, 1998). L'espèce demeure toutefois associée aux arbres de très gros calibres et aux bois morts en général (Hejl, 2002).

Il semble que l'espèce recherche surtout les enchevêtrements, comme par exemple les chablis, qui lui offrent un micro-habitat favorable à la construction de son nid et à la recherche de nourriture (M. Darveau, communication personnelle). En plus des bandes riveraines, l'espèce est connue pour utiliser, quoique moindrement, d'autres types de forêts résiduelles, comme les séparateurs de coupes, qui comportent ce type de structure (Potvin et Bertrand, 2004). Le fait que l'espèce se nourrit d'invertébrés, qu'elle chasse principalement au sol, près d'arbres morts et dans les arbustes, pourrait expliquer sa préférence pour les milieux riverains et humides.

Protection indiquée

Considérant les besoins de l'espèce et les résultats de la forêt Montmorency : 60 m de protection intégrale.

Références – Troglodyte des forêts

- Darveau, M., P. Beauchesne, L. Bélanger, J. Huot et P. Larue (1995). "Riparian Forest Strips as Habitat for Breeding Birds in Boreal Forest", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 59, n° 1, p. 67-78.
- Gagnon, C. et M. Robert (1995). « Troglodyte des forêts », J. Gauthier et Y. Aubry, *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, Environnement Canada, région du Québec, xviii + 1295 p.
- Hagar, J. C. (1999). "Influence of Riparian Buffer Width on Bird Assemblages in Western Oregon", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 63, n° 2, p. 484-496.
- Hejl, S. J., J. A. Holmes et D. E. Kroodsma (2002). "Winter Wren (*Troglodytes hiemalis*)", *The Birds of North America Online* (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology [En ligne]. [<http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/623>].
- Pearson, S. F. et D. A. Manuwal (2001). "Breeding Bird Response to Riparian Buffer Width in Managed Pacific Northwest Douglas-Fir Forests", *Ecological Applications*, vol. 11, n° 3, p. 840-853.
- Potvin, F. et N. Bertrand (2004). "Leaving Forest Strips in Large Clearcut Landscapes of Boreal Forest: A management scenario suitable for wildlife?" *The Forestry Chronicle*, vol. 80, n° 1, p. 44-53.
- Waterhouse, L. (1998). "Habitat of Winter Wrens in Riparian and Upland Areas of Coastal Forests", mémoire de maîtrise, Simon Fraser University.

4.2.7 Harle couronné (*Lophodytes cucullatus*)

Types de milieux humides fréquentés

Le plus petit de nos harles, le harle couronné niche dans des cavités situées à proximité d'un plan d'eau où il se nourrit et élève ses jeunes. Contrairement aux autres espèces de harles, le harle couronné a une diète diversifiée qui ne se limite pas aux poissons. Conséquemment, il fréquente différents milieux, dont les marais, les petits lacs, les étangs de castors (Maisonneuve et coll., 2002), les ruisseaux, les rivières (Sénéchal et coll., 2008), les marécages (Dugger et coll., 2009) et les tourbières (Bouvier et Barrette, 1995). Près de la péninsule gaspésienne, au Nouveau-Brunswick, l'espèce sélectionne préférentiellement les étangs de castor (Dugger et coll., 2009).

Tableau 12 Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par le harle couronné

Lac	X	X	X		X	X		X	X	X	X	X	Dénudé humide de lac	Dénudé humide d'étang	Dénudé humide de mare	Dénudé humide de rivière	Dénudé humide isolé	
Étang				Mare printanière		Rivière	Cours d'eau permanent		Cours d'eau intermittent		Marécage inondé		Marécage arbustif		Marécage arboré pauvre		Marécage arboré riche	

Largeur de bande riveraine utilisée

Selon des expériences réalisées avec des nichoirs en Oregon, les sites de nidification préférentiels seraient ceux situés directement au bord de l'eau (Dugger et coll., 2009). La largeur de bande riveraine utilisée dépendrait donc principalement de la dispersion des cavités convenables. En sapinière boréale, les arbres suffisamment gros pour fournir des cavités propices sont plus abondants en milieu mésique qu'en milieu riverain (Courteau et coll., 1997, dans Maisonneuve et coll., 2002). Il existe une mention d'un nid installé dans une cavité naturelle située à 0,5 km de l'eau (Dugger et coll., 2009). Dans la région de Portneuf, au Québec, la distance médiane entre les nids de harle couronné trouvés (n=4) dans des cavités naturelles et le lac le plus proche, lors d'un suivi télémétrique, était de 135 m (données=15 m, 70 m, 200 m, 418 m) (Maisonneuve et coll., 2002). Les femelles guidaient toutefois souvent leur couvée vers un autre lac que le lac le plus proche, parfois à plus d'un kilomètre du site de nidification.

En Alberta, où une bande riveraine de 100 m est conservée autour des lacs, la pression de prédation sur les nids artificiels situés autour de lacs localisés dans des blocs de coupes n'était pas plus importante que sur les nids situés autour de lacs témoins (Pierre et coll., 2001).

Attribut clé de l'habitat riverain

Le harle couronné niche dans des cavités qu'il trouve dans des arbres morts ou vivants (l'espèce n'est pas excavatrice). La présence de cavités propices représente donc l'attribut clé pour cette espèce. L'espèce recherche des cavités avec une entrée au diamètre ≥ 8 cm et située à $\geq 1,8$ m au-dessus du sol, ce qu'elle trouve majoritairement dans des chicots de ≥ 30 cm de DHP (Sénéchal et coll., 2008). Dans la région de Portneuf, le DHP médian des arbres utilisés par le harle couronné ($n=4$) était de 47 cm (étendue=30-84 cm) (Maisonneuve et coll., 2002). La majorité des cavités utilisées seraient des cavités excavées par le grand pic (*Dryocopus pileatus*) (Maisonneuve et coll., 2002) et l'espèce d'arbre fournissant la cavité ne serait pas un facteur important.

Selon les résultats d'une étude impliquant des nichoirs installés le long de la rivière Sainte-Marguerite au Québec, l'espèce recherche des sites au couvert relativement ouvert et caractérisé par une canopée haute (Sénéchal et coll., 2008).

Protection indiquée

Selon les observations faites dans la région de Portneuf : 135 m de protection intégrale.

Références – Harle couronné

- Bouvier, J. et S. Barrette (1995). « Bec-scie couronné », J. Gauthier et Y. Aubry, *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, Environnement Canada, région du Québec, xviii + 1295 p.
- Dugger, B. D., K. M. Dugger et L. H. Fredrickson (2009). “Hooded Merganser (*Lophodytes cucullatus*)”, *The Birds of North America Online* (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology [En ligne]. [<http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/098>].
- Maisonneuve, C., R. Mc Nicoll, A. Desrosiers et G. Lupien (2002). « Caractérisation de l'habitat de reproduction des canards arboricoles », Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay – Lac Saint-Jean, 51 p.
- Pierre, J. P., H. Bears et C. Paszkowski (2001). “Effects of Forest Harvesting on Nest Predation in Cavity-Nesting Waterfowl”, *The Auk*, vol. 118, n° 1, p. 224-230.
- Sénéchal, H., G. Gauthier et J.-P. L. Savard (2008). “Nesting Ecology of Common Goldeneyes and Hooded Mergansers in a Boreal River System”, *The Wilson Journal of Ornithology*, vol. 120, n° 4, p. 732-742.

4.2.8 Grand harle (*Mergus merganser*)

Types de milieux humides fréquentés

En été, on trouve le grand harle sur les lacs et rivières limpides et poissonneuses. Il préfère établir son nid à proximité de grands plans d'eau (Mallory et Metz, 1999), mais il peut nicher le long des ruisseaux et des étangs de castor, tout en évitant les lacs de montagne isolés (Alvo, 1995). Une fois les jeunes sortis du nid, les couvées se déplacent graduellement vers l'aval des bassins versants pour atteindre de plus vastes étendues d'eau (Alvo, 1995).

Tableau 13 Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (✓) ou fréquentés préférentiellement (✗) par le grand harle

Lac	✗	✓	Étang	✓	Mare	Mare printanière	✗	Rivière	✗	Cours d'eau permanent	✓	Cours d'eau intermittent	✗	Marécage inondé	✓	Marécage arbustif	✓	Marécage arboré pauvre	✓	Marécage arboré riche	✓	Tourbière boisée	✓	Dénudé humide de lac	✓	Dénudé humide d'étang	✓	Dénudé humide de mare	✓	Dénudé humide de rivière	✓	Dénudé humide isolé	✓
-----	---	---	-------	---	------	------------------	---	---------	---	-----------------------	---	--------------------------	---	-----------------	---	-------------------	---	------------------------	---	-----------------------	---	------------------	---	----------------------	---	-----------------------	---	-----------------------	---	--------------------------	---	---------------------	---

Largeur de bande riveraine utilisée

La largeur de bande riveraine utilisée par cette espèce est variable et fort probablement liée à la distribution sur le territoire des arbres fournissant des cavités propices à la nidification. En effet, les femelles sélectionnent généralement des sites de nidification au bord de l'eau, mais ils peuvent aussi être placés jusqu'à 1 km du rivage (Alvo, 1995).

En Alberta, où une bande riveraine de 100 m est conservée autour des lacs, la pression de prédation sur les nids artificiels situés autour de lacs utilisés par le grand harle et localisés dans des blocs de coupes n'était pas plus importante que sur les nids situés autour de lacs témoins (Pierre et coll., 2001).

Attribut clé de l'habitat riverain

Le grand harle niche dans des cavités. S'il lui arrive de nicher dans des crevasses ou des corniches de falaises rocheuses, il préfère les cavités d'arbres morts ou vivants (Alvo, 1995) creusées par le grand pic, résultant de la chute d'une branche ou encore de type cheminée. La hauteur de la cavité et l'espèce d'arbre ne seraient pas des facteurs importants (Alvo, 1995). Il existe peu d'information sur le diamètre des arbres sélectionnés, mais puisque l'espèce préfère les cavités ayant une entrée plus large que celle utilisée par le harle couronné, un DHP minimal de 30 cm doit être considéré.

Protection indiquée

En fonction du manque d'information, l'espèce ne sera pas considérée pour les étapes subséquentes.

Références – Grand harle

- Alvo, R. (1995). « Grand bec-scie », J. Gauthier et Y. Aubry, *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, Environnement Canada, région du Québec, xviii + 1295 p.
- Mallory, Mark et Karen Metz (1999). “Common Merganser (*Mergus merganser*)”, *The Birds of North America Online*. (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology [En ligne]. [<http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/442>].
- Pierre, J. P., H. Bears et C. Paszkowski (2001). “Effects of Forest Harvesting on Nest Predation in Cavity-Nesting Waterfowl”, *The Auk*, vol. 118, n° 1, p. 224-230.

4.2.9 Garrot à œil d'or (*Bucephala clangula*)

Types de milieux humides fréquentés

Le garrot à œil d'or niche à proximité de plans d'eau comme les lacs, les étangs, les mares et les rivières, où il se nourrit principalement d'invertébrés (Eadie et coll., 1995; Sénéchal et coll., 2008). Au Québec, l'espèce est également connue pour nicher aux abords des étangs de castors (Ouellet D'Amours, 2010). Du reste, ce garrot semble préférer les plans d'eau acides (Ouellet D'Amours, 2010).

Tableau 14 Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (XX) par le garrot à œil d'or

Lac	Étang	Mare	Mare printanière	Rivière	Cours d'eau permanent	Cours d'eau intermittent	Marécage inondé	Marécage arbustif	Marécage arboré pauvre	Marécage arboré riche	Tourbière boisée	Dénudé humide de lac	Dénudé humide d'étang	Dénudé humide de mare	Dénudé humide de rivière	Dénudé humide isolé	
XX	XX	X		XX				X									

Largeur de bande riveraine utilisée

Selon la disponibilité des cavités, la femelle peut nicher jusqu'à une distance de 1,75 km d'une étendue d'eau (Maisonneuve et coll., 2002). Une étude télemétrique menée dans la région de Portneuf a permis de documenter les caractéristiques des cavités naturelles utilisées par l'espèce. La distance médiane séparant celles-ci du plan d'eau le plus proche était de 300 m (tableau 15). Il faut toutefois soulever le fait que l'élevage des jeunes ne prenait pas toujours place sur le plan d'eau le plus proche, les femelles guidant le plus souvent leur couvée vers des sites plus éloignés.

Tableau 15 Caractéristiques des sites de nidification utilisés dans la région de Portneuf par les femelles de garrot à œil d'or suivies par télémétrie (modifié de Maisonneuve et coll., 2002)

Nid	Espèce d'arbre	Diamètre à hauteur de poitrine (cm)	Hauteur de l'arbre (m)	Hauteur de la cavité (m)	Type de cavité	Distance du plan d'eau le plus proche (m)
1	bouleau jaune	51	8	7	latérale	630
2	bouleau jaune	69	8	8	cheminée	82
3	bouleau jaune	58	12	11	latérale	83
4	hêtre à grandes feuilles	49	9	8	cheminée	150
5	érable rouge	36	15	7	cheminée	600
6	érable rouge	37	7	6,5	latérale	1 750
Moyenne		50	10	8		549

Une étude finlandaise impliquant des nichoirs artificiels rapporte que, même si les femelles visitent aussi bien les nichoirs situés en bordure de lac que les nichoirs situés en forêt (46 à 190 m de la rive), elles sélectionnent finalement les nichoirs situés sur la rive pour établir leur couvée (Pöysä et coll., 1999).

Ce dispositif expérimental a également permis de relever que le taux de prédatation observé ne différait pas entre les deux milieux, sauf pour un des lacs à l'étude. Dans ce cas, la prédatation était plus importante pour les nichoirs situés en forêt, potentiellement à cause de la plus grande distance à parcourir pour les jeunes après l'éclosion (Pöysä et coll., 1999). Une autre étude, effectuée à partir de ce même dispositif, concluait que, pour les nichoirs situés en forêt, le taux de prédatation ne variait pas selon la distance séparant les nichoirs de la rive (Pöysä et coll., 1997).

Dans la forêt boréale québécoise (ZEC Chauvin), une étude semblable, toujours avec des nichoirs artificiels, présente des conclusions différentes : les garrots à œil d'or utilisaient l'ensemble des nichoirs, peu importe leur position (au-dessus de l'eau, sur la rive, ou à >25 m de la rive), mais le succès reproducteur des couples utilisant les nichoirs situés à >25 m de la rive était moindre que pour les couples établis dans les autres nichoirs (Savard et Robert, 2007). Il est toutefois à noter que les nichoirs situés à >25 m de la rive (distance moyenne=74,6 m) étaient tous placés sur des arbres ou sur des chicots situés dans des coupes à blanc récentes. Ces nichoirs étaient conséquemment très visibles, ce qui pourrait expliquer qu'ils aient été victimes d'une plus grande prédatation (Savard et Robert, 2007).

En Alberta, où une bande riveraine de 100 m est conservée autour des lacs, la pression de prédatation sur les nids artificiels situés autour de lacs localisés dans des blocs de coupes n'était pas plus importante que sur les nids situés autour de lacs témoins (Pierre et coll., 2001).

En forêt boréale, les arbres à cavités se trouvent principalement en milieu mésique (Courteau et coll., 1997).

Attribut clé de l'habitat riverain

Dans la bande riveraine et dans la forêt environnante, le garrot à œil d'or recherche des cavités propices pour construire son nid, soit des arbres ou des chicots de gros calibres arborant des cavités. En milieu naturel peu perturbé, les cavités favorables à l'espèce (entrée de ≥ 8 cm située à $\geq 1,8$ m du sol dans un milieu relativement ouvert) se trouvent surtout dans des chicots et résultent de l'activité du grand pic (Sénéchal et coll., 2008). Dans la région de Portneuf (sapinière à bouleau jaune), le DHP médian des arbres utilisés par les garrots à œil d'or pour nicher était de 49 cm (étendue=36-69 cm, n=6). Ces arbres étaient tous des feuillus, soit trois bouleaux jaunes, deux érables et un hêtre (tableau 15; Maisonneuve, 2002). Dans la sapinière à bouleau blanc, les arbres susceptibles de fournir des cavités propices sont le bouleau blanc et le peuplier faux-tremble (Courteau et coll., 1997). Il semble que des arbres isolés laissés dans des coupes à blanc ne répondent pas totalement aux besoins de l'espèce puisqu'une étude suggère que les couples y nichant subissent une baisse de succès reproducteur (Savard et Robert, 2007).

Protection indiquée

Selon les résultats de l'étude québécoise : 300 m de protection intégrale.

Références – Garrot à œil d'or

- Courteau, M., M. Darveau et J.-P. L. Savard (1997). « Effets des coupes forestières sur la disponibilité de sites de nidification pour le garrot à œil d'or (*Bucephala clangula*) en sapinière boréale », Série de rapports techniques n° 270F, Sainte-Foy, Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada, v + 22 p.
- Bordage, D. (1995). « Garrot à œil d'or », J. Gauthier et Y. Aubry. *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, Environnement Canada, région du Québec, xviii + 1295 p.
- Eadie, J. M., M. L. Mallory et H. G. Lumsden (1995). “Common Goldeneye (*Bucephala clangula*)”, *The Birds of North America Online*. (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology [En ligne]. [<http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/170>].
- Maisonneuve, C., R. Mc Nicoll, A. Desrosiers et G. Lupien (2002). « Caractérisation de l'habitat de reproduction des canards arboricoles », Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay – Lac Saint-Jean, 51 p.
- Ouellet D'Amours, M.-H. (2010). *Modélisation de l'habitat de la sauvagine en nidification dans le Québec forestier*, mémoire de maîtrise, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Pierre, J. P., H. Bears et C. Paszkowski (2001). “Effects of Forest Harvesting on Nest Predation in Cavity-Nesting Waterfowl”, *The Auk*, vol. 118, n° 1, 224-230.
- Pöysä, H., M. Milonoff et J. Virtanen (1997). “Nest predation in Hole-Nesting Birds in Relation to Habitat Edge: an Experiment”, *Ecography*, vol. 20, n° 4, p. 329-335.
- Pöysä, H., M. Milonoff, V. Ruusila et J. Virtanen (1999). “Nest-Site Selection in Relation to Habitat Edge: Experiments in the Common Goldeneye”, *Journal of Avian Biology*, vol. 30, n° 1, p. 79-84.
- Savard, J.-P. L. et M. Robert (2007). “Use of Nest Boxes by Goldeneyes in Eastern North America”, *The Wilson Journal of Ornithology*, vol. 119, n° 1, p. 28-34.

Sénéchal, H., G. Gauthier et J.-P. L. Savard (2008). "Nesting Ecology of Common Goldeneyes and Hooded Mergansers in a Boreal River System", *The Wilson Journal of Ornithology*, vol. 120, n° 4, p. 732-742.

4.2.10 Castor (*Castor canadensis*)

Types de milieux humides fréquentés

Le castor est un ingénieur d'écosystème qui a un impact important sur les milieux humides et riverains. Pour s'établir et construire son barrage, l'espèce recherche de petites rivières ou des ruisseaux permanents. Ce sont généralement des cours d'eau d'ordre (Strahler) 4 et moins (Labbé et coll., 2009). Les barrages qu'il construit créent de nouveaux plans d'eau et des milieux humides qui évoluent, sur une période d'environ 30 ans, de marécage inondé, à étang, à marais, à marécage arbustif puis à marécage arborescent (Chabot et Darveau, 2011). Si les lacs sont utilisés, ils seraient pour l'espèce des milieux de transition puisqu'ils offrent une végétation de moindre qualité (Labbé et coll., 2009).

Tableau 16 Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (XX) par le castor

Lac	X	X			Rivière	Cours d'eau permanent	Cours d'eau intermittent	Marécage inondé	Marécage arbustif	Marécage arboré pauvre	Marécage arboré riche	Tourbière boisée	Dénudé humide de lac	Dénudé humide d'étang	Dénudé humide de mare	Dénudé humide de rivière	Dénudé humide isolé

Largeur de bande riveraine utilisée

Dans le nord de l'Ontario, le castor concentre la majeure partie de ses activités d'alimentation (91 % des tiges coupées) dans un rayon de 20 m autour de la rive (Barnes et Mallik, 2001). Plus près de la péninsule gaspésienne, au Nouveau-Brunswick, le castor concentre son activité dans les 25 premiers mètres à partir de la rive pour des espèces secondaires (érable rouge et bouleau gris), mais s'éloigne jusqu'à 85 m pour récolter des tiges de peuplier faux-tremble, sa nourriture favorite (Gallant et coll., 2004). Une récente revue de la littérature sur le sujet révèle que 95 % des plantes ligneuses coupées par les castors le sont dans les 50 premiers mètres à partir de la rive (voir la figure 5, tirée de Stoffyn-Egli et Willison, 2011).

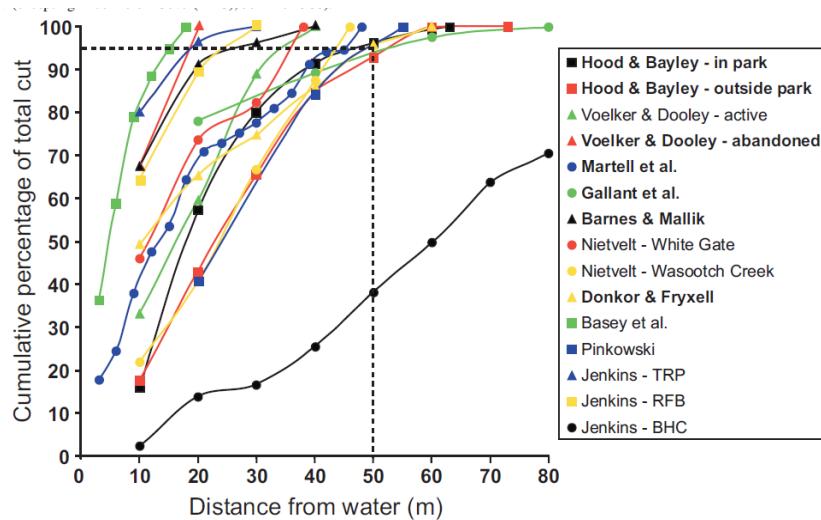


Figure 5 Pourcentage cumulatif de coupe par le castor en fonction de la distance de l'eau. Tiré de Stoffyn-Egli et Willison 2011.

Attribut clé de l'habitat riverain

Le castor exploite à différentes fins les plantes bordant l'étang où il vit. Barnes et Mallik (2001) ont classé ces plantes en cinq catégories : aulne (*Alnus spp.*) – construction de barrages; peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) – aliment principal; bouleau blanc (*Betula papyrifera*) et saule (*Salix spp.*) – aliments secondaires; arbustes – utilisés occasionnellement comme nourriture et pour la construction; et conifères – utilisés occasionnellement pour la construction. La présence de peupliers faux-trembles est un bon prédicteur de la présence du castor (Martin et coll., 2015). D'autres espèces feuillues, dont le noisetier à long bec (*Corylus cornuta*) et le cerisier de Pennsylvanie (*Prunus pensylvanica*), sont particulièrement appréciées par le castor (Gallant et coll., 2004).

La coupe sélective pratiquée par le castor finit par réduire considérablement l'abondance des espèces dont il se nourrit à la faveur d'essences résineuses. Les perturbations, qu'elles soient naturelles (feux, épidémies) ou anthropiques (coupes, construction de routes), ont conséquemment un impact positif sur les populations de castor puisqu'elles favorisent l'établissement du peuplier faux-tremble (Labbé et coll., 2009). Toutefois, il appert qu'à l'échelle du paysage, l'exploitation forestière, tel qu'elle est actuellement pratiquée au Québec (avec protection partielle de la bande riveraine sur 20 m), n'influence pas la densité de castors à court (0 à 5 ans) et à moyen (10 ans) terme (Potvin et coll., 2005).

Protection indiquée

Considérant que l'espèce peut profiter de l'envaississement des feuillus à la suite de l'ouverture du couvert : aucune protection.

Références – Castor

- Barnes, D. M. et A. U. Mallik (2001). "Effects of Beaver, *Castor canadensis*, Herbivory on Streamside Vegetation in a Northern Ontario Watershed", *Canadian Field Naturalist*, vol. 115, n° 1, p. 9-21.
- Chabot, A. et M. Darveau (2011). « Comparaison de l'altération des hydrosystèmes par le castor et la drave dans les parcs nationaux de la Mauricie et de la Jacques-Cartier », Canards Illimités Canada, Rapport technique n° Q17, Québec, 33 p.
- Gallant, D., C. H. Bérubé, E. Tremblay et L. Vasseur (2004). "An Extensive Study of the Foraging Ecology of Beavers (*Castor canadensis*) in Relation to Habitat Quality", *Canadian Journal of Zoology*, vol. 82, n° 6, p. 922-933.
- Labbé, J. (2009). *Modélisation de l'utilisation de l'habitat par le castor dans le Québec forestier*, mémoire de maîtrise, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Martin, S., et coll. (2015). "Quantifying Beaver Dam Dynamics and Sediment Retention Using Aerial Imagery, Habitat Characteristics, and Economic Drivers", *Landscape Ecology*, vol. 30, n° 6, p. 1129-1144.
- Potvin, F., L. Breton et R. Courtois (2005). "Response of Beaver, Moose, and Snowshoe Hare to Clear-Cutting in a Quebec Boreal Forest: a Reassessment 10 Years after Cut", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 35, n° 1, p. 151-160.
- Stoffyn-Egli, P. et J. H. M. Willison (2011). "Including Wildlife Habitat in the Definition of Riparian Areas: The Beaver (*Castor canadensis*) as an Umbrella Species for Riparian Obligate Animals", *Environmental Reviews*, vol. 19, p. 479-494.

4.2.11 Loutre de rivière (*Lutra canadensis*)

Types de milieux humides fréquentés

La loutre de rivière se nourrit surtout de poissons (CEAEQ, 2006), mais aussi d'écrevisses, de mollusques, de grenouilles et d'insectes aquatiques (Prescott et Richard, 2004). On la trouve conséquemment dans des milieux aquatiques et humides soutenant des communautés de poissons. La loutre montrerait une préférence pour les étangs à castor (CEAEQ, 2006; Gallant et coll., 2009) et peut utiliser les étangs de tourbière (Reid et coll., 1994).

Tableau 17 Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par la loutre de rivière

Lac	X	X	Mare		Rivière	X	X	Cours d'eau permanent		Marécage inondé	X	Marécage arbustif		Marécage arboré pauvre		Marécage arboré riche		Tourbière boisée		Dénudé humide de lac	X	X	X	Dénudé humide d'étang		Dénudé humide de mare		Dénudé humide de rivière		Dénudé humide isolé	
-----	---	---	------	--	---------	---	---	-----------------------	--	-----------------	---	-------------------	--	------------------------	--	-----------------------	--	------------------	--	----------------------	---	---	---	-----------------------	--	-----------------------	--	--------------------------	--	---------------------	--

Largeur de bande riveraine utilisée

La loutre, une espèce semi-aquatique, dépend du milieu riverain. Elle y recherche des abris, des sites de repos et des sites de mise bas. Les sites d'abri et de repos sont normalement situés très près de l'eau et, par le fait même, à proximité des autres loutres, deux attributs qui représentent un danger pour les nouveau-nés. Les femelles choisissent donc des sites plus isolés pour la mise bas (Gorman et coll., 2006). Au terme d'une étude télémétrique réalisée au Minnesota, Gorman et coll. (2006) rapportent que les sites de mise bas des huit femelles suivies étaient situés en moyenne à 316 m (S =236 m, étendue=2-719 m) de l'eau. Des résultats provenant de l'Alaska (étendue=0,25-0,8 km de l'eau; Woolington, 1984, dans Gorman et coll., 2006) et de l'Alberta (une tanière à 300 m de l'eau; Reid et coll., 1994) corroborent les résultats provenant du Minnesota.

Attribut clé de l'habitat riverain

Les loutres préfèrent les rives couvertes de forêts matures offrant un bon couvert (Gallant et coll., 2009).

Les sites de mise bas sont situés à bonne distance de l'eau afin d'éviter la prédation conspécifique et ils sont à une certaine élévation au-dessus du niveau de l'eau afin d'éviter les risques de noyade des jeunes lors d'événements de crue (la mise bas a lieu au printemps). Il semble que le couvert forestier soit moins important que le terrier lui-même et que l'activité humaine puisse fournir des sites potentiels de mise bas (pile de bois ou de broussailles) (Gorman et coll., 2006),

et ce, malgré le fait que l'espèce semble préférer les sites non perturbés par l'activité humaine (Gallant et coll., 2009).

Protection indiquée

Puisque l'habitat de reproduction ne semble pas être influencé négativement par le déboisement, mais que l'espèce préfère les berges offrant un bon couvert : 20 m de protection totale.

Références – Loutre de rivière

- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) (2006). « Paramètres d'exposition chez les mammifères – Loutre de rivière », fiche descriptive, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des parcs du Québec, 17 p.
- Gallant, D., L. Vasseur, M. Dumond, E. Tremblay et C. H. Bérubé (2009). “Habitat Selection by River Otters (*Lontra canadensis*) under Contrasting Land-Use Regimes”, *Canadian Journal of Zoology*, vol. 87, n° 5, p. 422-432.
- Gorman, T. A., J. D. Erb, B. R. McMillan, D. J. Martin et J. A. Homyack (2006). “Site Characteristics of River Otter (*Lontra canadensis*) Natal Dens in Minnesota”, *The American midland naturalist*, vol. 156, n° 1, p. 109-117.
- Prescott, J. et P. Richard (2004). *Mammifères du Québec et de l'est du Canada*, Waterloo, Éditions Michel Quintin, 399 p.
- Reid, D. G., T. E. Code, A. C. H. Reid et S. M. Herrero (1994). “Spacing, Movements, and Habitat Selection of the River Otter in Boreal Alberta”, *Canadian Journal of Zoology*, vol. 72, n° 7, p. 1314-1324.

4.2.12 Vison d'Amérique (*Mustela vison*)

Types de milieux humides fréquentés

Le vison fréquente une multitude de milieux humides, ainsi que les abords des milieux aquatiques comme les lacs, étangs, ruisseaux, rivières, tourbières et marais (CEAEQ, 2006). On l'associe aussi aux marécages arbustifs et arborés (Allen, 1986). L'espèce fréquente préférentiellement les plans d'eau ou les cours d'eau permanents où la végétation est abondante.

Tableau 18 Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par le vison d'Amérique

Lac	Étang	Mare	Mare printanière	Rivière	Cours d'eau permanent	Cours d'eau intermittent	Marécage inondé	Marécage arbustif	Marécage arboré pauvre	Marécage arboré riche	Tourbière boisée	Dénudé humide de lac	Dénudé humide d'étang	Dénudé humide de mare	Dénudé humide de rivière	Dénudé humide isolé
X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Largeur de bande riveraine utilisée

Le vison d'Amérique concentre ses activités dans les premiers mètres de la bande riveraine. Au Québec, la majorité des activités des visons se déroulait dans les trois premiers mètres de la bande riveraine (Burgess, 1978, dans Allen, 1986). Au Michigan, toutes les observations de visons étaient situées dans les 30,4 premiers mètres de la bande riveraine (Marshall, 1936, dans Allen, 1986). Les terriers de visons trouvés lors d'études menées au Minnesota (Schladweiler et Storm, 1969, dans Allen, 1986) et en Idaho (Melquist et coll., 1981, dans Allen, 1986) étaient situés à moins de 70 et 100 m de l'eau respectivement. Plus récemment, dans une étude télemétrique réalisée en automne au Tennessee, l'ensemble les terriers utilisés par les trois mâles suivis étaient situés à moins de 25 m d'un cours d'eau et la majorité d'entre eux (78 %) étaient situés à moins de 2 m (Stevens et coll., 1997).

Attribut clé de l'habitat riverain

En conclusion d'une revue de littérature visant l'élaboration d'un modèle de qualité d'habitat du vison, Allen (1986) affirme que la qualité de l'habitat du vison dépend du couvert vertical total fourni par les arbres et arbustes dans les 100 premiers mètres de bande riveraine et que l'habitat optimal correspond à une fermeture du couvert au niveau du sol qui atteint ou dépasse les 75 %.

Protection indiquée

Puisque le couvert recherché dans les 100 premiers mètres comprend celui fourni par la strate arbustive : 20 m de protection intégrale afin de conserver le couvert vertical.

Références – Vison d'Amérique

- Allen, A. W. (1986). "Habitat Suitability Index Models: Mink, Revised", Biological Report 82(10.127), U.S. Fish and Wildlife Service, 23 p.
- CEAEQ (2006). « Paramètres d'exposition chez les mammifères – vison d'Amérique », fiche descriptive, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 17 p.
- Stevens, R., T. Ashwood et J. Sleeman (1997). "Fall Early Winter Home Ranges, Movements, and Den Use of Male Mink, *Mustela Vison*, in Eastern Tennessee", *Canadian Field Naturalist*, vol. 111, n° 2, p. 312-314.

4.2.13 Crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*) (syn. : *Anaxyrus americanus*)

Types de milieux humides fréquentés

Le crapaud d'Amérique, comme les autres anoures présents en Gaspésie, dépend de l'eau pour compléter son cycle vital. Dans la région de la rivière Romaine, l'espèce a été recensée dans des marais, des marécages, des fens (mais non dans des bogs) et sur les rivages (Fortin et Ouellette, 2004). L'espèce est généralement associée à une multitude de milieux humides et peut s'accommoder de petites mares temporaires (Desroches et Rodrigue, 2004).

Tableau 19 Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par le crapaud d'Amérique

Lac	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Étang																		
Mare																		
Mare printanière																		
Rivière																		
Cours d'eau permanent																		
Cours d'eau intermittent																		
Marécage inondé																		
Marécage arbustif																		
Marécage arboré pauvre																		
Marécage arboré riche																		
Tourbière boisée																		
Dénudé humide de lac																		
Dénudé humide d'étang																		
Dénudé humide de mare																		
Dénudé humide de rivière																		
Dénudé humide isolé																		

Largeur de bande riveraine utilisée

Le crapaud d'Amérique est une des plus terrestres de nos espèces d'anoures. Les résultats d'un suivi télémétrique effectué dans l'état du Maryland révèlent qu'en dehors de la saison de reproduction, l'activité des femelles se concentre en milieu mésique (91 % des localisations), à une distance de 400 à 1 000 m de l'étang de reproduction (Forester et coll., 2006). Lors de cette même étude, la moyenne des distances linéaires maximales séparant les crapauds (n=11) de l'étang était de 686 m (S=245 m, étendue=246-1015 m).

Attribut clé de l'habitat riverain

Au Maryland, les femelles suivies par télémétrie avaient tendance à rester sous le couvert forestier (fermeture moyenne de la canopée aux sites de relocalisation = 97 %; Forester et coll., 2006). Le dispositif expérimental de cette étude ne permettait toutefois pas d'isoler l'effet de la variable « couvert forestier » sur le choix d'environnement par les crapauds.

Le crapaud d'Amérique peut s'adapter à une grande variété d'habitats (Lane et coll., 2003). Cette particularité lui permet d'exploiter des habitats délaissés par d'autres amphibiens, ce qui lui procure un avantage compétitif par rapport à eux. Ainsi, dans la région de Fundy au Nouveau-Brunswick, la présence du crapaud était positivement corrélée à la proportion d'éclaircie précommerciale (EPC) et de forêt en régénération autour des étangs de reproduction (Jacobs et Houlahan, 2011). Dans l'état du Maine, les populations de crapauds n'ont pas été affectées ou ont même bénéficié de la pratique de coupes totales autour de ruisseaux situés en amont des bassins versants (Perkins et Hunter, 2006).

Au Missouri, après la coupe totale d'une part du cadran entourant un étang de reproduction, les crapauds ont montré une préférence pour ces secteurs au détriment de la forêt intacte (Semlitsch et coll., 2008). En conclusion, le crapaud est considéré comme une espèce généraliste, qui semble insensible aux activités de récolte et de sylviculture pratiquées aujourd'hui (DeMaynadier et Hunter, 1998; Thompson et coll., 2008; Waldick et coll., 1999; Walston et Mullin, 2008).

Protection indiquée

L'espèce est généraliste : aucune protection.

Références – Crapaud d'Amérique

- DeMaynadier, P. G. et M. L. Hunter (1998). "Effects of Silvicultural Edges on the Distribution and Abundance of Amphibians in Maine", *Conservation Biology*, vol. 12, n° 2, p. 340-352.
- Desroches, J.-F. et D. Rodrigue (2004). *Amphibiens et reptiles du Québec et des maritimes*, Waterloo, Éditions Michel Quintin, 288 p.
- Fortin, C. et M. Ouellette (2005). Complexe de la Romaine. Étude d'avant-projet. Étude de l'herpétofaune. Rapport présenté à Hydro-Québec Équipement, Direction Développement de projets et Environnement, Québec, FORAMEC inc., 34 p.
- Forester, D. C., J. W. Snodgrass, K. Marsalek et Z. Lanham (2006). "Post-Breeding Dispersal and Summer Home Range of Female American Toads (*Bufo americanus*)", *Northeastern Naturalist*, vol. 13, n° 1, p. 59-72.
- Jacobs, L. et J. E. Houlahan (2011). "Adjacent Land-Use Affects Amphibian Community Composition and Species Richness in Managed Forests in New Brunswick, Canada", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 41, n° 8, 1687-1697.
- Lane, C., C. Carr et E. Perry (2003). "Background Paper: Relationships Between Forest Spatial Patterns and Plant and Animal Species in Northern Minnesota", Report LT-1203f, Minnesota Forest Resources Council.
- Perkins, D. W. et M. L. Hunter (2006). "Effects of Riparian Timber Management on Amphibians in Maine", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 70, n° 3, p. 657-670.
- Semlitsch, R. D., C. A. Conner, D. J. Hocking, T. A. Rittenhouse et E. B. Harper (2008). "Effects of Timber Harvesting on Pond-Breeding Amphibian Persistence: Testing the Evacuation Hypothesis", *Ecological Applications*, vol. 18, no 2, p. 283-289.
- Thompson, I. D., J. A. Baker, C. Jastrebski, J. Dacosta, J. Fryxell et D. Corbett (2008). "Effects of Post-Harvest Silviculture on Use of Boreal Forest Stands by Amphibians and Marten in Ontario", *The forestry chronicle*, vol. 84, n° 5, p. 741-747.
- Waldick, R., B. Freedman et R. Wassersug (1999). "The Consequences for Amphibians of the Conversion of Natural, Mixed-Species Forests to Conifer Plantations in Southern New Brunswick", *Canadian field naturalist*, vol. 113, n° 3, p. 408-418.
- Walston, L. J. et S. J. Mullin (2008). "Variation in Amount of Surrounding Forest Habitat Influences the Initial Orientation of Juvenile Amphibians Emigrating from Breeding Ponds", *Canadian Journal of Zoology*, vol. 86, no 2, p. 141-146.

4.2.14 Grenouille des bois (*Lithobates sylvaticus*, autrefois *Rana sylvatica*)

Types de milieux humides fréquentés

La grenouille des bois a une biologie complexe : l'espèce se reproduit tôt au printemps dans de petits étangs ou autres milieux humides, pour ensuite migrer vers la forêt adjacente, spécialement vers ses portions humides (Baldwin et coll., 2006), où elle se nourrit et hiberne l'hiver venu. Au moment de la ponte, l'espèce est particulièrement associée aux mares printanières sans poissons (Calhoun et DeMaynadier, 2001; Cunningham et coll., 2007). La grenouille des bois est aussi connue pour pondre ses œufs dans les mares de marécages boisés, dans les mares des champs inondés et dans certains plans d'eau calmes et peu profonds (Browne et coll., 2009; Desroches et Rodrigue, 2004). L'espèce fréquente également les étangs de castors actifs (Stevens et coll., 2007), mais semble préférer les étangs de castors abandonnés (Cunningham et coll., 2007). En dehors de la période de reproduction, les adultes utilisent les abords des cours d'eau comme voies de dispersion (Rittenhouse et coll., 2007) et sélectionnent activement les milieux humides (marécages, mares temporaires, abords de ruisseaux) au détriment des milieux mésiques (Baldwin et coll., 2006). Dans le secteur de la rivière Romaine, elle a été capturée dans des fens et sur les rivages (Fortin et Ouellette, 2005).

Tableau 20 Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (XX) par la grenouille des bois

Lac	X	X	X	XX	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Étang																				

Largeur de bande riveraine utilisée

Comme précisé ci-dessus, la biologie de la grenouille des bois est complexe. Ainsi, pour définir la largeur des bandes utilisées, on doit tenir compte des différentes phases de son cycle vital. Les grenouilles des bois adultes se nourrissent et hibernent en milieu terrestre. À la fin de la saison de reproduction, les individus se dispersent dans la forêt par des mouvements migratoires dirigés vers les sites d'alimentation (Rittenhouse et Semlitsch, 2007a). À l'automne, certaines populations entreprennent une migration dirigée vers les sites d'hibernation (Regosin et coll., 2005). Les prochains paragraphes présentent l'utilisation du milieu riverain par l'espèce lors de ces différentes phases.

Territoire d'alimentation

Au Missouri, dans le sud de l'aire de distribution de l'espèce, les individus suivis par télémétrie à la suite de la reproduction ($n=42$) ont tous migré vers la forêt avoisinante et, à la fin des 50 jours de l'étude, une distance moyenne de 76,2 m ($S=62,3$ m; max.=249 m) les séparait de l'étang (Rittenhouse et Semlitsch, 2007b). Fait intéressant, la majorité des individus suivis ont migré vers le lit des cours d'eau intermittents situés à proximité (Rittenhouse et Semlitsch, 2007b). Plus au nord, dans l'état du Maine, Freidenfelds et coll. (2011) rapportent des résultats semblables pour des grenouilles quittant un étang de reproduction situé dans une matrice forestière intacte. En effet, au terme de leur étude télémétrique, les mâles suivis ($n=3$) se trouvaient en moyenne à 71,69 m ($S=27,59$ m; médiane=88,43 m) du bord de l'eau, alors que les femelles ($n=7$) étaient en moyenne à 94,58 m ($S=16,29$ m; médiane=95,37 m) (Freidenfelds et coll., 2011).

Dans l'état du Maine, dans un secteur composé d'un complexe de milieux humides, seulement huit des 43 grenouilles suivies par télémétrie ont entrepris des mouvements d'émigration. Ces mouvements étaient dirigés vers des milieux humides adjacents : cinq vers des étangs temporaires ou des marécages situés à une distance médiane de 120 m et trois vers des bords de cours d'eau situés à une distance médiane de 215 m (Baldwin et coll., 2006).

Distribution des individus autour de l'étang

Au Maine, les résultats d'une étude basée sur la recapture d'individus marqués suggèrent que le taux de recapture est constant pour les pièges situés à 30 et à 300 m de l'étang (respectivement 8,4 et 4,4 %) pour les adultes, alors que les juvéniles étaient recapturés en plus grand nombre à 30 m qu'à 150 ou à 300 m de l'eau (respectivement 14,6, 6,2 et 1,3 %) (Vasconcelos et Calhoun, 2004). Il semble toutefois plus commun que la distribution de la position estivale des individus adultes autour d'un étang de reproduction ne soit pas uniforme et qu'elle ne suive pas une distribution normale. En effet, la distribution observée au Missouri est asymétrique et caractérisée par une concentration augmentant en s'éloignant de l'étang jusqu'à un maximum atteint à une distance de 100 m. Ensuite, elle est inversement proportionnelle à la distance de l'étang (Rittenhouse et Semlitsch, 2007a). Cette observation est d'ailleurs corroborée par des résultats provenant d'autres régions (Regosin et coll., 2005; Patrick et coll., 2006).

En conclusion, il semble que la distance de migration post-reproduction des grenouilles des bois varie selon la dispersion d'habitats favorables (humides et riches en nourriture) dans l'environnement entourant le site de reproduction, la densité de la population et le sexe des individus (Regosin et coll., 2005). Il appert toutefois que la forêt directement attenante à l'étang de reproduction soit délaissée par les adultes au profit de la forêt située environ à 100 m de l'eau (Patrick et coll., 2006). De plus, une part de la population peut entreprendre de plus longues migrations, probablement en vue de coloniser de nouveaux sites de reproduction.

Efficacité des bandes riveraines

Dans une étude récente, où ils ont suivi sur une période de six ans la réponse des communautés d'amphibiens lors de coupes de régénération, Veysey Powell et Babbitt (2015) rapportent que la communauté de grenouilles des bois associée à un étang de reproduction ne semble pas influencée par la coupe environnante lorsqu'une bande de 100 m de large protège l'étang. Précédemment, deux groupes états-uniens avaient étudié de manière plus théorique l'efficacité des bandes de protection autour des étangs de reproduction. Harper et coll. (2008) concluaient que ce serait seulement approximativement 7 et 28 % d'une population de grenouilles des bois qui serait protégée par une bande de protection d'une largeur respective de 30 et de 100 m.

Ces résultats étaient appuyés par ceux obtenus par Freidenfelds et coll. (2011), dont l'étude télemétrique a relevé que la majorité des grenouilles suivies (particulièrement les femelles) quittaient les bandes de protection (de 30 ou de 100 m), puis traversaient les coupes forestières (d'une largeur de 100 m) pour gagner la forêt résiduelle. Ce comportement est interprété par les auteurs comme une évidence que les bandes de protection de 30 et de 100 m fournissent un habitat inadéquat aux grenouilles des bois. Plus que la largeur des bandes riveraines, ce serait la connectivité entre les étangs de reproduction qui assurerait la survie des populations de grenouille des bois (Harper et coll., 2008).

De plus, les amphibiens dépendent des dynamiques de métapopulation et leur persistance à long terme dans le paysage pourrait dépendre fortement des échanges entre les milieux humides, ainsi que de la colonisation et de la recolonisation de ces milieux (Herrmann, 2005). En ce sens, les corridors de migration méritent notre intérêt, puisqu'ils permettent de minimiser les pertes de connexion entre les habitats isolés (Gilbert-Norton et coll., 2010). Pour déterminer la largeur efficace de ces corridors pour la grenouille des bois, on peut se baser sur la largeur des bandes utilisées par la salamandre lors de ses migrations printanières. Une étude menée au Maine rapporte que 50 % des mouvements latéraux de la grenouille des bois adultes avaient ≤ 17 m et 95 % avaient ≤ 51 m (Coster et coll., 2014). D'autres considérations, comme l'effet de lisière et les besoins des juvéniles, permettraient de préciser la largeur efficace de ce type de corridor.

Territoire d'hibernation

Au Massachusetts, de 40 à 46 % des individus d'une population émergeant d'un étang ont hiberné à plus de 100 m de l'étang de reproduction (Regosin et coll., 2005).

Attribut clé de l'habitat riverain

À l'échelle du paysage, bien qu'on la trouve partout en forêt boréale, la grenouille des bois semble préférer les forêts matures mixtes et matures feuillues aux forêts de conifères. Effectivement, dans la forêt boréale albertaine, l'espèce est positivement associée aux forêts feuillues et mixtes (Browne et coll., 2009) lui fournissant une litière de feuilles d'arbres décidus, un bon couvert vertical et un sol humide (Constible et coll., 2001). Plus au sud, dans une forêt de feuillus tolérants du Maine, l'espèce est positivement associée à la présence de conifères (Demaynadier et Hunter, 1998). Cette différence entre les résultats du nord et du sud est probablement attribuable au fait que les forêts feuillues soutiennent une densité d'invertébrés, la nourriture des grenouilles, plus forte que les forêts de conifères (Willson et Comet, 1996). Cependant, au sud, l'habitat est le théâtre d'une compétition interspécifique plus forte, ce qui force la grenouille des bois, moins compétitive, à y sélectionner un habitat moins préférentiel.

À l'échelle du peuplement, la grenouille des bois est associée aux forêts matures (Demaynadier et Hunter, 1998), principalement aux marécages arborés et secondairement à la forêt mésique (Baldwin et coll., 2006). En plus d'éviter les coupes totales, l'espèce est sensible à l'effet de bordure (Popescu et Hunter, 2011) et évite les 25 à 35 premiers mètres de forêt mature adjacente à une coupe (Demaynadier et Hunter, 1998). Bien que la grenouille des bois adulte évite les parterres de coupe durant les six premières années suivant la récolte en forêt feuillue ou mixte à dominance feuillue (Blomquist et Hunter, 2010; Demaynadier et Hunter, 1999; Freidenfelds et coll., 2011; Patrick et coll., 2008; Perkins et Hunter, 2006; Popescu et coll., 2012; Rittenhouse et Semlitsch, 2009) et durant les 30 années suivant la récolte pour la forêt boréale soumise à un scénario sylvicole intensif (Thompson et coll., 2008; Waldick et coll., 1999), il semble qu'elle soit capable de les traverser sur une distance de 100 m (par exemple, Freidenfelds et coll., 2011).

Il faut toutefois noter que lorsqu'elles traversent des coupes, les grenouilles des bois se déplacent plus rapidement qu'en forêt mature, probablement parce qu'elles ont conscience de se retrouver dans un habitat dangereux (présence de prédateurs et risque de dessiccation) qu'elles veulent quitter rapidement (Popescu et Hunter, 2011; Rittenhouse et Semlitsch, 2009). Dans des circonstances bien particulières (en présence de débris ligneux de gros calibres lui fournissant des microsites caractérisés par un niveau d'humidité et une température adéquate), elle peut y établir son territoire (Blomquist et Hunter, 2010; mais voir Rittenhouse et Semlitsch, 2009).

Le constat est toutefois différent pour les juvéniles, qui, comme les adultes, évitent les coupes pour une période d'au moins six ans (Patrick et coll., 2006; Popescu et coll., 2012), mais pour qui cet habitat constitue une barrière à la migration, et ce, jusqu'à 11 ans après la coupe (Popescu et Hunter, 2011). Des études de sélection d'habitats font état du fait que les coupes partielles, avec rétention de >50 % du couvert, semblent offrir un habitat adéquat pour l'espèce (Blomquist et Hunter, 2010; Perkins et Hunter, 2006; mais voir Patrick et coll., 2006; Popescu et coll., 2012).

À une échelle plus fine, la grenouille des bois choisit son habitat en fonction de contraintes physiologiques et pour éviter les prédateurs (Patrick et coll., 2008). Pendant la saison estivale, les grenouilles des bois se réfugient dans des microsites ombragés, humides, souvent composés de litière de feuilles d'arbres caduques (Constible et coll., 2001; Waldick et coll., 1999) et recouverts de débris ligneux (Blomquist et Hunter, 2010).

À l'inverse, les sites sélectionnés pour hiberner sont normalement situés dans l'horizon organique du sol des forêts mésiques, ce qui permet à la grenouille d'éviter de se trouver recouverte par une importante couche de glace (Baldwin et coll., 2006; Regosin et coll., 2005).

Protection indiquée

Considérant les résultats récents de Veysey, Powell et Babbitt (2015) et les besoins en matière de couvert arborescent : protection de 100 m de coupe partielle.

Références – Grenouille des bois

- Baldwin, R. F., A. J. Calhoun et P. G. DeMaynadier (2006). "Conservation Planning for Amphibian Species with Complex Habitat Requirements: A Case Study Using Movements and Habitat Selection of the Wood Frog *Rana sylvatica*", *Journal of Herpetology*, vol. 40, n° 4, p. 442-453.
- Blomquist, S. M. et J. M. L. Hunter (2010). "A Multi-Scale Assessment of Amphibian Habitat Selection: Wood Frog Response to Timber Harvesting", *Ecoscience*, vol. 17, n° 3, p. 251-264.
- Browne, C. L., C. A. Paszkowski, A. L. Foote, A. Moenting et S. M. Boss (2009). "The Relationship of Amphibian Abundance to Habitat Features Across Spatial Scales in the Boreal Plains", *Ecoscience*, vol. 16, n° 2, p. 209-223.
- Calhoun, A. J. et P. G. DeMaynadier (2001). "Vernal Pool Assessment", Maine department of inland fisheries and wildlife, 70 p.
- Constible, J., P. Gregory et B. Anholt (2001). "Patterns of Distribution, Relative Abundance, and Microhabitat Use of Anurans in a Boreal Landscape Influenced by Fire and Timber Harvest", *Ecoscience*, vol. 8, n° 4, p. 462-470.
- Coster, S. S., J. S. Veysey et K. J. Babbitt (2014). "Characterizing the Width of Amphibian Movements During Postbreeding Migration", *Conservation Biology*, vol. 28, n° 3, p. 756-762.

- Cunningham, J. M., A. J. K. Calhoun et W. E. Glanz (2007). "Pond-Breeding Amphibian Species Richness and Habitat Selection in a Beaver-Modified Landscape", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 71, n° 8, p. 2517-2526.
- DeMaynadier, P. G. et M. L. Hunter (1998). "Effects of Silvicultural Edges on the Distribution and Abundance of Amphibians in Maine", *Conservation Biology*, vol. 12, n° 2, p. 340-352.
- DeMaynadier, P. G. et M. L. Hunter (1999). "Forest Canopy Closure and Juvenile Emigration by Pool-Breeding Amphibians in Maine", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 63, n° 2, p. 441-450.
- Desroches, J.-F. et D. Rodrigue (2004). *Amphibiens et reptiles du Québec et des maritimes*, Waterloo, Éditions Michel Quintin, 288 p.
- Fortin, C. et M. Ouellette (2005). Complexe de la Romaine. Étude d'avant-projet. Étude de l'herpétofaune. Rapport présenté à Hydro-Québec Équipement, Direction Développement de projets et Environnement, Québec, FORAMEC inc., 34 p.
- Harper, E. B., T. A. Rittenhouse et R. D. Semlitsch (2008). "Demographic Consequences of Terrestrial Habitat Loss for Pool-Breeding Amphibians: Predicting Extinction Risks Associated with Inadequate Size of Buffer Zones", *Conservation Biology*, vol. 22, n° 5, p. 1205-1215.
- Herrmann, H. L., K. J. Babbitt, M. J. Baber et R. G. Congalton (2005). "Effects of Landscape Characteristics on Amphibian Distribution in a Forest-Dominated Landscape", *Biological Conservation*, vol. 123, n° 2, p. 139-149.
- Gilbert-Norton, L., R. Wilson, J. R. Stevens, et K. H. Beard (2010). "A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness", *Conservation Biology*, vol. 24, n° 3, p. 660-668.
- Freidenfelds, N. A., J. L. Purrenhaege et K. J. Babbitt (2011). "The Effects of Clearcuts and Forest Buffer Size on Post-Breeding Emigration of Adult Wood Frogs (*Lithobates sylvaticus*)", *Forest Ecology and Management*, vol. 261, n° 11, p. 2115-2122.
- Patrick, D. A., M. L. Hunter Jr. et A. J. K. Calhoun (2006). "Effects of Experimental Forestry Treatments on a Maine Amphibian Community", *Forest Ecology and Management*, vol. 234, n°s 1-3, p. 323-332.
- Patrick, D. A., E. B. Harper, M. L. Hunter, Jr. et A. J. Calhoun (2008). "Terrestrial Habitat Selection and Strong Density-Dependent Mortality in Recently Metamorphosed Amphibians", *Ecology*, vol. 89, n° 9, p. 2563-2574.
- Perkins, D. W. et M. L. Hunter (2006). "Effects of Riparian Timber Management on Amphibians in Maine", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 70, n° 3, p. 657-670.
- Popescu, V. D. et M. L. Hunter, Jr. (2011). "Clear-Cutting Affects Habitat Connectivity for a Forest Amphibian by Decreasing Permeability to Juvenile Movements", *Ecological Applications*, vol. 21, n° 4, p. 1283-1295.
- Popescu, V. D., D. A. Patrick, M. L. Hunter Jr. et A. J. K. Calhoun (2012). "The Role of Forest Harvesting and Subsequent Vegetative Regrowth in Determining Patterns of Amphibian Habitat Use", *Forest Ecology and Management*, vol. 270, [s. n°], p. 163-174.
- Regosin, J. V., B. S. Windmiller, R. N. Homan et J. M. Reed (2005). "Variation in Terrestrial Habitat Use by Four Poolbreeding Amphibian Species", *Journal of Wildlife Society*, vol. 69, n° 4, p. 1481-1493.
- Rittenhouse, T. A. et R. D. Semlitsch (2007a). "Distribution of amphibians in terrestrial habitat surrounding wetlands", *Wetlands*, vol. 27, n° 1, p. 153-161.
- Rittenhouse, T. A. et R. D. Semlitsch (2007b). "Postbreeding Habitat Use of Wood Frogs in a Missouri Oak-Hickory Forest", *Journal of Herpetology*, vol. 41, n° 4, p. 645-653.
- Rittenhouse, T. A. G. et R. D. Semlitsch (2009). "Behavioral Response of Migrating Wood Frogs to Experimental Timber Harvest Surrounding Wetlands", *Canadian Journal of Zoology*, vol. 87, n° 7, p. 618-625.

- Stevens, C. E., C. A. Paszkowski et A. L. Foote (2007). "Beaver (*Castor canadensis*) as a Surrogate Species for Conserving Anuran Amphibians on Boreal Streams in Alberta, Canada", *Biological Conservation*, vol. 134, n° 1, p. 1-13.
- Thompson, I. D., J. A. Baker, C. Jastrebski, J. Dacosta, J. Fryxell et D. Corbett (2008). "Effects of Post-Harvest Silviculture on Use of Boreal Forest Stands by Amphibians and Marten in Ontario", *The Forestry Chronicle*, vol. 84, n° 5, p. 741-747.
- Vasconcelos, D. et A. J. Calhoun (2004). "Movement Patterns of Adult and Juvenile *Rana sylvatica* (LeConte) and *Ambystoma maculatum* (Shaw) in Three Restored Seasonal Pools in Maine", *Journal of Herpetology*, vol. 38, n° 4, p. 551-561.
- Veysey Powell, J. S. et K. J. Babbitt (2015). "An Experimental Test of Buffer Utility as a Technique for Managing Pool-Breeding Amphibians", *PLoS ONE*, vol. 10, n° 7. [En ligne]. [DOI:10.1371/journal.pone.0133642].
- Waldick, R., B. Freedman et R. Wassersug (1999). "The Consequences for Amphibians of the Conversion of Natural, Mixed-Species Forests to Conifer Plantations in Southern New Brunswick", *Canadian Field Naturalist*, vol. 113, n° 3, p. 408-418.
- Willson, M. et T. Comet (1996). "Bird Communities of Northern Forests: Ecological Correlates of Diversity and Abundance in the Understory", *The Condor*, n° 98, p. 350-362.

4.2.15 Salamandre à deux lignes (*Eurycea bislineata*)

Types de milieux humides fréquentés

La salamandre à deux lignes fréquente divers types de cours d'eau, particulièrement ceux avec des rives pierreuses (Desroches et Rodrigue, 2004). On la trouve aussi au bord des lacs (Desroches et Rodrigue, 2004), des sources et des cours d'eau intermittents (Perkins et Hunter, 2006).

Tableau 21 Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (XX) par la salamandre à deux lignes

Lac	X	X			X	XX	XX												
Étang			Mare		Rivière		Cours d'eau permanent	Cours d'eau intermittent	Marécage inondé	Marécage arbustif	Marécage arboré pauvre	Marécage arboré riche	Tourbière boisée	Dénudé humide de lac	Dénudé humide d'étang	Dénudé humide de mare	Dénudé humide de rivière	Dénudé humide isolé	
Mare printanière																			

Largeur de bande riveraine utilisée

En Ohio, la distance maximale séparant l'espèce et l'abord d'un cours d'eau était de 31 m (n=20) (Ashton et Ashton, 1978, cité par Semlitsch et Bodie, 2003). Au nord-ouest de l'état du Maine, près de la frontière québécoise, des individus ont été capturés jusqu'à 33 m des ruisseaux étudiés, la distance maximale où des pièges étaient installés, mais avaient tendance à être plus abondants à proximité des ruisseaux (Perkins et Hunter, 2006). Au Québec, une étude menée dans le comté de Terrebonne a révélé que les salamandres à deux lignes s'éloignaient en moyenne à 65 m du ruisseau à truite où elles s'étaient reproduites et qu'une portion importante de la population passait l'été à plus de 100 m du cours d'eau (MacCulloch et Bider, 1975).

Attribut clé de l'habitat riverain

Perkins et Hunter (2006) identifient une zone riveraine de 7 à 9 m de large qui serait importante écologiquement pour les salamandres fréquentant les ruisseaux de tête, dont la salamandre à deux lignes. Cette zone ne correspond toutefois pas à la bande de protection riveraine qui permettrait de protéger l'environnement de l'espèce. En effet, élargir cette bande pourrait éliminer les effets de bordures susceptibles d'influencer la zone de 7 à 9 m. Par exemple, Crawford et Semlitsch (2007) proposent une bande de protection intégrale de 92,6 m pour les *Eurycea*, dont l'habitat terrestre s'étend jusqu'à 42,6 m des ruisseaux.

Dans l'état du Maine, elle était la seule espèce d'amphibiens (sur 14 espèces) pratiquement absente (1 capture sur 15) de tous les peuplements traités, soit des coupes totales de 2 à 11 ans ou des plantations de 5 à 25 ans (DeMaynadier et Hunter, 1998). L'espèce semble donc particulièrement sensible à la perturbation de son habitat, une condition qui serait attribuable au fait que, comme les autres membres de la famille des plethodontidae, la salamandre à deux lignes est dépourvue de poumons et dépend de la respiration cutanée. En effet, la diffusion des gaz à travers la peau des salamandres est plus efficace lorsque la peau est humide et que la température est froide, deux conditions qui sont affectées négativement par l'ouverture de la canopée (DeMaynadier et Hunter, 1998).

Protection indiquée

Considérant les résultats de l'étude québécoise et les besoins de l'espèce en microclimat : protection de 60 m avec coupe partielle.

Références – Salamandre à deux lignes

- Crawford, J. A. et R. D. Semlitsch (2007). "Estimation of Core Terrestrial Habitat for Stream-Breeding Salamanders and Delineation of Riparian Buffers for Protection of Biodiversity", *Conservation Biology*, vol. 21, n° 1, p. 152-158.
- DeMaynadier, P. G. et M. L. Hunter (1998). "Effects of Silvicultural Edges on the Distribution and Abundance of Amphibians in Maine", *Conservation Biology*, vol. 12, n° 2, p. 340-352.
- Desroches, J.-F. et D. Rodrigue (2004). *Amphibiens et reptiles du Québec et des maritimes*, Waterloo, Éditions Michel Quintin, 288 p.
- Perkins, D. W. et J. M. L. Hunter (2006). "Use of Amphibians to Define Riparian Zones of Headwater Streams", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 36, n° 9, p. 2124-2130.
- Semlitsch, R. D. et J. R. Bodie (2003). "Biological Criteria for Buffer Zones around Wetlands and Riparian Habitats for Amphibians and Reptiles", *Conservation Biology*, vol. 17, n° 5, p. 1219-1228.

4.2.16 Triton vert (*Notophthalmus viridescens*)

Types de milieux humides fréquentés

Le cycle de vie du triton vert est composé de trois stades. On compte deux stades aquatiques, soit le stade larvaire et le stade adulte; le stade adulte n'est pas strictement aquatique, car les adultes peuvent être terrestres ou alterner entre les deux milieux. Ces deux stades aquatiques sont séparés par un stade juvénile terrestre (elfe rouge). Les stades aquatiques se déroulent dans divers milieux comme les lacs, les étangs et certains cours d'eau (Desroches et Rodrigue, 2004). L'espèce fréquente également les étangs de castors (Rinehart et coll., 2009).

Tableau 22 Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (XX) par le triton vert

Lac	Étang	Mare	Mare printanière	Rivière	Cours d'eau permanent	Cours d'eau intermittent	Marécage inondé	X	Marécage arbustif	Marécage arboré pauvre	Marécage arboré riche	Tourbière boisée	Dénudé humide de lac	Dénudé humide d'étang	Dénudé humide de mare	Dénudé humide de rivière	Dénudé humide isolé	

Largeur de bande riveraine utilisée

L'espèce est connue pour sa grande capacité de dispersion. En effet, lors du stade terrestre, qui peut durer de 2 à 7 ans, certains individus suivis se sont éloignés à 800 m (mode; n=383) de leur étang natal (Healy, 1975, cité par Semlitsch et Bodie, 2003).

Une étude menée en Virginie confirme que les adultes et les elfes rouges peuvent s'éloigner rapidement de l'eau et parcourir près de 80 m en une seule nuit (Roe et Grayson, 2008).

Attribut clé de l'habitat riverain

Les elfes rouges sont dotés d'une peau rugueuse limitant leur risque de dessiccation. Elle contient des toxines repoussant les prédateurs. Pourtant, l'espèce serait particulièrement sensible à la fragmentation de l'habitat forestier et absente des milieux où la forêt couvre moins de 50 % du paysage (Gibbs, 1998a). D'ailleurs, les résultats d'une étude menée au Connecticut suggèrent que l'espèce évite activement les bordures (forêt-route et forêt-développement résidentiel) (Gibbs, 1998b), ce qui rend les populations particulièrement sensibles à la fragmentation de leur habitat.

Par contre, DeMaynadier et Hunter (1998) concluent que l'espèce est moins associée à la forêt mature que les autres salamandres et qu'elle ne serait relativement pas sensible à la foresterie intensive. Lors d'un suivi effectué à l'aide de poudre fluorescente, les microsites les plus utilisés par l'espèce étaient sous les feuilles et les branches au sol (Roe et Grayson, 2008).

Protection indiquée

Considérant les résultats de DeMaynadier et Hunter (1998) et considérant le manque d'études : protection de 20 m avec coupe partielle.

Références – Triton vert

- Demaynadier, P. G. et M. L. Hunter (1998). "Effects of Silvicultural Edges on the Distribution and Abundance of Amphibians in Maine", *Conservation Biology*, vol. 12, n° 2, p. 340-352.
- Desroches, J.-F. et D. Rodrigue (2004). *Amphibiens et reptiles du Québec et des maritimes*, Waterloo, Éditions Michel Quintin, 288 p.
- Gibbs, J. P. (1998a). "Distribution of Woodland Amphibians along a Forest Fragmentation Gradient", *Landscape Ecology*, vol. 13, n° 4, p. 263-268.
- Gibbs, J. P. (1998b). "Amphibian Movements in Response to Forest Edges, Roads, and Streambeds in Southern New England", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 62, n° 2, p. 584-589.
- Rinehart, K. A., T. M. Donovan, B. R. Mitchell et R. A. Long (2009). "Factors Influencing Occupancy Patterns of Eastern Newts across Vermont", *Journal of Herpetology*, vol. 43, n° 3, p. 521-531.
- Roe, A. W. et K. L. Grayson (2008). "Terrestrial Movements and Habitat Use of Juvenile and Emigrating Adult Eastern Red-Spotted Newts, *Notophthalmus Viridescens*", *Journal of Herpetology*, vol. 42, n° 1, p. 22-30.
- Semlitsch, R. D. et J. R. Bodie (2003). "Biological Criteria for Buffer Zones around Wetlands and Riparian Habitats for Amphibians and Reptiles", *Conservation Biology*, vol. 17, n° 5, p. 1219-1228.

4.2.17 Salamandre maculée (*Ambystoma maculatum*)

Types de milieux humides fréquentés

Le milieu de reproduction préférentiel de l'espèce est la mare printanière (Calhoun et DeMaynadier, 2001). Ces milieux sont recherchés puisque les larves sont vulnérables à la prédation, ce qui affecte la survie et le recrutement des juvéniles, particulièrement dans les milieux fréquentés par le poisson (Calhoun et DeMaynadier, 2001). En plus des étangs temporaires, l'espèce fréquente, mais de manière moins importante, les étangs de castors, les marais et les bords de lacs (Calhoun et DeMaynadier, 2001; Desroches et Rodrigue, 2004). L'espèce peut également pondre ses œufs dans des mares créées par l'homme (par exemple, dans les fossés en bord de route). Dans ce cas, la survie des juvéniles peut être menacée par une hydropériode trop courte (Calhoun et DeMaynadier, 2001).

Tableau 23 Types de milieux riverains pouvant être fréquentés (X) ou fréquentés préférentiellement (X) par la salamandre maculée

Lac	X	X	X	X	Rivière	Cours d'eau permanent	Cours d'eau intermittent	X	Marécage arbustif	Marécage arboré pauvre	Marécage arboré riche	Tourbière boisée	Dénudé humide de lac	Dénudé humide d'étang	Dénudé humide de mare	Dénudé humide de rivière	Dénudé humide isolé

Largeur de bande riveraine utilisée

À la suite de la période de reproduction, au printemps, les salamandres maculées quittent leur étang de reproduction et migrent vers la forêt environnante pour y passer le reste de l'année. C'est au cours de ces migrations printanières, en période de préreproduction et de postreproduction, que l'espèce effectue ses déplacements les plus importants. En effet, une fois qu'elle a rejoint son aire d'alimentation estivale, l'espèce serait restreinte à une aire vitale d'environ 10 à 14 m² (Desroches et Rodrigue, 2004). Selon une étude du Vermont, l'aire d'activité estivale des femelles, de 29,08 m², serait toutefois plus grande que celui des mâles, de 3,52 m² (S.D. Faccio, Vermont Center for Ecostudies, données non publiées). Plusieurs études états-unies ont été menées afin de mesurer la distance à laquelle les individus s'éloignent de leur étang de reproduction. Les résultats de ces études, qui permettent de préciser la portion de forêt utilisée par cette espèce, sont rapportés au tableau 24.

Tableau 24 Sommaire des distances de migration postreproduction rapportées par différentes études menées aux États-Unis

Moyenne	S	Étendue	n	Région	Peuplement	Type	Références
136,8	31	52-219	5	Vermont	hêtre/érable à sucre/pruche	a	Faccio, 2003
111	62	15-213	8	New York	hêtre/bouleau/érable/pruche/chêne	a	Madison, 1997
118,4	113,1	32,2-427,6	19	Maine	pruche/hêtre/érable/bouleau	a	Veysey et coll., 2009
66,9*	-	26-1008	2	Michigan	-	b	Wascasey, 1961, dans Semlitsch, 1998
103,3*	-	15-200	14	Michigan	-	c	Wascasey, 1962, dans Semlitsch, 1998
64,2	-	0-125	7	Indiana	-	d	Williams, 1973, dans Semlitsch, 1998
150	-	6-220	8	Kentucky	-	d	Douglas et Monroe, 1981, dans Semlitsch, 1998
192	-	157-249	6	Michigan	-	d	Kleeberger et Werner, 1983, dans Semlitsch, 1998

* : Estimé minimum, puisque les recherches étaient limitées à une zone située près de l'étang.

a : Radio télémetrie

b : Récolte d'individus marqués

c : Récolte d'individus non marqués

d : Marquage radioactif

Il ressort du tableau 24 que la salamandre maculée utilise une bande de forêt autour des étangs de reproduction dont la largeur varie grandement d'un individu à l'autre (de 0 à 1 008 m). La distance moyenne séparant les individus de leur étang de reproduction semble toutefois relativement constante d'une étude à l'autre, oscillant autour de 118 m (moyenne pondérée des moyennes présentées au tableau 24).

À la suite de l'analyse des données brutes provenant des trois études les plus récentes présentées au tableau 24, il semble que la distribution des salamandres autour de l'étang de reproduction suit une distribution normale (figure 6; test de normalité de Shapiro-Wilk pour Madison, 1997 : p-value=0.81; pour Faccio, 2003 : p-value=0.64; pour Veysey, 2009 : p-value=3.601e-05, mais p-value=0,074 si on exclut les deux individus ayant migré à plus de 400 m et qui sont probablement des migrants). Ainsi, par définition, une bande riveraine de 118 m de large engloberait le territoire de 50 % de la population d'un étang de reproduction.

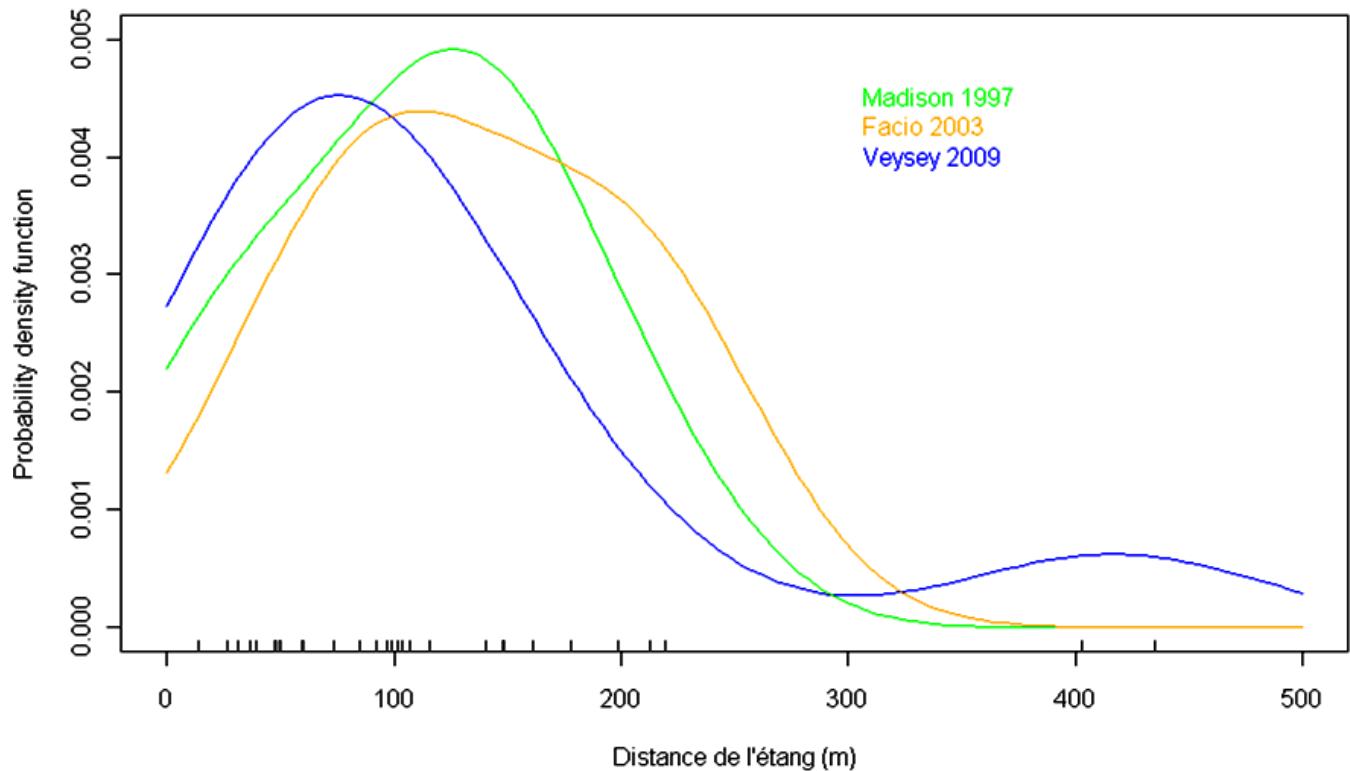


Figure 6 Distribution des distances de migrations postreproduction mesurées à partir de l'étang de reproduction rapportée par trois études états-unniennes

Au Vermont, la distance parcourue par un individu était positivement influencée par sa masse ($r^2=0,77$; $p\text{-value}=0,004$; Faccio, 2003) et il est également intéressant de noter que les femelles auraient tendance à s'éloigner plus loin de l'étang de reproduction que les mâles (Faccio, 2003; Regosin et coll., 2005).

Efficacité des bandes riveraines

Dans une étude récente, où ils ont suivi sur une période de six ans la réponse des communautés d'amphibiens lors de coupes de régénération, Veysey, Powell et Babbitt (2015) rapportent qu'une bande de 100 m de large, bien que plus efficace qu'une bande de 30 m, ne permet pas de prévenir une diminution d'abondance et un changement du sex-ratio. Précédemment, un autre groupe états-unien avait étudié de façon théorique l'efficacité des bandes de protection autour des étangs de reproduction. À la lumière des résultats présentés à la section précédente, il n'est pas surprenant que Harper et coll. (2008) concluent qu'une bande riveraine de 30 m de large ne permettrait de conserver que 20 % de la population de salamandres maculées et que cette population aurait 18 % de risque de disparaître en 20 ans. Les résultats de Harper et coll. (2008) proviennent de simulations dans lesquelles il est possible d'isoler complètement la bande riveraine de la forêt environnante.

Compte tenu des résultats de Harper et coll. (2008) et du comportement de migration de l'espèce rapporté par les études compilées au tableau 24, il appert que la protection fournie par une bande riveraine, même d'une largeur substantielle, ne permet pas, à elle seule, de répondre aux besoins en habitat de l'espèce. D'ailleurs, une étude provenant du New Hampshire conclut que la présence de *A. maculatum* dans un étang de reproduction est positivement associée à la quantité de forêt comprise dans un rayon de 1 000 m autour de l'étang – et plus spécifiquement dans la bande de 100 à 250 m que dans la bande de 0 à 100 m (Herrmann et coll., 2005).

De plus, les amphibiens dépendent des dynamiques de métapopulation. Leur persistance à long terme dans le paysage pourrait dépendre fortement des échanges entre les milieux humides, de même que de la colonisation et de la recolonisation de ces milieux (Herrmann, 2005). En ce sens, les corridors de migration méritent notre intérêt, puisqu'ils permettent de minimiser les pertes de connexion entre les habitats isolés (Gilbert-Norton et coll., 2010).

Pour déterminer la largeur efficace de ces corridors pour la salamandre maculée, on peut se baser sur la largeur des bandes utilisées par la salamandre lors de ses migrations printanières. Une étude menée au Maine rapporte que 50 % des mouvements latéraux de salamandres maculées adultes avaient ≤ 13 m et que 95 % avaient ≤ 39 m (Coster et coll., 2014). D'autres considérations, comme l'effet de lisière et les besoins des juvéniles, permettraient de préciser la largeur efficace de ce type de corridor.

Attribut clé de l'habitat riverain

À l'échelle du paysage, la salamandre maculée est typiquement associée aux forêts matures au couvert feuillu ou mixte.

À l'échelle du peuplement, les exigences de l'espèce en matière d'habitat dépendent de la période de l'année et du stade de développement. En dehors de la période de reproduction, soit pendant la période estivale d'alimentation, l'espèce évite activement les coupes totales (Popescu et coll., 2012; Perkins et Hunter, 2006; Patrick et coll., 2008; Vasconcelos et Calhoun, 2004; Patrick et coll., 2008), et ce, pour un minimum de six ans après la coupe (Popescu et coll., 2012). De plus, l'espèce est sensible à l'effet de bordure et évite les 25 à 35 premiers mètres de forêt mature adjacente à une coupe ou à une plantation. Dans ce cas, l'effet perdure au minimum pendant 11 ans (DeMaynadier et Hunter, 1998).

L'effet de bordure est d'autant plus important chez les juvéniles (DeMaynadier et Hunter, 1999). Les juvéniles, comme les adultes, continuent d'éviter les parterres de coupes après leur remise en production par plantation. En effet, au cours d'une étude menée au Nouveau-Brunswick, Waldick et coll. (1999) ont observé que l'espèce, pourtant abondante dans les peuplements matures témoins environnants, évitent les plantations d'épinettes au moins jusqu'à ce que la canopée se referme (après 13 à 15 ans dans leur cas). Dans cette même étude, les étangs situés dans les plantations étaient moins utilisés que les étangs témoins et leur niveau d'utilisation était inversement proportionnel à la distance de la forêt naturelle. Les peuplements traités par coupe partielle (récolte de 23 à 53 % de la surface terrière) semblent offrir un habitat adéquat utilisé au même titre que les peuplements témoins (Perkins et Hunter, 2006, mais voir Popescu et coll., 2012). DeMaynadier et Houlahan (2007) identifient d'ailleurs un seuil à 50 % de fermeture du couvert au-dessous duquel les peuplements forestiers seraient délaissés par les salamandres se reproduisant en étangs vernaux (figure 7).

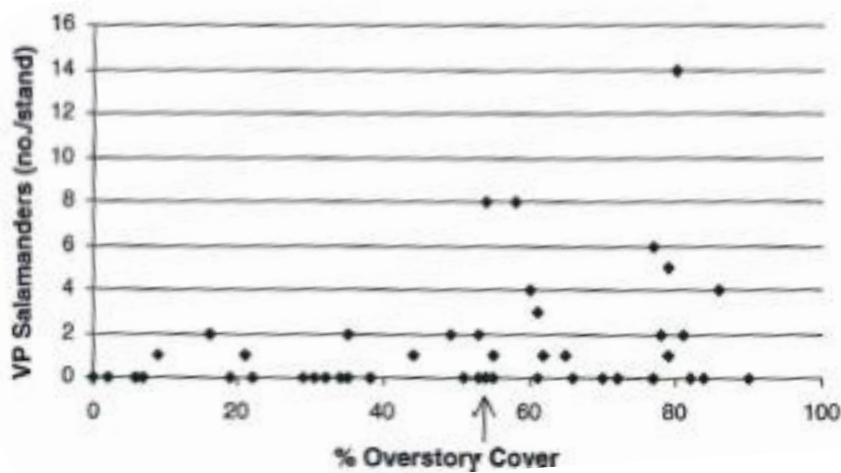


Figure 7 Relation entre l'abondance de quatre espèces de salamandres (*Ambystoma* et *Hemidactylum*) fréquentant les étangs vernaux et la fermeture de la canopée pour 47 peuplements du nord-est de la Pennsylvanie (coefficient de corrélation de Pearson = 0,34; P <0,05). La flèche indique un seuil approximatif de 50 à 55 % de fermeture. (Tiré de DeMaynadier et Houlahan, 2007).

Au cours de la migration printanière, vers et à partir des étangs de reproduction, l'espèce semble moins sensible aux aménagements forestiers. En effet, les individus adultes émergeant d'étangs de reproduction situés au Maine traversaient sans préférence les peuplements témoins et les peuplements ayant subi des coupes totales ou partielles (Popescu et coll., 2012; Patrick et coll., 2008).

Les coupes forestières seraient toutefois des milieux semi-perméables à la migration de l'espèce (Veysey et coll., 2009). En effet, lors d'un suivi radio télémétrique, six des 27 salamandres suivies par Veysey et coll. (2009) ont réussi à franchir avec succès une coupe totale de 100 m de large. La capacité de franchir les coupes totales était toutefois fortement dépendante des conditions météorologiques : les coupes étaient franchissables seulement lors des années pluvieuses (Veysey et coll., 2009).

Si elles sont capables de franchir des coupes totales pour atteindre leur étang de reproduction, les salamandres maculées sont toutefois sensibles à l'environnement entourant directement l'étang au moment de la reproduction. En effet, une équipe de l'Alabama conclut que les salamandres maculées ne déposent pas leurs œufs dans des étangs entourés de coupes totales ou de peuplements traités en coupes partielles laissant de 25 à 50 % de couvert, mais qu'ils utilisent les étangs situés dans des peuplements traités en coupes partielles (rétention de 75 % pour une surface terrière finale de 23,6 m²/ha en forêt de feuillus) de la même façon que les étangs témoins (Felix et coll., 2010).

Au Bas-Saint-Laurent, la densité totale observée d'œufs pondus par étang était inférieure dans les étangs situés à l'intérieur des coupes forestières, malgré des conditions biotiques et abiotiques favorables à la croissance et au développement des larves d'amphibiens (Beauchamps, 2007).

Dans ces deux études (Alabama et Bas-Saint-Laurent), les étangs étudiés en coupe forestière étaient de nouveaux étangs, ce qui ne permet pas de conclure sur l'impact des coupes sur l'utilisation des étangs déjà existants.

Si les adultes en migration sont capables de franchir une coupe lorsque les conditions favorables sont réunies, les juvéniles, plus sensibles à la dessiccation, évitent activement ces milieux (Patrick et coll., 2008).

À l'échelle du microsite, la salamandre maculée mérite son titre de fousseuse. En effet, au cours d'un suivi télémétrique réalisé dans l'état du Vermont, les salamandres (*A. maculatum* et *A. jeffersonianum*) étaient retrouvées à 95,3 % (444/446 relocalisations) sous la terre, dans des terriers de micromammifères (Faccio, 2003). Le type de terrier utilisé variait avec les saisons; les tunnels horizontaux et peu profonds étaient préférés au cours de l'été pour ensuite être partiellement délaissés à la faveur des tunnels verticaux et profonds utilisés l'hiver venu pour l'hibernation (Faccio, 2003). Ce patron a également été observé dans les états du Massachusetts (Regosin et coll., 2003) et de New York, où les salamandres maculées étaient plus précisément associées aux tunnels de la grande musaraigne (*Blarina brevicauda*) en période estivale (Madison, 1997).

En plus des tunnels de micromammifères, la salamandre maculée recherche les microsites humides et riches en débris ligneux de gros calibre (Faccio, 2003; Osbourne et coll., 2014; Waldick et coll., 1999). Ces préférences s'expliquent par les limites physiologiques de l'espèce. En effet, l'espèce a besoin d'une humidité de 45 à 65 % et sa température ne dépasse pas les 32 °C (Waldick et coll., 1999).

Protection indiquée

Protection de 120 m sous traitement par coupe partielle permettant de conserver une fermeture du couvert >50 %.

Références – Salamandre maculée

- Calhoun, A. J. et P. G. DeMaynadier (2001). "Vernal Pool Assessment", Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, 70 p.
- Coster, S. S., J. S. Veysey et K. J. Babbitt (2014). "Characterizing the Width of Amphibian Movements During Postbreeding Migration", *Conservation Biology*, vol. 28, n° 3, p. 756-762.
- DeMaynadier, P. G. et J. E. Houlahan (2007). "Conserving Vernal Pool Amphibians in Managed Forests", A. J. Calhoun et P. G. DeMaynadier, *Science and Conservation of Vernal Pools in Northeastern North America*, Boca Raton, Taylor & Francis Group.
- Beauchamp, J. (2007). *Impacts de l'exploitation forestière sur les communautés d'amphibiens d'étangs semi-permanents du Bas-Saint-Laurent*, mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski.
- Felix, Z. I., Y. Wang et C. J. Schweitzer (2010). "Effects of Experimental Canopy Manipulation on Amphibian Egg Deposition", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 74, n° 3, p. 496-503.
- DeMaynadier, P. G. et M. L. Hunter (1998). "Effects of Silvicultural Edges on the Distribution and Abundance of Amphibians in Maine", *Conservation Biology*, vol. 12, n° 2, p. 340-352.

- DeMaynadier, P. G. et M. L. Hunter (1999). "Forest Canopy Closure and Juvenile Emigration by Pool-Breeding Amphibians in Maine", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 63, n° 2, p. 441-450.
- Desroches, J.-F. et D. Rodrigue (2004). *Amphibiens et reptiles du Québec et des maritimes*, Waterloo, Éditions Michel Quintin, 288 p.
- Faccio, S. D. (2003). "Postbreeding Emigration and Habitat Use by Jefferson and Spotted Salamanders in Vermont", *Journal of Herpetology*, vol. 37, n° 3, 479-489.
- Gilbert-Norton, L., R. Wilson, J. R. Stevens et K. H. Beard (2010). "A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness", *Conservation Biology*, vol. 24, n° 3, p. 660–668.
- Harper, E. B., T. A. Rittenhouse et R. D. Semlitsch (2008). "Demographic Consequences of Terrestrial Habitat Loss for Pool-Breeding Amphibians: Predicting Extinction Risks Associated with Inadequate Size of Buffer Zones", *Conservation Biology*, vol. 22, n° 5, p. 1205-1215.
- Herrmann, H. L., K. J. Babbitt, M. J. Baber et R. G. Congalton (2005). "Effects of Landscape Characteristics on Amphibian Distribution in a Forest-Dominated Landscape", *Biological Conservation*, vol. 123, n° 2, p. 139-149.
- Madison, D. M. (1997). "The Emigration of Radio-Implanted Spotted Salamanders, *Ambystoma maculatum*", *Journal of Herpetology*, vol. 31, n° 4, p. 542-551.
- Osbourn, M. S., G. M. Connette et R. D. Semlitsch (2014). "Effects of Fine-Scale Forest Habitat Quality on Movement and Settling Decisions in Juvenile Pond-Breeding Salamanders", *Ecological Applications*, vol. 24, n° 7, p. 1719-1729.
- Patrick, D. A., A. J. K. Calhoun et M. L. Hunter Jr. (2008). "The Importance of Understanding Spatial Population Structure when Evaluating the Effects of Silviculture on Spotted Salamanders (*Ambystoma maculatum*)", *Biological Conservation*, vol. 141, n° 3, p. 807-814.
- Perkins, D. W. et M. L. Hunter (2006). "Effects of Riparian Timber Management on Amphibians in Maine", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 70, n° 3, p. 657-670.
- Popescu, V. D., D. A. Patrick, M. L. Hunter Jr. et A. J. K. Calhoun (2012). "The Role of Forest Harvesting and Subsequent Vegetative Regrowth in Determining Patterns of Amphibian Habitat Use", *Forest Ecology and Management*, vol. 270, [s. n°], p. 163-174.
- Regosin, J. V., B. S. Windmiller et J. M. Reed (2003). "Influence of Abundance of Small-Mammal Burrows and Conspecifics on the Density and Distribution of Spotted Salamanders (*Ambystoma maculatum*) in Terrestrial Habitats", *Canadian Journal of Zoology*, vol. 81, n° 4, p. 596-605.
- Regosin, J. V., B. S. Windmiller, R. N. Homan et J. M. Reed (2005). "Variation in Terrestrial Habitat Use by Four Poolbreeding Amphibian Species", *Journal of Wildlife Society*, vol. 69, n° 4, p. 1481-1493.
- Semlitsch, R. D. (1998). "Biological Delineation of Terrestrial Buffer Zones for Pond-Breeding Salamanders", *Conservation Biology*, vol. 12, n° 5, p. 1113-1119.
- Vasconcelos, D. et A. J. Calhoun (2004). "Movement Patterns of Adult and Juvenile *Rana sylvatica* (LeConte) and *Ambystoma maculatum* (Shaw) in Three Restored Seasonal Pools in Maine", *Journal of Herpetology*, vol. 38, n° 4, p. 551-561.
- Veysey, J. S., K. J. Babbitt et A. Cooper (2009). "An Experimental Assessment of Buffer Width: Implications for Salamander Migratory behavior", *Biological Conservation*, vol. 142, n° 10, p. 2227-2239.
- Veysey Powell, J. S. et K. J. Babbitt (2015). "An Experimental Test of Buffer Utility as a Technique for Managing Pool-Breeding Amphibians", *PLoS ONE*, vol. 10, n° 7. [En ligne]. [DOI : 10.1371/journal.pone.0133642].

Waldick, R., B. Freedman et R. Wassersug (1999). "The Consequences for Amphibians of the Conversion of Natural, Mixed-Species Forests to Conifer Plantations in Southern New Brunswick", *Canadian Field-Naturalist*, vol. 113, n° 3, p. 408-418.

4.2.18 Protections recherchées par milieu

La guilde d'espèces associées à chacun des milieux riverains à l'étude (tableau 26) regroupe les espèces qui fréquentent préférentiellement ces milieux, comme précisé dans la section « types de milieux fréquentés » de la revue de littérature. Le nombre d'espèces par guilde varie de un à cinq. Les cinq types de milieux riverains de dénudé humide (de lac, de rivière, d'étang, de mare et isolé) sont tous associés à une seule et même espèce, le quiscale rouilleux. Conséquemment, ces milieux ont été regroupés sous l'appellation « dénudés humides » pour les analyses subséquentes.

Pour chaque milieu, le type de protection recherchée (protection intégrale, possibilité de coupes partielles ou aucune protection) dans chaque tranche de bande riveraine correspond au type de protection le plus restrictif exigé par l'une ou l'autre des espèces de la guilde. Le tableau 25 présente les protections recherchées par milieu pour les 200 premiers mètres de bande riveraine. Les protections recherchées s'étendent de 20 à 200 m du milieu aquatique ou humide et sont principalement totales, alors que seules les guildes des mares printanières et des ruisseaux intermittents se contentent d'une protection partielle, respectivement sur 100 et sur 60 m.

Tableau 25 Protection recherchée par milieu (jaune = protection partielle, vert = protection totale)

Milieu	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	200
Lac	Vert	Vert									
Étang	Vert	Vert									
Mare	Vert	Jaune									
Mare printanière	Jaune										
Rivière	Vert	Vert									
Cours d'eau permanent	Vert	Vert	Vert	Vert	Vert	Vert	Jaune				
Cours d'eau intermittent	Jaune	Jaune	Jaune	Jaune	Jaune	Jaune					
Marécage inondé	Vert										
Marécage arbustif	Vert	Vert									
Marécage arboré riche	Vert										
Marécage arboré pauvre	Vert										
Tourbière boisée		Vert									
Dénudé humide de lac	Vert	Vert									
Dénudé humide d'étang	Vert	Vert									
Dénudé humide de mare	Vert	Vert									
Dénudé humide de rivière	Vert	Vert									
Dénudé humide isolé	Vert	Vert									
Dénudés humides (tous)	Vert	Vert									

Tableau 26 Guildes d'espèces associées aux différents types de milieux riverains et protections proposées pour chaque espèce (jaune = protection partielle, vert = protection totale)

Milieu	Espèce	Int.	Part.	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	110	120	130	140	150	160	170	180	190	200	210	220	230	240	250	260	270	280	290	300		
Lac	Grand harle	135	20	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■			
	Martin-pêcheur			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■			
	Triton vert			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■			
	Vison d'Amérique	20		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■			
	Garrot à œil d'or	300		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■			
Étang	Garrot à œil d'or	300	20	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		
	Triton vert			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		
	Vison d'Amérique	20		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		
	Loutre	20		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		
	Harle couronné	135		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		
Mare	Vison d'Amérique	20		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		
	Harle couronné	135		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		
Mare printanière	Salamandre maculée		120	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		
	Grenouille des bois			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		
Rivière	Grand harle	135	20	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		
	Martin-pêcheur			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		
	Vison d'Amérique	20		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		
	Garrot à œil d'or	300		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		
Cours d'eau permanent	Paruline des ruisseaux	20	60	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		
	Salamandre à deux lignes			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		
	Vison d'Amérique	20		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		
	Troglodytes des forêts	60		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	
	Salamandre à deux lignes			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	
Cours d'eau intermittent	Salamandre à deux lignes		60	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Marécage inondé	Quiscale rouilleux	20	20	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	
	Martin-pêcheur			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	
	Vison d'Amérique	20		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	
	Loutre	20		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	
	Harle couronné	135		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	
Marécage arbustif	Paruline à calotte noire		20	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

Milieu	Espèce	Int.	Part.	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	110	120	130	140	150	160	170	180	190	200	210	220	230	240	250	260	270	280	290	300
Marécage arbustif	Vison d'Amérique	20																															
Marécage arbustif	Paruline des ruisseaux	20																															
Marécage arboré riche	Quiscale rouilleux	20																															
Marécage arboré riche	Vison d'Amérique	20																															
Marécage arboré riche	Paruline des ruisseaux	20																															
Marécage arboré pauvre	Paruline des ruisseaux	20																															
Marécage arboré pauvre	Paruline à calotte noire																																
Marécage arboré pauvre	Vison d'Amérique	20																															
Marécage arboré pauvre	Quiscale rouilleux	20																															
Tourbière boisée	Paruline des ruisseaux	20																															
Tourbière boisée	Paruline à calotte noire																																
Tourbière boisée	Vison d'Amérique	20																															
Tourbière boisée	Quiscale rouilleux	20																															
Dénudé humide de lac	Quiscale rouilleux	20																															
Dénudé humide d'étang	Quiscale rouilleux	20																															
Dénudé humide de mare	Quiscale rouilleux	20																															
Dénudé humide de rivière	Quiscale rouilleux	20																															
Dénudé humide isolé	Quiscale rouilleux	20																															

4.3 Comparaison

L'annexe 1 présente graphiquement les écarts entre le pourcentage de chaque bande du milieu riverain qui est couvert par une protection intégrale ou partielle et l'état recherché pour répondre aux besoins de la guilde d'espèces associées. À l'annexe 2, les milieux riverains sont comparés entre eux en ce qui a trait au recouvrement des protections partielles et totales dans chacune des bandes.

Les pourcentages d'atteinte des cibles et les niveaux d'écart associés sont présentés au tableau 27. Les unités d'aménagement (UA) 11161 et 11262 montrent un portrait plutôt similaire, alors que l'UA 11263 se démarque par une proportion de protection accrue pour les lacs et les mares, mais inférieure pour les cours d'eau permanents et intermittents. Cette divergence s'explique principalement par la présence de plusieurs lacs et mares sur le territoire du parc de la Gaspésie, ainsi que par un nombre inférieur de rivières à saumon dans l'UA 11263.

À l'échelle de la région, lorsque les dénudés humides sont considérés comme un seul milieu, seuls les milieux riverains de rivière et de marécage arboré pauvre atteignent un niveau d'écart faible. Six types de milieux riverains ont un niveau d'écart modéré et cinq ont un niveau d'écart élevé. Il est intéressant de noter que certains de ces milieux riverains bénéficient d'une proportion de protection moindre que le niveau de protection moyen observé sur le territoire (tableau 4). En effet, le territoire forestier gaspésien public bénéficie d'une protection moyenne de 29,9 % en protection totale (et de 32,6 % si on ajoute les protections partielles), mais les milieux riverains d'étang (26 %), de marécage inondé (26 %) et surtout de mare printanière (10 %) montrent des niveaux de protection sous cette moyenne.

Tableau 27 Tableau synthèse présentant, pour chaque milieu riverain à l'étude, le type, la superficie et le pourcentage actuel d'atteinte de la protection recherchée par la guilde d'espèces associées. Les résultats sont présentés par UA et pour l'ensemble de la région. Un code de couleur identifie les niveaux d'écart : faible ($\geq 60\%$; vert), modéré ($\geq 40\%$, mais $< 60\%$; jaune), élevé ($< 40\%$; rouge)

Milieu riverain	Protection recherchée	11161		11262		11263		R11	
		Sup ¹ . (ha)	Atteint (%)						
Lac	200 m tot.	880	27	2537	15	5128	46	8545	35
Étang	200 m tot.	9865	25	12420	17	18825	33	41111	26
Mare	100 m tot.	113	37	23	35	281	61	417	53
Mare printanière	100 m part.	9373*	13**	19838*	16**	43890*	14**	73101*	13**
Rivière	200 m tot.	22765	69	14728	70	12349	66	49842	69
Cours d'eau permanent	60 m tot.	42580	62	24787	70	38203	47	105570	58
Cours d'eau intermittent	60 m part.	135830	42	109452	42	52390	38	297671	41
Marécage inondé	100 m tot.	924	24	2926	28	1705	24	5555	26
Marécage arbustif	20 m tot.	1818	47	1473	40	917	37	4208	43
Marécage arboré riche	20 m tot.	1200	30	1895	34	3046	29	6141	31
Marécage arboré pauvre	20 m tot.	124	80	34	32	66	79	224	73
Tourbière boisée	20 m tot.	456	25	215	52	494	53	1164	42
Dénudé humide de lac	20 m tot.	19	58	43	74	112	69	174	69
Dénudé humide d'étang	20 m tot.	94	64	265	49	434	47	793	50
Dénudé humide de mare	20 m tot.	0	NA	0	NA	9	24	9	24
Dénudé humide de rivière	20 m tot.	94	60	267	40	465	29	826	36
Dénudé humide isolé	20 m tot.	34	54	31	26	168	50	233	48
Dénudés humides†	20 m tot.	240	61	607	46	1188	42	2035	46

¹ : Superficie couverte par la protection recherchée

* : Calculé à partir d'estimations du nombre de marécages printanières présentes sur le territoire, obtenues par modélisation et d'une superficie moyenne de 0,05 ha.

** : Pourcentage estimé (voir l'annexe 3).

† : Tous types de dénudés humides confondus.

5. Discussion et conclusion

5.1 Milieux riverains adéquatement protégés

Près du tiers (32,6 %) du territoire forestier gaspésien bénéficie d'une protection totale (29,9 %) ou partielle (2,6 %) et ces protections se concentrent principalement autour des éléments linéaires du réseau hydrographique. En effet, plusieurs types de protections (pente forte, bande riveraine de rivière à saumon, ravage de cerfs, refuge biologique, écosystème forestier exceptionnel (EFE), bande riveraine, réserve écologique, site faunique d'intérêt (SFI)) convergent dans les vallées encadrant les ruisseaux et rivières de la péninsule. De cette particularité régionale, il résulte que les milieux riverains de rivière, qui s'étendent sur une largeur de 200 m d'après les besoins de la guilde d'espèces associées, sont adéquatement protégés dans chacune des unités d'aménagement (UA).

De plus, les milieux riverains de cours d'eau permanents, qui s'étendent sur une largeur de 60 m, bénéficient de protections permettant de rencontrer les exigences des espèces associées dans l'UA 11161 et dans l'UA 11262, mais ont un niveau d'écart modéré dans l'UA 11263, ainsi qu'à l'échelle régionale (avec 58 %). La topographie gaspésienne, ainsi que la protection accordée aux rivières à saumon atlantique permettent donc de conserver dans le paysage forestier un habitat convenable pour les espèces fréquentant les abords des rivières, des marécages arborés pauvres et, dans deux UA sur trois, des cours d'eau permanents.

5.2 Milieux riverains avec carence en protection

La concentration des protections dans les vallées a pour conséquence une protection réduite des secteurs de plateaux et de pentes douces, où l'on trouve la majorité des étendues d'eau. Il n'est donc pas surprenant que les milieux riverains pour lesquels nous avons attribué un niveau d'écart élevé soient les milieux riverains de lac, d'étang, de mare printanière, de marécage inondé et de marécage arboré riche. C'est dans ces cinq milieux riverains que les efforts de conservation de la région devraient être investis en priorité.

Du nombre, les milieux riverains de mare printanière sont les moins bien protégés, et ce, même si la guilde d'espèces associées peut s'accommoder d'une forêt ayant subi une coupe partielle. La situation n'est pas étonnante, puisque les mares printanières ne sont pas cartographiées et ne sont pas prises en compte dans la réglementation en vigueur. Considérant leur niveau de protection actuel et compte tenu du fait qu'ils soutiennent un assemblage d'espèces unique, les milieux riverains de mare printanière devraient faire l'objet d'une attention particulière dans la planification forestière en Gaspésie.

Les milieux riverains de lac, d'étang et de marécage inondé abritent des assemblages d'espèces très semblables (outre pour le quiscale rouilleux, qu'on trouve seulement autour des marécages inondés). On peut donc poser l'hypothèse que la protection d'un de ces milieux bénéficierait aux espèces fréquentant les trois milieux. Considérant cette hypothèse, la protection des lacs et des étangs serait à prioriser, au détriment de la protection des marécages inondés, puisque ces derniers résultent en général de l'action du castor et qu'ils sont conséquemment difficiles à cartographier.

De plus, en protégeant davantage les lacs et les étangs, nous profiterons d'une synergie entre la protection de la biodiversité et celle des milieux récréatifs (quoiqu'un niveau d'activité humaine intense puisse avoir un impact négatif sur la valeur d'un habitat). Les milieux riverains de marécage arboré riche représentent un défi supplémentaire, du fait que le milieu humide lui-même est, la plupart du temps, disponible à la récolte. Heureusement, d'après les espèces sélectionnées pour cette étude, ce milieu n'abrite que des espèces fréquentant aussi d'autres milieux. Les milieux riverains de marécage arboré riche peuvent conséquemment être considérés comme de seconde importance.

La présente étude a donc permis d'identifier trois milieux où devraient être concentrés les efforts de protection des milieux riverains gaspésiens : les milieux riverains de lac, d'étang et de mare printanière.

5.3 Réflexions sur la répartition des protections à appliquer

Après avoir identifié les milieux riverains où l'on devrait consentir plus de superficies de conservation vient la question de la forme que devraient prendre ces protections. Il existe en effet plusieurs possibilités situées entre les deux extrêmes que sont la mise en place d'un seul gros bloc de protection et la dispersion sur le territoire de plusieurs petites parcelles de protection. Si la superficie totale de petites parcelles correspond à celle du gros bloc, ces deux options se valent quant à leur impact sur le portrait d'écart obtenu à l'échelle de la région. Nous devons donc nous en remettre aux besoins des espèces pour déterminer la forme optimale.

Une synergie est par ailleurs possible entre la protection des espèces de milieux riverains et les espèces de forêts d'intérieur. En effet, certaines espèces de forêts d'intérieur peuvent utiliser les bandes riveraines comme habitat lorsque celles-ci sont suffisamment larges. C'est le cas de la paruline couronnée, souvent citée comme espèce de forêts d'intérieur, qui évite les bandes riveraines de 20 m, mais qui utilise avec succès les bandes riveraines de 100 m de large comme habitat de reproduction un an après coupe (Lambert et Hannon, 2000). Il est toutefois important de considérer que la forêt située à l'intérieur de la bande riveraine, mais en bordure de la coupe, risque de se transformer avec le temps sous l'effet de la bordure, et ce, sur environ 40 m (Hannon et coll., 2002).

Il faudrait en outre une bande de 200 m de large afin de s'assurer de conserver intacte la communauté de passereaux forestiers présente avant la coupe (Hannon et coll., 2002). La création de bandes riveraines offrant une protection continue sur une largeur substantielle pourrait également bénéficier aux guildes d'espèces des milieux riverains en offrant un territoire non fractionné et donc moins perméable aux prédateurs associés aux paysages ouverts (Darveau et coll., 1997, mais voir Pierre et coll., 2001). Il y a donc de multiples avantages à opter pour la concentration des protections.

De plus, lorsque c'est possible, l'ajout de protection devrait se faire afin de créer des zones de conservation s'étendant sur des superficies dépassant largement les 200 m afin de répondre aux besoins d'espèces ayant de grands domaines vitaux, comme le grand pic et les rapaces (Hannon et coll., 2002). La mise en place de blocs de forêt protégée suffisamment grands pour attirer le grand pic, qui a un domaine vital d'environ 150 ha, offre l'avantage d'attirer cet ingénieur de l'écosystème creusant des cavités massivement utilisées comme site de nidification par les canards cavicoles.

Dans le cas précis des lacs et des étangs, les protections devraient être ajoutées de manière prioritaire dans les UA 11161 et 11262, de manière à atteindre minimalement un niveau d'écart modéré. En accord avec les besoins des espèces d'oiseaux cavicoles et de forêts d'intérieur, l'ajout de protection devrait permettre de consolider, en bloc non fragmenté d'au moins 200 m de large, des secteurs déjà fortement protégés ou encore de créer de nouveaux secteurs de protection. Idéalement, ces bandes devraient être connectées à la forêt résiduelle. Le choix des lacs et étangs à prioriser devrait être guidé par l'information disponible sur la répartition des espèces de la guilde (par exemple, en consultant l'*Atlas des oiseaux nicheurs du Québec*) et sur leur biologie (par exemple, les espèces invertivores comme les garrots préfèrent les lacs sans poissons), mais également par les autres utilisations du territoire, comme la pêche et la villégiature.

D'autres facteurs, comme la présence d'espèces aquatiques sensibles (par exemple, l'omble chevalier *oquassa*) devraient également être pris en compte. Dans l'éventualité où il ne serait pas possible de protéger une bande de 200 m, il faudrait protéger en priorité les secteurs situés à proximité du plan d'eau, puisque les canards cavicoles préfèrent ces sites et y subissent moins de prédation. Les protections devront être totales afin de favoriser la production de bois morts nécessaires à la nidification des espèces cavicoles. De plus, on devrait protéger prioritairement les sites ayant le potentiel actuel et futur de fournir des arbres à cavités de forts diamètres.

Pour ce qui est des mares printanières, les protections devraient être ajoutées prioritairement dans les UA 11262 et 11161, où elles sont relativement rares. De plus, considérant les mœurs et la dynamique de population des espèces d'amphibiens qui nous intéressent, les protections supplémentaires devraient être disposées afin de connecter les mares entre elles et avec la forêt résiduelle. Ces corridors de migration devraient avoir une largeur minimale de 40 m et la mare elle-même devrait être entourée d'une bande de 20 m. L'identification des secteurs à prioriser devrait être fondée sur les connaissances acquises lors d'inventaires terrains au sujet de l'utilisation des mares par les amphibiens. On devrait aussi prioriser les secteurs où la densité en mares temporaires est forte. La coupe partielle peut être compatible avec la protection de l'habitat des amphibiens concernés, à la condition de garder une fermeture du couvert de 50 %. Si l'option des corridors de connexion est jugée trop difficile à mettre en œuvre, une bande riveraine de 120 m de large de protection partielle serait à favoriser.

5.4 Faiblesses et raffinements possibles

La démarche présentée dans ces pages contient certaines faiblesses qui méritent d'être soulevées et qui doivent être prises en considération lors de l'interprétation des résultats. La méthode retenue cherche à répondre aux besoins des espèces les plus sensibles face à l'aménagement forestier en tenant pour acquis que les aléas des perturbations naturelles fournissent des habitats adéquats pour les espèces moins sensibles. Il n'en demeure pas moins que le choix des espèces considérées lors de la revue de littérature et l'interprétation qui en a été faite ont un impact important sur les recommandations finales de ce rapport. Nous croyons toutefois avoir considéré les espèces les plus exigeantes, spécialement en ce qui concerne les milieux riverains de lac, d'étang et de mare printanière, milieux qui font l'objet des principales recommandations de ce rapport.

Également, il est important de noter que notre analyse ne tient compte ni de certains types de protections non fixes dans l'espace (par exemple, la protection des paysages) ni de la proportion de forêts matures disponibles pour l'industrie, mais non coupées, qui existent sur le territoire. Il en résulte une sous-estimation de l'habitat effectivement disponible sur le territoire.

Notre approche est donc conservatrice, mais elle donne un portrait tout de même réaliste, particulièrement en ce qui a trait aux espèces cavicoles qui recherchent des arbres morts de forts calibres, un attribut très rare en forêt aménagée compte tenu de la fréquence de révolution trop courte pour générer du bois mort de ce calibre.

Certaines améliorations permettraient de raffiner les résultats du présent rapport. Premièrement, les caractéristiques des milieux terrestres (par exemple, les types de dépôts de surface, le drainage, la végétation potentielle, etc.) pourraient être utilisées afin de préciser les catégories de milieux riverains considérées. En effet, il serait intéressant, par exemple, de diviser les milieux riverains de lac selon le type de peuplement forestier dominant, puisque la guilde d'espèces associées à un milieu riverain dominé par les conifères peut être différente de la guilde d'espèces associées à un milieu riverain de feuillus. Il serait également intéressant d'utiliser les données d'inventaires fauniques afin de spécifier les sites réellement utilisés par les différentes espèces incluses dans l'analyse.

Ces deux améliorations permettraient d'éviter d'appliquer une bande de protection unique à l'ensemble des éléments d'un type de milieu humide et de raffiner davantage la protection des milieux riverains, et ce, au profit des espèces qui y sont associées. Finalement, dans l'esprit d'une gestion adaptative, les conclusions et les recommandations de ce rapport seront appelées à évoluer à la faveur de la publication de nouvelles connaissances sur les besoins en habitats des espèces riveraines.

5.5 Recommandations

À la lumière des résultats présentés dans cette étude, nous émettons les recommandations suivantes :

1. Les efforts de protection des milieux riverains devraient se concentrer prioritairement autour des mares printanières (étangs vernaux), des lacs et des étangs.
2. Dans le cas des lacs et des étangs, l'ajout de protections devrait se faire de manière à créer une bande de protection intégrale de ≥ 200 m de large.
3. La sélection des lacs et des étangs où appliquer ces larges bandes riveraines devrait se faire sur la base des connaissances actuelles sur leur utilisation par les canards cavicoles (par exemple, les lacs sans poissons pour les garrots), en recherchant des milieux aux caractéristiques physiques et biologiques susceptibles d'attirer ces oiseaux et, enfin, en priorisant les secteurs offrant une forte possibilité de synergie (par exemple, l'omble chevalier, la pêche, etc.). Ces plans d'eau devraient être sélectionnés en priorité dans les UA 11161 et 11262.
4. Dans le cas des mares printanières, on devrait viser à les garder connectés à la forêt résiduelle en conservant au moins 50 % du couvert forestier (coupe partielle permise) dans des bandes d'au moins 40 m de large.
5. La sélection des mares printanières où ajouter de la protection devrait se faire en considérant les résultats d'échantillonnages permettant de confirmer l'utilisation d'une mare par les amphibiens associés à ce milieu. L'ajout de protection autour des mares printanières devrait se concentrer dans les UA 11262 et 11161.

Bibliographie

- Andén, 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
- Darveau, M., L. Bélanger, J. Huot, É. Mélançon et S. DeBellefeuille (1997). "Forestry Practices and the Risk of Bird Nest Predation in a Boreal Coniferous Forest", *Ecological Applications*, vol. 7, n° 2, p. 572-580.
- FSC (2004). *Norme boréale nationale*, Forest Stewardship Council – Groupe de travail du Canada, 211 p.
- Grenon, F., J.-P. Jetté et M. Leblanc (2010). *Manuel de référence pour l'aménagement écosystémique des forêts au Québec. Module 1 – Fondements et démarche de la mise en œuvre*, Québec, Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 51 p.
- Lambert, D. et S. Hannon (2000). "Short-Term Effects of Timber Harvest on Abundance, Territory Characteristics, and Pairing Success of Ovenbirds in Riparian Buffer Strips", *The Auk*, vol. 117, n° 3, 687-698
- Hannon, S., C. Paszkowski, S. Boutin, J. Degroot, E. Macdonald, M. Wheatley et B. Eaton (2002). "Abundance and Species Composition of Amphibians, Small Mammals, and Songbirds in Riparian Forest Buffer Strips of Varying Widths in the Boreal Mixedwood of Alberta", *Canadian Journal of Forestry Research*, vol. 32, n° 10, p. 1784-1800
- Harper, K. A. et S. E. Macdonald (2001). "Structure and Composition of Riparian Boreal Forest: New Methods for Analyzing Edge Influence", *Ecology*, vol. 82, n° 3, p. 649-659.
- Ilhardt, B.L., E.S. Verry et B. J. Palik (2000). "Defining Riparian Areas", E.S. Verry, J.W. Hornbeck et A. Dolloff, *Riparian Management in Forests of the Continental Eastern United States*, Boca Raton, Lewis Publishers, p. 23-42.
- Jetté, J.-P. et coll. (2013). *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie II – Élaboration de solutions aux enjeux*, Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 159 p.
- MFFP (2015). *Norme de stratification écoforestière – Quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional*, Ministères des forêts, de la faune et des parcs, Direction des inventaires forestiers. [En ligne]. [<http://www.mffp.gouv.qc.ca/forets/inventaire/pdf/norme-stratification.pdf>].
- Naiman, R., H. Décamps et M. Pollock (1993). "The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity", *Ecological Applications*, vol. 3, n° 2, p. 209-212.
- Ouellet, J., A. Richard et A. Malenfant (2016). *Les milieux humides d'intérêt en Gaspésie*. [Rapport non publié].
- Pierre, J. P., H. Bears et C. Paszkowski (2001). "Effects of Forest Harvesting on Nest Predation in Cavity-Nesting Waterfowl", *The Auk*, vol. 118, n° 1, p. 224-230.
- Price K., R. Holt, L. Kremsater (2007). "Representative Targets: Informing Threshold Refinement with Science. A Review Paper for RSP and CFCI", [s.l.], [s.é.], 55 p.
- Price K., A. Roburn, A. MacKinnon (2009). "Ecosystem-Based Management in the Great Bear Rainforest", *Forest Ecology and Management*, n° 258, p. 495-503.
- Richard A. et J. Ouellet (2015). *Acquisition de connaissances sur l'abondance et la répartition des étangs temporaires sur le territoire forestier gaspésien*. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine. [En ligne]. [<http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/etangs-vernaux-gaspesie.pdf>].

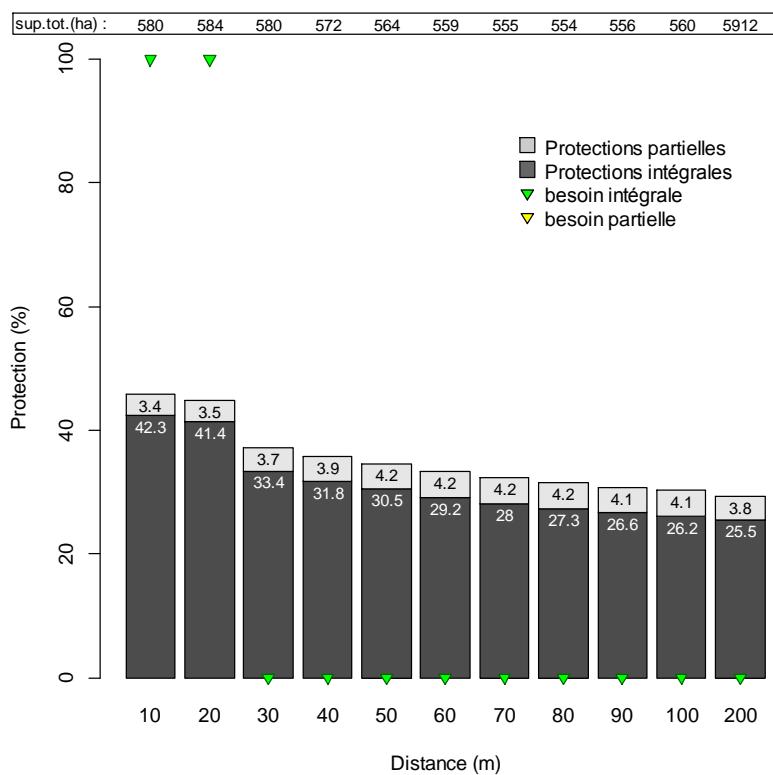
Rompré, G., Y. Boucher, L. Bélanger, S. Côté, et W. D. Robinson (2010). « Conservation de la biodiversité dans les paysages forestiers aménagés : utilisation des seuils critiques d'habitat », *The Forestry Chronicle*, vol. 86, n° 5, p. 572-579.

Zlonis, E. et G. Niemi (2014). "Avian Communities of Managed and Wilderness Hemiboreal Forests", *Forest Ecology and Management*, n° 328, p. 26-34.

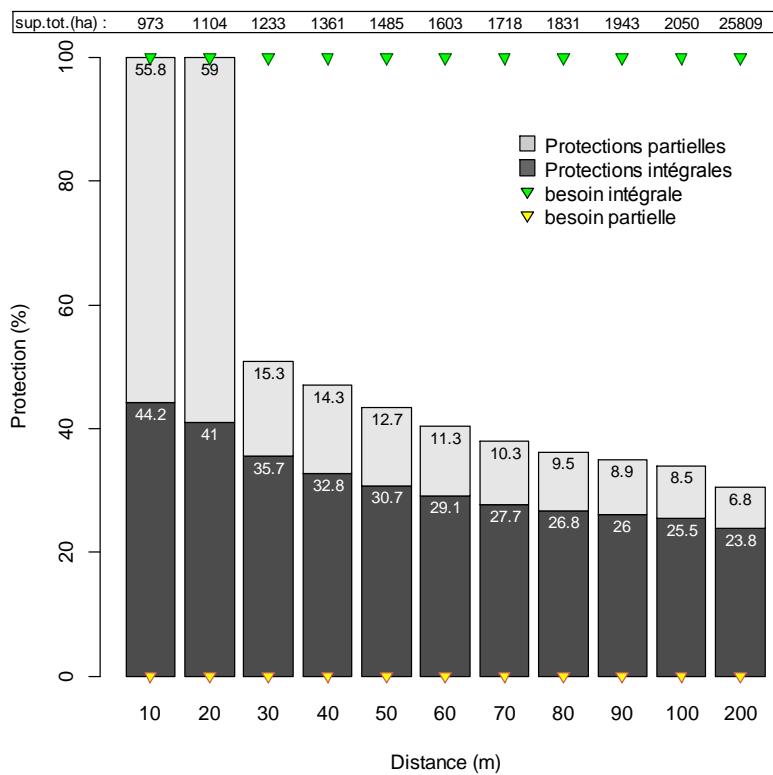
Annexe 1 : Figures illustrant, à l'échelle de la région et pour chaque type de milieu riverain, le pourcentage de la superficie de chaque bande couvert par des protections totales (noir) et par des protections partielles (gris).

Les cibles de protection permettant de répondre aux besoins de la guilde d'espèces associées sont indiquées, pour chaque bande, par un triangle (vert : cible de protection totale; jaune : cible de protection partielle). L'encadré situé au haut de chaque graphique précise la superficie couverte par chaque bande à l'échelle de la région. Les codes identifiant les milieux sont définis à la fin de cette annexe.

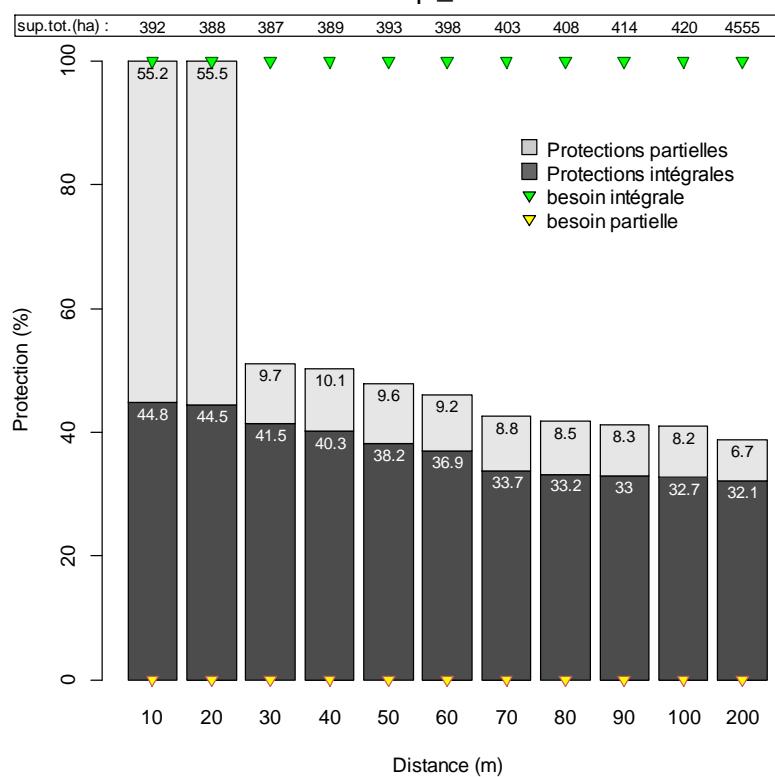
MaT_R11



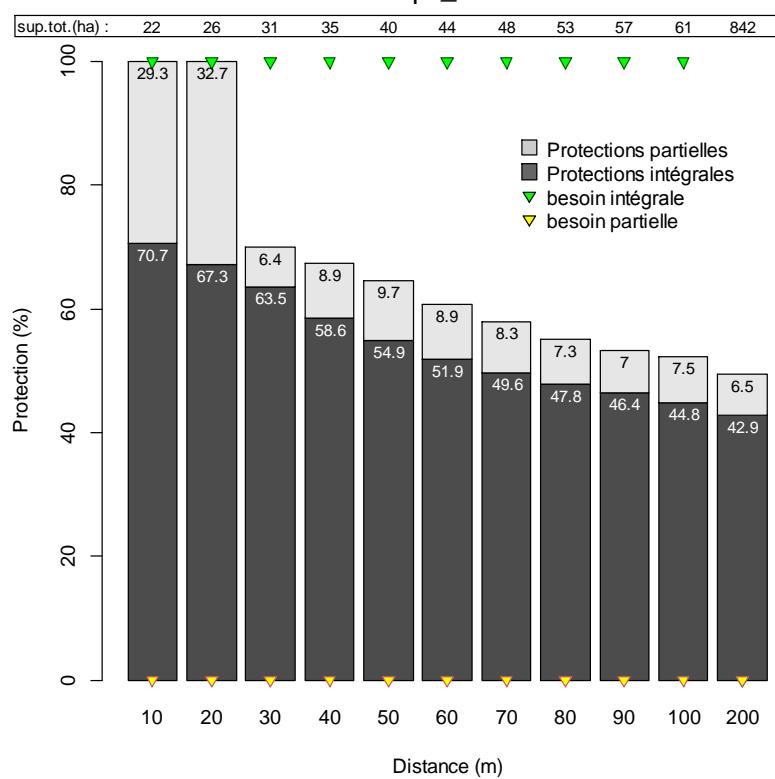
AqE_R11



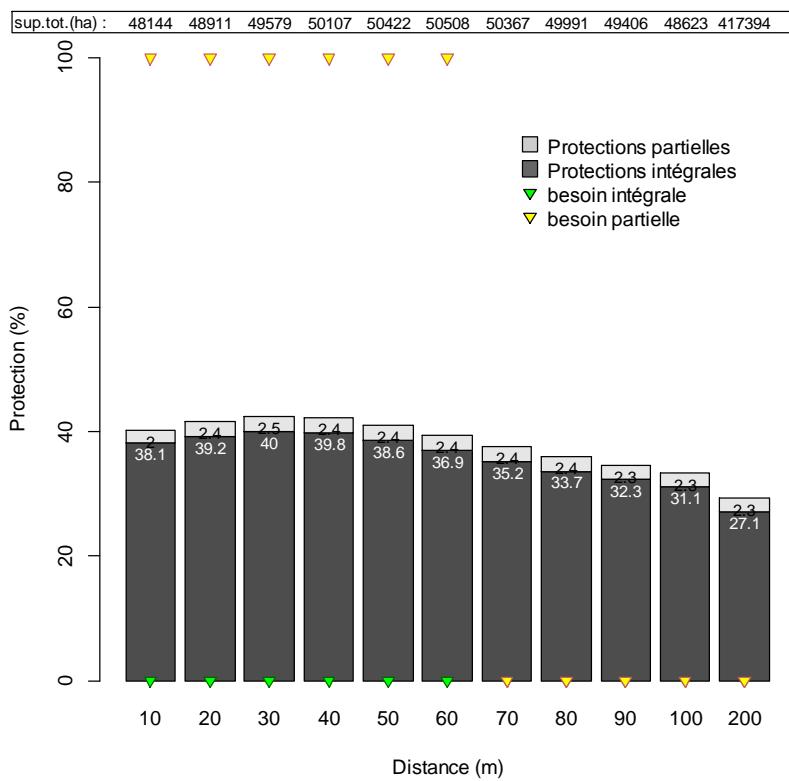
AqL_R11



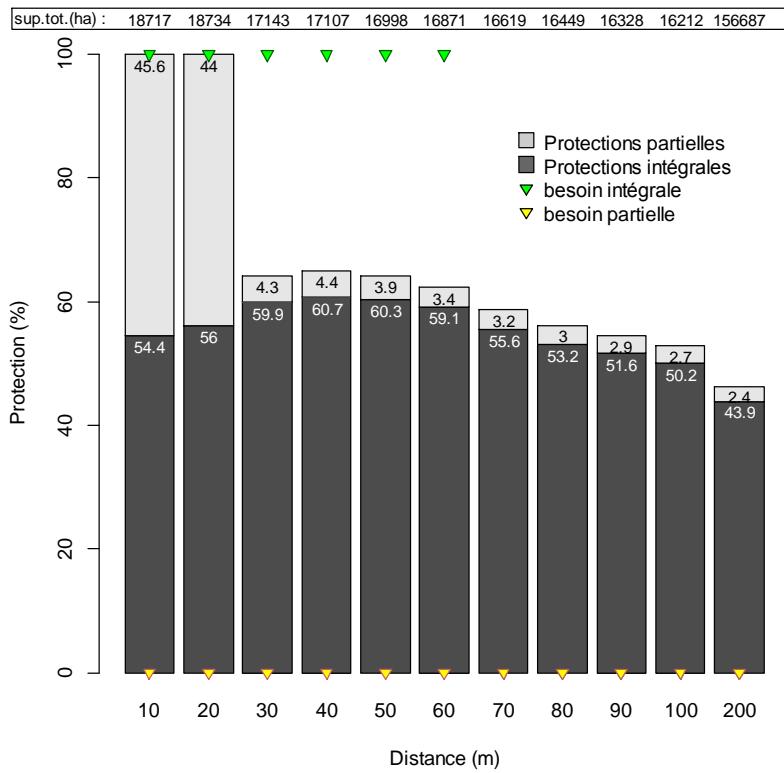
AqM_R11



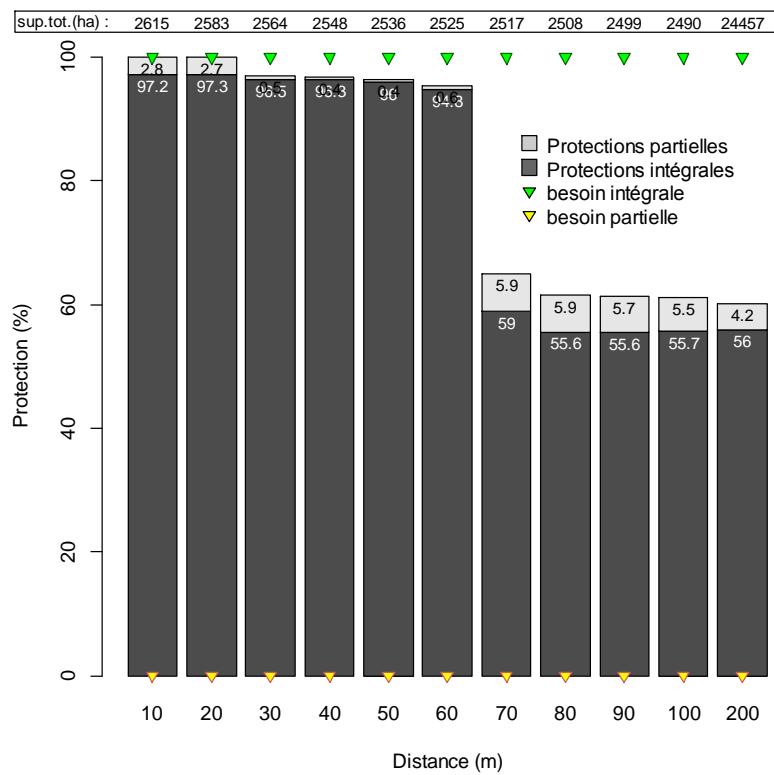
AqR_i_R11



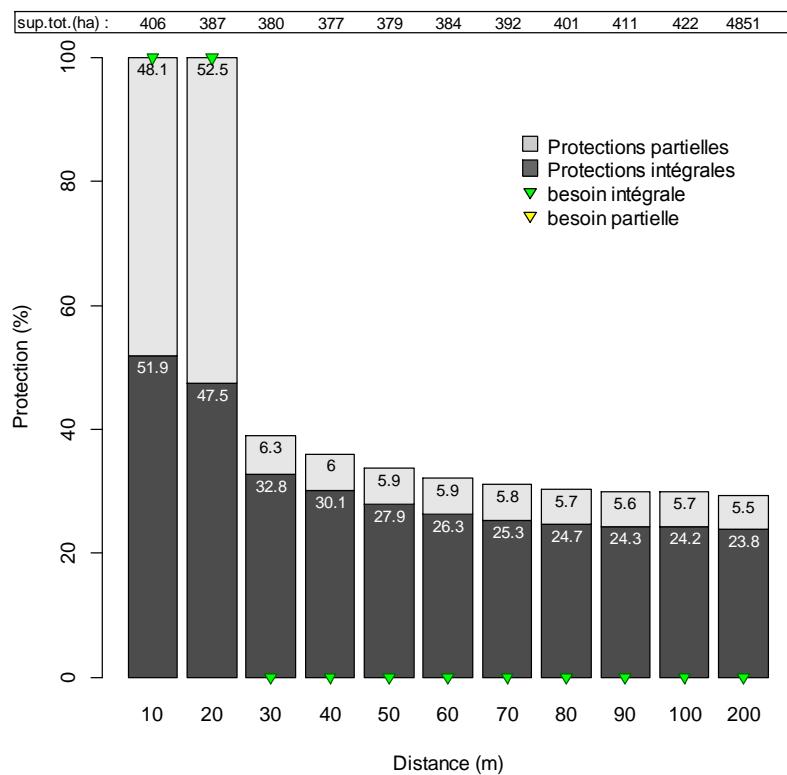
AqR_p_R11



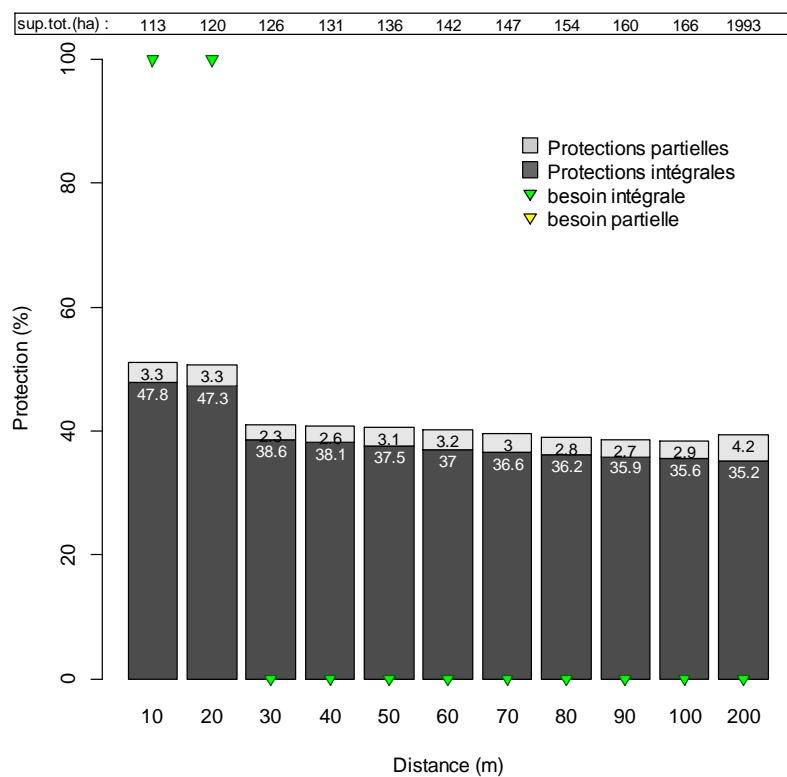
AqR_R11



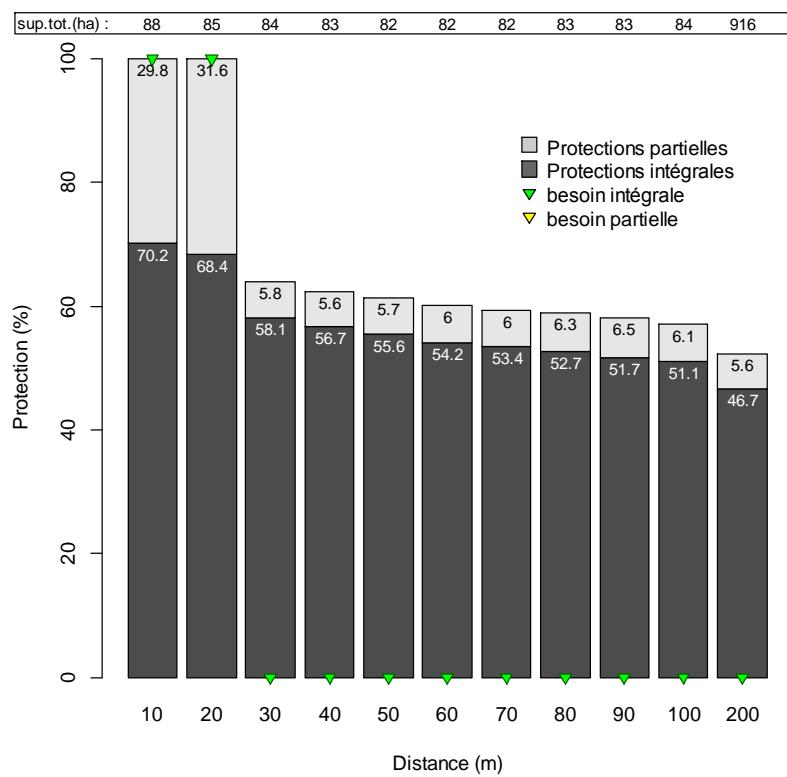
DhE_R11



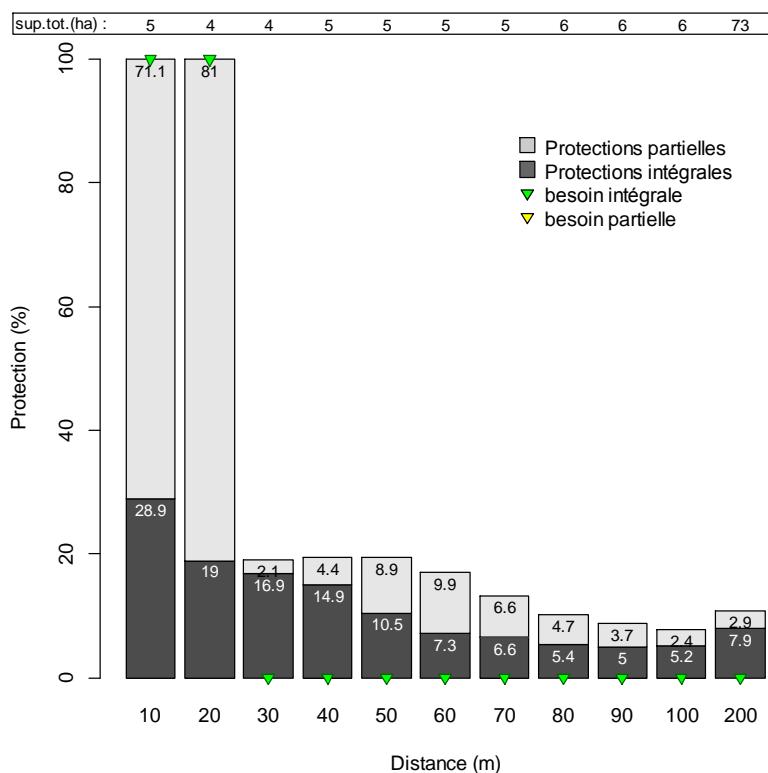
Dhl_R11



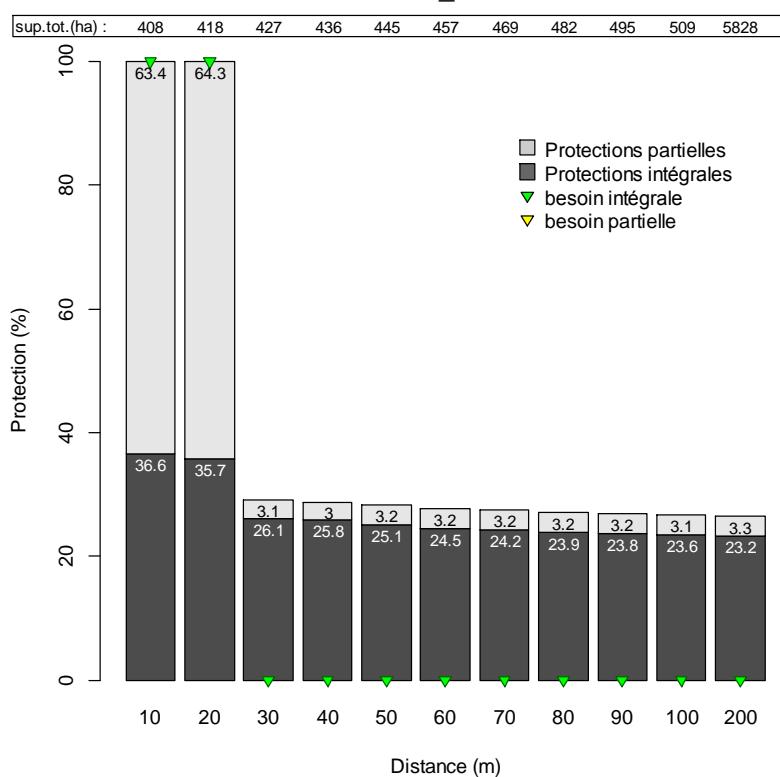
DhL_R11



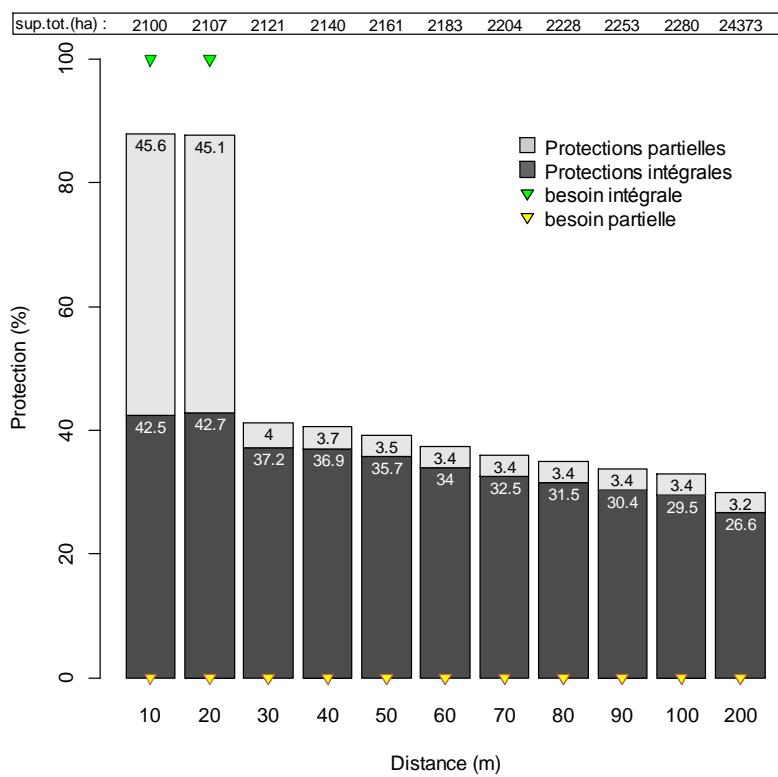
DhM_R11



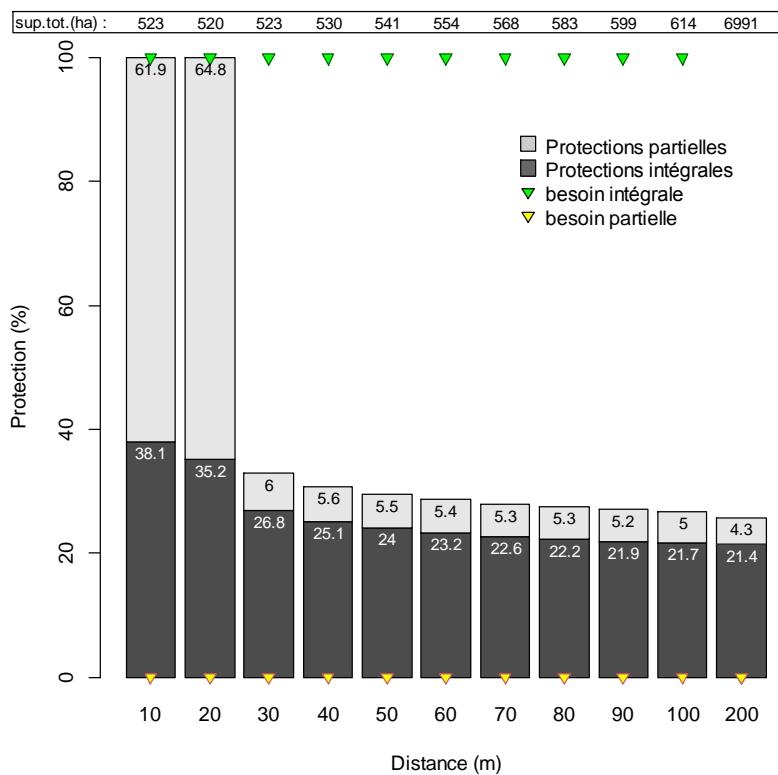
DhR_R11



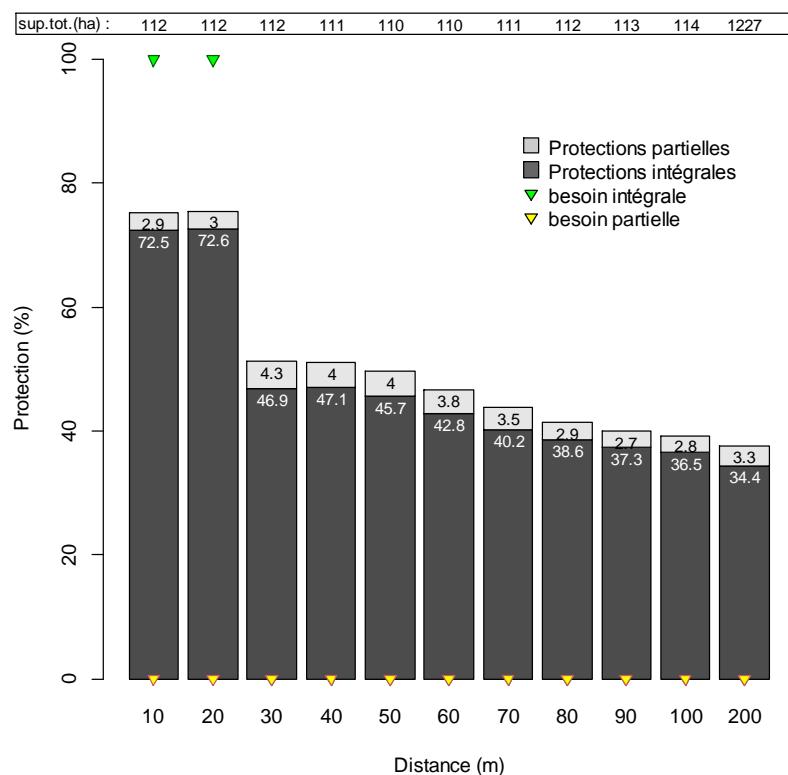
MaA_R11



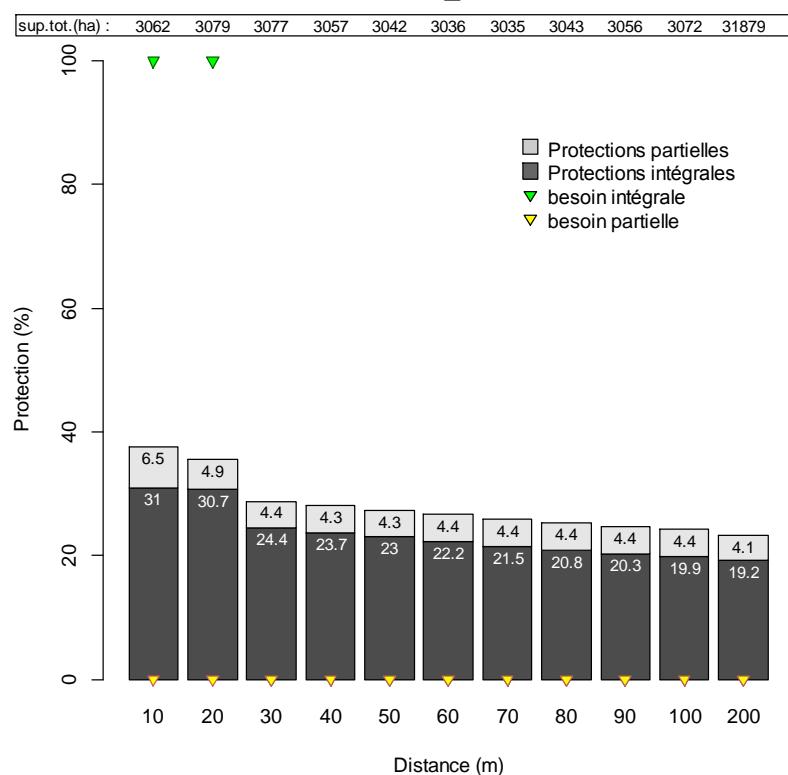
Mal_R11



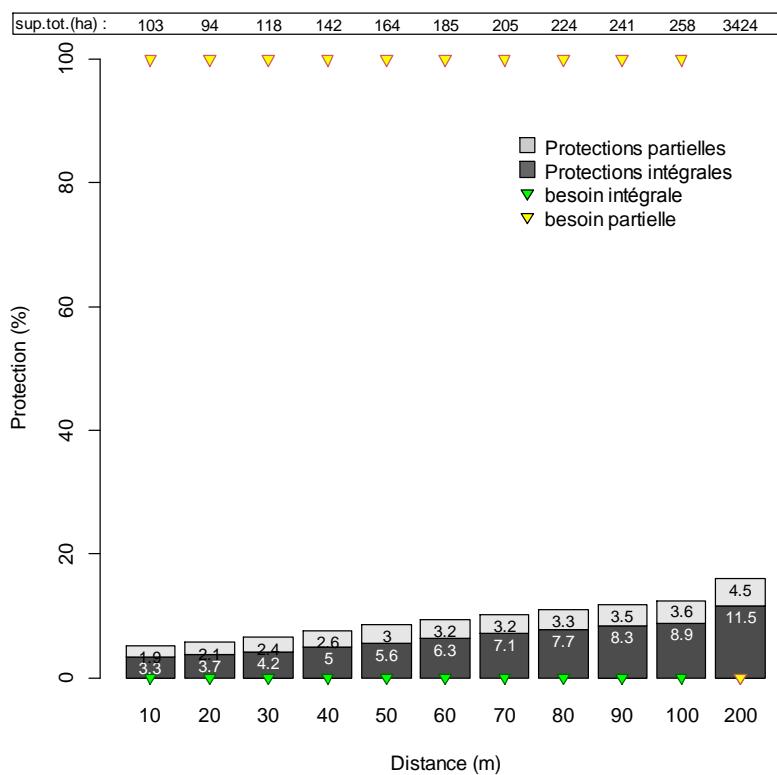
MaP_R11



MaR_R11

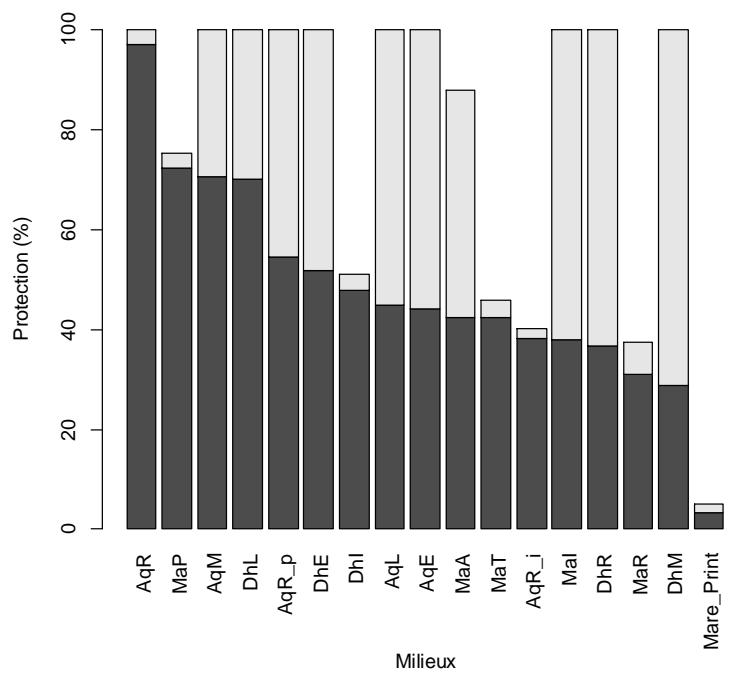
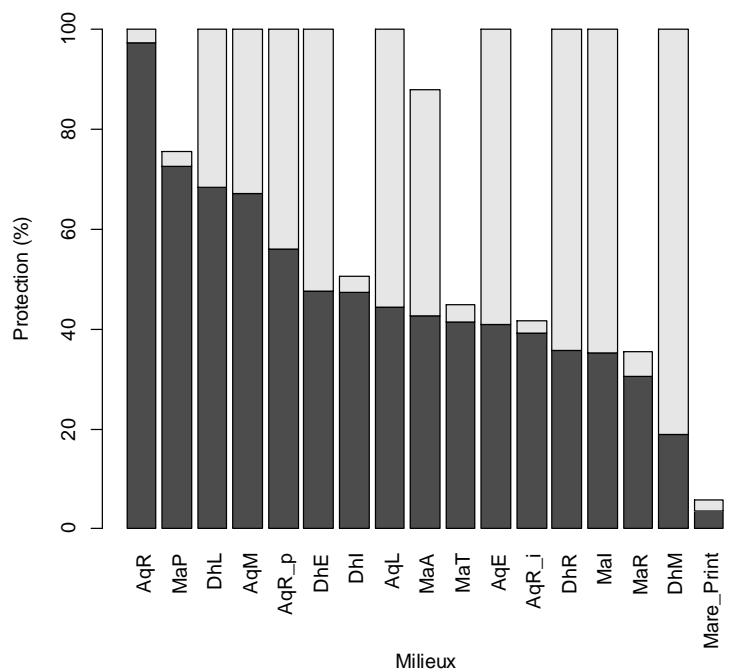


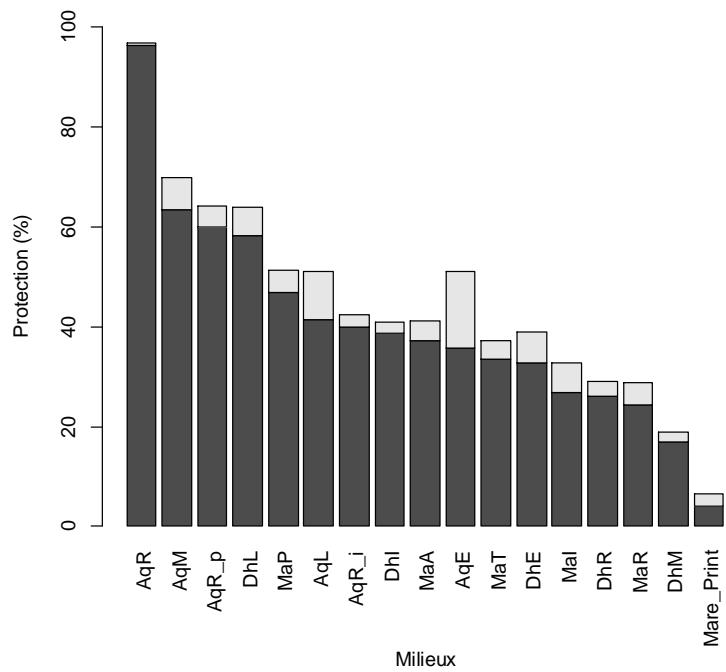
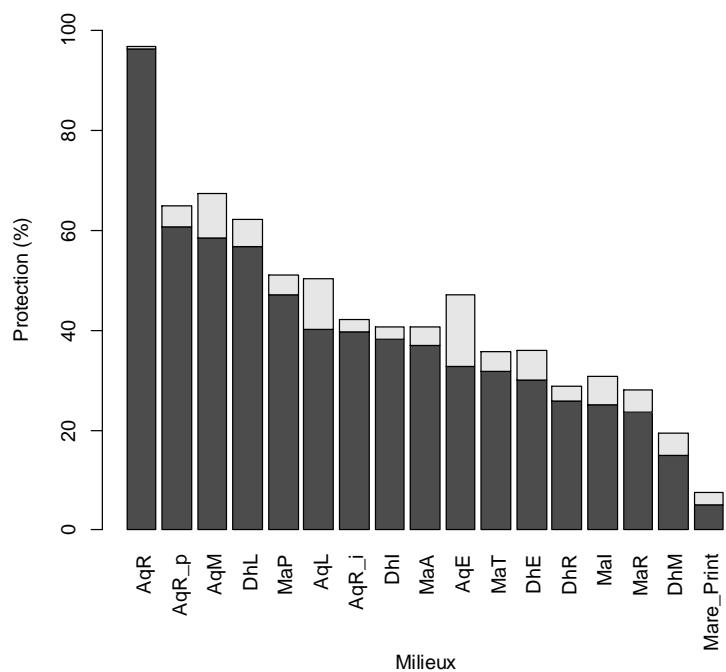
Mare_Print_R11

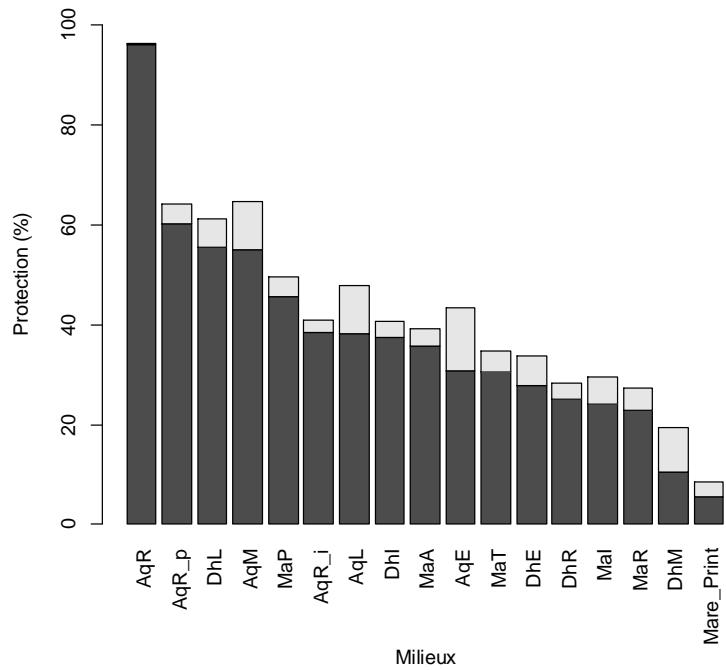
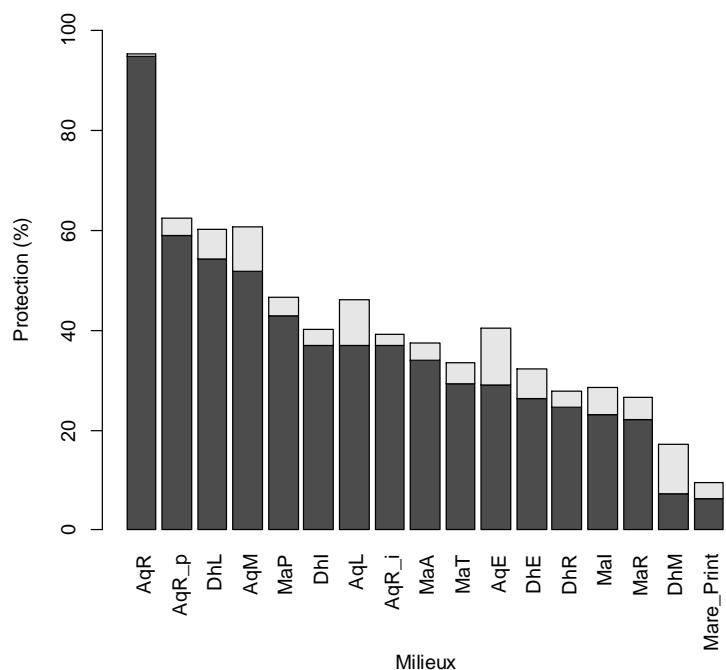


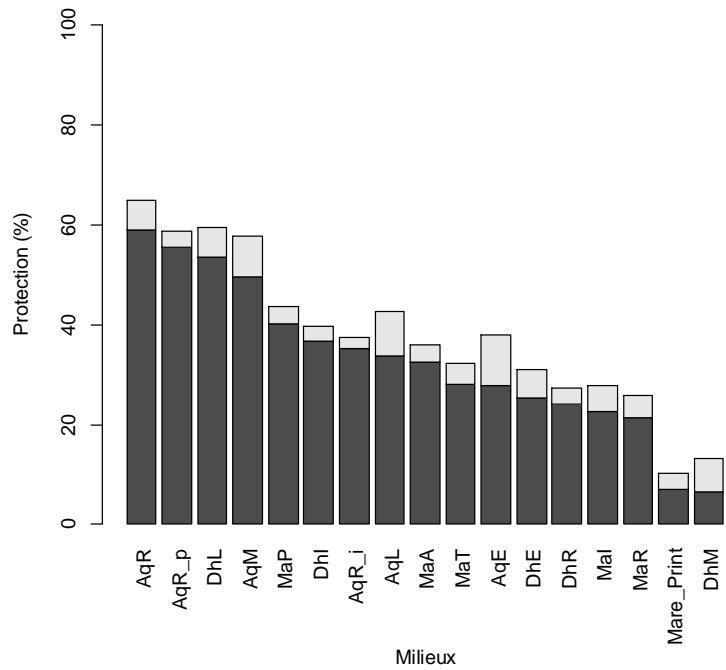
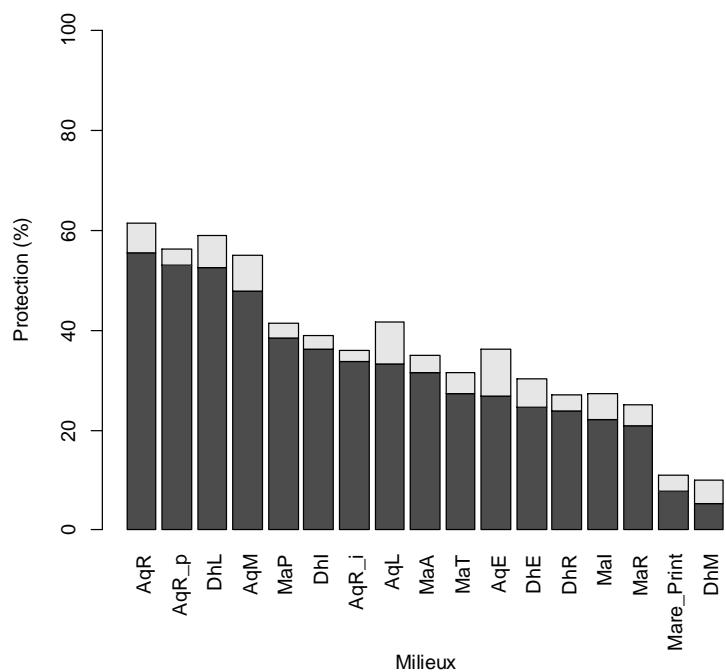
Code	Milieux riverain de
AqL	Lac
AqE	Étang
AqM	Mare
Mare_Print	Mare printanière
AqR	Rivière
AqR_p	Cours d'eau permanent
AqR_i	Cours d'eau intermittent
Mal	Marécage inondé
MaA	Marécage arbustif
MaR	Marécage arboré riche
MaP	Marécage arboré pauvre
MaT	Tourbière boisée
DhL	Dénudé humide de lac
DhE	Dénudé humide d'étang
DhM	Dénudé humide de mare
DhR	Dénudé humide de rivière
Dhl	Dénudé humide isolé

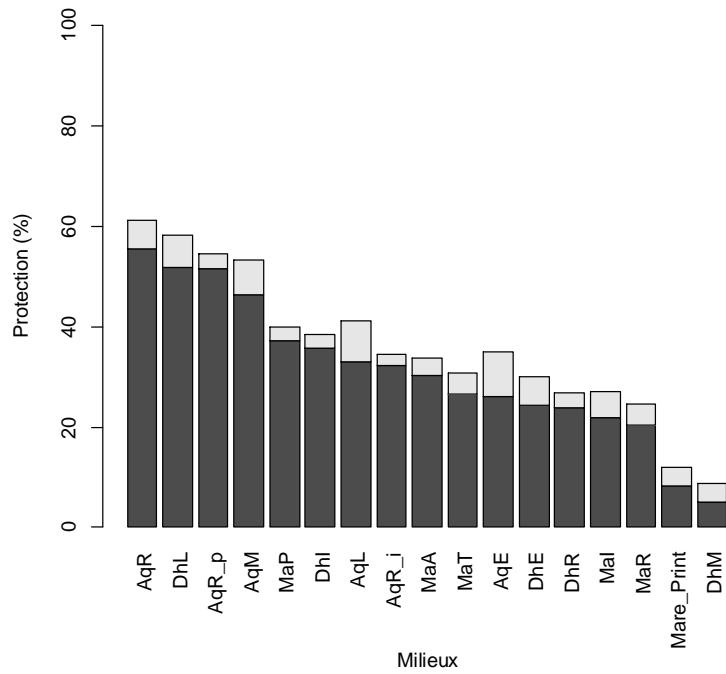
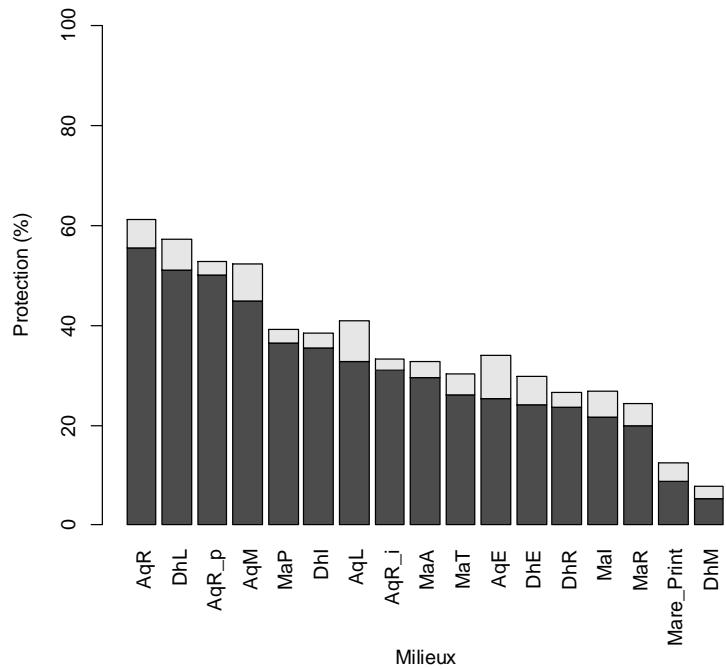
Annexe 2 : Comparaison, bande par bande, du niveau de protection totale (noir) et partielle (gris) des différents milieux riverains gaspésiens. Les milieux sont classés (ordre décroissant) en fonction du pourcentage de protection totale. Les codes identifiant les milieux sont définis à la fin de cette annexe.

Bande 0-10m**Bande 10-20m**

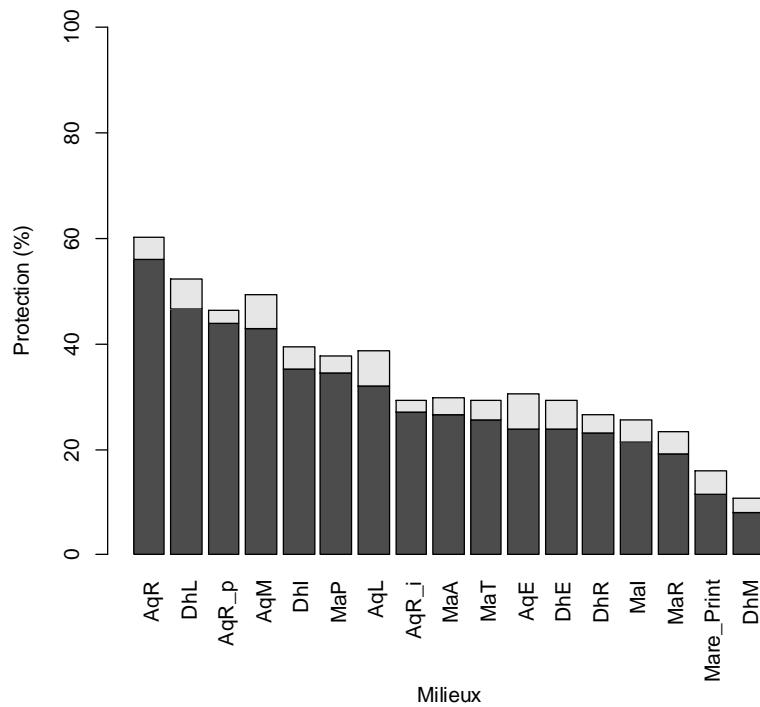
Bande 20-30m**Bande 30-40m**

Bande 40-50m**Bande 50-60**

Bande 60-70m**Bande 70-80m**

Bande 80-90m**Bande 90-100m**

Bande 100-200m



Code	Milieux riverain de
AqL	Lac
AqE	Étang
AqM	Mare
Mare_Print	Mare printanière
AqR	Rivière
AqR_p	Cours d'eau permanent
AqR_i	Cours d'eau intermittent
MaI	Marécage inondé
MaA	Marécage arbustif
MaR	Marécage arboré riche
MaP	Marécage arboré pauvre
MaT	Tourbière boisée
DhL	Dénudé humide de lac
DhE	Dénudé humide d'étang
DhM	Dénudé humide de mare
DhR	Dénudé humide de rivière
DhI	Dénudé humide isolé

Annexe 3 : Correction des résultats pour les étangs vernaux

Les étangs vernaux ont été cartographiés pour une portion de la Gaspésie par photo-interprétation d'orthophotographies couvrant les travaux de récolte forestière. Les secteurs photo-interprétés couvrent 5 % du secteur à l'étude. Leur répartition n'est toutefois pas aléatoire, compte tenu de la nature des orthophotographies. Les résultats obtenus pour la proportion des milieux riverains d'étangs vernaux sous protection partielle et totale sont donc biaisés et sous-estimés.

Pour corriger les estimations obtenues, nous les avons multipliées par un taux correspondant au rapport de la proportion de protection pour l'ensemble du territoire forestier et celle observée pour les secteurs photo-interprétés.

Territoire	% des secteurs photo-interprétés avec protection partielle ou totale	% des milieux riverains de mare printanière (100 m) avec protection partielle ou totale	% total du territoire avec protection partielle ou totale	% corrigé des milieux riverains de mare printanière (100 m) avec protection partielle ou totale
11161	26,9	12,0	28,9	12,9
11262	18,1	9,0	31,5	15,7
11263	27,9	10,0	39,0	14,0
Total	25,2	10,0	32,6	12,9

*Forêts, Faune
et Parcs*

Québec 