

Documentation des enjeux fauniques ciblés dans le cadre du processus d'identification des préoccupations et d'entérinement des enjeux aux Plans d'aménagement forestier intégré (PAFI) de la Gaspésie

Desrosiers, M., C. Lefrançois et L. Gagné

Rapport réalisé pour le compte du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

Remerciements

Cette étude a été réalisée pour le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune et a pu être effectuée grâce à son soutien financier. Nous tenons à remercier Pierre Desmeules du MRNF qui a été présent tout au long de la rédaction de ce document. Nous remercions également Martin Dorais, Valérie Bujold, Mélinda Lalonde, Annie Malenfant, Luc Gagnon et Claudel Pelletier pour leurs nombreuses suggestions et pour la révision de versions préliminaires de ce document. La contribution de Marie-Eve Bernatchez et d'Isabelle Bernatchez pour l'édition finale du document ne pourrait être oubliée ainsi que d'Olivier Norvez pour les photographies en couverture (Lynx et Orignal).

Ce document a été soumis à l'approbation des comités de documentation sur la faune terrestre et sur la faune aquatique.

Comité faune Terrestre

- François Boulanger – Société des établissements de plein air du Québec (SEPAQ)
- Christian Sergerie – Zec Cap-Chat
- Alain Poitras – Fédération québécoise des chasseurs et pêcheurs (FEDECP)
- Bermans Drouin – Réserve faunique Chic-Chocs
- Gilles Landry – Commission des ressources naturelles et du territoire (CRNT)
- Mathieu Leblanc – Conférence régionale des élu(e)s

Comité faune aquatique

- Pascal B.Huet – Fédération québécoise du Saumon Atlantique (FQSA)/ Société de Gestion de la Rivière Madeleine
- David Bourdages – Fédération des gestionnaires de rivières à saumons du Québec (FGRSQ)
- Ronald Cormier – Société de gestion de la Rivière Bonaventure
- Marc Gauthier – Société Cascapédia inc.
- Jean Roy – Société de gestion des rivières de Gaspé inc.
- Suzanne Fournier – Conseil de l'eau du Nord de la Gaspésie
- Roger Molloy – Commission des ressources naturelles et du territoire (CRNT)
- Mathieu Leblanc – Conférence régionale des élu(e)s

Pour nous contacter

Consortium en foresterie Gaspésie-Les Îles
37, rue Chrétien, bur. 26, C.P. 5 Gaspé (QC) G4X 1E1
Tél. : (418) 368-5166 Téléc. : (418) 368-0511
consortium@mieuxconnaitrelaforet.ca
www.mieuxconnaitrelaforêt.ca

Référence à citer :

Desrosiers, M, C. Lefrançois, L. Gagné. 2011. Documentation des enjeux fauniques identifiés dans le cadre du processus d'identification des préoccupations et d'entérinement des enjeux aux Plans d'aménagement forestier intégré (PAFI) de la Gaspésie. Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles, Gaspé (Québec), pour le compte du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 68 p.

Introduction générale

Dans le cadre du processus de planification forestière issu de la nouvelle loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, entrée en vigueur le 1^{er} avril 2010, le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) est responsable de l'aménagement durable et de la gestion des forêts. Cet aménagement se réalise dans le cadre d'un processus de concertation régional et se concrétise par la confection de Plans d'aménagement forestier intégré (PAFI). Ainsi, pour chaque unité d'aménagement, le PAFI est élaboré en collaboration avec la Table locale de gestion intégrée des ressources et du territoire (GIRT) de l'unité. Le but des Tables GIRT est d'assurer une prise en compte des intérêts et des préoccupations des personnes et organismes concernés par l'aménagement forestier, de fixer des objectifs locaux d'aménagement durable et de convenir des mesures d'harmonisation.

Au cours du processus de confection des PAFI, un certain nombre d'enjeux et d'objectifs fauniques ont été identifiés par les membres des Tables GIRT. Afin de traduire ces enjeux et objectifs en état souhaité de la forêt, un exercice de documentation a été entrepris. Cet exercice visait à circonscrire les enjeux d'aménagement forestier et à procurer des outils aux membres afin qu'ils soient en mesure de déterminer plus facilement les indicateurs et les cibles d'aménagement à considérer dans la démarche enjeux – solutions qui sous-tend la production des PAFI.

Pour atteindre cet objectif, deux comités de documentation des enjeux fauniques (terrestre et aquatique) ont été formés. Ces comités sont composés de membres des Tables GIRT issus du secteur faunique, de représentants de la Commission sur les ressources naturelles et le territoire (CRNT) et appuyés par des représentants du MRNF.

Par la suite, le travail de documentation a été confié au Consortium en Foresterie Gaspésie-Les-Îles. Pour chacun des enjeux identifiés par les comités, le mandat du Consortium consistait à :

- Réaliser une description comprenant notamment le contexte régional, les attentes des intervenants, une revue de littérature précisant les besoins de l'espèce (ou du groupe d'espèces) en terme d'habitat, une revue des impacts (favorables ou défavorables) de l'aménagement forestier (travaux en forêt et voirie) sur l'habitat, etc.
- Traduire la situation souhaitée à l'aide d'indicateurs facilement mesurables représentant un état de la forêt ou des infrastructures forestières et comparer l'état souhaité de ces indicateurs avec leur situation actuelle lorsque l'information est disponible.

Le présent rapport rassemble, sous forme de fiches, le travail de documentation portant sur les six enjeux prioritaires par les comités de documentation des enjeux fauniques, terrestre et aquatique. Il convient de mentionner que ces fiches doivent être considérées avant tout comme des outils d'aide à la décision de la démarche enjeux – solutions. Les résultats qui y sont présentés sont le reflet des informations disponibles au moment de leur rédaction.

Table des matières

Introduction générale	ii
Table des matières	iii
Liste des figures	v
Liste des tableaux.....	vi
Qualité de l’habitat aquatique et de l’habitat du saumon Atlantique (lisière riveraine)	1
Origine de l’enjeu.....	1
Description de l’enjeu	1
Importance de la végétation riveraine sur la qualité de l’habitat aquatique et du saumon atlantique ..	2
Contexte régional actuel : balises encadrant la gestion des bandes riveraines	3
Analyse des caractéristiques influençant l’efficacité des lisières riveraines	4
Détermination des indicateurs	5
État souhaité des indicateurs.....	5
État actuel des indicateurs.....	5
Bibliographie	7
Qualité de l’habitat aquatique et de l’habitat du saumon Atlantique (cours d’eau intermittents et têtes de coulées).....	10
Origine de l’enjeu.....	10
Description de l’enjeu	10
Contexte régional: protection des ruisseaux intermittents en Gaspésie	12
Analyse.....	14
Détermination de l’indicateur.....	15
État souhaité	15
État actuel	16
Problématique connexe.....	16
Bibliographie	17
Équilibre du régime hydrique (débits de pointe).....	20
Origine de l’enjeu.....	20
Description de l’enjeu : influence de la végétation forestière sur le régime hydrique	20
Contexte régional actuel : balises encadrant les aires équivalentes de coupe	21
Analyse.....	23
Détermination des indicateurs	24
État souhaité des indicateurs.....	24
État actuel des indicateurs.....	25

Bibliographie	26
Équilibre du régime hydrique, qualité de l'habitat aquatique et qualité de l'habitat du saumon Atlantique (voirie forestière)	28
Origine de l'enjeu.....	28
Description de l'enjeu : Impacts potentiels de la voirie forestière.....	28
Contexte régional actuel: encadrement de la voirie forestière.....	30
Analyse.....	31
Détermination de l'indicateur.....	32
État souhaité.....	33
État actuel.....	33
Problématique connexe.....	33
Bibliographie	35
Qualité de l'habitat de l'orignal	37
Origine de l'enjeu.....	37
Description de l'enjeu	37
Analyse.....	39
Détermination des indicateurs	42
État souhaité.....	45
État actuel.....	47
Récapitulatif	54
Bibliographie.....	55
Qualité de l'habitat des animaux à fourrure (lynx).....	58
Origine de l'enjeu.....	58
Description de l'enjeu	58
Analyse.....	59
Détermination des indicateurs	62
État souhaité.....	63
État actuel.....	64
Bibliographie.....	65

Liste des figures

- Figure 1** Configuration de la tête des bassins versants; (A) convergence de l'écoulement; (B) canalisation graduelle; (C) canalisation abrupte. Les zones grises correspondent aux secteurs où le ruissellement est drainé vers les cours d'eau intermittents 12
- Figure 2.** Proportion (%) des peuplements présentant un couvert d'alimentation de haute qualité pour l'original tel que déterminé à partir des cartes écoforestières du 4^e programme d'inventaire forestier du MRNF pour chaque Unité territoriale de référence (UTR) 50
- Figure 3.** Proportion (%) des peuplements présentant un couvert d'alimentation de moyenne et haute qualité pour l'original tel que déterminé à partir des cartes écoforestières du 4^e programme d'inventaire forestier du MRNF pour chaque Unité territoriale de référence (UTR) 50
- Figure 4.** Proportion (%) des peuplements présentant un couvert de protection de moyenne et haute qualité pour l'original tel que déterminé à partir des cartes écoforestières du 4^e programme d'inventaire forestier du MRNF pour chaque Unité territoriale de référence (UTR) 54

Liste des tableaux

Tableau 1 Largeurs rapportées dans la littérature permettant d'assurer les fonctions des lisières riveraines.....	05
Tableau 2 : Risque d'impact des opérations forestières sur l'équilibre du régime hydrique en fonction de l'aire équivalente de coupe.....	24
Tableau 3. Proportion (%) des peuplements forestiers présentant les caractéristiques d'un couvert d'alimentation pour l'original tel que déterminé à partir des cartes écoforestières du 4 ^e programme d'inventaire forestier du MRNF pour chaque Unité territoriale de référence (UTR) de l'unité d'aménagement (UA) 11262.....	47
Tableau 4. Proportion (%) des peuplements forestiers présentant les caractéristiques d'un couvert d'alimentation pour l'original tel que déterminé à partir des cartes écoforestières du 4 ^e programme d'inventaire forestier du MRNF pour chaque Unité territoriale de référence (UTR) de l'unité d'aménagement (UA) 11261.....	48
Tableau 5. Proportion (%) des peuplements forestiers présentant les caractéristiques d'un couvert d'alimentation pour l'original tel que déterminé à partir des cartes écoforestières du 4 ^e programme d'inventaire forestier du MRNF pour chaque Unité territoriale de référence (UTR) de l'unité d'aménagement (UA) 11263.....	49
Tableau 6. Proportion (%) des peuplements forestiers présentant les caractéristiques d'un couvert de protection pour l'original tel que déterminé à partir des cartes écoforestières du 4 ^e programme d'inventaire forestier du MRNF pour chaque Unité territoriale de l'unité d'aménagement (UA) 11261.51	
Tableau 7. Proportion (%) des peuplements forestiers présentant les caractéristiques d'un couvert de protection pour l'original tel que déterminé à partir des cartes écoforestières du 4 ^e programme d'inventaire forestier du MRNF pour chaque Unité territoriale de l'unité d'aménagement (UA) 11262.52	
Tableau 8. Proportion (%) des peuplements forestiers présentant les caractéristiques d'un couvert de protection pour l'original tel que déterminé à partir des cartes écoforestières du 4 ^e programme d'inventaire forestier du MRNF pour chaque Unité territoriale de l'unité d'aménagement (UA) 11263.53	
Tableau 9 : Caractéristiques des peuplements de haute qualité pour la chasse.....	62

Qualité de l'habitat aquatique et de l'habitat du saumon Atlantique (bande riveraine)

- Objectif :** Limiter les impacts des activités forestières sur la qualité de l'habitat aquatique et du saumon de l'Atlantique.
- Aspect priorisé :** État de la lisière riveraine qui permet de contrôler les impacts des activités forestières sur la qualité de l'habitat aquatique et du saumon de l'Atlantique.

Origine de l'enjeu

Étant donné leurs besoins élevés en termes de qualité d'habitat, le comité considère le maintien de la qualité de l'habitat aquatique et du saumon de l'Atlantique (*Salmo salar* L.) comme un enjeu faunique prioritaire. En plus du saumon de l'Atlantique, les rivières et lacs gaspésiens abritent d'autres espèces, dont le touladi, l'omble de fontaine, l'omble chevalier et l'éperlan arc-en-ciel et l'anguille d'Amérique (SFPO, 2002).

Les interventions menées en forêt peuvent affecter les composantes de l'écosystème aquatiques (RADF, 2011). Le comité tient donc à s'assurer que les stratégies d'aménagement forestier qui seront adoptées et les activités forestières qui en découleront permettront d'assurer la conservation d'un habitat aquatique de qualité suffisante pour maintenir un habitat de qualité pour l'ensemble de la biodiversité aquatique gaspésienne. La gestion des bandes riveraines est, selon le comité, un des aspects à prioriser pour l'atteinte de cet objectif. Le comité tient donc à ce que les bandes riveraines fassent l'objet d'une gestion adéquate dans le cadre de la planification des opérations forestières.

Description de l'enjeu

Besoin des salmonidés en termes d'habitat

Les salmonidés ont des besoins importants en termes de qualité d'habitat. Leurs frayères nécessitent un tronçon de cours d'eau recouvert de gravier propre et où le débit est bon. Un tel milieu assure un approvisionnement constant en eau propre, fraîche et bien oxygénée, caractéristiques essentielles au succès de la reproduction. Les températures optimales se situent entre 7°C et 15°C. De même, on observe un fort taux de mortalité lorsque la concentration en oxygène passe sous 2mg/L, particulièrement chez les juvéniles (Brown, 1982 in Roberge, 1996). Les caractéristiques nécessaires à la fraie le sont également pour l'alimentation. Les salmonidés se nourrissent principalement d'insectes (production secondaire). La production d'algues (production primaire), dont dépendent les insectes, est donc un critère de qualité d'habitat. Les insectes qui tombent de la végétation surplombant le cours d'eau sont également consommés.

En somme, les salmonidés ont besoin d'une combinaison de diverses conditions : un approvisionnement adéquat en nourriture, des concentrations appropriées d'oxygène dissous et une eau fraîche, claire et propre.

Importance de la végétation riveraine sur la qualité de l'habitat aquatique et du saumon atlantique

Sédimentation et stabilisation des berges

Il est important de limiter la sédimentation puisque celle-ci augmente la turbidité de l'eau (Saint-Jacques et Richard, 1998), affecte la biodiversité aquatique (Anderson, 1996; Coulombe-Pontbriand et Lapointe, 2004; Jones III et *al.*, 1999), modifie le substrat (Cederholm et *al.* 1981 *in* St-Onge et *al.*, 2001) et diminue la qualité des frayères (Coulombe-Pontbriand et Lapointe, 2004). Les racines de la végétation riveraine ont la capacité de retenir une partie des eaux de ruissellement et de fonte des neiges, de résister à l'érosion produite par le courant, de stabiliser les sols et la végétation et d'amortir l'impact mécanique des pluies (Castelle et *al.*, 1994). Bref, elles préviennent l'érosion des berges, une problématique en forêt boréale (Hetherington, 1987 *in* St-Onge et *al.*, 2001), et retiennent les sédiments provenant des parterres de coupes. En plus de l'érosion des berges, les principales sources de sédimentation sont l'affaissement des sols situés en pente abrupte, les glissements de terrain et l'érosion de surface (St-Onge et *al.*, 2001).

La récolte en elle-même, génère peu de sédiments (Roberge, 1996). L'efficacité des bandes augmente en fonction de leur largeur et diminue en fonction de la pente (Castelle et *al.*, 1994). De même, les bandes riveraines sont plus efficaces avec les petits cours d'eau à la tête d'un réseau hydrographique (Dillaha et Inamdar, 1997). La durée et l'intensité des impacts de la sédimentation dépendent de plusieurs facteurs : les types de pratiques forestières, la géologie et la pente du bassin versant, le gradient et la topographie du cours d'eau, les forces hydrauliques et le climat (Salo et Cundy, 1987; St-Onge et *al.*, 2001).

Contrôle de la température de l'eau

La température est le facteur clé des activités biologiques dans les écosystèmes aquatiques. Le couvert forestier permet de limiter le réchauffement de l'eau, surtout au niveau des ruisseaux et des rivières (St-Onge et *al.*, 2001) en limitant l'impact des rayons solaires sur la surface de l'eau et en refroidissant l'eau de surface et l'eau souterraine. Dans les petits cours d'eau ou dans les portions plus ombragées, le déboisement de la végétation riveraine entraînerait une augmentation de la température consécutive à l'augmentation de l'incidence lumineuse (Murphy et *al.*, 1986). Pour les lacs, l'ombre fournie par la lisière riveraine n'est pas le seul aspect important pour le contrôle de la température, la température de l'eau qui les alimente étant plus cruciale (Seto, 2005).

De plus, la végétation riveraine augmente la température moyenne hivernale (Murphy et Milner 1997 *in* St-Onge 2001) et stabilise la température quotidienne. Les fluctuations quotidiennes peuvent affecter la vie aquatique, notamment pour les espèces inaptées à supporter de grandes variations, tels les salmonidés (St-Onge et *al.*, 2001).

Le maintien d'une bande riveraine adéquate permet de diminuer l'effet du déboisement sur la température de l'eau (Roberge, 1996; Burns 1972; Brown et Binkley 1994). Une largeur de bande équivalente à la hauteur à maturité du peuplement adjacent serait nécessaire à la préservation du climat (température, humidité, vent) à l'intérieur de la bande riveraine (Moore et *al.*, 2005). Or, le maintien de ce climat est essentiel à celui de la température des cours d'eau.

Maintien des composantes chimiques

Le retrait du couvert végétal entraîne une modification chimique des cours d'eau, qui ne peut être totalement compensée par le maintien d'une bande riveraine (Seto, 2005; Carignan et al., 2000). Néanmoins, Seto (2005) remarque que la proportion des coupes dans les premiers 100 m bordant le réseau hydrographique a une plus forte influence sur la qualité de l'eau en termes de pH et d'éléments chimiques que celle sur l'ensemble du bassin versant.

De plus, la conservation de la végétation riveraine, en permettant de maintenir la température de l'eau, empêche une réduction des concentrations d'oxygène (Brown, 1983 *in* St-Onge 2001). Au Québec, la mesure protectrice des bandes riveraines de 20 m spécifiée par le RNI semble suffisante pour maintenir les concentrations en oxygène. Selon les travaux de Plamondon et al. (1982; 1993 *in* Roberge 1996; Seto, 2005) sur la Côte-Nord, en Haute-Mauricie, en Abitibi, dans la région de Charlevoix et dans la région de Mont-Laurier, aucune diminution significative des concentrations en oxygène n'était observée dans les situations où les bandes riveraines étaient maintenues et lors de coupes partielles.

Maintien des productivités primaire et secondaire

La production primaire est à la base du réseau trophique (Roberge, 1996; St-Onge et al., 2001) : elle limite la biomasse et la productivité d'un système aquatique entier. C'est d'ailleurs, avec les débris de la végétation riveraine (Saint-Jacques et Richard, 1998), la source de nourriture des communautés zooplanctoniques et benthiques (espèces vivant au fond d'un plan d'eau), qui composent la production secondaire. Le retrait de la végétation riveraine produit une diminution des communautés primaires et secondaires, cette réduction étant moins marquée lorsqu'une bande de plus de 10 m est conservée le long des cours d'eau (Culp et Davis, 1983; Studinski, 2010). L'éclairement, la température de l'eau, la disponibilité des nutriments, la nature du substrat et le transport sédimentaire ont tous une influence sur la production primaire (Roberge, 1996; Culp et Davis, 1983). Une bande boisée maintenant ces caractéristiques et limitant la mobilité sédimentaire garderait les productivités primaires et secondaires des cours d'eau à leur niveau initial (Roberge, 1996; Studinski, 2010).

Contexte régional actuel : balises encadrant la gestion des bandes riveraines

Règlement sur les normes d'interventions (RNI) et futur Règlement sur l'aménagement durable des forêts (RADF)

Le Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'état (RNI), mis à jour en 2011, contient des spécifications visant à maintenir la qualité de l'eau. Le RNI stipule le maintien d'un réseau permanent de bandes boisées de 20 m adjacents à tous les cours d'eau et plans d'eau permanents et de 60 m en bordure des rivières à saumons. Des modalités existent pour les ouvertures et les opérations dans les bandes riveraines.

Le ministère révisé actuellement le RNI pour obtenir un nouveau Règlement sur l'aménagement durable des forêts (RADF). Ce règlement, qui entrera en vigueur en avril 2013, s'appuie sur les connaissances actuelles pour ajuster les dispositions du RNI. Les largeurs du RNI seront toujours en vigueur dans le nouveau règlement, de même que l'interdiction d'entrer dans les bandes avec de la machinerie.

Analyse des caractéristiques influençant l'efficacité des lisières riveraines

Intégrité des sols à l'intérieur de la bande riveraine

Broadmeadow et Nisbet (2004) et Plamondon (1982) remarquent que, dans les zones riveraines, le sol est particulièrement vulnérable à l'orniérage et que la sédimentation des cours d'eau est beaucoup plus importante lorsque la machinerie a accès à l'intérieur des bandes. Le RNI et le futur RADF ne permettent d'ailleurs pas le passage de la machinerie à l'intérieur des bandes riveraines.

Continuité de la bande riveraine

Les bandes lisières riveraines sont plus efficaces lorsqu'elles sont continues (Hawes et Smith, 2005; Jones et al., 1999; Lynch et Corbett, 1990; Bourque et Pomeroy, 2001). De petites ouvertures peuvent annuler l'effet de la bande lisière (Lynch et Corbett, 1990) et diminuer l'abondance des salmonidés (Jones et al., 1999). Néanmoins, Jones et al. (1999) considèrent qu'une ouverture limitée à un kilomètre peut constituer une perturbation mineure, attendu que l'amont et l'aval sont largement boisés, bien qu'ils ne puissent statuer sur l'impact de plusieurs ouvertures. La réglementation actuelle et le futur RADF ne mentionnent pas explicitement que la bande riveraine doit être continue, mais ils contiennent des modalités en ce qui a trait aux ouvertures permises.

Largeur de lisière bande à conserver

L'efficacité des bandes riveraines augmente en fonction de leur largeur (Broadmeadow et Nisbet, 2004; Moore et al., 2005; Gagnon et Gangbazo, 2007). Pour ce qui est du maintien de la température (Plamondon, 1993 in Jofre 2004), de l'oxygène dissous (Plamondon, 1982; 1993 in Roberge, 1996; Seto, 2005) et de la prévention de la sédimentation (Plamondon, 1982; Curry et al., 2002 in Broadmeadow et Nisbet, 2004), la bande de 20 m prescrite par le RNI et le futur RADF semble assurer une protection suffisante. Cette largeur constituerait également le minimum nécessaire pour limiter les risques de chablis à l'intérieur des bandes riveraines (Pollock et Kennard, 1998). Ruel (2001) n'observe d'ailleurs pas de différence au niveau de la proportion de chablis entre des bandes de 20 m et de plus larges.

Cependant, Castelle et al. (1994), Davis et Nelson (1994), Newbold et al. (1980) et Kiffney et al. (2003) considèrent que les lisières de 30 m constitueraient le minimum nécessaire pour la protection des composantes biologiques des cours d'eau. Tremblay Rivard (2007) corrobore cette affirmation en observant une modification du régime alimentaire de l'omble de fontaine lors de l'application du RNI malgré le maintien de la production primaire et secondaire à son niveau initial. Hawes et Smith (2005) remarquent d'ailleurs que, dans le cas où une largeur unique est appliquée, elle devrait dépasser 30 m.

Finalement, pour limiter la sédimentation, des augmentations de largeurs de bandes devraient être considérées en fonction de la topographie du terrain (Plamondon, 1982; St-Onge et al., 2001; Castelle et al. 1994; Hawes et Smith, 2005; Dillaha et Inamdar, 1997; Salo et Cundy, 1987; Kneeshaw et Bourgeois, 2003; Macdonald et al., 2003). L'idée fait son chemin au Québec puisque la table régionale de la faune du Bas-St-Laurent considère également que les largeurs de bandes riveraines devraient être modulables en fonction des conditions locales et des préoccupations émises. L'Ontario, Washington, l'Oregon, la Caroline du sud et la Californie utilisent des facteurs spécifiques au site, comme la pente, pour définir la largeur de la bande. D'autres considèrent que des augmentations de largeur de bandes seraient souhaitables en fonction de l'importance des cours d'eau. La réserve faunique des Laurentides (RFL) souhaite moduler le RNI pour assurer la protection des frayères d'importance et des cours d'eau jugés

prioritaires, par exemple les cours d'eau plus productifs, plus riches en espèces ou abritant des espèces menacées.

Tableau 1. Largeurs rapportées dans la littérature permettant d'assurer les fonctions des bandes riveraines

Fonctions de la lisière riveraine	Largeurs (m)
Maintien de la température	15 à 70
Production primaire et secondaire	10 à 50
Contrôle de la sédimentation	15 à 100
Apport de bois mort	15 à 30,5

Détermination des indicateurs

La **largeur de la bande riveraine** est un indicateur que le comité souhaite considérer. En effet, bien que la réglementation actuelle comprenne des modalités concernant cet indicateur, elles pourraient être sujettes à l'amélioration. Néanmoins, la réglementation actuelle permet de conserver l'intégrité des sols et l'apport de débris ligneux lors des opérations forestières. De plus, son application devrait permettre de maintenir la continuité de la bande lisière. Le comité considère donc que le **respect de la réglementation actuelle** est également un indicateur de l'intégrité des bandes lisières riveraines.

État souhaité des indicateurs

Indicateur 1 : Largeur des bandes riveraines

L'application d'une largeur de 20 m permet de maintenir la température de l'eau, le niveau d'oxygène, la production primaire et secondaire et de limiter la sédimentation. Cependant, au vu des connaissances actuelles et des conditions montagneuses présentes sur le territoire, il serait souhaitable de prévoir une augmentation de largeur des bandes en fonction de la topographie du terrain. De plus, comme les bandes de 30 m permettraient d'assurer une meilleure protection des composantes biologiques, les cours d'eau importants, autres que ceux considérés comme rivière à saumon, bénéficieraient d'un élargissement de leur bande. Les cours d'eau plus productifs, plus riches en espèces ou abritant des espèces menacées pourraient entrer dans cette catégorie. La largeur des bandes riveraines des rivières à saumon devrait être maintenue.

Indicateur 2 : Respect de la réglementation actuelle

Un respect de 100 % des dispositions, autres que la largeur à conserver, concernant les bandes riveraines présentes dans la réglementation actuelle devrait être appliqué. De plus, en aucun cas la largeur de la lisière ne devrait être moindre que celle prescrite par la réglementation actuelle.

État actuel des indicateurs

Indicateur 1 : Largeur des bandes riveraines

Actuellement, la largeur en vigueur est de 20 mètres sans circulation avec récolte partielle pour tous les cours d'eau permanents. En 2005, cette situation était atteinte dans 97% des cas (MRNF, 2008). Les rivières à saumons bénéficient d'une protection intégrale de 60 mètres. En 2005, la protection dans le

cas des rivières à saumon était conforme aux normes dans 99% des cas (MRNF, 2008). Dans le cas de la Gaspésie, la liste des rivières à saumon ou parties de rivières à saumon (déterminée en vertu de la Loi sur les forêts article 28.2) correspond à l'habitat aquatique occupé par le saumon, en fonction de données d'inventaire saumon.

Indicateur 2 : Respect de la réglementation actuelle

Depuis 1999, le ministère effectue chaque année un suivi de l'application du RNI qui comprend une vérification de la conformité des rives et cours d'eau. En 2005, le taux de conformité des activités réalisées dans la lisière boisée des rivières à saumon a atteint 99 % (MRNF, 2008). Cette même année, pour les lacs et les autres cours d'eau, la conformité des pratiques dans la bande boisée était de 97 % (MRNF, 2008). Finalement, les pratiques qui peuvent causer des perturbations (passer avec la machinerie dans les lisières, laisser des déchets ligneux dans le cours d'eau et laver la machinerie à moins de 60 m du cours d'eau) avaient une conformité de 92 % en 2005 (MRNF, 2008). Pour les trois aspects, le taux de conformité a augmenté avec le temps. Il semble donc que la réglementation actuelle soit appliquée dans la majorité des cas.

Bibliographie

Anonyme. 1986. Règlement sur les normes d'interventions dans les forêts du domaine de l'État. Mis à jour le 1^{er} février 2011.

Anonyme. 1994. Forests as nonpoint sources of pollution and effectiveness of best management practices. Rapport technique. 59 p.

Anonyme. 1988. Timber management guidelines for the protection of fish habitat. Ontario Ministry of natural resources. 22 p.

Anonyme. 2005. Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier: suivi des consultations publiques - synthèse. Ministère des Ressources naturelles, de l'Environnement et des Parcs, Direction de l'environnement forestier. Québec. 21 p.

Anonyme. 2005. Objectif de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier. Plans généraux d'aménagement forestier 2007-2012. Ministère des Ressources naturelles, de l'Environnement et des Parcs, Direction de l'environnement forestier. Québec.

Anonyme. 2008. Conformité aux normes de protection du milieu aquatique. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Consultation en ligne le 28 mars 2011. <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/enligne/forets/criteres-indicateurs/3/321/impression.asp>

Anonyme. 2010. Consultation sur l'aménagement durable des forêts – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 104 p.

Anonyme. 2011. Bilan de la situation du saumon atlantique dans la région de la Gaspésie en 2010. Direction générale de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2 p.

Anderson, P. G. 1996. Sediment generation from forestry operations and associated effects on aquatic ecosystems. Forest-Fish Conference: Land management practices affecting aquatic ecosystems, Calgary, Alberta.

Bourque, C. P.-A. et J. H. Pomeroy. 2001. "Effects of forest harvesting on summer stream temperatures in New Brunswick, Canada: an inter-catchment, multiple-year comparison." *Hydrology and earth system sciences* **5**(4): 599-613.

Broadmeadow, S. et T. R. Nisbet. 2004. "The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice." *Hydrology and earth system sciences* **8**(3): 286-305.

Brown, T. C. et D. Binkley 1994. Effect of management on water quality in North American forests, USDA forest service: 31 p.

Burns, J. W. 1972. "Some effects of logging and associated road construction on northern California stream" *Transaction of the American fisheries society* **101**(1).

Carignan, R., P. D'Arcy et S. Lamontagne. 2000. "Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes." *Canadian journal of Fisheries and Aquatic sciences* **57**: 105-117.

Castelle, A. J., A. W. Johnson et C. Conolly. 1994. "Wetland and stream buffer size requirements - A review." *Journal of environmental quality* **23**: 878-882.

- Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité. 2010. Enjeux de biodiversité de l'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides. Rapport du comité scientifique sous la direction de N. Thiffault. Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune: vii+147 p.
- Coulombe-Pontbriand, M. et M. Lapointe. 2004. "Geomorphic controls, riffle substrate quality, and spawning site selection in two semi-alluvial salmon rivers in the Gaspé Peninsula, Canada." *River research and application* **20**: 577-590.
- Culp, J. M. et R. W. Davis. 1983. An assessment of the effects of streambank clear-cutting on macroinvertebrate communities in a managed watershed. Fisheries and aquatic sciences. Nanaimo, British Columbia.
- Dillaha III, T.A. et S.P. Inamdar. 1997. Buffer zones as sediment traps or sources. Pages 33-42 in Haycock, N., T. Burt, et al. 1997. Buffer zones: their processes and potential in water protection. H. a. limited: 334 pages.
- Davis, P. E. et M. Nelson 1994. "Relationships between riparian buffer widths and the effects of logging on stream habitat, invertebrate community composition and fish abundance." *Australian journal of marine and freshwater research*. **45**: 1289-1305.
- Fédération québécoise pour le saumon atlantique 2004. Mémoire sur la gestion du saumon atlantique au Québec: 105 pages.
- Gagnon, É. et G. Gangbazo. 2007. Efficacité des bandes riveraines : analyse de la documentation scientifique et perspectives. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec: 17 p.
- Hawes, E. et M. Smith. 2005. Riparian buffer zones: functions and recommended widths, Yale school of forestry and environmental studies: 15 p.
- Jofre, P. 2004. Caractéristiques physiques et chimiques de l'eau durant 6 ans après la récolte en forêt boréale, forêt Montmorency. Faculté de foresterie et de géomatique. Québec, Université Laval. **M.Sc.:** 116 p.
- Jones III, E. B. D., G. S. Helfman, J.O. Harper et P.V. Bolstad. 1999. "Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams." *Conservation biology* **13**(6): 1454-1465.
- Kiffney, P. M., J. S. Richardson et J.P. Bull. 2003. "Responses of periphyton and insects to experimental manipulation of riparian buffer width along forest streams." *Journal of applied ecology* **40**: 1060-1076.
- Kneeshaw, D. et L. Bourgeois. 2003. Evaluation of the link between forest operations laws and the sustainable forest management indicators in Alberta, Ontario and Québec, Sustainable forest management network: 84 p.
- Lynch, J. A. et E. S. Corbett. 1990. "Evaluation of best management practices for controlling nonpoint pollution from silvicultural operations." *American water resources association* **26**(1): 41-52.
- Macdonald, J. S., E. A. MacIsaac et H.E. Herunter. 2003. "The effect of variable-retention riparian buffer zones on water temperatures in small headwater streams in sub-boreal forest ecosystems of British Columbia." *Canadian journal of forest research* **33**: 1371-1382.
- Moore, R. D., D. L. Splittlehouse et A. Story. 2005. "Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: a review." *Journal of the American water resources association* **41**(4): 813-834.

- Murphy, M. L., J. Heifetz, S.W. Johnson, K.V. Koski et J.F. Thedinga. 1986. "Effects of clear-cut logging with and without buffer strips on juvenile salmonids Alaskan streams." *Canadian journal of Fisheries and Aquatic sciences* **43**: 1521-1533.
- Newbold, J. D., D. C. Erman et K.B. Roby. 1980. "Effects of logging on macroinvertebrates in streams with and without buffer strips." *Canadian journal of Fisheries and Aquatic sciences* **37**: 1076-1085.
- Plamondon, A. P. 1982. "L'influence de l'exploitation forestière sur la concentration des particules dans les petits cours d'eau de la Beauce, Québec." *Géographie physique et Quaternaire* **36**(3): 315-325.
- Plamondon, A. P. 1982. "Augmentation de la concentration des sédiments en suspension suite à l'exploitation forestière et durée de l'effet." *Canadian journal of forest research* **12**: 883-892.
- Pollock, M. M. et P. M. Kennard. 1998. A low-risk strategy for preserving riparian buffers needed to protect and restore salmonid habitat in forested watersheds of Washington State. Y. I. 10. Bainbridge Island, Washington: 36 p.
- Roberge, J. 1996. Impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique : revue et analyse de documentation. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Québec: 76 p.
- Ruel, J.-C. 2001. Recent developments in windthrow research in Quebec. *In* Mitchell, S. J. et J. Rodney. 2001. Windthrow Assessment and Management in British Columbia. University of British Columbia and Forestry continuing studies network. 234 p.
- Saint-Jacques, N. et Y. Richard. 1998. Développement d'un indice de qualité de la bande riveraine : application à la rivière Chaudière et mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique. d. d. é. a. Ministère de l'Environnement et de la Faune. Québec. 52 p.
- Salo, E. O. et T. W. Cundy. 1987. Streamside management: Forestry and fishery interactions. Washington, University of Washington. 32 p.
- Seto, M. 2005. Effet de l'exploitation forestière sur la qualité de l'eau en forêt boréale. Faculté de foresterie et de géomatique, Département des sciences du bois et de la forêt. Québec, Université Laval. **M.Sc.:** 76 p.
- Société de la faune et des parcs du Québec. 2002. Plan de développement régional associé aux ressources fauniques de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine. Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, New Richmond, 164 p.
- St-Onge, I., P. Bérubé et P. Magnan. 2001. "Effets des perturbations naturelles et anthropiques sur les milieux aquatiques et les communautés de poissons de la forêt boréale : rétrospective et analyse critique de la littérature." *Le Naturaliste canadien* **125**: 81-95.
- Studinski, J. M. 2010. The effects of riparian tree intensity and woody debris addition on biotic and abiotic stream characteristics. College of Agriculture, natural resources and design, West Virginia University. 98 p.
- Tremblay Rivard, I. 2007. Impacts des coupes forestières sur l'alimentation de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et la structure trophique de lacs en forêt boréale, Université du Québec à Chicoutimi. **M.Sc.:** 61 p.

Qualité de l'habitat aquatique et de l'habitat du saumon Atlantique (cours d'eau intermittents et têtes de coulées)

Objectifs : Limiter les impacts des activités forestières sur l'habitat aquatique et l'habitat du saumon.

Aspect priorisé : Décrire l'état de la forêt en bordure de cours d'eau intermittents et de têtes de coulées permettant de limiter les impacts potentiels des activités forestières.

Origine de l'enjeu

Le comité de documentation sur la faune aquatique considère le maintien de la qualité de l'habitat aquatique, et plus particulièrement de l'habitat du saumon Atlantique (*Salmo salar L.*), comme un enjeu faunique prioritaire. Le comité tient à s'assurer que les stratégies d'aménagement forestier qui seront adoptées et les activités forestières qui en découleront permettront d'assurer le maintien d'un habitat aquatique de qualité. La gestion des cours d'eau intermittents est, selon le comité de documentation, un des aspects à prioriser pour l'atteinte de cet objectif. Les cours d'eau intermittents, souvent situés à la tête des bassins versants, influencent l'ensemble du réseau hydrographique. Le comité tient à s'assurer que les ruisseaux intermittents seront encadrés par une protection adéquate qui sera prise en compte dans le cadre de la planification des interventions forestières. Le comité a choisi de prioriser le saumon Atlantique puisqu'il requiert un habitat aquatique de grande qualité qui répond aux besoins d'autres espèces de poisson également jugées prioritaires (omble fontaine ou truite mouchetée (*Salvelinus fontinalis*), omble chevalier ou quassa (*Salvelinus alpinus oquassa*) etc.). Les objectifs suivants découlent donc de la priorisation des enjeux : (1) limiter les impacts des activités forestières sur la qualité de l'habitat aquatique et (2) limiter les impacts des activités forestières sur la qualité de l'habitat du saumon.

Description de l'enjeu

Rôle écologique des cours d'eau intermittents

Les cours d'eau intermittents se caractérisent par un écoulement discontinu, conditionné par les précipitations et la fonte des neiges. Leur lit est à sec durant certaines périodes de l'année (Hotte et Quirion, 2003). Souvent situés à la tête de cours d'eau permanents, les cours d'eau intermittents exercent un rôle écologique significatif pour la préservation de la qualité de l'eau, la réduction des risques d'érosion et la régulation du transport sédimentaire (Gomi *et al.*, 2002; Alexander *et al.*, 2007; Nadeau et Rains, 2007; Fritz *et al.*, 2008). En plus de constituer l'habitat de plusieurs microinvertébrés, de poissons et d'amphibiens, ils contrôlent une grande partie de l'apport en nutriments vers l'aval du bassin versant (Potvin *et al.*, 1997; Gomi *et al.*, 2002; Cummins et Wilzbach, 2005). La matière organique (débris organiques fins, feuilles, débris ligneux) provenant des rives est intégrée aux cours d'eau intermittents puis transportée vers les cours d'eau permanents (Fritz *et al.*, 2006). Cet apport constitue une source importante de nourriture pour la faune aquatique (Gomi *et al.*, 2002; Cummins et Wilzbach, 2005). Une modification du ruissellement, de l'écoulement et de l'infiltration des eaux peut entraîner, en période de crue, une augmentation de la quantité de sédiments produits et transportés par les

ruisseaux intermittents ayant pour effet de changer la morphologie et la structure riveraine des cours d'eau principaux, ce qui peut avoir une incidence majeure sur les frayères (Potvin *et al.*, 1997; Gomi *et al.*, 2002; Fritz *et al.*, 2008; Nadeau et Rains, 2007). Les cours d'eau intermittents servent également de voie migratoire entre deux habitats et sont utilisés au printemps par certaines espèces comme site de reproduction (Labbe et Fausch, 2000; Wigington *et al.*, 2006).

Les cours d'eau intermittents sont étroitement reliés à la quantité et à la qualité de l'eau circulant dans les cours d'eau permanents (Alexander *et al.*, 2007). Le maintien d'un habitat aquatique de qualité pour le saumon de l'Atlantique, comme pour d'autres espèces de la faune aquatique, ne se limite donc pas à la protection des cours d'eau fréquentés par celui-ci, mais également à la mise en place de stratégies permettant le maintien des fonctions écologiques de l'ensemble des cours d'eau intermittents en tête des bassins versants (Labbe et Fausch, 2000; Cummins et Wilzbach, 2005; Alexander *et al.*, 2007).

Identification et répartition spatiale des ruisseaux intermittents

Malgré que l'importance des ruisseaux intermittents soit maintenant reconnue, leur identification et leur localisation posent encore aujourd'hui certains défis. Des travaux récents rapportent le manque de précision des cartes forestières à grande échelle quant au tracé des cours d'eau de faible importance, particulièrement pour les tronçons de tête. Certains cours d'eau intermittents ne sont donc pas cartographiés et des erreurs de classification entre cours d'eau intermittents et permanents peuvent survenir (Bren, 1995; Lee et Barker, 2004; Lee et Barker, 2005; Lowe et Likens, 2005; Fritz *et al.*, 2006; Bertrand, 2007). Cette imprécision rend moins fiable la planification cartographique des bandes de protection riveraines des cours d'eau intermittents. Il est donc nécessaire d'apporter de nombreux ajustements lors de la mise en œuvre sur le terrain afin de demeurer conforme à la réglementation (Bertrand, 2007).

Même une fois sur le terrain, les cours d'eau intermittents ne sont pas toujours aisément identifiables (Hassan *et al.*, 2005; Fritz *et al.*, 2006). A sec, un cours intermittent est reconnaissable par son lit qui présente un délavage du sol et une absence de végétation. Si le ravinement est perceptible sur un terrain en pente, il peut être difficile de le détecter en terrain plat en raison du faible lessivage (Hotte et Quirion, 2003). De plus, puisque les ruisseaux intermittents sont créés par le rassemblement graduel d'eau de ruissellement et d'eau de fonte des neiges, leur limite est difficilement identifiable (Paybins, 2003; Fritz *et al.*, 2006) (figure 1). Une étude de Paybins (2003) menée dans la zone appalachienne de la Virginie indique que la superficie drainée en amont d'un cours d'eau intermittent au printemps serait en moyenne de 5,9 ha.

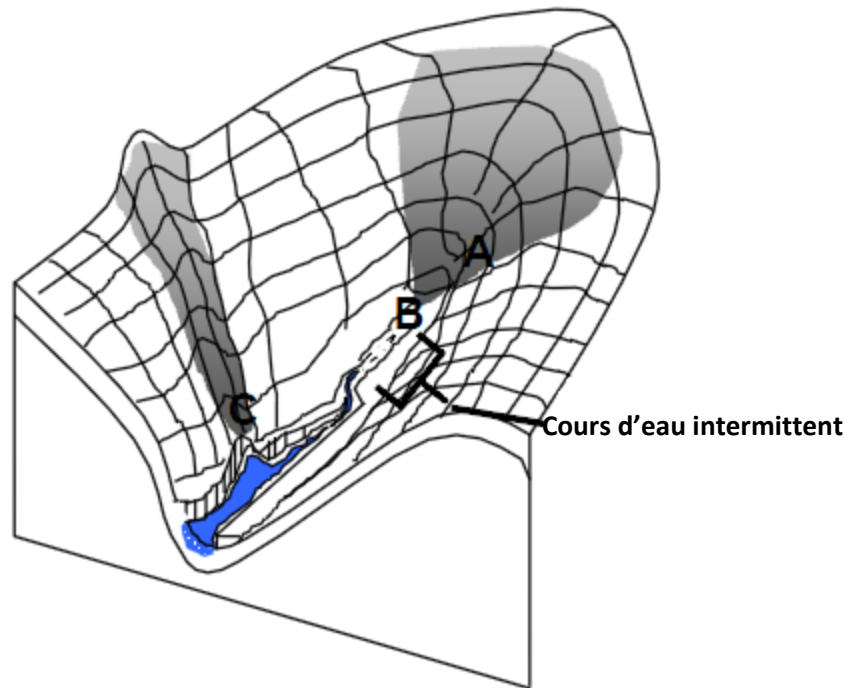


Figure 1. Configuration de la tête des bassins versants; (A) convergence de l'écoulement; (B) canalisation graduelle; (C) canalisation abrupte. Les zones grises correspondent aux secteurs où le ruissellement est drainé vers les cours d'eau intermittents (adapté de Fritz *et al.*, 2006).

Les ruisseaux intermittents occupent une place importante dans le réseau hydrographique (Hudson et d'Anjou, 2001; Bertrand 2007; Gomi *et al.*, 2002). Dans le sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune (pourtour de la péninsule gaspésienne) les ruisseaux intermittents forment au moins 41,3 % du réseau hydrographique, dont 23,3 % se situent dans des milieux fragiles au regard de la classe de drainage. Dans la sapinière à bouleau blanc de l'est (région du centre de la Gaspésie), les ruisseaux intermittents comptent pour 40,3 % du réseau hydrographique, dont 10,6 % se situeraient dans des milieux fragilisés par le type de drainage (Bertrand, 2007).

Contexte régional: protection des ruisseaux intermittents en Gaspésie

Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'état (RNI) et futur Règlement sur l'aménagement durable des forêts (RADF)

La gestion des cours d'eau intermittents pose un réel défi d'aménagement forestier : ils sont nombreux et forment un réseau dense (Gomi *et al.*, 2002, Hudson et d'Anjou, 2001). Par conséquent, les ruisseaux intermittents font l'objet d'une réglementation spécifique, différente de celle qui encadre les cours d'eau permanents. Dans le Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (RNI), l'article 7 indique que *Nul ne peut passer avec une machine servant à une activité d'aménagement forestier sur une bande de terrain d'une largeur de 5 m de chaque côté d'un cours d'eau à écoulement intermittent sauf pour la construction, l'amélioration ou l'entretien d'un chemin, pour le creusement d'un fossé de drainage à des fins sylvicoles ou pour la mise en place ou l'entretien d'infrastructures.* Cette mesure vise à éviter l'apport de sédiments, à réduire l'érosion du sol, ainsi qu'à éviter l'orniérage et la compaction du sol par les engins forestiers. L'article 17 indique que *Nul ne peut construire un chemin dans une aire de concentration d'oiseaux aquatiques dans les 30 m d'un cours d'eau à écoulement*

intermittent. Cette mesure vise à préserver la qualité des milieux aquatiques et à éviter l'apport de sédiments (MRNF, 2006).

Le futur Règlement sur l'aménagement durable des forêts (RADF) prévoit un renforcement de ces mesures de protection. D'une part, la bande sans circulation en bordure des cours d'eau intermittents devrait être portée à une largeur de 8 m. La récolte demeure possible dans cette bande de terrain en s'assurant que le tapis végétal et les souches sont préservés. D'autre part, le futur RADF prévoit l'interdiction de la construction ou l'amélioration de chemins multiusages dans les 30 m entourant un cours d'eau à écoulement intermittent, qu'il soit ou non situé dans une aire de concentration d'oiseaux aquatiques (MRNF, 2010).

Ententes d'harmonisation adoptées en Gaspésie

En plus de la réglementation prévue dans le RNI, des mesures d'harmonisation touchant les ruisseaux intermittents ont été adoptées pour la Gaspésie dans les plans généraux d'aménagement forestier (PGAF) de 2008 à 2013. Ces ententes portent sur deux aspects. D'une part, les ruisseaux cartographiés intermittents qui sont en réalité des ruisseaux permanents sont considérés comme tels au niveau de l'application du RNI. D'autre part, la bande de protection de 5 mètres doit être prolongée sur une longueur de 20 mètres après la fin de la partie visible du ruisseau intermittent le long de l'axe principal.

Autres modèles de protection des cours d'eau intermittents

La réglementation encadrant les ruisseaux intermittents est encore à définir dans plusieurs régions, autant aux États-Unis qu'ailleurs au Canada. Bien que les ruisseaux intermittents ne fassent pas l'objet d'un encadrement légal dans toutes les régions, des saines pratiques (*Best Management Practices*) sont recommandées pour leur protection dans plusieurs états et provinces. Ces pratiques ont été répertoriées afin de situer le niveau de protection des ruisseaux intermittents en Gaspésie par rapport aux normes en vigueur dans d'autres régions, également basées sur les recommandations d'experts.

Saines pratiques recommandées aux États-Unis

Dans la plupart des États pour lesquels la documentation a pu être consultée, les cours d'eau intermittents sont protégés par une bande riveraine minimale de 7,5 m (25 pieds). Cette largeur est modulable selon l'inclinaison de la pente (6 m additionnels pour chaque tranche de 10 % de pente, soit environ 30 m pour une pente de 40 %). Les interventions permises dans ces bandes varient d'un État à l'autre. Dans certains États, la bande riveraine consiste en une zone d'exclusion des chemins forestiers, des sentiers de débardage et d'empilements de bois (Kentucky) (Stringer *et al.*, 1998), alors qu'ailleurs on recommande le maintien d'un couvert forestier intégral (Tennessee Department of Agriculture, 2003). Dans la plupart des États documentés (Californie, Caroline du Sud, Mississippi, Maine, Georgie), la bande riveraine protégeant les cours d'eau intermittents consiste en une bande où les arbres sont récoltés, mais où le tapis végétal et le sol demeurent intacts (South Carolina Forestry Commission, 1994; Maine Forest Service, 2003; Cummins et Wilzbach, 2005; Mississippi Forestry Commission, 2008; Georgia Forestry Commission, 2009). Les arbres sont prélevés de manière à éviter la perturbation des rives et du lit du cours d'eau (Californie, Caroline du Sud, Mississippi, Maine, Georgie). Certains États recommandent que la protection des cours d'eau intermittents soit équivalente à celle des cours d'eau permanents si des poissons y sont présents, même durant une courte période (Californie) (Cummins et Wilzbach, 2005).

Saines pratiques recommandées ailleurs au Canada

En Colombie-Britannique, le niveau de protection des cours d'eau dépend de la présence de poissons (continue ou non et quelle que soit la phase du cycle de vie), sans qu'une discrimination ne soit faite entre cours d'eau permanent et intermittent. Les cours d'eau qui sont spatialement discontinus ou qui ne présentent pas de chenal défini ne sont pas protégés par une bande riveraine. Si le poisson est présent dans un cours d'eau dont la largeur est inférieure à 1,5 m, on recommande une bande riveraine d'au moins 30 m. Si le poisson est absent, on recommande une bande de 30 m pour les ruisseaux dont la largeur est supérieure à 3 m, et une bande de 20 m pour les cours d'eau d'une largeur inférieure à 3 m. À l'intérieur de cette bande, la construction de route est interdite et la perturbation du sol et de la végétation de sous-bois doit être évitée. Un minimum de 10 % de couvert arborescent doit être maintenu en priorisant la rétention d'arbres peu susceptibles aux chablis. Toutefois, si les risques de chablis sont élevés, la coupe totale est autorisée. Au contraire, lorsque le cours d'eau est relié à un cours d'eau où le poisson est présent, un plus grand nombre de tiges doit être maintenu dans la bande riveraine (British Columbia Ministry of Environment, 2010).

En Ontario également la protection des cours d'eau intermittents varie avec la présence de poisson. En effet, lorsque le poisson y est présent, un ruisseau intermittent est protégé par une bande riveraine semblable à celle d'un cours d'eau permanent. On suggère de maintenir une bande de protection de 30 m de large où un couvert intégral est maintenu en bordure du cours d'eau (largeur modulable en fonction des risques de chablis) (Ontario Ministry of Natural Resources., 1988).

Au Manitoba, les cours d'eau intermittents se jetant dans un cours d'eau où le poisson est présent sont protégés par une bande de protection de 7 m de large qui peut être récoltée, mais où la machinerie lourde est exclue. Les ruisseaux intermittents non reliés à un cours d'eau fréquenté par le poisson ne sont pas protégés par une bande riveraine (Manitoba conservation, 1998).

En Alberta, il est recommandé d'éviter la construction de routes, l'empilage de bois et l'exposition du sol dans les 30 m bordant un cours d'eau intermittent. À moins de recommandations spécifiques, les arbres peuvent être récoltés dans cette zone en évitant toute perturbation du lit du cours d'eau, de la végétation au sol et des arbustes bordant le cours d'eau. Dans les 20 m adjacents au cours d'eau, la machinerie lourde ne peut opérer que durant les périodes de gel ou les périodes sèches (Alberta Environment Protection, 1994).

Analyse

Effacité des mesures de protection des cours d'eau intermittents

Une étude menée en Colombie-Britannique sur l'efficacité de bandes riveraines soumises à différents types d'intervention (protection intégrale du couvert, coupe partielle, coupe totale, largeur variable de la bande), le long de cours d'eau d'au moins 3 m de large (intermittents ou permanents), montre qu'il n'existe pas de différence significative de la qualité de l'habitat aquatique entre les différents types de bandes riveraines. Chatwin *et al.*, (2001) montre que, tous types d'interventions confondus, 8 % des cours d'eau étudiés avaient été modérément perturbés lors de la coupe ou par des chablis survenus dans les 2 à 3 années suivant la coupe (aucun n'aurait montré de signes de perturbation élevée). Les bandes riveraines avec coupe partielle présentaient un nombre de perturbations du chenal d'écoulement plus élevé que les bandes riveraines avec protection intégrale ou avec coupe totale. Dans l'ensemble, 46 % des bandes riveraines ont été marquées par un chablis, desquels 16 % ont eu un impact sur le cours d'eau. Les cours d'eau protégés par des bandes riveraines avec coupe totale n'avaient pas connu davantage de modification que les cours d'eau avec bandes de protection intégrale

pour les variables testées (perturbation directe du lit et des berges, obstruction du cours d'eau, perte d'ombrage et apport de matière organique). Or, les bandes avec coupe totale sont associées à une perte d'ombrage pouvant avoir un effet sur la température de l'eau (non mesuré dans l'étude). Les auteurs estiment que la végétation de sous-bois laissée en place permettrait de maintenir la température de ces cours d'eau de faible largeur. Dans l'ensemble, quel que soit le traitement appliqué, la majorité des petits cours d'eau étudiés ne montraient pas de signes de détérioration dans les deux à trois années suivant la coupe. Ces résultats doivent être mis en perspective sur la base de leur durée (deux à trois ans après la coupe) et des caractéristiques géographiques de la région d'étude (plateaux culminants généralement à une altitude inférieure à 1 000 m, incisés par des cours d'eau formant des vallées en pente douce).

Les modalités du RADF constituent une protection comparable à celle recommandée dans d'autres régions du Canada et des États-Unis. La bande de protection interdisant le passage de machinerie, portée à 8 m, semble une mesure de protection adéquate des cours d'eau intermittents. Le RADF donne des balises précises et est facilement applicable dans le cadre de la planification forestière. Le maintien d'une partie ou de la totalité du couvert arborescent sur une bande d'une largeur de 8 m peut entraîner des risques de chablis qui pourraient obstruer les cours d'eau intermittents (Hudson et D'anjou, 2001). D'autre part, une bande de protection où le sol, la litière et la végétation arbustive sont maintenus suffirait à éliminer l'apport de sédiments dans le cours d'eau (Chatwin et al., 2001; Neary et al., 2010). La réduction de l'apport de matière organique qui peut survenir suite à une coupe totale serait locale et ne serait pas significative à l'échelle du bassin versant si l'écoulement du cours d'eau n'est pas entravé (Chatwin et al., 2001).

L'entente d'harmonisation assurant le prolongement de la bande de protection sur une longueur de 20 mètres après la fin de la partie visible du ruisseau intermittent offre une protection supplémentaire pertinente. En limitant la circulation de machinerie au niveau du drainage naturel en amont d'un cours d'eau intermittent, cette mesure vise à réduire les risques d'érosion causant un apport de sédiments dans les cours d'eau situés en aval. L'application de cette saine pratique facilite également la délimitation de la localisation du début d'un ruisseau intermittent (Fritz et al., 2006).

Au regard de la protection en vigueur en Colombie-Britannique et dans certains États américains (Ex. : Californie), une attention particulière devrait être donnée aux cours d'eau intermittents se jetant directement dans les cours d'eau fréquentés par le saumon. Les balises actuelles encadrant la protection de l'ensemble des cours d'eau intermittents semblent néanmoins offrir à ceux-ci une protection minimale adéquate.

Détermination de l'indicateur

Dans l'ensemble, le futur RADF et les ententes d'harmonisation en vigueur en Gaspésie répondent aux objectifs de limiter les impacts des activités forestières sur l'habitat aquatique et sur la qualité de l'habitat du saumon Atlantique. Ainsi, la proportion de ruisseaux intermittents protégés conformément au futur RADF et aux ententes d'harmonisation en place en Gaspésie est un indicateur permettant de mesurer le niveau d'atteinte des objectifs.

État souhaité

Au vu des connaissances actuelles, les objectifs de limiter les impacts des activités forestières sur l'habitat aquatique et sur la qualité de l'habitat du saumon en lien avec les cours d'eau intermittents devraient donc être atteints si une protection conforme au futur RADF et aux ententes d'harmonisation

est appliquée. L'état souhaité est donc d'atteindre une proportion de 100 % de ruisseaux intermittents protégés conformément au futur RADF et aux ententes d'harmonisation en place en Gaspésie. Les ententes d'harmonisation actuellement en vigueur devraient donc être reportées dans les plans d'aménagement forestiers de 2013 à 2018.

État actuel

Depuis 1999, le Ministère effectue chaque année un suivi de l'application du RNI qui comprend une vérification de la conformité des rives et cours d'eau (MRNF, 2008). Cette vérification se fait aléatoirement suivant un échantillonnage et est effectuée par le biais d'un formulaire permettant d'identifier les cas les plus fréquents de non-conformité. Pour la région de la Gaspésie - Îles-de-la-Madeleine, le taux de conformité des rives et des cours d'eau au RNI auraient atteint 96 % en 2005 (MRNF, 2008). Cette statistique inclut l'ensemble des bandes riveraines et ne se limite donc pas aux cours d'eau intermittents. Il semble néanmoins que la réglementation actuellement en vigueur soit appliquée de manière adéquate dans la très grande majorité des coupes forestières actuellement effectuées sur le territoire.

Problématique connexe

Bien que des mesures encadrent adéquatement la protection des cours intermittents en Gaspésie, leur identification peut parfois être problématique. Le tracé des ruisseaux intermittents se réajuste continuellement et un écoulement intermittent peut se transformer en écoulement continu, et vice versa. La précision cartographique n'est donc pas suffisante pour assurer l'identification de tous les cours d'eau intermittents. Pour pallier à cette imprécision, l'utilisation de photographies aériennes à grande échelle lors de la planification des opérations est une voie à explorer. D'autre part, il serait important de documenter précisément les caractéristiques physiques des cours d'eau intermittents (lessivage, profondeur du chenal, etc.) afin d'élaborer une grille d'identification simple permettant de faciliter le travail une fois sur le terrain (Bertrand, 2007).

Bibliographie

- Alberta Environment Protection. 1994. Alberta timber Harvest planning and operating ground rules. Ministère de l'Environnement de l'Alberta, Calgary. 57 p.
- Alexander, R.B., E.W. Boyer, R.A. Smith, G.E. Schwartz et R.B. Moore. 2007. The role of headwater streams in downstream water quality. *Journal of the American Water Resources Association* **43** (1): 41-59.
- Bertrand, N. 2007. Importance et caractéristiques des milieux forestiers riverains et humides au Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Gouvernement du Québec. 53 p.
- Bren, L. J.. 1995. Aspects of riparian buffer strips and its significance for forestry operations. *Forest Ecology and Management* **75**: 1-10.
- British Columbia Ministry of Environment. 2010. Forest and range practices act – forest planning and practices regulation. British Columbia Ministry of Environment.
En ligne: http://www.bclaws.ca/EPLibraries/bclaws_new/document/ID/freeside/12_14_2004 (consulté le 23 mars 2011).
- Chatwin, S.P., G. Tschaplinski, G. Mc Kinnon, N. Winfield, H. Goldberg et R. Scheerer. 2001. Assesment of the condition of small fish-bearing streams in the central interior plateau of British Columbia in response to riparian practices implemented under the Forest Practices Code. Ministère de la Forêt de la Colombie –Britannique, Direction de la recherche. 49 p.
- Cummins, K.W. et M.A. Wilzbach. 2005. The inadequacy of the fish-bearing criterion for stream management. *Aquatic Sciences* **67**: 486-491.
- Fritz, K.M., B.R. Johnson et D. M. Walters. 2006. Field operations manual for assessing the hydrological permanence and ecological condition of headwater streams. United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington DC. 134 p.
- Fritz, K.M., B.R. Johnson et D. M. Walters. 2008. Physical indicators of hydrologic permanence in forested headwater streams. *Journal of the North American benthological society* **27** (3): 690-704.
- Georgia Forestry Commission. 2009. Georgia's best management practices for forestry. Georgia Forestry Commission. 72 p.
- Gomi, T., R.S. Sidle et J.S. Richardson. 2002. Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. *BioScience* **52** (10): 905-916.
- Hassan, M.A., M. Church, T.E. Lisle, F. Brardinoni, L. Benda et G.E. Grant. 2005. Sediment transport and channel morphology of small, forested stream. *Journal of the American water resources association* **41**(4): 853-876.
- Hotte, M. et M. Quirion. 2003. Guide technique no. 15, Traverses de cours d'eau. Fondation de la faune du Québec et Fédération des producteurs de bois du Québec, Sainte-Foy, 32 p.
- Hudson, R.O. et B. D'anjou. 2001. Roberts Creek Study Forest : the effects of shelterwood harvesting and blowdown on sediment production in a small zero-order creek. *Forest research (extension note)* **4**: 1-7.

- Labbe, T. R. et K.D. Fausch. 2000. Dynamics of intermittent stream habitat regulate persistence of a threatened fish at multiple scales. *Ecological application* **10** (6): 1774-1791.
- Lee, P. et T. Barker. 2004. Riparian forest management: Simulation of four riparian guidelines on seral stages and canopy type distributions on forests in Northwestern Alberta. Northern Watershed Project Stakeholder Committee. 30 p.
- Lee, P. et T. Barker. 2005. Impact of riparian buffer guidelines on old growth in western boreal forests of Canada. *Forestry* **78**(3): 263-278.
- Lowe, W.H. et G.E. Likens. 2005. Moving headwater streams to the head of the class. *BioScience*: **55**(3) : 196-197.
- Maine Forest Service. 2003. Best Management Practices for Forestry: Protecting Maine's water quality. Maine Department of conservation's Maine forest Service. 92 p.
- Manitoba conservation. 1998. Forest management guidelines for riparian management. Manitoba Conservation et Manitoba Water Stewardship. 47 p.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2006. Cahier d'instructions relatives au suivi de l'application du Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (RNI). Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 40 p.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2008. Critères et indicateurs d'aménagement durable des forêts- Critère 3 : conservation des sols et de l'eau. En ligne : <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/enligne/forets/criteres-indicateurs/accueil.asp>.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2010. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec, Document de consultation publique – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur Règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 103 p.
- Mississippi Forestry Commission. 2008. Mississippi's best management practices. Mississippi Forestry Commission Publication. 43 p.
- Nadeau, T.-L et M. C. Rains. 2007. Hydrological connectivity between headwater streams and downstream waters: how science can inform policy. *Journal of the American water resources association* **43** (1): 118-133.
- Neary, D.G., P.J. Smethurts, B.R. Baillie, K.C. Petrone, W.E. Cotching et C.C. Baillie. 2010. Does tree harvesting in streamside management zones adversely affect stream turbidity? Preliminary observations from Australian case study. *Journal of Soils Sediments* **10**: 652-670.
- Ontario Ministry of Natural Resources. 1988. Timber Management guidelines for protection of fish habitat. Ministère des Ressources naturelles de l'Ontario. 12 p.
- Potvin, G., É. Dupont, M. Cloutier, M. Dubé, M. Jean et J. Boivin. 1997. L'aménagement des ponts et des ponceaux dans le milieu forestier : Guide. Ministère des Ressources naturelles, Gouvernement du Québec, 145 p.
- Paybins, K.S. 2003. Flow origin, drainage area, and hydrologic characteristics for headwater streams in the Mountaintop Coal-mining Region of southern West Virginia, 2000-01. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey. 24 p.

South Carolina Forestry Commission. 1994. South Carolina's forestry best management practices. South Carolina Forestry Commission. 54 p

Stringer, J.W., L. Lowe, M. Smidt, C. Perkins. 1998. Field guide to best management practices for timber harvesting in Kentucky. Université du Kentucky. 57 p.

Tennessee Department of agriculture. 2003. Guide to forestry - Best management practices in Tennessee. Tennessee Department of agriculture, division of forestry. 50 p.

Wigington, P.J., J.L. Ebersole, M.E. Colvin, S.G. Leibowitz, B. Miller, B. Hansen, H. Lavigne, D. White, J.P. Baker, M.R. Church, J.R. Brooks, M.A. Cairns et J.E. Compton. 2006. Coho Salmon Dependence on Intermittent Streams. *Frontiers in Ecology and Environment* **4**: 514-519.

Équilibre du régime hydrique (débits de pointe)

Objectifs : Limiter les impacts des activités forestières sur l'équilibre du régime hydrique, limiter l'érosion causée par les activités forestières.

Aspect priorisé : Décrire l'état de la forêt à l'intérieur d'un bassin versant qui permet de contrôler les variations de l'équilibre du régime hydrique.

Origine de l'enjeu

Les intervenants des tables GIRT considèrent le maintien de l'équilibre du régime hydrique comme un enjeu faunique prioritaire. En effet, l'écoulement torrentiel des cours d'eau en Gaspésie peut entraîner des situations d'érosion et de sédimentation, ce qui constitue une menace à la qualité des habitats aquatiques (SFPO, 2002). Les objectifs poursuivis par les membres des tables GIRT visent donc à limiter les impacts des activités forestières sur l'équilibre du régime hydrique et à limiter l'érosion issue des débits de pointe. La rencontre de ces objectifs permettra de répondre à des préoccupations liées aux habitats aquatiques et à la qualité de l'eau. C'est notamment pour préserver ces ressources que le comité tient à s'assurer que les stratégies d'aménagement forestier qui seront adoptées et les activités forestières qui en découleront permettront d'assurer l'équilibre du régime hydrique.

Description de l'enjeu : influence de la végétation forestière sur le régime hydrique

De par sa transpiration estivale et ses capacités à intercepter la pluie et la neige, la forêt a une grande influence sur l'équilibre du régime hydrique (Langevin et Plamondon, 2004). De ce fait, celui-ci est susceptible d'être affecté par les activités forestières (Anderson, 1996; Roberge, 1996; Langevin et Plamondon, 2004; Plamondon, 2004; Beschta et al., 2000).

Les débits de pointe

La probabilité d'observer une hausse des débits de pointe augmente avec la proportion de jeunes forêts dans un bassin versant (Plamondon, 2004). Ainsi, les perturbations naturelles, la récolte forestière de même que certains travaux d'éducation peuvent influencer les débits de pointes (Plamondon, 2004; Beschta et al., 2000). En réduisant l'interception des précipitations et la transpiration, les coupes augmentent la quantité de neige au sol au printemps, la teneur en eau du sol en été, et la vitesse de la fonte des neiges. Cet apport d'eau plus rapide et plus important peut augmenter les débits de pointe (Plamondon, 1993 in Langevin et Plamondon, 2004). Ces débits constituent des écoulements maximum provoqués par des orages localisés de courte durée, des précipitations de longue durée ou la fonte de la neige au

Définition du régime hydrique

C'est l'ensemble des variations périodiques (souvent saisonnières) du volume et du débit d'un cours d'eau. Le terme désigne la durée et les périodes d'inondation due au ruissellement, aux précipitations, à la fonte des neiges et à l'afflux d'eau sous-terrain.

printemps (St-Onge et al., 2001). Des sols minces, peu profonds et fragiles à l'érosion accentuent ce problème (Roberge, 1996).

Les débits de pointe peuvent être faibles, moyens ou forts. Les débits de pointe faibles reviennent régulièrement alors que les plus forts reviennent rarement (>20 ans). Le déluge du Saguenay, en 1996, est un exemple de débit de pointe de forte importance. La récolte influence seulement les débits de pointe de faible et de moyenne importance (<20 ans) (Plamondon, 1993 in Roberge, 1996; Langevin, 2004). Une augmentation de 50 % des débits de pointe faibles (période de récurrence de 5 ans) a un effet significatif sur l'écosystème aquatique (WFPB, 1997 in Guillemette et al., 2005; Plamondon, 2004) et sur la morphologie des cours d'eau (Faustini, 2000). Lorsque l'augmentation de ces débits est entre 25 % et 50 %, des changements sont également observés dans la morphologie du cours d'eau, mais ils ne sont pas considérés suffisants pour affecter la faune aquatique (Plamondon, 2004).

Qu'est-ce que l'AÉC ?

L'AÉC représente la surface cumulative du bassin versant, qui a été récoltée ou déboisée naturellement de diverses façons au cours des années, exprimée en termes d'une superficie fraîchement coupée au cours de la dernière année par CPRS.

L'augmentation des débits de pointe peut également provoquer un apport de sédiments susceptibles de modifier l'habitat aquatique (Guillemette et al., 2005; Roberge, 1996; Tremblay Rivard, 2007; MRNFP, 2005). Une modification du régime de crue pourrait également déstabiliser le lit de la rivière, siège de l'incubation des œufs, et entraîner des mortalités non négligeables (St-Onge et al., 2001). Finalement, le retrait du couvert végétal entraîne aussi une modification chimique des cours d'eau (Seto, 2005; Feller, 2005). Cette altération est due à la diminution de l'assimilation des nutriments par la végétation et à l'accélération de la décomposition de la matière organique et de l'altération chimique de la matière minérale (Roberge, 1996).

Les débits d'étiage

Le débit d'étiage est le débit moyen le plus bas d'un cours d'eau. Ces débits peuvent être un facteur limitant pour la faune aquatique (St-Onge et al., 2001; Roberge, 1996). Dans la majorité des cas, le débit d'étiage augmente après la coupe forestière en raison de la diminution de l'évapotranspiration due à la perte du couvert végétal (Plamondon, 1993 in Roberge, 1996). Ces augmentations peuvent survenir même si les débits de pointe restent les mêmes (Buttle et Metcalfe, 2000; Hornbeck et al., 1997). Cependant, l'effet s'estompe avec le rétablissement du couvert végétal. Une forte régénération pourrait même diminuer le débit d'étiage.

Contexte régional actuel : balises encadrant les aires équivalentes de coupe

Règlement sur les normes d'interventions (RNI) et futur Règlement sur l'aménagement durable des forêts (RADF)

Le Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (RNI), mis à jour en 2011, tient compte de la qualité de l'eau, mais ne traite pas de l'aménagement par bassin versant. Ce règlement est actuellement en période de révision par le MRNF. La révision aboutira à un

nouveau Règlement sur l'aménagement durable des forêts (RADF) qui entrera en vigueur en avril 2013 et s'appuie sur les connaissances actuelles pour ajuster les dispositions du RNI. Le RADF admet que la répartition des interventions forestières doit être prise en compte dans l'application de l'aménagement écosystémique et la diversité biologique et celle des écosystèmes. Cependant, il ne traite pas non plus de l'aménagement par bassins versants.

Les objectifs de protection et de mise en valeur (OPMV)

Depuis 2005, le MRNF a fixé des objectifs de protection et de mise en valeur (OPMV) des ressources du milieu forestier pour chaque unité d'aménagement qui sont complémentaires au RNI. En raison de la précarité du saumon Atlantique et de son importance socio-économique, le MRNFP a pris des mesures visant à éviter une augmentation des débits de pointe. L'aire équivalente de coupe (AÉC) de tout bassin versant de rivières à saumon et de certains de leurs tributaires dont la superficie est égale, ou supérieure, à 100 km², doit être maintenue égale ou inférieure à 50%. Cet OPMV sera maintenu jusqu'en 2013 puis sera intégré à la stratégie d'aménagement durable des forêts.

Mesures d'harmonisations

Étant donné le caractère unique de chaque région, des mesures d'harmonisation visant à moduler les normes en vigueur peuvent être mises en place. En Gaspésie, une telle mesure a été élaborée concernant les AÉC. Ainsi, le calcul d'AÉC ne peut dépasser 50% par sous-bassins versants de plus de 10 km² (superficie moyenne de 35 km²). Cette mesure s'applique à tous les sous-bassins versants, sans considération au sujet de la présence du saumon.

Analyse

Choix du niveau de bassin versant visé par la réglementation

Un bassin versant est une portion de territoire dont les eaux alimentent un exutoire commun (ex. cours d'eau, lac, mer, océan). Chaque bassin versant se subdivise en un certain nombre de sous-bassins versants correspondant à la surface d'alimentation des affluents se jetant dans le cours d'eau principal. Il convient donc de faire un choix sur l'ordre de grandeur du bassin versant à protéger. Ce choix doit être fait en fonction des problématiques définies, dans ce cas-ci la protection de la faune aquatique. En effet, l'écosystème de la faune aquatique est, en quelque sorte, le bassin versant du cours d'eau dans lequel il vit (FQSA, 2011). Selon la fédération québécoise pour le saumon atlantique (2011), la taille minimale des bassins versants susceptibles d'être colonisés par les jeunes saumons varie de 20 km² à 40 km². Il semble donc que le niveau (sous-bassin versant de plus de 10 km²) préconisé par la mesure d'harmonisation en Gaspésie convienne tout à fait à la problématique de la faune aquatique.

Proportion de déboisement permettant de minimiser les impacts des opérations forestières à l'intérieur d'un bassin versant

Les connaissances actuelles avancent qu'un AÉC de moins de 33 % perturberait rarement le régime d'écoulement de l'eau et que plus de 50% d'AÉC présenterait un risque élevé d'accroissement des débits de pointe (St-Onge et al., 2001).

Il convient cependant d'identifier l'AÉC maximal à respecter afin de limiter les perturbations du régime hydrique à un niveau non-significatif pour la faune aquatique et de ne pas limiter inutilement la récolte sur le territoire. Comme mentionné plus haut, pour éviter de modifier la morphologie des cours d'eau de manière significative pour la faune aquatique, les augmentations de débits de pointe devraient être plus faibles que 50 %. La réglementation actuelle vise essentiellement à rester sous ce niveau.

Plamondon (2004) a effectué une synthèse de littérature sur le sujet, résumant les résultats d'études applicables aux conditions du Québec. Il en vient à la conclusion qu'un AÉC de maximum 50 % de la superficie du bassin versant devrait permettre d'atteindre cet objectif. Il mentionne cependant certaines conditions :

- la récolte s'étend à différentes altitudes et expositions dans le bassin versant;
- la récolte s'étend à différentes distances du réseau hydrographique;
- la proportion des sols perturbés (excluant l'espace entre les traces de roues) est entre 2 % et 7 % du bassin versant.

Les résultats de Tremblay *et al.* (2008) et de Guillemette *et al.* (2005), dans la réserve faunique des Laurentides, confirment le seuil de 50 % d'AÉC pour minimiser les augmentations de débits de pointe faibles. Cependant, en Gaspésie, des études récentes laissent croire que le seuil de 50 % d'AÉC pourrait être trop élevé pour permettre le maintien de la faune aquatique. Ainsi, Deschênes *et al.* (2007) et Lapointe *et al.* (2007), dans la rivière Cascapédia, remarquent que la densité de saumons de l'Atlantique diminue avec la proportion de superficies coupées dans les neuf dernières années à l'échelle du sous-bassin versant. Deschênes *et al.* (2007) mentionne cependant que les effets de la coupe sur l'incidence et la densité de saumons juvéniles étaient dépendants du contexte environnemental.

Le risque d'impact des opérations forestières sur l'équilibre du régime hydrique selon l'AÉC pourrait donc être résumé avec le tableau suivant :

Tableau 2. Risque d'impact des opérations forestières sur l'équilibre du régime hydrique en fonction de l'aire équivalente de coupe

Risque d'impact sur l'équilibre du régime hydrique	Niveau d'AÉC	Littérature
Risque faible	33% ou moins	St-Onge et <i>al.</i> (2001); Plamondon (2004)
Risque moyen	50%	Plamondon (2004)
Risque élevé	Plus de 50%	St-Onge et <i>al.</i> (2001); Guillemette et <i>al.</i> (2005); Plamondon (2004)

Répartition des aires de coupe dans le bassin versant

Il importe d'éviter que les opérations forestières favorisent la synchronisation de la fonte des neiges dans l'ensemble d'un bassin versant. En milieu montagneux, comme la Gaspésie, l'accumulation et la fonte des neiges sont fortement influencées par l'exposition et l'altitude (Plamondon, 2004). Des coupes localisées dans la partie haute du bassin et sur un versant nord peuvent synchroniser la fonte, augmentant les débits de pointe (Plamondon, 2004; Moore et Wondzell, 2005).

De plus, les débits de pointes causées par la pluie peuvent être influencés par la localisation des coupes par rapport au réseau hydrographique (Plamondon, 2004). Les interventions faites dans les zones humides pourraient avoir un impact accru sur l'équilibre du régime hydrique. Storck et *al.* (1995 *in* Plamondon, 2004) ont remarqué que la récolte de 10 % de la superficie d'un bassin, localisée dans les vallées près du cours d'eau, augmente plus fortement le débit de pointe qu'à la fonte qu'un même 10 % localisé ailleurs. Cependant, Tremblay et *al.* (2008) ne remarquent pas cet effet de proximité avec le réseau hydrographique.

Détermination des indicateurs

Suite à l'analyse, il semble que le **respect des mesures d'harmonisation** mises en place soit un indicateur susceptible de permettre de contrôler les variations de l'équilibre du régime hydrique à l'échelle du sous-bassin versant. Bien que l'importance de la répartition des aires de coupe dans le bassin-versant ressorte également, les connaissances actuelles en font davantage un principe d'aménagement qu'un indicateur mesurable. C'est pourquoi seul le respect des mesures d'harmonisation est retenu comme indicateur.

État souhaité des indicateurs

Au vu des connaissances actuelles, la norme de 50 % d'AÉC par sous-bassins versants présenterait un risque moyen d'augmentation des débits de pointe. Sous le seuil de 50 % d'AÉC, ce risque serait faible. De ce fait, 100 % de respect des mesures d'harmonisations devrait être atteint.

État actuel des indicateurs

Bien que les mesures d'harmonisations permettent 50 % d'AÉC par sous-bassins versants, les conditions actuelles en Gaspésie sont de l'ordre de 30 % d'AÉC par sous-bassin versant.

Bibliographie

- Anonyme. 1986. Règlement sur les normes d'interventions dans les forêts du domaine de l'État. Mis à jour le 1^{er} février 2011.
- Anonyme. 1994. Forests as nonpointsources of pollution, and effectiveness of best management practices. Rapport technique. 59p.
- Anonyme. 2005. Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier: suivi des consultations publiques - synthèse. Ministère des Ressources naturelles, de l'Environnement et des Parcs, Direction de l'environnement forestier. Québec: 21 p.
- Anonyme. 2005. Objectif de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier. Plans généraux d'aménagement forestier 2007-2012. Ministère des Ressources naturelles, de l'Environnement et des Parcs, Direction de l'environnement forestier. Québec.
- Anonyme. 2008. L'aménagement durable en forêt boréale : une réponse concrète aux défis environnementaux. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, direction de l'environnement et de la protection des forêts. 56 p.
- Anonyme. 2010. Consultation sur l'aménagement durable des forêts – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 104 p.
- Anderson, P. G. 1996. Sediment generation from forestry operations and associated effects on aquatic ecosystems. Forest-Fish Conference: Land management practices affecting aquatic ecosystems, Calgary, Alberta.
- Beschta, R. L., M. R. Pyles, A.E. Skaugset et C.G. Surfleet. 2000. "Peakflow responses to forest practices in the western cascades of Oregon, USA." *Journal of hydrology* **233**: 102-120.
- Buttle, J. M. et R. A. Metcalfe. 2000. "Boreal forest disturbance and streamflow response, northeastern Ontario." *Canadian journal of Fisheries and Aquatic sciences* **57**(Suppl. 2): 5-18.
- Deschênes, J., M. A. Rodriguez et P. Bérubé. 2007. "Context-dependent responses of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) to forestry activities at multiple scales within a river basin." *Canadian journal of Fisheries and Aquatic sciences* **64**: 1069-1079.
- Faustini, J. M. 2000. Stream channel response to peak flow in a fifth-order mountain watershed, Oregon State University. Doctor of philosophy.
- Fédération québécoise pour le saumon atlantique. 2011. Mémoire sur l'aménagement durable des forêts. Soumis au Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 39 p.
- Feller, M. C. 2005. "Forest harvesting and streamwater inorganic chemistry in western north america: a review." *Journal of the american water resources association*: 785-811.
- Guillemette, F., A. P. Plamondon, M. Prévost et D. Lévesque. 2005. "Rainfall generated stormflow response to clearcutting a boreal forest: peak flow comparison with 50 world-wide basin studies." *Journal of hydrology* **302**.
- Hornbeck, J. W., C. W. Martin et C. Eagar. 1997. "Summary of the water yield experiments at Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire." *Canadian journal of forest research* **27**: 2043-2052.

- Laberge, V. 2003. Débits de pointe et dynamique de la régénération dans le bassin de la rivière Cascapédia. Faculté de foresterie et de géomatique. Québec, Université Laval. **M.Sc.**: 58p.
- Langevin, R. 2004. Objectifs de protection ou de mise en valeur des ressources du milieu forestier : Importance au Québec des augmentations des débits de pointe des cours d'eau attribuable à la récolte forestière. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de l'environnement forestier. Québec: 20 p.
- Langevin, R. et A. P. Plamondon. 2004. Méthode de calcul de l'aire équivalente de coupe d'un bassin versant en relation avec le débit de pointe des cours d'eau dans la forêt résineuse. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de l'environnement forestier et Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval: 24 p.
- Lapointe, M., P. Bérubé et M.A. Rodriguez. 2007. Conséquences des pratiques forestières sur l'écosystème salmonicole du bassin de la rivière Cascapédia, en Gaspésie. Fédération québécoise pour le saumon atlantique. 2 p.
- Ministère du développement durable. 2002. "Portrait régional de l'eau : Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine (Région administrative 11)." 2011.
- Moore, R. D. et S. M. Wondzell. 2005. "Physical hydrology and the effects of forest harvesting in the Pacific Northwest: a review." *Journal of the American water resources association* **41**(4): 763-784.
- Plamondon, A. P. 2004. La récolte forestière et les débits de pointe : état des connaissances sur la prévision des augmentations des pointes, le concept de l'aire équivalente de coupe acceptable et les taux régressifs des effets de la coupe sur les débits de pointe. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier. Québec: 250 p.
- Roberge, J. 1996. Impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique : revue et analyse de documentation. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Québec: 76 p.
- Seto, M. 2005. Effet de l'exploitation forestière sur la qualité de l'eau en forêt boréale. Faculté de foresterie et de géomatique, Département des sciences du bois et de la forêt. Québec, Université Laval. **M.Sc.**: 76.
- Société de la faune et des parcs du Québec. 2002. Plan de développement régional associé aux ressources fauniques de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine. Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, New Richmond, 164 p.
- St-Onge, I., P. Bérubé et P. Magnan. 2001. "Effets des perturbations naturelles et anthropiques sur les milieux aquatiques et les communautés de poissons de la forêt boréale : rétrospective et analyse critique de la littérature." *Le Naturaliste canadien* **125**: 81-95.
- Tremblay, Y., A. N. Rousseau, A.P. Plamondon, D. Lévesque et S. Jutras. 2008. "Rainfall peakflow response to clearcutting 50% of three small watersheds in a boreal forest, Montmorency Forest, Québec." *Journal of hydrology* **352**: 67-76.
- Tremblay Rivard, I. 2007. Impacts des coupes forestières sur l'alimentation de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et la structure trophique de lacs en forêt boréale, Université du Québec à Chicoutimi. **M.Sc.**: 61 p.

Équilibre du régime hydrique, qualité de l'habitat aquatique et qualité de l'habitat du saumon Atlantique (voirie forestière)

Objectifs : Limiter les impacts de la voirie forestière sur l'équilibre du régime hydrique, la qualité de l'habitat aquatique et la qualité de l'habitat du saumon.

Aspects priorités : Décrire l'état des chemins forestiers et des infrastructures routières permettant de limiter l'érosion et la sédimentation dans les cours d'eau.

Origine de l'enjeu

Le Comité de documentation sur la faune aquatique considère le maintien de l'équilibre du régime hydrique, de la qualité de l'habitat aquatique, et plus particulièrement de l'habitat du saumon Atlantique (*Salmo salar L.*), comme des enjeux fauniques prioritaires. Le comité tient à s'assurer que les stratégies d'aménagement forestier qui seront adoptées et les activités forestières qui en découleront permettront d'assurer le maintien d'un habitat de qualité pour la faune aquatique. Les impacts de la voirie forestière sur le milieu aquatique constituent l'un des axes à documenter pour atteindre cet objectif. Tout en reconnaissant que les chemins forestiers contribuent au développement de la région en assurant un accès à la forêt non seulement à des fins d'extraction, mais aussi pour des activités récréotouristiques (chasse, pêche, activités de plein air), les membres du comité se questionnent sur les conséquences du développement du réseau routier sur le milieu aquatique. Le comité a donc relevé la nécessité de documenter les impacts liés aux chemins forestiers et aux infrastructures routières (ponts, ponceaux) sur l'habitat aquatique afin de s'assurer qu'ils fassent l'objet d'une gestion adéquate dans le cadre de la planification des interventions forestières. Le comité a choisi de prioriser le saumon Atlantique puisqu'il requiert un habitat aquatique de grande qualité qui répond aux besoins d'autres espèces également jugées prioritaires (omble fontaine ou truite mouchetée (*Salvelinus fontinalis*), omble chevalier ou quassa (*Salvelinus alpinus oquassa*) etc.). Les objectifs suivants découlent donc de la priorisation des enjeux : (1) limiter les impacts de la voirie forestière sur la qualité de l'eau, (2) limiter les impacts de la voirie forestière sur l'équilibre du régime hydrique et (3) limiter les impacts de la voirie forestière sur la qualité de l'habitat du saumon.

Description de l'enjeu : Impacts potentiels de la voirie forestière sur le milieu aquatique

Équilibre du régime hydrique

Les impacts potentiels de la voirie forestière sur le régime hydrique soulèvent des préoccupations quant au maintien d'un régime hydrique répondant aux exigences des espèces aquatiques. Les chemins forestiers peuvent contribuer à l'augmentation des débits de pointe, qui peut entraîner une modification de la morphologie des chenaux de même que l'érosion du lit et des rives des cours d'eau (Forman et Alexander 1998 ; Jones *et al.*, 2000 ; Molloy et Torresan, 2001 ; Ferreira *et al.*, 2010). Toutefois, l'augmentation des débits de pointe causée par la voirie forestière est un problème secondaire. En effet, la plupart des problèmes attribués à la voirie forestière (colmatage

des frayères, baisse de la disponibilité de nourriture, mauvaise oxygénation, obstruction à la migration) proviennent de l'augmentation de l'apport de sédiments dans les cours d'eau. Ainsi, malgré que la voirie forestière puisse contribuer à une modification des débits de pointe et des débits d'étiage, son principal impact réside en un apport accru de sédiments (St-Onge *et al.*, 2001 ; Delisle *et al.*, 2004).

Qualité de l'habitat aquatique et qualité de l'habitat du saumon Atlantique

Le développement des chemins forestiers augmente l'accessibilité à des plans d'eau auparavant inaccessibles (Bourgeois *et al.*, 2005). La multiplication des voies d'accès peut causer une hausse du dérangement de la faune aquatique et l'augmentation de la pression de pêche (Association régionale ZECO, 2004). De plus, en créant des surfaces compactées qui dirigent l'eau directement vers le réseau hydrographique, les routes peuvent limiter les processus naturels de rétention et de filtration par le sol et intensifier l'érosion du lit et des rives du cours d'eau (St-Onge *et al.*, 2001 ; Langevin, 2004). L'intensification des processus d'érosion occasionne une augmentation de l'apport de sédiments dans les cours d'eau (Furniss *et al.*, 1991 ; Forman et Alexander 1998 ; St-Onge *et al.*, 2001; Dubé *et al.*, 2006 ; Bérubé *et al.*, 2010 ; Ferreira *et al.*, 2010).

Les ponts et les ponceaux ont une incidence marquante sur le milieu aquatique puisqu'ils peuvent interférer directement avec l'habitat du poisson. En modifiant la vitesse d'écoulement et la profondeur de l'eau, les ponts et les ponceaux peuvent causer une accumulation de sédiments et une modification de la morphologie des chenaux (Lisle, 1989 ; Furniss *et al.*, 1991 ; Molloy et Torresan, 2001 ; Dubé *et al.*, 2006 ; Louhi *et al.*, 2008 ; Ferreira *et al.*, 2010). Le saumon est une espèce particulièrement sensible à ces modifications, notamment lorsque ces changements affectent les sites de fraie. En effet, les sédiments fins peuvent s'insérer dans les interstices du gravier, réduisant l'oxygénation des œufs et le nombre d'alevins pouvant émerger du gravier (Lisle, 1989 ; St-Onge *et al.*, 2001 ; Armstrong *et al.*, 2003 ; Louhi *et al.*, 2008 ; Ferreira *et al.*, 2010). De plus, l'accumulation de sédiments peut réduire les populations d'invertébrés à la base de l'alimentation des saumons juvéniles (St-Onge *et al.*, 2001; Dubé *et al.*, 2006 ; Bilotta et Brazier, 2008 ; Gayraud *et al.*, 2002). Enfin, lorsqu'ils ne sont pas installés de manière adéquate, les ponceaux peuvent entraver la migration des poissons en modifiant ponctuellement la vitesse d'écoulement et la profondeur de l'eau ainsi qu'en créant des accumulations sédimentaires qui font obstacle à la circulation du saumon (Furniss *et al.*, 1991 ; Dubé *et al.*, 2006).

En somme, une planification, une installation et un entretien inadéquats de la voirie forestière peuvent engendrer les répercussions suivantes sur l'habitat aquatique : destruction directe de l'habitat, perturbation de l'habitat par érosion et sédimentation, entrave à la migration et aux déplacements des poissons et hausse de la pression de pêche et du dérangement (Furniss *et al.*, 1991 ; St-Onge *et al.*, 2001 ; Dubé *et al.*, 2006). Le manque d'entretien des ponts, des ponceaux et des chemins, qui se détériorent inévitablement au fil du temps, est la cause de plusieurs situations problématiques en Gaspésie. La qualité de l'ensemble du milieu aquatique peut être affectée par des ponts et des ponceaux mal conçus ou dont l'entretien est défaillant (St-Onge *et al.*, 2001 ; Ferreira *et al.*, 2010).

Contexte régional actuel: encadrement de la voirie forestière

Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'état (RNI)

Différentes stratégies ont été mises en place par le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) pour limiter les effets néfastes des chemins forestiers sur le réseau hydrographique. Au Québec, le Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (RNI), mis à jour en décembre 2010, définit les modalités auxquelles sont soumis les titulaires d'un permis d'intervention forestière en territoire public pour assurer le maintien de la qualité de l'eau et de l'habitat aquatique. Ces règlements encadrent la planification et la construction des chemins forestiers (sélection des sites de traverse, période des travaux, confection des remblais et déblais, etc.) et des ponceaux (vitesse d'écoulement de l'eau sous le ponceau, enfouissement de la structure, profondeur de l'eau, obstruction, diamètre des ponceaux, etc.) (MRNF, 2006).

Objectif de mise en valeur des ressources du milieu forestier (OPMV)

En 2005, le MRNF a fixé des objectifs de protection ou de mise en valeur (OPMV) des ressources du milieu forestier pour chaque unité d'aménagement. Les OPMV sont complémentaires au RNI. L'un des OPMV actuellement attribués aux unités d'aménagement de la Gaspésie consiste à *protéger le milieu aquatique en évitant l'apport de sédiments engendrés par le réseau routier* (OPMV 3). Cet objectif oblige les bénéficiaires de contrat et de convention d'aménagement forestier à intégrer des mesures de contrôle de l'érosion du réseau routier, des parterres de coupe et des cours d'eau dans les plans généraux d'aménagement forestier (PGAF) de 2008-2013, ainsi qu'à corriger tout cas d'érosion relevé par le Ministère lors de suivis. Pour atteindre cet objectif, les industriels forestiers doivent s'assurer que leurs interventions sont conformes au RNI et adopter de saines pratiques de construction et d'entretien des chemins et des ponceaux.

Guide des saines pratiques en voirie forestière et installation de ponceaux

En Gaspésie, le *Guide des saines pratiques en voirie forestière et installation de ponceaux* (Molloy et Torresan, 2001) est mis en application depuis 2004. Le guide décrit, entre autres, les pratiques permettant de planifier le tracé du réseau routier de façon à réduire le nombre de traverses de cours d'eau et à éviter l'installation de ponceaux dans le bas de pentes longues et prononcées. Elles visent également à aménager le chemin de façon à mieux contrôler le ruissellement sur la chaussée et dans les fossés afin que l'eau ne puisse atteindre les cours d'eau (Dubé *et al.*, 2006). L'application du *Guide des saines pratiques en voirie forestière et installation de ponceaux* est l'une des mesures d'harmonisation retenues dans les PGAF 2008-2013. Cette entente d'harmonisation indique que la totalité des travaux de construction et de réfection des routes forestières doit être conforme au *Guide des saines pratiques en voirie forestière et installation de ponceaux*. L'entente prévoit également la vérification annuelle des travaux exécutés par les titulaires de permis d'intervention forestière.

Analyse

Efficacité de la réglementation actuelle encadrant la voirie forestière à l'atteinte des objectifs

Le MRNF reconnaît que les objectifs de protection du milieu aquatique ne sont pas toujours atteints à 100 %, même lorsque les dispositions du RNI sont respectées à 100 %. Cette situation est attribuée au fait que les pratiques obligatoires sont souvent accompagnées d'autres procédés non réglementés qui peuvent être néfastes pour le milieu aquatique (construction de ponceaux au bas de pentes longues et prononcées, pratiques encadrant l'entretien des chemins, absence de surélévation de la surface de roulement au niveau des ponceaux) (MRNF, 2008 ; Delisle et al., 2004).

L'application du *Guide des saines pratiques en voirie forestière et installation de ponceaux* en complémentarité avec le RNI semble pallier adéquatement à certaines lacunes du RNI. L'efficacité des saines pratiques a été vérifiée par Delisle *et al.* (2004) qui compare les cas d'érosion observés pour des infrastructures conformes au RNI selon qu'elles aient été aménagées avec ou sans l'application des saines pratiques. Cette étude montre que dans les cas où des saines pratiques avaient été ajoutées aux dispositions réglementaires lors de la construction du réseau routier, les problèmes d'érosion à proximité (moins de 20 m) des cours d'eau avaient été évités. Les chemins menant aux ponts et ponceaux se sont également révélés moins érodés lorsque les saines pratiques avaient été appliquées. L'application de saines pratiques a en effet permis d'éviter que des ponceaux soient construits au bas de pentes longues et prononcées qui favorisent le ruissellement accéléré de l'eau et l'érosion du sol. Selon cette même étude, le détournement régulier des fossés vers la végétation contribue également à réduire la quantité et la vitesse de l'eau s'écoulant vers les cours d'eau. Enfin, les pratiques concernant l'entretien du chemin permettent de contrôler l'eau de ruissellement de la surface de roulement afin qu'elle n'atteigne pas les cours d'eau. Les risques d'érosion de la surface de roulement et d'apports de sédiments dans les cours d'eau sont donc efficacement réduits par l'application des saines pratiques (Delisle *et al.*, 2004).

Efficacité du futur Règlement sur l'aménagement durable des forêts (RADF) encadrant la voirie forestière à l'atteinte des objectifs

Le ministère est actuellement en période de révision du RNI qui aboutira à un nouveau Règlement sur l'aménagement durable des forêts (RADF). Ce règlement, qui entrera en vigueur en avril 2013, se veut une version améliorée du RNI s'appuyant sur certaines dispositions du *Guide des saines pratiques en voirie forestière et installation de ponceaux* ainsi que sur des recommandations d'experts (MRNF, 2010). Plusieurs pratiques et recommandations deviendront donc des dispositions légales. Dans certains cas, la réglementation proposée s'avère plus stricte que les recommandations des saines pratiques, par exemple en ce qui a trait à l'emprise des chemins multiusages et au diamètre minimal des ponceaux. Les normes du futur RADF sont au moins équivalentes et dans plusieurs cas encadrent mieux les pratiques forestières que ne le fait la réglementation d'autres provinces canadiennes (Manitoba Natural Resources, 1996 ; Alberta Environment, 2008.).

Toutefois, la planification du tracé des routes ne fait pas partie des modalités contenues dans le RADF. Selon Delisle *et al.* (2004), les saines pratiques encadrant la planification des chemins de façon à limiter le nombre de ponceaux et à éviter qu'ils soient construits au bas de pentes longues

et prononcées ont un impact déterminant sur la réduction de l'érosion et de l'apport de sédiments dans les cours d'eau. De plus, l'entretien du réseau routier qui doit être effectué en raison d'une usure inévitable n'est pas non plus encadré par le RADF. Actuellement, les industriels assurent l'entretien des chemins au cours de la période d'exploitation. À ce jour, la responsabilité de l'entretien à long terme des chemins et des traverses des cours d'eau ainsi que du partage des coûts n'est souvent pas clairement établie entre les utilisateurs. À long terme, l'absence d'un entretien régulier compromet le bon état des infrastructures routières. En découlent des bris ou des dommages qui pourraient être évités et qui, au final, occasionnent des coûts supplémentaires (Association régionale ZECO, 2004). Bien que le nombre d'acteurs impliqués rende complexe l'attribution d'une charge de responsabilité de l'entretien, cet aspect semble crucial pour l'atteinte des objectifs de maintien de la qualité de l'eau et de l'habitat aquatique.

De plus, le type de sol semble avoir une influence sur l'efficacité de la réglementation. L'étude menée par Delisle *et al.* (2004) en Gaspésie montre qu'il n'y avait pas de différence significative de transport sédimentaire entre l'aval et l'amont de ponceaux répondant aux normes du RNI avec ou sans l'application des saines pratiques, même lorsque des signes d'érosion étaient apparents. La texture très fine des sols des secteurs à l'étude en Gaspésie expliquerait qu'une fois en suspension dans l'eau, les particules des matériaux érodés sont entraînées beaucoup plus loin en aval et ne se déposent que dans des eaux très calmes (Delisle *et al.*, 2004). Une grande concentration de particules fines (60 à 180 mg/L) peut entraîner des répercussions néfastes à long terme sur la santé des jeunes salmonidés (réduction de la quantité d'oxygène et diminution des fonctions respiratoires) (Bilotta et Brazier, 2008). Les sédiments très fins pouvant être transportés sur de grandes distances ne sont pas pris en compte dans le suivi des cas d'érosion (Langevin *et al.*, 2008).

Enfin, la protection des frayères, qui est renforcée dans le futur RADF, ne permet pas d'assurer la protection de l'ensemble des sites de fraie. La distance minimale entre une traverse (pont, ponceau) et une frayère située en aval passe de 50 m dans le RNI, une mesure démontrée insuffisante (Prévost *et al.*, 2002 ; Dubé *et al.*, 2006), à 500 m dans le RADF, une distance qui serait adéquate (Manitoba Natural Resources, 1996 ; Dubé *et al.*, 2006 ; Alberta Environment, 2008). Toutefois, cette mesure se limite aux frayères mentionnées dans les plans d'aménagement forestier. Actuellement, une grande partie des frayères ne sont pas répertoriées sur le territoire gaspésien. La position et l'étendue des frayères étant naturellement sujettes à des modifications, il serait difficilement envisageable de les recenser de manière exhaustive. Ainsi, un encadrement plus large portant sur des zones de fraie et non sur la localisation ponctuelle d'une frayère pourrait s'avérer efficace.

Détermination de l'indicateur

Le futur RADF et les saines pratiques fournissent dans l'ensemble un encadrement permettant de répondre aux objectifs de limiter les impacts de la voirie forestière sur l'habitat aquatique, l'équilibre du régime hydrique et la qualité de l'habitat du saumon Atlantique. Ainsi, la proportion de chemins et d'infrastructures conformes au futur RADF et au *Guide des saines pratiques en voirie forestière et installation de ponceaux* permet de mesurer le niveau d'atteinte des objectifs.

État souhaité

Au vu des connaissances actuelles, le futur RADF permet d'atteindre les objectifs de maintien de la qualité de l'eau et de l'habitat aquatique reliés à l'impact de la voirie forestière dans plusieurs situations. Le RADF tient compte des recommandations d'experts ainsi que du *Guide des saines pratiques en voirie forestière et installation de ponceaux*, dont l'efficacité a été démontrée. Il couvre donc les mesures incluses dans l'OPMV 3 intégré dans les PGAF actuellement en vigueur. De plus, l'application des saines pratiques devrait être maintenue, notamment au niveau de la planification du tracé des routes et de l'emplacement de traverses. Les objectifs de maintien de la qualité de l'habitat aquatique, de la qualité de l'habitat du saumon Atlantique et de l'équilibre du régime hydrique en lien avec la voirie forestière devraient donc être rencontrés si un encadrement conforme au RADF et aux indications des saines pratiques est appliqué. L'état souhaité est donc d'atteindre une proportion de 100 % des chemins forestiers et des infrastructures routières conformes aux modalités du futur RADF et aux recommandations du *Guide des saines pratiques en voirie forestière et installation de ponceaux*.

Enfin, une attention particulière devrait être accordée à l'identification et à la localisation des frayères afin qu'un plus grand nombre d'entre elles soient répertoriées et protégées par l'encadrement prévu dans le futur RADF.

État actuel

Depuis 1999, le Ministère effectue chaque année un suivi de l'application du RNI qui comprend une vérification de la conformité des infrastructures aux normes de protection du milieu aquatique (MRNF, 2006 ; MRNF, 2008). Cette vérification se fait aléatoirement suivant un échantillonnage et est effectuée par le biais d'un formulaire permettant d'identifier les cas les plus fréquents de non-conformité selon quatre objectifs de protection du milieu aquatique (éviter l'apport de sédiments, assurer la libre circulation de l'eau et des poissons, conserver la qualité de l'eau, éviter l'apport de sédiments dans le cas d'autorisations particulières). Pour la région de la Gaspésie - Îles-de-la-Madeleine, le taux de conformité aurait atteint 92,5 % en 2005 (MRNF, 2008) (figure 1).

Les données d'évaluation de conformité sont recueillies chaque année par le personnel des unités de gestion du Secteur des opérations régionales du MRNF dans le cadre des activités de suivi de l'application du RNI. Elles sont regroupées dans la banque de données du Suivi de l'application du règlement sur les normes d'intervention (SARNI), dont la gestion est assurée par la Direction générale du Saguenay-Lac-Saint-Jean (région 02). (MRNF, 2008). Le même type de suivi devrait être effectué afin de vérifier la conformité des infrastructures aux règlements du RADF lorsque celui-ci entrera en vigueur.

Toutefois, ce suivi se limite à évaluer la conformité aux normes des nouvelles infrastructures et ne donne pas d'indications sur l'apport effectif de sédiments pouvant survenir même lorsque la réglementation est respectée.

Problématique connexe

En Gaspésie, les chemins forestiers et les ponceaux qui sont actuellement construits sont pour la plupart conformes au RNI et les saines pratiques sont généralement appliquées. Le taux de

conformité actuel permet d'envisager que les infrastructures qui seront construites après l'entrée en vigueur du RADF seront également conformes à ce nouveau règlement.

Toutefois, une problématique existe au niveau des infrastructures qui ont été aménagées antérieurement à la mise en place des normes actuelles. Un inventaire des infrastructures de voirie forestière effectué en Outaouais a révélé que les principaux problèmes rencontrés étaient le diamètre insuffisant des ponceaux, l'obstruction de plus de 25 % des ponceaux, l'ensablement des cours d'eau, la présence d'obstacles à la circulation du poisson et les structures en mauvaise condition (Association régionale ZECO, 2004). Cette situation pourrait également être présente en Gaspésie. La mise à niveau des infrastructures désuètes est un élément à prendre en considération pour l'atteinte des objectifs de maintien de l'habitat aquatique et de l'habitat du saumon Atlantique. Comme pour les infrastructures construites actuellement, la responsabilité de l'entretien et de la réparation des infrastructures vétustes ne fait souvent pas l'objet d'ententes clairement établies entre les utilisateurs. En ce sens, il serait souhaitable d'établir les orientations à prendre quant aux infrastructures vieillissantes et de déterminer les meilleures solutions à adopter (remise aux normes, fermeture des chemins). La *Méthodologie d'évaluation des cas d'érosion du réseau routier dans les forêts aménagées du Québec* (Langevin et al., 2008) proposée par le MRNF est l'un des outils pouvant servir au diagnostic des infrastructures de voirie forestière problématiques. En somme, l'entretien des infrastructures futures et la réfection des infrastructures vétustes devraient être des priorités pour assurer le maintien de la qualité du milieu aquatique. Pour y arriver, une vérification complète des installations devrait être initiée. Les différents utilisateurs devront déterminer de qui relève la responsabilité d'effectuer le suivi de la conformité des infrastructures.

Bibliographie

- Alberta Environment. 2001. Guide to the Code of practice for watercourse crossing including guidelines for complying with the code of practice. Gouvernement de l'Alberta, Ministère de l'Environnement. 29 p.
- Armstrong, J.D., P.S. Kemp, G.J.A. Kennedy, M. Ladle et N.J. Milner. 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research* **62**: 143-170.
- Association régionale des Zones exploitations contrôlées de l'Outaouais (ZECO). 2004. Problématiques et pistes de solution du régime forestier québécois. Version révisée pour la commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 15 p.
- Bérubé, P., M. Dubé, J. Robitaille, Y. Grégoire et S. Delisle. 2010. L'effet à long terme des chemins forestiers sur la sédimentation. Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier et Direction l'environnement et de la protection des forêts. 4 p.
- Bilotta, G.S. et R.E. Brazier. 2008. *Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. Water Research* **42**(12): 2849-2861.
- Bourgeois, L., D. Kneeshaw, G. Boisseau. 2005. Les routes forestières au Québec : Les impacts environnementaux, sociaux et économiques. *VertigO_6* (2) : 1-9.
- Delisle, S., M. Dubé et S. Lachance. 2004. L'impact de ponceaux aménagés conformément au RNI et aux saines pratiques de voirie forestière sur les frayères à omble de fontaine. Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de l'environnement forestier et Direction de la recherche sur la faune. 20 p.
- Dubé, M. S. Delisle, S. Lachance et R. Dostie. 2006. L'impact de ponceaux aménagés en milieu forestier sur les frayères à omble de fontaine. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier et Direction de l'aménagement de la faune de la Mauricie et du Centre-du-Québec. 62 p.
- Ferreira, R.M.L., L.M. Ferreira, A.M. Ricardo et M.J. Franca. 2010. Impacts of sand transportation flow variables and dissolved oxygen in gravel-bed streams suitable for salmon spawning. *River Research and Applications* **26**: 414-438.
- Forman, R.T.T. et L.E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and systematics* **29**: 207-231.
- Furniss, M.J., R.D. Roelofs et C.S. Yee. 1991. Road construction and maintenance. Dans: Meehan, W.R., ed. Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats. Publication spéciale de l'American Fisheries Society : 297-323.
- Gayraud, S., É.Hérouin et M. Philippe. 2002. Le colmatage minéral du lit des cours d'eau : revue bibliographique des mécanismes et des conséquences sur les habitats et les peuplements de macroinvertébrés. *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture* **365/366** : 339-355.
- Jones, J.A., F.J. Swanson, B.C. Wemple et K.U. Snyder. 2000. Effect of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in steam networks. *Conservation Biology* **14**(1): 76-85.

- Langevin, R. 2004. Objectifs de protection ou de mise en valeur des ressources du milieu aquatique : importance au Québec des augmentations des débits de pointe des cours d'eau attribuables à la récolte forestière, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de l'environnement forestier. 13 p.
- Langevin, R., H. L'Écuyer, R. Paré et N. Lafontaine. 2008. Méthodologie d'évaluation des cas d'érosion du réseau routier dans les forêts aménagées du Québec – Mise à jour 2008, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 19 p.
- Lisle, T.E. 1989. Sediment transport and resulting deposition in spawning gravels, North coastal California. *Water resources research* **25** (6) : 1303-1319.
- Louhi, P., A. Maki-Petays et J. Erkinaro. 2008. Spawning habitat of Atlantic salmon and brown trout: general criteria and intragravel factors. *River research and applications* **24**: 330-339.
- Manitoba Natural Resources. 1996. Manitoba stream crossing guidelines for the protection of fish and fish habitat. Gouvernement du Manitoba, Ministère des Ressources naturelles et Pêches et Océans Canada. 48 p.
- Molloy, R. et R. Torresan. 2001. Voirie forestière et installation de ponceaux. Saines pratiques. Ministère des Ressources naturelles. Direction régionale Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine. 27 p.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2006. Cahier d'instructions relatives au suivi de l'application du Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (RNI). Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 40 p.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2008. Critères et indicateurs d'aménagement durable des forêts- Critère 3 : conservation des sols et de l'eau. En ligne : <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/enligne/forets/criteres-indicateurs/accueil.asp>.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2010. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec, Document de consultation publique – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur Règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 103 p.
- Prévost, L., A.P. Plamondon et D. Lévesque. 2002. Méthodologie pour évaluer l'effet de l'installation d'un ponceau sur le substrat des frayères de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*). Université Laval, Faculté de Foresterie, Centre de recherche en biologie forestière pour le ministère des Ressources naturelles du Québec, la Société de la faune et des parcs du Québec et la Fondation de la faune du Québec. 37 p.
- St-Onge, I., P. Bérubé, P. Magnan. 2001. Effets des perturbations naturelles et anthropiques sur les milieux aquatiques et communautés de poissons de la forêt boréale - Rétrospective et analyse critique de la littérature. *Le Naturaliste canadien* **125**(3) : 81-95.

Qualité de l'habitat de l'orignal

Objectif : Conserver les composantes du milieu forestier servant d'abri et de nourriture à l'orignal et favorisant son déplacement.

Aspect priorisé : Traduire les besoins de l'orignal en état de la forêt afin de limiter les impacts des activités forestières sur la qualité de l'habitat de l'orignal.

Origine de l'enjeu

Le comité de documentation sur la faune terrestre considère le maintien d'un habitat de qualité pour l'orignal (*Alces alces*) comme un enjeu faunique prioritaire. Si l'état actuel de la forêt gaspésienne semble être avantageux pour l'orignal, l'évolution du couvert forestier découlant de la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique soulève un questionnement : les futurs aménagements forestiers permettront-ils de répondre aux besoins d'habitat de l'orignal ? L'aménagement écosystémique vise à assurer le maintien de la biodiversité et la viabilité des écosystèmes, en s'inspirant des perturbations naturelles pour reproduire dans les forêts aménagées les attributs et caractéristiques propres aux forêts naturelles. Ainsi, l'approche actuellement préconisée consiste à réduire les écarts des principales caractéristiques forestières entre la forêt aménagée et la forêt naturelle. En Gaspésie, la réduction des écarts passe, entre autres, par l'augmentation des proportions de vieilles forêts, ce qui aura pour effet de modifier la structure d'âge des peuplements forestiers, qui semble dans son état actuel favorable à l'orignal. Par conséquent, le comité tient à s'assurer que les stratégies d'aménagement forestier qui seront adoptées et les activités forestières qui en découleront permettront de maintenir un habitat de qualité pour l'orignal à l'échelle du paysage. En effet, les interventions en milieu forestier doivent être dirigées pour s'assurer du maintien de l'habitat de l'orignal non pas localement, mais bien à l'échelle du paysage. Pour ce faire, ce document identifie les besoins de l'orignal en termes d'habitat selon des paramètres pouvant être intégrés à la planification forestière : âge, composition et répartition spatiale des peuplements forestiers. L'objectif lié à cet enjeu consiste donc à conserver les composantes du milieu forestier qui servent d'abri et de nourriture à l'orignal et qui favorisent son déplacement. Les interventions en milieu forestier doivent être dirigées pour s'assurer du maintien de l'habitat de l'orignal non pas localement, mais bien à l'échelle du paysage.

Description de l'enjeu

État actuel et fluctuations historiques de la population d'originaux

La croissance rapide de la population d'originaux au cours des deux dernières décennies a été suivie par une forte augmentation du taux de succès de la chasse. Au cours de la même période, le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) a délivré graduellement un nombre croissant de permis autorisant la récolte de femelles afin d'éviter un déséquilibre trop important entre les sexes et de ralentir la croissance de la population. Les records de récolte qui ont été observés, l'augmentation importante du nombre de chasseurs et l'émission d'un nombre croissant de permis autorisant la récolte de femelles ont amené les utilisateurs à s'interroger sur l'état de la population d'originaux en Gaspésie (Landry et Lavergne, 2007).

Or, l'inventaire aérien de l'orignal effectué en 2007 sur l'ensemble de son habitat en dehors des territoires structurés (Zone 1 : exclut le Parc de la Gaspésie et les réserves fauniques) a révélé une densité d'originaux d'environ $7,9 \pm 0,9$ originaux/10 km² (Landry et Lavergne, 2007), ce qui constituait une augmentation par rapport à l'inventaire précédent réalisé en 2000 ($4,3 \pm 0,4$ originaux/10 km²). Le cheptel gaspésien a donc été en progression au cours de cette période et le Plan de gestion de l'orignal de 2004 à 2010 pour la zone 1 tend à stabiliser la population à une moyenne de 10 originaux/10 km², un niveau acceptable en fonction de la capacité de support de l'habitat et de l'acceptabilité sociale, qui tient compte notamment des risques pour la sécurité routière associés à une très forte densité (Lamontagne et Lefort, 2004).

La population d'originaux a également connu de nombreuses fluctuations par le passé. Vers la moitié du XIX^e siècle, la pression exercée par la chasse non contrôlée a mené l'espèce près de l'extinction au Québec tout comme dans le reste de l'Amérique du Nord. Une première réglementation limitant la période de chasse a vu le jour en 1843, suivie d'un certain nombre de restrictions, dont la loi du mâle (*bull's-only law*) qui entre en vigueur en 1899. La population s'est graduellement rétablie au cours du XX^e siècle (Bergerud et Mercer 1989 ; Courtois et Lamontagne, 1997). Bergerud et Mercer (1989) rapportent que la migration de l'orignal dans l'est de l'Amérique du Nord aurait également été encouragée par l'intensification de l'agriculture et des coupes forestières qui auraient contribué à modifier la mosaïque forestière en créant des ouvertures propices aux déplacements de l'orignal et en augmentant les peuplements de jeunes feuillus desquels proviennent en grande partie les ressources alimentaires de l'orignal (Joyal (1987) dans Courtois, 1993 ; Courtois *et al.*, 2001b). En Gaspésie, la population d'originaux n'aurait donc pas été aussi élevée dans la forêt préindustrielle qu'elle ne l'est actuellement puisque l'habitat était alors moins favorable à l'orignal. En effet, la forêt préindustrielle de la Gaspésie présentait une plus grande proportion de forêt mature et de couvert résineux que la forêt actuelle (Varady-Szabo et Côté 2010 ; Desrosiers *et al.*, *en prép*). L'aménagement forestier, en modifiant la composition et la structure d'âge des peuplements forestiers, aurait donc contribué à l'augmentation de la population d'originaux en Gaspésie.

Impacts des interventions forestières sur l'orignal

Les coupes forestières sont souvent perçues négativement par les chasseurs (Courtois *et al.*, 2001; Samson *et al.*, 2002). Les originaux ont en effet tendance à délaisser les zones récemment déboisées, ce qui rend les occasions de récolte moins nombreuses sur les parterres de coupe (Samson *et al.*, 2002). Bien que plusieurs chasseurs considèrent que les coupes nuisent à la pratique de leur activité, d'autres y voient des avantages, comme l'augmentation de la densité d'originaux liée à l'abondance de nourriture dans les 5 à 10 ans après la coupe, de même que l'accessibilité au territoire que favorisent les chemins forestiers (Courtois *et al.*, 2001).

Plusieurs études ont montré que l'orignal est effectivement affecté par les coupes forestières durant les premières années suivant une coupe totale. Il fréquente peu les parterres de coupe de grandes superficies (100 à 250 ha) dans les 5 à 10 suivant une intervention, particulièrement lorsque les aires de coupes sont regroupées (Potvin et Courtois (1998) dans Samson *et al.*, 2002; Potvin *et al.*, 2001). Ce comportement a été observé dans des coupes totales tout comme dans des coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS) (Potvin *et al.*, 2001; Samson *et al.*, 2002). Lorsque l'orignal est présent dans les années suivant une CPRS, il se limite à des secteurs ayant une régénération abondante en feuillus et où le couvert résiduel atteint environ 2,5 m de hauteur en moyenne (Potvin *et al.*, 2001).

Toutefois, la baisse de fréquentation que l'on note dans les parterres de coupe est limitée aux premières années après la coupe alors que la régénération n'est pas encore installée. En effet, l'orignal est une espèce favorisée par les forêts jeunes issues de feux, d'épidémies d'insectes ou de coupes forestières (Potvin *et al.*, 2001b). Lorsqu'une perturbation de forte intensité se produit, les orignaux délaissent les zones fortement perturbées pour quelques années. Par la suite, la densité d'orignaux augmente graduellement pour atteindre son niveau le plus élevé environ une quinzaine d'années après la perturbation (Samson *et al.*, 2002). En effet, le déboisement peut favoriser le développement d'une strate arbustive dense qui fournit une nourriture abondante dans les 5 à 15 années suivant la coupe (Courtois *et al.*, 2002 ; Samson *et al.*, 2002 ; Fleury et Guitard, 2002 ; Potvin *et al.*, 2005). La qualité de la strate d'alimentation est à son maximum lorsque la régénération atteint deux à trois mètres de hauteur, soit une quinzaine d'années après la perturbation (Samson *et al.*, 2002 ; Potvin *et al.*, 2005). Au bout d'une trentaine d'années, la fermeture du couvert entraîne une diminution de la disponibilité en nourriture et l'ancienne coupe forestière devient alors moins attrayante. Dans les couverts mélangés toutefois, la forêt peut redevenir propice à l'orignal au bout de 50 ans après la coupe (Samson *et al.*, 2002).

L'aménagement forestier est donc reconnu pour avoir un effet globalement positif sur les populations d'orignaux à l'échelle du paysage. Selon Samson *et al.*, (2002) les coupes totales, avec ou sans protection de la régénération, pratiquées dans les forêts mélangées ou résineuses, sont les coupes stimulant le plus la production de nourriture à moyen terme et leurs effets se prolongent pendant une quinzaine d'années. Toutefois, à court terme, ces grands parterres de coupe ne sont pas utilisés par l'orignal par manque de couvert d'abri. Les coupes forestières peuvent donc affecter localement l'intégrité de certains territoires de chasse et y limiter pour quelques années les possibilités de récolte. La densité d'orignaux reste néanmoins maintenue à l'échelle du paysage (Courtois *et al.*, 2002 ; Courtois et Beaumont 2002 ; Samson *et al.*, 2002 ; Potvin *et al.*, 2005). De surcroît, les possibilités de récolte sur un territoire de chasse atteignent leur plein potentiel suite à une coupe forestière au bout d'une période de 10 à 15 ans (Courtois *et al.*, 2002 ; Samson *et al.*, 2002 ; Potvin *et al.*, 2006).

Analyse

Composantes de l'habitat de l'orignal

L'orignal est une espèce généraliste qui peut subvenir à ses besoins dans un large éventail de type de peuplements forestiers. Néanmoins, on reconnaît à l'orignal des préférences pour certains habitats présentant des caractéristiques optimales, sans toutefois que ces milieux lui soient indispensables. Ces habitats spécifiques varient au cours de l'année et selon le cycle de vie. Cinq périodes sont généralement différenciées : la saison estivale (juin à août), la période de rut (septembre à octobre), le début de l'hiver (novembre-janvier), le confinement de fin d'hiver (janvier à mi-avril) et la mise bas (mai).

Saison estivale

Il s'agit de la période au cours de laquelle l'orignal accumule des réserves de gras, de protéines et de minéraux. L'habitat sera donc sélectionné en fonction de l'abondance d'essences feuillues et d'aliments riches en sels minéraux (Courtois, 1993). L'érable à épis (*Acer spicatum*), le bouleau blanc (*Betula papyrifera*), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloïdes*), les saules (*Salix* sp.), le sorbier (*Sorbus americana*), l'amélanchier (*Amelanchier* sp.), de même que des plantes aquatiques comme les nénuphars (*Nuphar* sp.) et les potamots (*Potamogeton* sp.) sont recherchés par l'orignal

(Samson *et al.*, 2002). L'apport en sels minéraux serait important pour combler les besoins liés à la mue, à la croissance des bois et à la lactation (Courtois, 1993). Toutefois, il semble que l'utilisation de salines et de plantes aquatiques ne soit pas toujours élevée et que les besoins en sodium puissent être comblés sans l'apport de plantes aquatiques (Ross, 2001). L'original recherche également les milieux frais afin de pallier à sa faible résistance aux températures chaudes (stress thermique à partir de 15°C en été) (Courtois (1993) dans Fleury et Guitard, 2002; Berger, 1993). Les travaux de Berger (1993), effectués au Bas-St-Laurent et en Gaspésie, témoignent d'une fréquentation importante des peuplements résineux frais, dense et bas qui faciliteraient la thermorégulation. L'habitat optimal de l'original au cours de cette période devrait comprendre un couvert dense d'arbustes feuillus, un point d'eau (lac, vasière, etc.) afin de compléter son alimentation et combler si nécessaire les carences en sel, et un milieu frais constitué d'un couvert de résineux dense et bas (Berger *et al.*, 1993 ; Courtois, 1993 ; Guitard et Fleury, 2002; Samson *et al.*, 2002).

Période de rut

Au cours de cette période, correspondant également à celle de la chasse, les orignaux ont tendance à demeurer en présence d'un couvert de fuite dominé par des essences résineuses (Berger, 1993). Toutefois, Courtois et Crête (1988) notent également une surutilisation des milieux ouverts au cours de cette période. En Gaspésie, les peuplements mélangés seraient particulièrement fréquentés (Berger, 1993).

Début de l'hiver

Après la chute des feuilles, le régime alimentaire de l'original est constitué principalement de brout, c'est-à-dire des ramilles des mêmes espèces feuillues que celles utilisées durant la saison estivale ainsi que de quelques espèces de résineux, principalement le sapin baumier (*Abies balsamea*) (Courtois, 1993). Les orignaux se concentrent donc dans les secteurs offrant de fortes concentrations de brout et fréquentent peu les couverts denses. Les travaux menés dans la réserve de Matane par Courtois *et al.* (1996) ont permis de constater que durant cette période, l'original recherche des peuplements feuillus jeunes et matures (30 ans et plus), alors que les sapinières jeunes et matures sont peu fréquentées.

Confinement de fin d'hiver

L'accumulation de neige (> 90 cm) limite les déplacements de l'original au cours de cette période. Le brout est peu abondant et l'original doit puiser dans ses réserves pour compléter son apport énergétique. Les peuplements mélangés sont très fréquentés puisqu'ils permettent de subvenir aux besoins d'abri et de nourriture dans un même espace (Berger 1993 ; Ross 2001). À la fin de l'hiver, lorsque les températures se réchauffent et atteignent -5°C à 0°C, l'original peut subir un stress thermique (Allen *et al.*, 1987). L'original cherche donc des peuplements résineux ou mélangés pour faciliter sa thermorégulation. Cependant, si le brout est abondant, la présence d'un couvert d'abri ne semble pas être un facteur limitant pour la sélection de l'habitat (Courtois *et al.*, 1993 ; Ross 2001).

Sites de mise bas

Les femelles choisissent des sites de mise bas susceptibles de réduire les risques de prédation des faons (Chekchak *et al.*, 1998). Les sommets de collines, les îles, les péninsules et les rives de lacs permettent une détection accrue des prédateurs (Scarpitti *et al.*, 2007). Les couverts matures de

forêt mélangée et résineuse peuvent également fournir une protection adéquate en l'absence de sites topographiquement isolés (Scarpitti *et al.*, 2007). Malgré ces préférences, il ne semble pas y avoir de critères strictement définis pour le choix d'un site de mise bas (Chekchak *et al.*, 1998).

Répartition spatiale des composantes de l'habitat

Les perturbations sont le principal facteur contribuant à la création de la mosaïque forestière. L'orignal est favorisé par l'entremêlement des couverts lui servant de strate d'alimentation et des couverts lui procurant une protection contre les prédateurs ou contre des conditions climatiques moins favorables. L'entremêlement des couverts serait un critère de sélection plus important que l'abondance relative de chacun de ces types d'habitat (Dussault *et al.*, 2004). Par exemple l'orignal préférera les ouvertures irrégulières créées par les épidémies d'insectes à de grandes étendues en régénération pourtant plus riches en nourriture. De même, il cherche davantage les peuplements mixtes, qui n'offrent ni la meilleure nourriture ni la meilleure protection, mais qui présentent ces deux ressources entremêlées à une échelle fine. L'entremêlement permet donc à l'orignal de réduire ses dépenses énergétiques (déplacement, thermorégulation) tout en minimisant les risques de prédation. La configuration spatiale des peuplements forestiers doit également être prise en considération pour le maintien d'un habitat de qualité pour l'orignal (Potvin *et al.*, 2001 ; Courtois et Beaumont, 2002 ; Dussault *et al.*, 2006). Deux niveaux sont à considérer pour rencontrer les besoins d'entremêlement de l'orignal. À l'échelle du paysage, on considère la répartition spatiale des interventions (couvert d'alimentation) et des forêts résiduelles (couvert de protection), et à l'échelle du peuplement on considère les interventions sylvicoles favorisant l'intégration dans un même peuplement des couverts d'alimentation et des couverts d'abri.

La superficie et la forme des coupes influencent le niveau d'entremêlement de l'habitat. Ainsi, si la superficie coupée est trop grande (plus de 100 ha), les orignaux ont tendance à la sous-utiliser. De plus, durant la période hivernale, l'orignal s'éloignerait rarement à plus de 200 m d'un couvert d'abri (Fleury et Guitard, 2002).

Synthèse des caractéristiques d'un habitat propice à l'orignal

Les principales caractéristiques de l'habitat de l'orignal ont été résumées par Samson *et al.* (2002). Un milieu de bonne qualité pour l'orignal contient avant tout une **nourriture abondante** et diversifiée, constituée d'essences feuillues retrouvées dans la strate arbustive et de plantes aquatiques. L'habitat doit aussi offrir un **couvert de protection** pour réduire la vulnérabilité des orignaux à la chasse et à la prédation, ainsi qu'un **couvert d'abri** constitué de résineux ou de forêt mélangée pour minimiser les dépenses d'énergie reliées aux déplacements dans la neige et à la thermorégulation. Le milieu qui sera le plus propice à l'orignal sera une mosaïque forestière caractérisée par l'**entremêlement** des couverts d'alimentation et de protection (Samson *et al.*, 2002 ; Courtois et Beaumont, 2002). La présence de peuplements de protection et d'abri est toutefois un critère de sélection secondaire pour l'orignal. En effet, la quantité de nourriture terrestre demeure la composante essentielle qui détermine la qualité de l'habitat de l'orignal (Ross, 2001 ; Dussault *et al.*, 2006).

Les éléments suivants, adaptés de Courtois (1993), indiquent les caractéristiques des peuplements forestiers qui devraient être déterminées afin de faciliter une planification forestière prenant en compte les besoins de l'orignal :

(1) Strate d'alimentation terrestre : classe d'âge, densité, composition et représentation (% du territoire);

(2) Couvert d'abri (minimiser les pertes énergétiques, favoriser la thermorégulation) : classe d'âge, densité, composition et représentation (% du territoire);

(3) Couvert de protection contre la prédation: classe d'âge, densité, composition et représentation (% du territoire);

(4) Entremêlement des différents milieux (Strate d'alimentation terrestre, couvert de protection) : répartition des parterres de coupe (superficie maximale et caractéristiques des forêts résiduelles), effet de bordure, types d'intervention

(5) Accès à des plans d'eau et des vasières (nourriture aquatique, régulation thermique en été) et à des habitats spécifiques : mesures de protection prévues pour ces milieux.

Plusieurs auteurs suggèrent que l'habitat soit caractérisé à l'échelle des blocs fauniques dont la superficie correspond environ au domaine vital maximal de l'orignal (50 km²) (Courtois et Beaumont, 2002; Fleury et Guitard, 2004; Samson *et al.*, 2002; Dussault *et al.*, 2006). Afin de faciliter l'intégration de mesures concernant l'habitat de l'orignal à l'aménagement forestier, les unités territoriales de référence (UTR) ont été choisies comme échelle d'analyse. Une échelle d'analyse plus fine pourrait s'avérer utile lors d'un exercice de planification plus détaillé.

Détermination des indicateurs

Indicateur 1 : Proportion des peuplements ayant une strate d'alimentation terrestre de qualité

Les classifications de Courtois (1993), Fleury et Guitard (2004), Samson *et al.* (2002), Ross (2001) et Dussault *et al.*, (2006) ont été utilisées afin de décrire les peuplements des cartes écoforestières les plus utilisés par l'orignal pour l'alimentation dans le contexte gaspésien. Les peuplements correspondant à une haute qualité pour l'alimentation présentent, en moyenne, les caractéristiques optimales recherchées par l'orignal pour l'alimentation hivernale, soit au moins 8 000 à 10 000 tiges par hectares d'essences feuillues (Fleury et Guitard, 2004 ; Courtois *et al.*, 1998). Dans la réserve faunique des Chic-Chocs, Fleury et Guitard (2004) ont relevé que seuls les peuplements feuillus et les sites en régénération présentent plus de 8 000 tiges/ha de feuillus en moyenne. Par conséquent, il est fort probable que l'orignal soit en mesure de subvenir à ses besoins d'alimentation hivernale en utilisant également des peuplements de qualité moyenne (4 000 à 8 000 tiges/ha de feuillus en moyenne), bien que ceux-ci soient utilisés de manière moins intensive que les peuplements de haute qualité.

L'indicateur retenu est la **proportion du territoire occupé par des peuplements d'alimentation pour l'orignal.**

Les peuplements présentant généralement une strate d'alimentation de haute qualité sont les suivants :

- Peuplements de classe d'âge 10 (tout type de couvert, hauteur de 2 à 7 m) n'ayant pas été traités par éclaircie précommerciale (EPC);
- Peuplements feuillus de 30 ans et plus (7 m et plus) n'ayant pas été traités par EPC.

Les peuplements présentant généralement une strate d'alimentation de qualité moyenne sont les suivants :

- Peuplements sans classe d'âge (comprenant les peuplements issus d'une perturbation sévère récente, les aulnaies, les lignes de transport d'énergie, l'emprise de routes et les dénudés humides) n'ayant pas été traités par EPC;
- Peuplements résineux ou mélangés de 30 et plus et de faible densité (C et D) n'ayant pas été traités par EPC.

Indicateur 2 : Proportion des peuplements fournissant une protection climatique et contre la prédation

Les couverts d'abri contre les facteurs climatiques (température, neige) ont des caractéristiques semblables à ceux des couverts de protection contre la prédation (chasse, prédateurs). Ces couverts ont donc été regroupés. La composition du couvert de protection recherché par l'original change au cours de l'année. En été, tout peuplement générant de l'ombrage est recherché par l'original afin de réguler sa température corporelle ; il peut donc s'agir d'un couvert feuillu, résineux ou mélangé. En hiver la perte des feuilles rend caducs les couverts feuillus et les orignaux favoriseront les couverts résineux ou mélangés à dominance résineuse. Les peuplements pouvant servir de couvert de protection ou couvert d'abri tout au long de l'année ont été retenus (Fleury et Guitard, 2004).

L'indicateur retenu est la **proportion du territoire occupé par des peuplements de protection climatique et contre la prédation pour l'original**.

Les peuplements offrant un couvert d'abri et de protection adéquat sont les suivants (Fleury et Guitard, 2004) :

- Peuplements résineux de classe d'âge 30 et plus et de recouvrement supérieur à 40 % (classe de densité A, B ou C).
- Peuplements mélangés à dominance résineuse (50 à 75 % de la surface terrière occupée par les résineux) de classe d'âge 30 et plus dont le recouvrement est supérieur à 60 % (classe de densité A ou B).
- Peuplements mélangés à dominance feuillue (25 à 50 % de la surface terrière occupée par les résineux) de classe d'âge 30 et plus dont le recouvrement est supérieur à 80 % (classe de densité A).

Les peuplements d'abri correspondent donc aux peuplements de 7 m et plus, auxquels s'ajoute un critère de densité selon le type de couvert. L'ensemble des peuplements énumérés ci-dessus devrait se situer sur des pentes dont l'inclinaison est inférieure à 50 %.

Indicateur 3 : Proportion des coupes forestières ayant une superficie et une largeur favorisant l'entremêlement des couverts utilisés par l'original

La coupe en mosaïque est le système de répartition des coupes qui sera le plus largement prescrit en Gaspésie (60 % de coupes en mosaïque). Le Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (RNI) indique la superficie maximale d'un seul tenant d'une aire de coupe avec protection de la régénération et des sols (article 74 du RNI) et le futur RADF prévoit le maintien de cette réglementation. Ces superficies maximales, sans être optimales, répondent adéquatement aux exigences de l'original. La forme des parterres de coupe est également un facteur à considérer pour favoriser l'entremêlement. L'établissement d'une largeur maximale des coupes, c'est-à-dire la distance maximale entre les bordures intérieures d'une coupe, vise à favoriser des coupes de forme irrégulière et à minimiser la distance d'un couvert d'abri, notamment en période hivernale (Fleury et Guitard, 2004).

L'indicateur choisi pour évaluer la qualité de l'entremêlement est la **proportion des parterres de coupe ayant une superficie et une largeur favorisant l'entremêlement des couverts utilisés par l'original**.

Les superficies et largeurs maximales d'un seul tenant d'une aire de coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) favorisant un entremêlement propice à l'original seraient les suivantes :

- a) Superficie égale ou inférieure à 50 ha pour au moins 70 % des superficies coupées. Les coupes entre 20 ha et 50 ha devraient être suffisamment irrégulières pour que la largeur maximale soit de 400 m;
- b) Superficie égale ou inférieure à 100 ha pour au moins 90 % des superficies coupées. Les coupes entre 50 et 100 ha devraient être suffisamment irrégulières pour que leur largeur maximale soit inférieure à 600 m;
- c) Superficie égale ou inférieure à 150 ha pour la totalité des superficies coupées. Les coupes entre 100 et 150 ha devraient être suffisamment irrégulières pour que leur largeur maximale soit inférieure à 600 m.

Indicateur 4 : Taux de conformité des travaux forestiers au futur Règlement sur l'aménagement durable des forêts (RADF) encadrant la protection des plans d'eau et vasières.

Bien que les vasières soient fréquentées par l'original, elles ne semblent pas constituer un facteur limitatif pour l'espèce (Ross, 2001). Les vasières naturelles devraient donc suffire à combler les besoins de l'original. La protection des vasières et des plans d'eau est actuellement réglementée par le RNI. Le futur Règlement sur l'aménagement durable des forêts (RADF) apportera certaines modifications aux mesures de protection déjà en place (par exemple, la lisière boisée de 60 m entourant une vasière passe de 3 m à 7 m de hauteur afin de favoriser le déplacement de l'original).

Le futur RADF fournit donc un encadrement permettant de protéger adéquatement l'habitat de l'original en ce qui a trait aux vasières et aux plans d'eau. Ainsi, l'indicateur retenu est le **taux de conformité des travaux forestiers au futur RADF encadrant la protection des plans d'eau et vasières**.

État souhaité

L'abondance relative des couverts d'alimentation et de protection permettant d'assurer un habitat de qualité pour l'original est décrite dans certaines études (Allen et al., 1987 ; Courtois et Beaumont, 2002 ; Fleury et Guitard, 2004 ; OMNR, 2010). Ces études prennent en compte les caractéristiques propres à la région où elles ont été menées et devraient être adaptées aux conditions propres à la Gaspésie.

1) Proportion de couvert d'alimentation

Maximum : 70 à 75 % de peuplements de haute ou moyenne qualité

Les peuplements de classe d'âge 30 et moins ne devraient pas dépasser 50 % du territoire (coupes récentes : 15 à 20 % ; classe 10 : 25 à 30 %). La balance (20 à 25 %) devrait provenir de peuplements de classe 30 ans et plus de faible densité (Fleury et Guitard, 2004).

Minimum : - 20 % de peuplements de haute qualité correspondant aux peuplements de classe d'âge 10 (tout type de couvert, hauteur de 2 à 7 m) n'ayant pas été traités par EPC et aux peuplements feuillus de 30 ans et plus (7 m et plus) n'ayant pas été traités par EPC. Le minimum de peuplements de haute qualité correspond à la proportion de peuplements de haute qualité présents dans la réserve des Chic-Chocs en 2002 selon l'étude de Fleury et Guitard (2004) alors qu'on y trouvait 11 originaux/10 km² et que 25 % seulement des tiges étaient broutées.

Les couverts d'alimentation comprenant également des peuplements de moyenne qualité qui impliquent une production moins intensive de nourriture, les besoins minimum d'alimentation peuvent également se traduire par :

- 40% de peuplement de moyenne qualité correspondant à des peuplements sans classe d'âge (comprenant les peuplements issus d'une perturbation sévère récente, les aulnaies, les lignes de transport d'énergie, l'emprise de routes et les dénudés humides) n'ayant pas été traités par EPC et à des peuplements résineux ou mélangés de classe d'âge 30 et plus et de faible densité (C et D) n'ayant pas été traités par EPC.

ou

- 20 % d'un mélange de peuplements de moyenne et haute qualité, en pondérant par un facteur de 0,5 les peuplements de moyenne qualité.

2) Proportion de couverts de protection et d'abri

Maximum : 50 % de peuplements d'abri (Samson et al. 2002),

Minimum : 15 % de peuplements d'abri (Fleury et Guitard, 2004)

Puisque les vieilles forêts répondent aux critères de peuplement d'abri et de protection, l'atteinte de cet objectif devrait être facilitée par les mesures déjà prévues dans la mise en place de l'aménagement écosystémique qui visent le retour d'une proportion de 30 % de forêts de 7 m et plus (MRNF, 2010).

3) Proportion des coupes forestières ayant une superficie et une largeur maximale favorisant l'entremêlement des couverts utilisés par l'original

Au vu des connaissances actuelles, les objectifs de maintien d'un habitat de qualité pour l'original présentant un entremêlement adéquat devraient être rencontrés si la superficie maximale d'un seul tenant d'une aire de coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) est conforme aux modalités proposées dans le futur RADF et si la largeur maximale des coupes favorise des peuplements de forme irrégulière réduisant la distance entre tout point d'une coupe et un couvert de protection. L'état souhaité est donc d'atteindre une proportion de 100 % des superficies des coupes forestières conformes aux modalités du futur RADF et aux recommandations de largeur adaptées de Fleury et Guitard (2004) présentés (voir indicateur 3).

D'autre part, les coupes forestières qui stimulent la formation de peuplements mixtes de structure irrégulière (coupe de jardinage, éclaircie commerciale, coupe avec protection de la haute régénération et des sols (CPHRS) et coupe avec protection des petites tiges et des sols CPPTM) devraient être encouragées lorsque possible afin de favoriser un entremêlement des couverts d'alimentation et de protection à une échelle fine (Fleury et Guitard, 2004).

4) Taux de conformité au RADF pour les règlements portant sur les plans d'eau et vasières

Au vu des connaissances actuelles, les objectifs de maintien d'un habitat de qualité pour l'original en lien avec la protection et l'accessibilité des vasières devraient être rencontrés si les modalités proposées dans le futur RADF sont respectées. L'état souhaité est donc d'atteindre une proportion de 100 % de conformité avec les modalités du futur RADF en lien avec la protection des plans d'eau et des vasières.

État actuel

Proportion actuelle des peuplements d'alimentation

L'abondance relative des peuplements d'alimentation (voir plus haut, indicateur 1) a été calculée pour chaque UTR. Les résultats sont présentés pour chacune des Unités d'aménagement (UA) de la Gaspésie.

Tableau 3. Proportion (%) des peuplements forestiers présentant les caractéristiques d'un couvert d'alimentation pour l'original tel que déterminé à partir des cartes écoforestières du 4^e programme d'inventaire forestier du MRNF pour chaque Unité territoriale de référence (UTR) de l'unité d'aménagement (UA) 11262.

UTR	Proportion de peuplements de haute qualité	Proportion de peuplements de moyenne qualité
112552001	27,9	59,8
112552002	16,5	57,0
112552003	9,1	43,8
112552004	17,3	48,5
112552005	19,2	51,7
112552006	15,0	53,3
112552007	35,7	66,9
112552008	20,8	53,3
112552009	17,9	49,5
112552010	18,1	35,9
112552011	17,9	49,9
112552012	15,0	57,8
112552013	15,8	38,0
112552014	14,1	46,2
112552015	17,2	49,8
112552016	18,6	61,6
112552017	15,8	68,0
112552018	19,8	70,6
112552019	42,9	64,4
Total (moyenne)	19,7	54,0

Tableau 4. Proportion (%) des peuplements forestiers présentant les caractéristiques d'un couvert d'alimentation pour l'original tel que déterminé à partir des cartes écoforestières du 4^e programme d'inventaire forestier du MRNF pour chaque Unité territoriale de référence (UTR) de l'unité d'aménagement (UA) 11261.

UTR	Proportion de peuplements de haute qualité	Proportion de peuplements de moyenne et haute qualité
111512001	3,1	29,7
111512002	13,7	41,5
111512003	27,2	53,6
111512004	22,4	48,7
111512005	2,5	21,0
111512006	17,5	47,0
111512007	9,6	46,4
111522001	5,4	25,1
111522002	19,5	47,6
111522003	16,6	71,8
111522004	21,9	61,8
111522005	11,4	37,6
111522006	10,2	31,2
111522007	13,4	55,8
111522008	10,5	46,7
111532001	6,3	54,2
111532002	5,9	34,9
111532003	4,8	24,2
111532004	13,6	39,4
111532005	22,5	49,4
111532006	17,5	61,1
111532007	9,1	37,8
111532008	7,1	40,8
111532009	38,9	69,8
111532010	24,2	48,6
111532011	20,5	55,6
111532012	8,3	57,2
111532013	9,2	41,3
111532014	29,9	49,8
111532015	3,4	45,5
111532016	19,4	62,7
111532017	7,5	42,1
111532018	7,0	41,9
111532019	1,4	17,4
111532020	26,6	51,8
111532021	7,1	53,6
111532022	9,5	51,9
111532023	10,2	48,2
111532024	6,7	47,4
111532025	14,0	49,1
111532026	17,1	64,3
111542001	6,3	41,7
111542002	3,6	30,4
111542003	12,6	55,6
111542004	24,3	53,3
111542005	9,9	62,9
111542006	18,6	54,3
111542007	20,2	51,4
Total (moyenne)	13,5	47,0

Tableau 5. Proportion (%) des peuplements forestiers présentant les caractéristiques d'un couvert d'alimentation pour l'original tel que déterminé à partir des cartes écoforestières du 4^e programme d'inventaire forestier du MRNF pour chaque Unité territoriale de référence (UTR) de l'unité d'aménagement (UA) 11263.

UTR	Proportion de peuplements de haute qualité	Proportion de peuplements de moyenne et haute qualité
112562001	21,2	42,2
112562002	11,9	40,0
112562003	26,0	58,9
112562004	11,8	44,4
112562005	7,6	25,3
112562006	10,1	43,8
112562007	10,0	32,4
112562008	15,0	47,6
112562009	16,5	51,5
112562010	19,5	37,6
112562011	4,4	23,5
112562012	11,9	40,3
112562013	15,1	45,6
112562014	12,3	46,6
112562015	14,6	58,0
112562016	13,2	41,3
112572001	26,9	60,3
112572002	17,1	46,0
112572003	6,6	39,4
112572004	10,0	49,6
112572005	9,6	46,9
112572006	21,4	42,7
112572007	4,4	13,4
Total (moyenne)	13,8	42,5

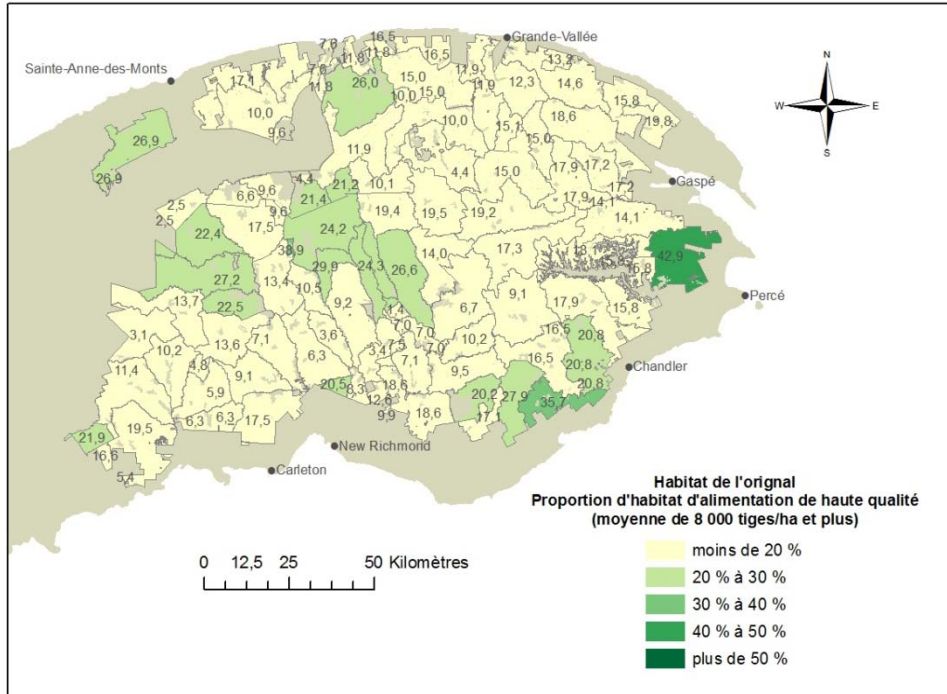


Figure 2. Proportion (%) des peuplements présentant un couvert d'alimentation de haute qualité pour l'original tel que déterminé à partir des cartes écoforestières du 4^e programme d'inventaire forestier du MRNF pour chaque Unité territoriale de référence (UTR) .

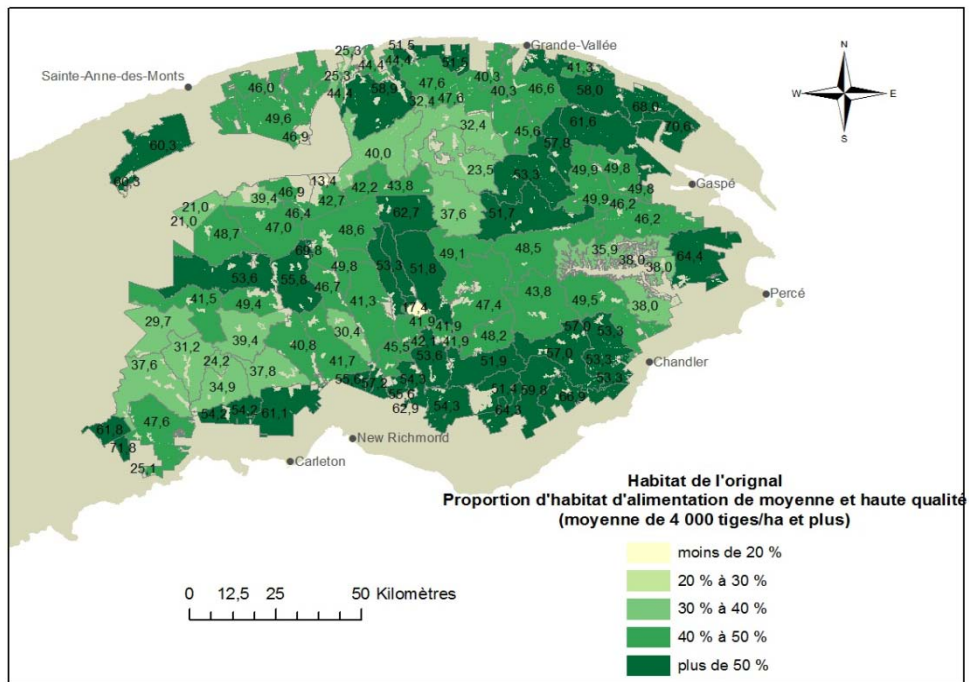


Figure 3. Proportion (%) des peuplements présentant un couvert d'alimentation de moyenne et haute qualité pour l'original tel que déterminé à partir des cartes écoforestières du 4^e programme d'inventaire forestier du MRNF pour chaque Unité territoriale de référence (UTR) .

Proportion actuelle des peuplements de protection

L'abondance relative des peuplements de protection (voir plus haut, indicateur 2) a été calculée pour chaque UTR. Les résultats sont présentés pour chacune des Unités d'aménagement (UA) de la Gaspésie.

Tableau 6. Proportion (%) des peuplements forestiers présentant les caractéristiques d'un couvert de protection pour l'original tel que déterminé à partir des cartes écoforestières du 4^e programme d'inventaire forestier du MRNF pour chaque Unité territoriale de l'unité d'aménagement (UA) 11261.

UTR	Proportion de couvert protection
111512001	54,1
111512002	43,0
111512003	30,4
111512004	40,3
111512005	81,9
111512006	51,0
111512007	30,5
111522001	6,6
111522002	21,8
111522003	13,2
111522004	38,6
111522005	42,7
111522006	47,3
111522007	33,9
111522008	46,7
111532001	30,9
111532002	39,0
111532003	50,6
111532004	44,3
111532005	31,9
111532006	21,9
111532007	31,7
111532008	29,3
111532009	48,5
111532010	36,2
111532011	21,0
111532012	21,2
111532013	37,5
111532014	36,8
111532015	39,5
111532016	30,5
111532017	55,3
111532018	44,9
111532019	76,3
111532020	11,7
111532021	37,8
111532022	17,7
111532023	26,4
111532024	36,0
111532025	45,7
111532026	24,1
111542001	34,0
111542002	46,9
111542003	17,6
111542004	33,3
111542005	13,1
111542006	35,6
111542007	15,1
Total (moyenne)	35,5

Tableau 7. Proportion (%) des peuplements forestiers présentant les caractéristiques d'un couvert de protection pour l'original tel que déterminé à partir des cartes écoforestières du 4^e programme d'inventaire forestier du MRNF pour chaque Unité territoriale de l'unité d'aménagement (UA) 11262.

UTR	Proportion de couvert protection
112552001	25,6
112552002	23,3
112552003	36,1
112552004	35,0
112552005	35,6
112552006	42,9
112552007	17,4
112552008	24,0
112552009	35,4
112552010	54,1
112552011	45,6
112552012	48,6
112552013	49,6
112552014	43,2
112552015	49,7
112552016	40,4
112552017	39,1
112552018	26,6
112552019	17,4
Total (moyenne)	36,3

Tableau 8. Proportion (%) des peuplements forestiers présentant les caractéristiques d'un couvert de protection pour l'original tel que déterminé à partir des cartes écoforestières du 4^e programme d'inventaire forestier du MRNF pour chaque Unité territoriale de l'unité d'aménagement (UA) 11263.

UTR	Proportion de couvert protection
112562001	40,6
112562002	62,3
112562003	37,8
112562004	38,5
112562005	44,7
112562006	33,6
112562007	53,6
112562008	46,2
112562009	43,8
112562010	53,2
112562011	66,3
112562012	47,4
112562013	51,0
112562014	50,9
112562015	50,3
112562016	52,1
112572001	30,0
112572002	36,9
112572003	51,5
112572004	38,7
112572005	50,1
112572006	42,4
112572007	87,5
Total (moyenne)	48,2

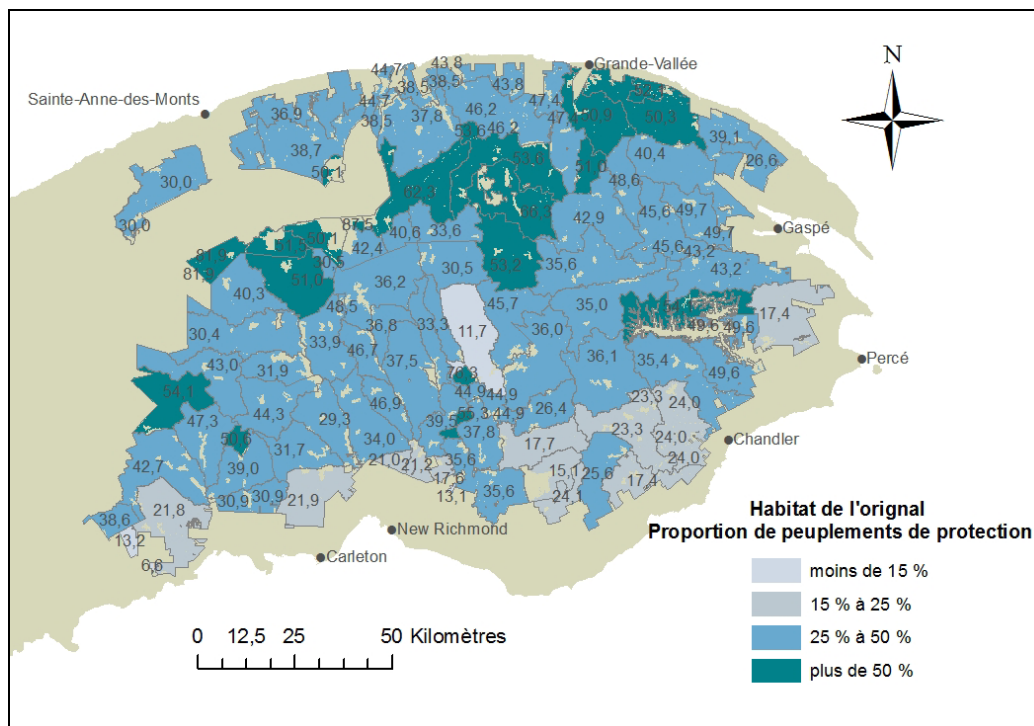


Figure 4. Proportion (%) des peuplements présentant un couvert de protection de moyenne et haute qualité pour l'original tel que déterminé à partir des cartes écoforestières du 4^e programme d'inventaire forestier du MRNF pour chaque Unité territoriale de référence (UTR).

Proportion actuelle des coupes forestières ayant une superficie et une largeur maximale favorisant l'entremêlement des couverts utilisés par l'original

Actuellement, il semble que la superficie maximale des coupes forestières est conforme aux modalités du RNI, qui seront reportées dans le futur RADF. La largeur maximale des coupes ne fait pas l'objet de réglementations.

Proportion des travaux forestiers conformes au futur Règlement sur l'aménagement durable des forêts (RADF) encadrant la protection des plans d'eau et vasières

Actuellement, il semble que la réglementation encadrant la protection des plans d'eau et des vasières utilisés par l'original soit respectée. Le comité de documentation n'a pas soulevé de préoccupation spécifique à cette composante de l'habitat de l'original.

Récapitulatif

Comme l'ont démontré les récents inventaires aériens, il semble que la population d'originaux se porte bien en Gaspésie. Les stratégies d'aménagement qui seront adoptées pourraient exercer une influence sur le taux de croissance de la population d'originaux, mais surtout sur sa répartition. Afin d'effectuer une gestion adéquate, il est donc important de considérer l'ensemble du territoire utilisé par l'original afin de s'assurer du maintien de son habitat non pas localement, mais bien à l'échelle du paysage. Le caractère généraliste de l'original en termes d'habitat permet d'envisager une intégration effective de ses besoins dans le cadre d'un aménagement forestier intégré.

Bibliographie

- Allen, A. W., P. A. Jordan et J. W. Terrel. 1987. Habitat suitability index models : moose, lake superior region. Habitat Evaluation Procedures Group, Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the interior. 47 p.
- Berger, C. 1993. L'utilisation de l'habitat par l'orignal dans le domaine écologique de la sapinière à bouleau blanc. Rapport de recherche présenté à l'Université du Québec à Rimouski. 26 p.
- Bergerud, A.T. et W.E. Mercer. 1989. Caribou Introductions in Eastern North America. *Wildlife Society Bulletin* **17**(2): 111-120
- Checkchak, T., R. Courtois, J.-P. Ouellet, L. Breton et S. St-Onge. 1998. Caractéristiques des sites de mise bas de l'orignal (*Alces alces*). Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la Faune et des habitats, Service de la faune terrestre. 38 p.
- Courtois, R et M. Crête. 1988. Déplacements quotidiens et domaines vitaux des orignaux du sud-ouest du Québec. *Alces* **24** : 78-89
- Courtois, R. 1993. Description d'un indice de qualité d'habitat pour l'orignal (*Alces Alces*) au Québec. Gouvernement du Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la ressource faunique, Gestion intégrée des ressources, document technique 93/1. 56 pp.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, M.-C. Dansereau et A.-M. Fauvel. 1996. Habitat de début d'hiver de l'orignal (*Alces alces*) dans quatre zones bioclimatiques du Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la Faune et des habitats. 24 p.
- Courtois, R. et G. Lamontagne. 1997. Management system and current status of moose in Québec. *Alces* **33** : 97-114
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, B. Gagné. 1998. Characteristics of cutovers used by moose (*Alces Alces*) in early winter. *Alces* **34**(1): 201-211
- Courtois, R. J.-P. Ouellet et A. Bugnet. 2001. Moose hunters perceptions of forest harvesting. *Alces* **37** (1): 19-33
- Courtois, R. J.-P. Ouellet, A. Gingras, C. Dussault, L. Breton et J. Maltais. 2001b. Changements historiques et répartition actuelle du caribou au Québec. Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune, Ministère des Ressources naturelles du Québec et Société de la faune et des parcs du Québec. 55 p.
- Courtois, R. et A. Beaumont. 2002. A preliminary assessment of the influence of habitat composition and structure on moose density in clear-cuts of north-western Québec. *Alces* **38**: 167-176
- Courtois, R., C. Dussault, F. Potvin et G. Daigle. 2002. Habitat selection by moose (*Alces Alces*) un clear-cut landscapes. *Alces* **38**: 177-192
- Desrosiers, M., H. Varady-Szabo et A. Malenfant. *En prep.* Caractérisation de la structure d'âge de la forêt actuelle (2008) et détermination des écarts avec la forêt préindustrielle de la Gaspésie – Analyse par région écologique et par unité homogène de végétation. Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles, Gaspé, 65 p.

- Dussault, C., R. Courtois, J.-P. Ouellet, J. Huot et L. Breton. 2004. Effet des facteurs limitatifs sur la sélection de l'habitat par l'orignal, une étude de trois ans dans le Parc de la Jacques-Cartier. *Le Naturaliste Canadien* **128**(2): 38-45
- Dussault, C., R. Courtois et J.-P. Ouellet. 2006. A habitat suitability index model to assess moose habitat selection at multiple spatial scales. *Canadian journal of forest research* **36**: 1097-1107
- Fleury, M. et A. Guitard. 2002. Caractérisation de l'habitat de l'orignal et recommandations d'interventions forestières dans la réserve faunique de Matane. Rapport réalisé par Faune-Experts pour la SÉPAQ-réserve faunique de Matane et le ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec. 75 p.
- Fleury, M. et A. Guitard. 2004. Caractérisation de l'habitat de l'orignal par le Ministère des Ressources naturelles et recommandations d'interventions forestières dans la réserve faunique des Chic-Chocs. Rapport réalisé par Faune-Experts pour la SÉPAQ-réserve faunique des Chic-Chocs et le Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec. 61 p.
- Lamontagne, G., S. Lefort, 2004. Plan de gestion de l'orignal 2004-2010. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction du développement de la faune, Québec. 265 p.
- Landry, G. et D. Lavergne. 2007. Inventaire aérien de l'orignal dans la zone de chasse 1 à l'hiver 2007. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, New Richmond. 16 p.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2010. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec, Document de consultation publique - Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur Règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 103 p.
- Ontario Ministry of Natural Resources (OMNR). 2010. Forest management guide for conserving biodiversity at the stand and site scales. Toronto: Queen's Printer for Ontario. 211 p.
- Potvin, F., R. Courtois et C. Dussault. 2001. Fréquentation hivernale des grandes aires de coupe récentes par l'orignal en forêt boréale. Société de la faune et des parcs du Québec, Rapport. 35 p.
- Potvin, F., R. Courtois et L. Bélanger. 2001b. La coupe forestière et la faune terrestre en forêt boréale : des effets à court terme liés à la taille des domaines vitaux. *Le Naturaliste canadien* **125** (3) : 65-73
- Potvin, F., L. Breton et R. Courtois. 2005. Responses of beaver, moose, and snowshoe hare to clear-cutting in Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Canadian journal of forest research* **35**: 151-160
- Potvin, F., N. Bertrand et R. Walsh. 2006. Évolution de l'habitat d'espèces fauniques de la forêt boréale dans un secteur de coupe intensive sur une période de 25 ans. Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 28 p.
- Ross, S. 2001. Validation d'un indice de qualité de l'habitat (IQH) pour l'orignal (Alces alces). Rapport de recherche présenté à l'Université du Québec à Rimouski. 57 p.
- Samson, C., C. Dussault, R. Courtois et J.-P. Ouellet. 2002. Guide d'aménagement de l'habitat de l'orignal. Société de la faune et des parcs du Québec, Fondation de la faune du Québec et ministère des Ressources naturelles du Québec, Sainte-Foy. 48 p.

Scarpitti, D.L., P.J. Pekins et A.R. Musante. 2007. Characteristics of neonatal moose habitat in northern New Hampshire. *Alces* **43**: 29-38.

Varady-Szabo, H. et M. Côté. 2010. Mesure des écarts de composition forestière entre la forêt préindustrielle (de 1836 à 1940) et la forêt aménagée (de 1995 et 2003) en Gaspésie. Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles, Gaspé, 55 p.

Qualité de l'habitat des animaux à fourrure (lynx)

Objectif : Conserver les composantes du milieu forestier permettant d'assurer un habitat de qualité au lynx du Canada et favorisant son déplacement.

Aspect priorisé : Traduire les besoins du lynx du Canada en état de la forêt afin de limiter les impacts des activités forestières sur son habitat.

Origine de l'enjeu

Le comité de documentation sur la faune terrestre considère le maintien d'un habitat de qualité pour les animaux à fourrure comme un enjeu faunique prioritaire. La gestion du lynx est, selon le comité, un des aspects à prioriser pour atteindre cet objectif. Ce dernier étant étroitement relié aux populations de lièvres, sa considération dans les objectifs de planification forestière permet d'assurer le maintien d'un habitat de qualité pour les deux espèces. Le lièvre servant de proie à plusieurs autres animaux à fourrure (martre d'Amérique, pékan, vison d'Amérique, hermine, renard roux et coyote), la persistance d'un habitat de qualité du lièvre est un atout pour le maintien de la biodiversité sur le territoire gaspésien.

Le comité tient à s'assurer que les stratégies d'aménagement forestier qui seront adoptées en Gaspésie et les activités forestières qui en découleront permettront d'assurer un habitat de qualité pour le lynx à l'échelle du paysage. Pour ce faire, les besoins du lynx et de ses proies en termes d'habitat seront documentés selon des paramètres pouvant être intégrés à la planification forestière : superficie et localisation des aires de coupe et application et modulation des traitements sylvicoles. L'objectif lié à cet enjeu consiste donc à conserver les composantes du milieu forestier qui servent d'abri et de nourriture au lynx et qui favorisent son déplacement.

Description de l'enjeu

Relation prédateur-proies

Le maintien du lynx dépend de l'abondance des populations de lièvres d'Amérique (Parker et *al.* 1983; Koehler, 1990; Fortin, 2003; Mowat et Slough, 2003; Organ et *al.* 2008), au point que le facteur limitatif du lynx du Canada est la disponibilité de lièvre (Fortin et Tardif, 2003; Robinson, 2006; Organ et *al.* 2008). En effet, lorsque le lièvre abonde, il constitue la proie principale du lynx (Fortin et Tardif, 2003). Bien que le lynx du Canada puisse utiliser des proies alternatives, ces dernières ne subviennent pas complètement à ses besoins alimentaires (Dussault, 1990 *in* Fortin et Tardif, 2003).

Ainsi, même si le déplacement du lynx et son succès de chasse peut varier avec la structure des peuplements, ces considérations sont peu importantes comparativement à celles influençant l'abondance et la distribution des proies (Apps, 2007). Un aménagement pour le lynx est donc principalement un aménagement pour le lièvre.

Impacts de l'aménagement forestier sur l'habitat du lynx

En forêt boréale, le territoire est naturellement soumis à des perturbations (feu, épidémies d'insectes, chablis). Le morcellement ainsi créé procure un habitat irrégulier favorable au lynx du Canada (Poole et *al.* 1996). Les coupes forestières engendrant des peuplements équiens ont la possibilité d'avoir un impact similaire (Mowat et *al.* 1999; Fortin et Tardif, 2003; Fuller et *al.* 2007; Simons, 2009). Bien que négatives à court terme (Koehler et Brittell, 1990; Hoving et *al.* 2004), elles fourniront à moyen terme les habitats nécessaires aux lynx (Fuller et *al.* 2007).

Le lynx est reconnu pour choisir les habitats comprenant des secteurs en stade avancé de régénération, d'environ 20 ans (Parker et *al.* 1983; Thompson et *al.* 1989; Koehler, 1990; Mowat et *al.* 1999; Fortin, 2003; Mowat et Slough, 2003; Hoving et *al.* 2004). Malgré cette préférence, les coupes commencent à être utilisées après 5 ans jusqu'à environ 30 ans (Parker et *al.* 1983; Thompson et *al.* 1989). Fuller et *al.* (2007) ont remarqué que le lynx utilisait surtout les hautes régénérations entre 4,4 m et 7,3 m. Apps (2007) et Poole et *al.* (1996) remarquent également que les peuplements denses de gaulis, ayant une obstruction visuelle latérale élevée due à la haute régénération, aux bosquets, aux arbustes ou au bois mort, contribuent particulièrement à augmenter la valeur du paysage forestier pour le lynx.

Néanmoins, l'aménagement forestier peut également avoir des impacts négatifs sur le lynx. Ainsi, avec les coupes récentes, les coupes partielles récentes constituent l'une des structures forestières les moins attractives pour le lynx (Hoving et *al.* 2004). Au Maine, Fuller et *al.* (2007) ont cependant observé que les lynx sélectionnent les anciennes coupes partielles (11-21 ans après coupe) presque autant que les hautes régénérations.

L'éclaircie précommerciale (EPC), pratiquée 10 à 15 ans après la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) est également une pratique nuisible au lynx (McKelvey et *al.* 1999; Squires et *al.* 2010). En effet, dans la sapinière, les CPRS sont encore peu utilisées par le lièvre huit à dix ans après coupe en raison d'un couvert de protection insuffisant (De Bellefeuille et *al.* 2001) et l'EPC réduit à nouveau la qualité de l'habitat (Bujold, 2004; Lavoie, 2004), jusqu'à une absence totale en hiver (Bujold, 2004).

Finalement, si les peuplements en haute régénération sont primordiaux pour le lynx, les forêts matures résineuses ont également un rôle à jouer. En effet, plusieurs auteurs remarquent qu'elles sont également utilisées, bien qu'en moins grande importance (Parker, 1993; Mowat et *al.*, 1999; Mowat et Slough, 2003; Hoving, 2004). Ainsi, le lynx peut persister dans les paysages dominés par les forêts matures résineuses (Mowat et *al.* 1999). Dans ce cas, les peuplements multi-étagés avec un sous-étage important joueront un rôle primordial (Squires et *al.* 2010).

Analyse

Besoins de l'espèce en termes d'habitat

Nourriture

Le régime alimentaire du lynx inclut plusieurs petits mammifères, tels les écureuils, les téttras, les perdrix, les castors, les porcs-épics et les lièvres ainsi que des orignaux, généralement déjà morts (Hoving et *al.* 2004; Apps, 2007; Murray et *al.* 2008). Cependant, le lièvre constitue le fondement de son alimentation et les proies alternatives ne subviennent pas complètement aux besoins

alimentaires du lynx (Hoving et *al.* 2004; Murray et *al.* 2008). Il semble donc que l'aménagement forestier visant à procurer une source de nourriture au lynx devrait se concentrer sur le lièvre en tant que proie, tant en raison de leur prédominance dans l'alimentation que du fait que les proies alternatives ont un habitat moins restrictif (Murray et *al.* 2008).

Le lièvre évite essentiellement les coupes récentes, les jeunes peuplements en régénération et les aires ouvertes (Hodges, 1999). Sans couvert adéquat, il est très sensible à la prédation et ses populations peuvent être rapidement décimées (Barta et *al.* 1989 *in* Guay, 1994). C'est pourquoi il sélectionne son habitat en fonction de la structure du milieu (Litvaitis et *al.* 1985; Ferron et Ouellet, 1992; Brugerolle, 2003). Le couvert latéral est le facteur qui explique le mieux la présence du lièvre bien que le couvert vertical joue également un rôle (Brugerolle, 2003; Bois, 2009; Berg, 2009). Une obstruction latérale de plus de 80% semble optimale (Wolfe et *al.* 1982; De Bellefeuille et *al.* 2001). Robinson (2006) a d'ailleurs remarqué que lorsque la densité dépasse 7 000 tiges/ha, la quantité de lièvres augmente dans ces peuplements. La présence de conifère est également un facteur important, puisqu'ils sont les seuls à fournir une protection thermique et visuelle en hiver (Litvaitis et *al.* 1985; Brugerolle, 2003).

Ainsi, les peuplements en stade gaulis sont très importants pour le lièvre (Mowat et *al.* 1999; Bujold, 2004). Suivant une coupe totale ou partielle, il y a une période d'environ 10 ans avant que les conditions permettent de soutenir le lièvre (Robinson, 2006; Fuller et *al.* 2007; Bois, 2009). Même dans ce cas, les densités de lièvres restent moindres dans les coupes partielles que dans les peuplements de gaulis, ce qui nuirait au maintien du lynx dans un paysage formé uniquement de coupes partielles (Robinson, 2006; Simons, 2009). De plus, dans la sapinière, le lièvre est significativement plus abondant dans des peuplements de 20 à 25 ans que dans ceux de 10 à 15 ans et de 50 ans (Alvarez, 1996 *in* De Bellefeuille et *al.* 2001).

Dans la sapinière boréale, l'utilisation des peuplements matures (>12 m) par le lièvre dépend du paysage forestier. Elle est spécialement importante lorsqu'il est dominé par les coupes (Ferron et *al.* 1998; De Bellefeuille et *al.* 2001) et presque nulle lorsqu'il est dominé par des peuplements en haute régénération (Bujold, 2004). Il importe donc que les différents traitements sylvicoles laissent une bonne part de forêt résiduelle, que le lièvre colonise lorsque les coupes sont trop jeunes pour servir d'habitat (Ferron et *al.* 1998; Potvin et *al.* 2001; Cusson et *al.* 2001; De Bellefeuille et *al.* 2001). Les forêts résiduelles engendrées par la coupe en mosaïque procurent un meilleur habitat au lièvre que les séparateurs de coupes et que les bandes riveraines, bien que ces dernières structures soient également utilisées (Cusson et *al.* 2001; Ferron et St-Laurent, 2005). De plus, l'utilisation des peuplements de plus de 12m est plus fréquente lorsqu'ils ont un couvert vertical de moins de 60%, ce qui permet l'établissement d'une végétation de sous-étage (Brocke, 1975 *in* Guay, 1994; Orr et Dodds, 1982 *in* Guay, 1994). Les îlots de forêts matures (<4ha) sont également utilisés (Bujold, 2004).

Finalement, les écotones sont grandement utilisés par le lièvre (Pietz et Tester, 1983; Ferron et Ouellet, 1992; Bujold, 2004). Mowat et *al.* (1999) considèrent d'ailleurs que leur utilisation peut constituer une stratégie de chasse importante pour le lynx. Bujold (2004) considère également qu'une bonne portion des superficies de peuplements en stade gaulis non traités en EPC devrait être située le long de la forêt mature résiduelle afin de maximiser les écotones entre forêt mature et gaulis.

Mise bas

Les habitats propices à la mise bas englobent tous ceux comprenant du bois mort, un couvert vertical dense et une obstruction visuelle latérale élevée (Organ et *al.* 2008) dont les vieilles forêts, d'une superficie aussi petite qu'un demi-hectare, (Koehler et Brittell, 1990) et les peuplements victimes d'un chablis (Mowat et *al.* 1999; Organ et *al.* 2008). Organ et *al.* (2008) et Murray et *al.* (2008) suggèrent que la sélection d'une tanière n'est pas un facteur limitatif pour le lynx du Canada.

Déplacement

Les lynx ne nécessitent pas de peuplements particuliers pour leur déplacement; seules les ouvertures de plus de 100m, comme les coupes récentes ou les routes, leur posent problèmes (Koehler et Brittell, 1990). Les forêts matures résineuses sont régulièrement utilisées par les femelles ayant des petits très jeunes, pour voyager entre leurs terrains de chasse et leur tanière (Koehler et Brittell, 1990), et par les jeunes adultes, probablement pour l'exploration du territoire (Mowat et Slough, 2003).

Répartition spatiale des composantes de l'habitat

Un aménagement dans le but de favoriser le lynx devrait engendrer une mosaïque d'âges variés afin de générer des peuplements résineux jeunes et matures en permanence dans le paysage (McKelvey et *al.* 1999; Apps, 2007; Vashon et *al.* 2008; Squires et *al.* 2010). De plus, le maintien d'une composante inéquienne comprenant un sous-étage dense dans le paysage permettrait également de favoriser la présence du lynx (Apps, 2007; Squires et *al.* 2010). Il est important que ces différents peuplements soient entremêlés afin d'assurer une certaine stabilité dans les populations de proies (Apps, 2007; Vashon et *al.* 2008).

Détermination des indicateurs

Indicateur 1 : Proportion des peuplements de haute qualité pour la chasse

L'indicateur retenu est la **proportion de peuplements de haute qualité pour la chasse** dans le paysage forestier.

Le lynx réagit rapidement à une augmentation relativement faible de la proportion d'habitat de haute qualité du lièvre (Simons, 2009). Dans la forêt acadienne, il est généralement considéré que les peuplements entre 5 et 30 ans où le lièvre est abondant sont les plus sélectionnés par le lynx (Parker et al. 1983; Simons, 2009). Guay (1994) considère que les peuplements optimaux pour le lièvre sont les forêts mixtes, avec une densité de feuillus supérieure à 4 000 tiges/ha, une hauteur 4 ou 5 et une densité A, B ou C.

Néanmoins, le lynx ne sélectionne pas nécessairement les peuplements les plus denses, avec la plus grande abondance de lièvres (Murray et al. 1994; Mowat et al. 1999; Apps, 2007; Fuller et al. 2007). Les peuplements sélectionnés sont un compromis entre la densité de lièvre et les chances de succès à la chasse, moindres dans un milieu trop fermé. Ainsi, certains peuplements ayant une valeur moyenne pour le lièvre, tel que décrit par Guay (1994), seront également considérés comme étant de haute qualité pour la chasse, ce qui correspond aux peuplements en haute régénération mixtes et résineux. Finalement, les peuplements ayant subi une éclaircie précommerciale conventionnelle depuis moins de 10 ans ne seront pas considérés (Bujold, 2004; Squires et al. 2010).

En résumé, les peuplements de haute qualité pour la chasse comprennent les caractéristiques écoforestières suivantes, adaptées de Guay (1994) :

Tableau 9. Caractéristiques des peuplements de haute qualité pour la chasse

Type de couvert	Classe de densité et de hauteur	Précision
Résineux	C4, D4, C5, D5	Dans le cas où une EPC conventionnelle est réalisée, elle doit dater d'au moins 10 ans pour que le peuplement soit considéré.
Mixte à dominance résineuse	A4, B4, C4, A5, B5, C5, D4, D5, 6+	
Mixte à dominance feuillue	A4, B4, C4, A5, B5, C5, D4, D5, 6+	

Indicateur 2 : Réalisation de travaux forestiers favorisant l'entremêlement des peuplements

L'indicateur retenu est la **réalisation de travaux forestiers favorisant l'entremêlement des peuplements** dans le but de faciliter le déplacement du lynx et de maintenir sa présence constante dans le paysage forestier.

À l'échelle du paysage, un habitat favorable aux lynx devrait être composé d'une mosaïque de peuplements résineux matures, multi-étagés et jeunes (Squires et al. 2010). Pour se faire, la structure d'âge de forêt en J inversé, où la proportion des peuplements diminue en fonction de l'âge et dépasse l'âge d'exploitabilité, a été proposée (McKelvey et al. 1999). L'application de l'OPMV 4 «maintenir en permanence une quantité de forêts mûres et surannées déterminée en

fonction de l'écologie régionale » devrait permettre aux aménagistes de tendre vers la structure d'âge en J inversé. Cet OPMV sera intégré dans la stratégie d'aménagement durable des forêts (SADF), qui sera mise en application en 2013.

De plus, certains auteurs considèrent que de petites assiettes de coupes (15-25 ha) favoriseraient l'entremêlement (Potvin et al. 2001). Pour d'autres, une augmentation des parterres de coupes de grandes superficies serait avantageux (McKelvey et al. 1999; Simons, 2009). Le respect des superficies de coupes mentionnées dans le RNI, et conservées pour le futur RADF, semble un bon compromis puisque plusieurs ordres de grandeurs sont considérés. Les superficies des parterres de coupes favorisant l'entremêlement pourraient donc être décrites comme suit :

- a) Superficie égale ou inférieure à 50 ha pour au moins 70% des superficies coupées;
- b) Superficie égale ou inférieure à 100 ha pour au moins 90% des superficies coupées;
- c) Superficie égale ou inférieure à 150 ha pour la totalité des superficies coupées.

Les aires ouvertes (chemins, coupes récentes) de plus de 100m de large constituent cependant un obstacle aux déplacements du lynx (Koehler et Brittell, 1990). Bien qu'il puisse être opérationnellement difficile de mettre en œuvre une mesure spécifiant une largeur minimale, il pourrait être possible de minimiser les impacts des grands parterres de coupe en optimisant au maximum le ratio périmètre/superficie ce qui donnerait aux coupes une forme irrégulière.

État souhaité

Indicateur 1 : Proportion de peuplements de haute qualité pour la chasse

Au Maine, Simons (2009) a remarqué que les paysages propices aux lynx comprenaient en moyenne 27% de peuplements de haute qualité pour le lièvre (peuplement de moins de 35 ans) et jamais moins de 18%. Il recommande qu'une proportion de 27% de peuplements de haute qualité pour le lièvre soit maintenue là où la préservation du lynx est une priorité. Ainsi, cette proportion est considérée comme l'état souhaité de peuplements de haute qualité pour la chasse.

Indicateur 2 : Réalisation de travaux forestiers favorisant l'entremêlement des peuplements

Au vu des connaissances actuelles, l'entremêlement des peuplements nécessaire à un habitat de qualité pour le lynx devraient être rencontré si le patron de répartition spatiale des coupes, tel que décrit dans le RNI et maintenu dans le futur RADF, est appliqué. De même, l'entremêlement sera favorisé si la structure d'âge s'apparente à la forêt naturelle et qu'environ 1% à 2 % de la superficie de référence est sujet annuellement à une coupe totale (Simons, 2009). Ainsi, la proportion souhaitée de pratiques sylvicoles permettant l'entremêlement des peuplements correspond à :

- 100% des parterres de coupe respectant le patron de répartition spatiale et ayant une forme irrégulière;
- 100% d'application de l'OPMV 4 jusqu'à ce que la SADF soit mise en application;
- 1% à 2% de superficie de référence sujet annuellement à une coupe totale.

État actuel

Réalisation de travaux forestiers favorisant l'entremêlement des peuplements

Il semble que le patron de répartition spatiale des coupes, tel que décrit dans le RNI, soit respecté. La largeur minimale des parterres de coupe ne fait l'objet d'aucune réglementation. Pour ce qui est de l'OPMV 4, l'application est faite de façon progressive. Dans les PGAF 2007-2012, la totalité des refuges biologiques ont été pris en compte, 30% des pratiques sylvicoles adaptées ont été appliquées ainsi qu'une proportion variable des îlots de vieillissement.

Bibliographie

Anonyme. 2001. "Canada lynx habitat model".

Anonyme. 1986. "Règlement sur les normes d'interventions dans les forêts du domaine de l'État." Mis à jour le 1^{er} février 2011.

Anonyme. 2005. "Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier: suivi des consultations publiques - synthèse." Ministère des ressources naturelles, de l'environnement et des parcs, Direction de l'environnement forestier. Québec: 21 p.

Anonyme. 2005. "Objectif de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier. Plans généraux d'aménagement forestier 2007-2012." Ministère des ressources naturelles, de l'environnement et des parcs, Direction de l'environnement forestier. Québec.

Anonyme. 2010. "Consultation sur l'aménagement durable des forêts – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts." Ministère des ressources naturelles et de la faune. 104 p.

Apps, C. D. 2007. "Ecology and conservation of Canada lynx in the southern Canada rocky mountains." Resources and environment program. Calgary, Alberta, University of Calgary. **Doctor of philosophy**: 261 p.

Berg, N. D. 2009. "Snowshoe hare and forest structure relationships in western Wyoming." Wildlife biology, Utah State University. **M.Sc.** : 87 p.

Bois, G. 2009. "Impacts à moyen et long terme des éclaircies commerciales sur le lièvre d'Amérique en forêt boréale", Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. **M.Sc.**: 61 p.

Brugerolle, S. 2003. "Caractérisation de l'habitat de lièvre d'Amérique à différentes échelles spatiales : une étude en forêt mélangée." Faculté des sciences et de génie. Québec, Université Laval. **M.Sc.**: 38 p.

Bujold, F. 2004. "Impacts de l'éclaircie précommerciale sur le lièvre d'Amérique dans la sapinière à bouleau blanc de l'est." Faculté de foresterie et de géomatique. Québec, Université Laval. **M.Sc.**: 53 p.

Carroll, C. 2007. "Interacting effects of climate change, landscape conversion, and harvest on carnivore populations at the range margin: marten and lynx in the northern Appalachians." *Conservation biology* **21**(4): 1092-1104.

Cimon, A. et P. Labbé. 2006. "Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier - Lignes directrices visant à encadrer la pratique de l'éclaircie précommerciale afin d'assurer le maintien de la biodiversité." Direction de l'environnement forestier, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Québec: 20 p.

Cusson, M., M.-H. Saint-Laurent, J. Ferron et A. Caron. 2001. "Utilisation à court terme de trois types de forêt résiduelle par le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) en forêt boréale." Rimouski, Université du Québec à Rimouski pour le ministère des Ressources naturelles: 82 p.

De Bellefeuille, S., N. Gagné, L. Bélanger, J. Huot, A. Cimon, S. Déry et J.-P. Jetté. 2001. "Effets de trois scénarios de régénération de la sapinière boréale sur les passereaux nicheurs, les petits mammifères et le lièvre d'Amérique." *Canadian journal of forest research* **31**: 1312-1325.

- Ferron, J. et J.-P. Ouellet. 1992. "Daily partitioning of summer habitat and use of space by the snowshoe hare in southern boreal forest." *Canadian journal of zoology* **70**: 2178-2183.
- Ferron, J., F. Potvin et C. Dussault. 1998. "Short-term effects of logging on snowshoe hares in the boreal forest." *Canadian journal of forest research* **28**: 1335-1343.
- Ferron, J. et M.-H. St-Laurent. 2005. "L'importance de la forêt résiduelle pour conserver les communautés fauniques dans des paysages boréaux perturbés par la coupe forestière." *VertigO* **6**(2).
- Fortin, C. et J. Tardif. 2003. "Situation du lynx du Canada (*Lynx canadensis*) au Québec." Québec, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune: 41 p.
- Fuller, A. K., D. J. Harrison et J. H. Vashon. 2007. "Winter habitat selection by Canada lynx in Maine: prey abundance or accessibility?" *The journal of wildlife management* **71**(6): 1980-1986.
- Guay, S. 1994. "Modèle d'indice de qualité d'habitat pour le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) au Québec." Ministère des Ressources naturelles, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Gestion intégrée des ressources, document technique 93/6. 59 p.
- Hodges, K.E. 1999. "The ecology of snowshoe hares in northern boreal forests." Pages 117-161 in Ruggiero, L. F., K. B. Aubry, S. W. Buskirk, G. M. Koehler, C. J. Krebs, K. S. McKelvey, and J. S. Squires. 1999. "Ecology and conservation of lynx in the United States", United States department of agriculture, Forest service: 485 p.
- Hoving, C. L., D. J. Harrison, W. B. Krohn, W. J. Jakubas et M. A. McCollough. 2004. "Canada lynx (*Lynx canadensis*) habitat and forest succession in northern Maine, USA" *Wildlife biology* **10**(4): 285-294.
- Hoving, C. L., D. J. Harrison, W. B. Krohn, R. A. Joseph et M. O'Brien. 2005. "Broad-scale predictors of Canada Lynx occurrence in eastern north America" *The journal of wildlife management* **69**(2): 739-751.
- Keith, L. B. 1983. "Role of food in hare population cycles." Herbivore-Plant interactions as northern latitudes, Kevo, Finland, Oikos.
- Koehler, G. M. 1990. "Population and habitat characteristics of lynx and snowshoe hares in north central Washington" *Canadian journal of zoology* **68**: 845-851.
- Koehler, G. M. et J. D. Brittell. 1990. "Managing spruce-fir habitat for lynx and snowshoe hares." *Journal of forestry*: 10-14.
- Lavoie, É. 2004. "L'éclaircie précommerciale d'hiver dans la sapinière à bouleau blanc - Effets sur l'habitat du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) et de l'orignal (*Alces alces*) et sur la croissance du sapin baumier (*Abies balsamea*)." Faculté des sciences et de génie. Québec, Université Laval. **M.Sc.**: 138 p.
- Litvaitis, J. A., J. A. Sherburne et J. A. Bissonette. 1985. "Influence of understory characteristics on snowshoe hare habitat use and density." *The journal of wildlife management* **49**(4): 866-873.
- McKelvey, K.S., S.W. Buskirk et C.J. Krebs. 1999. "Theoretical Insights into the Population Viability of Lynx" Pages 21-37 in Ruggiero, L. F., K. B. Aubry, S. W. Buskirk, G. M. Koehler, C. J. Krebs, K. S. McKelvey, and J. S. Squires. 1999. "Ecology and conservation of lynx in the United States", United States department of agriculture, Forest service: 485 p.

- McKelvey K.S., K.B. Aubry, J. K. Agee, S. W. Buskirk, L. F. Ruggiero et G. M. Koehler. 1999. Lynx conservation in an ecosystem management context. Pages 419-441 in Ruggiero, L. F., K. B. Aubry, S. W. Buskirk, G. M. Koehler, C. J. Krebs, K. S. McKelvey, and J. S. Squires. 1999. "Ecology and conservation of lynx in the United States", United States department of agriculture, Forest service: 485 p.
- Mowat, G., K. G. Poole et M. O'Donoghue. 1999. "Ecology of lynx in northern Canada and Alaska." Pages 265-306 in L. F. Ruggiero, K. B. Aubry, S. W. Buskirk, G. M. Koehler, C. J. Krebs, K. S. McKelvey, and J. S. Squires, editors. "Ecology and conservation of lynx in the United States." "Ecology and conservation of lynx in the United States", United States department of agriculture, Forest service: 485 p.
- Mowat, G. et B. Slough. 2003. "Habitat preference of Canada lynx through a cycle in snowshoe hare abundance." *Canadian journal of zoology* **81**: 1736-1745.
- Murray, D. L., S. Boutin et M. O'Donoghue. 1994. "Winter habitat selection by lynx and coyotes in relation to snowshoe hare abundance" *Canadian journal of zoology* **72**: 1444-1451.
- Murray, D. L., T. D. Steury et J.D. Roth. 2008. "Assessment of Canada lynx research and conservation needs in the southern range: another kick at the cat." *Journal of wildlife management* **72**(7): 1463-1472.
- Organ, J. F., W. J. Jakubas, G.J. Matula et A. L. Meehan. 2008. "Within-stand selection of Canada lynx natal dens in northwest Maine, USA." *The journal of wildlife management* **72**(7): 1514-1517.
- Parker, G. R., J. W. Maxwell et L. D. Morton. 1983. "The ecology of lynx (*Lynx canadensis*) on Cape Breton Island" *Canadian journal of zoology* **61**: 770-786.
- Pinna, S., A. Malenfant, B. Hébert, et M. Côté, 2009. Portrait forestier historique de la Gaspésie. Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles. Gaspé, 204 p.
- Poole, K. G., L. A. Wakelyn et P. N. Nicklen. 1996. "Habitat selection by lynx in the Northwest Territories" *Canadian journal of zoology* **74**: 845-850.
- Potvin, F., R. Courtois et L. Bélanger. 2001. "La coupe forestière et la faune terrestre en forêt boréale : des effets à court terme liés à la taille des domaines vitaux." *Le naturaliste canadien* **125**(3): 65-73.
- Potvin, F., L. Breton, et R. Courtois. 2004. "Réaction du castor, de l'orignal et du lièvre à la coupe avec protection de la régénération et des sols en forêt boréale : une réévaluation après 10 ans." Direction du développement de la faune, Société de la faune et des parcs du Québec: 34 p.
- Robinson, L. 2006. "Ecological relationships among partial harvesting, vegetation, snowshoe hares, and Canada lynx in Maine." *Wildlife ecology*, University of Maine. **M.Sc.**: 204 p.
- Simons, E. M. 2009. Influences of past and futur forest management on the spatiotemporal dynamics of habitat supply for Canada lynx and American martens in northern Maine. *Wildlife ecology*, University of Maine. **Doctor of Philosophy**: 272 p.
- Squires, J. R., N. J. Decesare, J. A. Kolbe et L. F. Ruggiero. 2010. "Seasonal resources selection of Canada lynx in managed forests of the northern rocky mountains." *Journal of wildlife management* **74**(8): 1648-1660.

Thompson, I. D., I. J. Davidson, et al. 1989. "Use of track transects to measure the relative occurrence of some boreal mammals in uncut forest and regeneration stands." *Canadian journal of zoology* **67**: 1816-1823.

Vashon, J. H., A. L. Meehan, S. O'Donnell et F. Brazeau. 2008. "Diurnal habitat relationships of Canada lynx in an intensively managed private forest landscape in Northern Maine." *The journal of wildlife management* **72**(7): 1488-1496.

Wolfe, M. L., N. V. Debyle, C. S. Winchell et T. R. McCabe. 1982. "Snowshoe hare cover relationships in Northern Utah." *The journal of wildlife management* **46**(3): 662-670.

SAVOIR | FAIRE SAVOIR



Consortium en foresterie
Gaspésie—Les-Îles

37, rue Chrétien, bureau 26, C. P. 5 Gaspé (Québec) G4X 1E1 **Tél.:** 418.368-5166 ou 1 866.361.5166 **Téloc.:** 418.368.0511

mieuxconnaîtrelaforêt.ca

