

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

**IMPACT DE L'EXPLOITATION FORESTIÈRE SUR LA RICHESSE ET
L'ABONDANCE DES AMPHIBIENS DE LA FORÊT BORÉALE MÉRIDIIONALE DU
BAS-SAINT-LAURENT**

MÉMOIRE DE MAÎTRISE

PRÉSENTÉ À

L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI

Comme exigence partielle du programme de

GESTION DE LA FAUNE ET DE SES HABITATS

PAR

JACQUES TROTTIER

Septembre, 2006

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES	II
LISTE DES TABLEAUX.....	IV
LISTE DES FIGURES.....	V
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
CHAPITRE I.....	5
RÉSUMÉ.....	6
INTRODUCTION.....	8
RÉGION ÉTUDIÉE.....	9
LOCALISATION DU SITE D'ÉTUDE.....	10
MATÉRIEL ET MÉTHODE.....	10
Échantillonnage.....	10
Analyses statistiques.....	13
RÉSULTATS.....	13
Distribution des facteurs d'habitats en fonction des classes d'âge.....	13
Richesse amphibienne et relation avec les facteurs d'habitat en fonction des classes d'âge.....	14
DISCUSSION.....	15
Distribution des facteurs d'habitats en fonction des classes d'âge.....	15
Richesse amphibienne et relation avec les facteurs en fonction des classes d'âge.....	17
Rôle des amphibiens comme bioindicateurs en milieu forestier.....	21
CONCLUSION.....	22
REMERCIEMENTS.....	22
BIBLIOGRAPHIE.....	24
CHAPITRE II.....	40
RÉSUMÉ.....	41
1. INTRODUCTION.....	42
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	45
2.1. <i>Description de l'écosystème forestier régional</i>	45
2.2. <i>Localisation du site d'étude</i>	46
2.3. <i>Méthode d'échantillonnage</i>	47
2.4. <i>Analyses statistiques</i>	50
3. RÉSULTATS.....	50
3.1. <i>Distribution des facteurs d'habitat en fonction des types de sites</i>	50
3.2. <i>Richesse amphibienne et relations de P. cinereus avec les facteurs d'habitat</i>	52
4. DISCUSSION.....	53
4.1. <i>Distribution des facteurs d'habitats en fonction des types de sites</i>	54
4.2. <i>Richesse amphibienne et relations de P. cinereus avec les facteurs d'habitat</i>	55
5. CONCLUSIONS.....	61
5.1 <i>Recommandations</i>	62
6. REMERCIEMENTS.....	63

RÉFÉRENCES.....	64
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	80
BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE.....	83
APPENDICE 1.....	88
BIBLIOGRAPHIE.....	97

LISTE DES TABLEAUX

Chapitre 1

Tableau 1. Valeur moyenne (erreur type) par quadrat des facteurs d'habitat en fonction des classes d'âges forestières inventoriées	32
Tableau 2. Coefficient de corrélation de Spearman ($r_{s(192)}$) entre les facteurs d'habitat inventoriés sur le site d'étude	33
Tableau 3. Richesse et distribution des espèces amphibiennes en fonction des différentes classes d'âge forestières de la sapinière à bouleau jaune	34
Tableau 4. Fréquence moyenne (erreur type) de <i>P. cinereus</i> , de <i>R. sylvatica</i> , de l'abondance totale et de la richesse des amphibiens par quadrat en fonction des classes d'âge forestières inventoriées	35
Tableau 5. Coefficients de corrélation de Spearman ($r_{s(192)}$) entre les facteurs d'habitat et l'abondance de <i>P. cinereus</i> et de <i>R. sylvatica</i> sur le site d'étude	36
Tableau 6. Abondance de <i>P. cinereus</i> et <i>R. sylvatica</i> en fonction des microhabitats de capture	37

Chapitre 2

Tableau 1. Valeur moyenne (erreur type) par quadrat des facteurs d'habitat en fonction des types de sites inventoriés	73
Tableau 2. Coefficients de corrélation de Spearman ($r_{s(159)}$) entre les facteurs d'habitat inventoriés sur le site d'étude. Toutes les relations présentées dans ce tableau sont très hautement significatives (i.e., $p < 0,001$).....	74
Tableau 3. Patron de distribution du <i>P. cinereus</i> et des structures ligneuses en fonction des différents stades de décomposition	75

LISTE DES FIGURES

Chapitre 1

Figure 1. Localisation du secteur étudié pour évaluer la richesse et l'abondance des amphibiens dans un secteur représentatif de la sapinière à bouleau jaune du Bas-Saint-Laurent, Québec..... 38

Chapitre 2

Figure 1. Localisation des blocs d'échantillonnage sur la réserve Duchénier. 77

Figure 2. Distribution des données météo enregistrées dans les quadrats en fonction des sites inventoriés (valeur moyenne par quadrat; barre d'erreur = intervalle de confiance 95 %). Légende : présence d'une lettre différente entre deux classes d'âge = différence significative. C = peuplements coupés, R = peuplements de forêts résiduelles..... 78

Figure 3. Réseau des coefficients de corrélation de Spearman ($r_{s(159)}$) entre les facteurs d'habitat inventoriés. Lignes épaisses = corrélations positives, lignes minces = corrélations négatives. Seules les relations très hautement significatives (i.e., $p < 0,001$) sont présentées. 79

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La santé des écosystèmes s'est détériorée de manière marquée durant les deux derniers siècles face à l'expansion importante des populations humaines à l'échelle mondiale (Petranka, 1998). Parallèlement, la perte de biodiversité globale touche l'ensemble des biomes (Blaustein et Kiesecker, 2002) et plusieurs groupes taxonomiques particuliers, dont les amphibiens. Depuis le début des années 1970, plusieurs biologistes rapportent un déclin mondial considérable des populations d'amphibiens incluant le continent nord-américain (Hayes et Jennings, 1986; Ash, 1988; Blaustein et Wake, 1990; Pechmann et al., 1991; Petranka et al., 1993, 1994; Petranka, 1998; Knutson et al., 1999; Houlahan et al., 2000). Des études récentes suggèrent que cette perte globale résulte d'une synergie complexe entre plusieurs facteurs locaux (e.g., fragmentation des habitats par l'exploitation forestière et l'urbanisation, drainage et pollution des milieux humides, introduction d'espèces exotiques et maladies), régionaux (e.g., acidification et contamination des milieux humides) et globaux (e.g., changements climatiques et augmentation des radiations UV-B) (Pechmann et Wilbur, 1994; Kiesecker et al., 2001; Blaustein et Kiesecker, 2002).

Un des facteurs les plus importants contribuant au déclin des populations d'amphibiens est l'altération et la destruction des habitats (Alford et Richards, 1999) par l'exploitation forestière (Petranka et al., 1993). Les amphibiens sont particulièrement sensibles aux impacts des interventions sylvicoles sur l'habitat de par leurs caractéristiques biologiques et écologiques (Pechmann et Wilbur, 1994) : longévité élevée (i.e., comparativement aux invertébrés et aux poissons), faible domaine vital, comportement hautement philopatric et abondance élevée (Heyer et al., 1994; Clawson et al., 1997; Welsh et Ollivier, 1998). De plus, la perméabilité de leur peau (deMaynadier et Hunter 1995, 1998; Blaustein et Kiesecker, 2002) limite plusieurs amphibiens aux microhabitats de litière et de sols humides et frais (Heyer et al., 1994; Petranka,

1998) présentant des pH supérieurs à 4 (Frisbie et Wyman 1991, 1992) qui contiennent des débris ligneux bien décomposés (Petranka et al., 1994, Aubry, 2000).

En Amérique du Nord, les impacts négatifs de l'exploitation forestière sur la dynamique des populations amphibiennes ont été répertoriés dans de nombreux endroits incluant le nord de la Georgie (Ford et al., 2002), en Caroline du Nord (Petranka et al., 1993, 1994; Petranka, 1994), dans l'état de New York (Messere et Ducey, 1998), dans l'état de Washington (Aubry, 2000), dans la partie sud-ouest de l'Orégon (Biek et al., 2002), au Nouveau-Brunswick (Waldick et al., 1999) et en Ontario (Mornault et al., 2004). Ces études démontrent que les interventions forestières occasionnent des changements considérables dans l'utilisation du paysage forestier par les amphibiens par l'enlèvement complet de la canopée qui altère les conditions d'humidité et de température de la litière et des débris ligneux essentielles à la survie des amphibiens. De ce fait, la richesse et l'abondance amphibiennes sont beaucoup plus élevées dans les forêts résiduelles comparativement aux peuplements récemment coupés. Le manque de connectivité souvent rencontré dans les paysages forestiers exploités ne permet pas la recolonisation ultérieures des sites perturbés ni le maintien de l'intégrité génétique des populations d'amphibiens (Petranka et al., 1994). Finalement, les courtes périodes de rotation ne permettent pas la recolonisation par les amphibiens après une coupe totale, car celle-ci survient environ 60 ans après ce traitement sylvicole (entre 50 et 70 ans) (Petranka et al., 1993).

De part de leur sensibilité face aux perturbations environnementales, les amphibiens constitueraient des indicateurs idéaux pour le maintien de la biodiversité, de l'intégrité fonctionnelles et de la résilience-résistance (i.e., stabilité) des écosystèmes forestiers de l'Amérique du Nord (deMaynadier et Hunter, 1995; Welsh et Droege, 2001; Davic et Welsh, 2004; Morneault et al., 2004). De plus, ils représentent une composante motrice du flux d'énergie des écosystèmes au sein de la chaîne alimentaire des décomposeurs où ils se situent généralement

dans la portion supérieure s'alimentant de petits invertébrés (Burton et Likens, 1975). Conséquemment, ils sont considérés comme des espèces-cibles intimement liées aux processus à petite échelle qui influencent la distribution et l'abondance d'organismes fauniques et floristiques associés aux sols forestiers (Welsh et Droege, 2001).

Les forêts du Bas-Saint-Laurent sont exploitées de manière continue depuis le début du 20^e siècle et s'avèrent aujourd'hui profondément transformées (Boucher et al., 2006; Fortin et Lechasseur, 1993, 1999). Hors, il y a actuellement peu d'études traitant des effets de l'exploitation forestière sur les populations d'amphibiens de l'est du Canada (deMaynadier et Hunter, 1995; Mitchell et al., 1997; Adams et Freedman, 1999). Présentement, l'impact des caractéristiques structurales et des conditions environnementales rencontrées dans les forêts boréales aménagées du Bas-Saint-Laurent sur les communautés d'amphibiens n'a pas été étudié.

L'objectif principal de l'étude consiste à évaluer l'impact de l'exploitation forestière sur les communautés d'amphibiens de la forêt boréale méridionale du Bas-Saint-Laurent. Le premier chapitre vise à caractériser l'influence des composantes structurales et des conditions environnementales propres à différentes classes d'âge forestière sur le patron de distribution, la richesse et l'abondance des amphibiens dans une mosaïque de forêts aménagées représentative de la forêt boréale méridionale de la région. L'objectif du deuxième chapitre est d'établir l'influence des caractéristiques d'habitat de peuplements récemment coupés comparativement à des peuplements résiduels de forêt mixte sur les populations de salamandres rayées (*Plethodon cinereus*) de la région. Finalement, une étude portant sur la détermination de la valeur des vieilles cédrières non-perturbées pour les espèces amphibiennes régionales est présentée en appendice (voir appendice 1). La présente étude s'inscrit dans un contexte où l'industrie forestière constitue une activité économique régionale importante où la plupart des espèces amphibiennes se retrouvent à la limite nordique de leur aire de répartition (Green, 1997) dans l'entité

biogéographique de la sapinière à bouleau jaune, ce qui les rend plus sensibles aux perturbations anthropiques.

CHAPITRE I

RICHESSSE ET ABONDANCE DES AMPHIBIENS DANS UNE MOSAÏQUE DE PEUPELEMENTS AMÉNAGÉS DU SUD DE LA FORÊT BORÉALE QUÉBEC, CANADA

Jacques Trottier ^{1,2}, Luc Sirois ¹, Richard Cloutier ¹, Jacinthe Beauchamp ¹

1. Département de Biologie, de Chimie et des Sciences de la Santé

Chaire de Recherche sur la Forêt Habitée

Université du Québec à Rimouski

300 Allée des Ursulines, Rimouski, (Québec), Canada, G5L 3A1.

2. Auteur de correspondance.

Tél.: (418) 723-1986 ext. 1649

Fax: (418) 724-1849

Courriel: jacques_trottier@uqar.qc.ca

1 RÉSUMÉ

2 L'altération et la destruction des habitats engendrées par l'exploitation forestière
3 contribue de manière considérable au déclin des populations d'amphibiens. L'impact de
4 cette activité économique sur les communautés d'amphibiens de la forêt boréale
5 méridionale du Bas-Saint-Laurent a été très peu documenté. L'objectif de cette étude vise
6 à caractériser l'influence des conditions environnementales propres à différentes classes
7 d'âge forestières (i.e., 0-20 ans; 20-60 ans; 60-100 ans) sur le patron de distribution
8 spatiale, la richesse et l'abondance des amphibiens dans une mosaïque forestière
9 exploitée représentative de la forêt boréale méridionale du Bas-Saint-Laurent (Québec,
10 Canada). Un total de 193 quadrats de 8 x 8 m² a été échantillonné durant l'été 2002 et
11 2003 dans la région de Rimouski. Un recensement des amphibiens ainsi qu'un inventaire
12 forestier caractérisant les conditions environnementales ont été effectués dans chacun des
13 quadrats. Les résultats obtenus illustrent clairement que les peuplements récemment
14 perturbés par l'exploitation forestière ne présentent pas les conditions d'habitat
15 recherchées tel que décrit dans la littérature pour la salamandre rayée (*Plethodon*
16 *cinereus*) et la grenouille des bois (*Rana sylvatica*), c'est-à-dire : (1) une litière épaisse et
17 humide, (2) des débris ligneux humides de bonne dimension et relativement bien
18 décomposés, (3) une canopée dense et stratifiée de manière à minimiser température et
19 l'assèchement de la litière. Cette étude suggère que *P. cinereus* et *R. sylvatica* seraient
20 négativement affectées par les altérations d'habitats que provoquent les activités
21 sylvicoles intensives ce qui en fait d'excellents bioindicateurs de la qualité de l'habitat
22 forestier.

23

- 1 **Mots Clés:** Amphibiens, bioindicateurs, débris ligneux, exploitation forestière, litière,
- 2 *Plethodon cinereus, Rana sylvatica*
- 3

1 INTRODUCTION

2 La forêt boréale constitue un écosystème majeur au Canada qui est aujourd'hui
3 grandement affecté par l'exploitation forestière (Global Forest Watch 2001, Pothier
4 2001). Cette activité économique provoque des changements considérables au niveau de
5 la composition et la structure des peuplements (Foster *et al.* 1998, Abrams 2003) qui ont
6 pour effet d'altérer les conditions micro-climatiques retrouvées dans les peuplements
7 résiduels non perturbés (DeMaynadier et Hunter 1995, 1998, Petranka 1998). De plus, les
8 interventions sylvicoles modernes fragmentent et réduisent la disponibilité de forêts
9 résiduelles matures (Haila 1999) et remplacent les perturbations naturelles tels les feux,
10 les chablis et les épidémies d'insectes (Bergeron et Harvey 1997, Burton *et al.* 1999,
11 Frelich 2002).

12 De nombreuses études soulignent l'impact négatif de l'exploitation forestière sur
13 la dynamique des populations d'intérêt cynégétique de l'est de l'Amérique du Nord
14 (Courtois *et al.* 1998, Dussault *et al.* 1998, Ferron *et al.* 1998, Imbeau *et al.* 1999, Potvin
15 *et al.* 1999, 2005, Turcotte *et al.* 2000, Lorimer 2001, Foster *et al.* 2002; Thompson *et al.*
16 2003, Etcheverry 2004). Alors que plusieurs auteurs rapportent l'impact négatif de
17 l'exploitation forestière sur les populations d'amphibiens dans la forêt tempérée nord
18 américaine, notamment dans le nord de la Georgie (Ford *et al.* 2002), en Caroline du
19 Nord (Petranka *et al.* 1993, 1994, Petranka 1994), dans l'état de New York (Messere et
20 Ducey 1998), dans l'état de Washington (Aubry 2000), dans la partie sud-ouest de
21 l'Orégon (Biek *et al.*, 2002) au Nouveau-Brunswick (Waldick *et al.* 1999) et en Ontario
22 (Mornault *et al.* 2004), il y a peu d'études qui abordent ce sujet sur les populations de

1 l'est du Canada (deMaynadier et Hunter, 1995; Mitchell et al., 1997; Adams et Freedman,
2 1999).

3 L'objectif de cette étude est de déterminer l'influence des composantes
4 structurales et des conditions environnementales de la sapinière à bouleau jaune chez
5 différentes classes d'âge forestières sur le patron de distribution spatiale, la richesse et
6 l'abondance des amphibiens dans une mosaïque forestière exploitée représentative de la
7 forêt boréale méridionale du Bas-Saint-Laurent (Québec, Canada). La présente étude
8 s'inscrit dans un contexte où l'industrie forestière constitue une activité économique
9 régionale importante où la plupart des espèces amphibiennes se retrouvent à la limite
10 nordique de leur aire de répartition (Green 1997) dans l'entité biogéographique de la
11 sapinière ce qui les rend plus sensibles aux perturbations anthropiques.

12

13 **RÉGION ÉTUDIÉE**

14 La région d'étude est située dans le Bas-Saint-Laurent (Québec, Canada). Elle se
15 retrouve dans la région écologique des forêts septentrionales (Commission de coopération
16 environnementale, 1997) et l'écozone des Maritimes de l'Atlantique. Elle fait partie du
17 système géologique appalachien québécois (i.e., région naturelle des Appalaches) qui se
18 compose principalement de roches sédimentaires (Robitaille et Saucier 1998). Le climat y
19 est subpolaire et subhumide continental où les températures moyennes mensuelles
20 oscillent entre 15,6 °C en juillet et -11,6 °C en janvier (Robitaille et Saucier 1998). Les
21 précipitations moyennes annuelles sont de 930 mm, la durée de la saison de croissance de
22 170 jours (nb de jours > 5,6°C), le nombre moyen de degrés jour par année (> 5°C) de
23 1402,4 et le couvert neigeux moyen de 375 cm (Robitaille et Saucier 1998, Service

1 Météorologique du Canada 2000). La forêt régionale se retrouve à la transition entre le
2 sud de la forêt boréale et la forêt décidue (Rowe 1972) et appartient au domaine
3 bioclimatique québécois de la sapinière à bouleau jaune (Robitaille et Saucier 1998). À
4 l'échelle du Bas-Saint-Laurent, la forêt couvre 88 % du territoire (Robitaille et Saucier
5 1998).

6

7 LOCALISATION DU SITE D'ÉTUDE

8

9 L'échantillonnage de cette étude s'est déroulé dans la municipalité de Saint-
10 Narcisse-de-Rimouski et dans le nord-est de la réserve Duchénier (48°00'00''-
11 48°15'00''N) (68°30'00''- 68°40'00''O) du 10 juin au 25 juillet 2002 (Fig. 1). Les
12 peuplements forestiers s'y composent d'un mélange de résineux tels le sapin baumier
13 (*Abies balsamea*), les épinettes (*Picea glauca*, *P. mariana*) et le thuya occidental (*Thuja*
14 *occidentalis*) et de feuillus tels les érables (*Acer saccharum*, *A. rubrum*), les bouleaux
15 (*Betula alleghaniensis*, *B. papyrifera*) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloïdes*).

16

17 MATÉRIEL ET MÉTHODE

18

19 Échantillonnage

20

21 L'analyse des cartes écoforestières et le repérage terrain nous ont permis de
22 localiser les forêts des classes 0-20 ans, 20-60 ans et 60-100 ans dans un territoire de 3,4
23 km² (Fig. 1). En 2002, nous avons déployé un dispositif de 193 quadrats (8 x 8 m²)
24 (Heyer *et al.* 1994) localisés de façon aléatoire et stratifiés en fonction de la superficie

1 des classes d'âge forestières (0-20 ans n=40, 20-60 ans n = 69, 60-100 ans n=84). Une
2 distance minimale de 30 mètres était maintenue entre les quadrats afin de conserver
3 l'indépendance des stations. La séquence de visite des quadrats a été établie aléatoirement
4 afin de minimiser l'effet des changements temporels à court terme liés aux conditions
5 météorologiques. Cette manière de procéder diminue les biais dans les études où les
6 conditions environnementales peuvent affecter le comportement des organismes étudiés
7 tel que les amphibiens (Heyer *et al.* 1994).

8 Dans chacun des quadrats, tous les éléments recouvrant le sol (e.g., débris ligneux,
9 litière, roches) ont été soulevés et/ou fouillés puis replacés dans leur position initiale afin
10 qu'ils conservent leurs attributs de microhabitats. Seules les portions très lâches des
11 débris ligneux ont été soulevées pour la fouille pour éviter de modifier leur qualité de
12 microhabitat.

13 Les individus d'amphibiens récoltés étaient maintenus dans des sacs de plastique
14 durant l'échantillonnage (i.e., 30 minutes) pour ensuite être libérés dans leur microhabitat
15 respectif. La longueur museau-cloaque (SVL) à l'aide d'un pied à coulisse ($\pm 0,1$ mm) et
16 la longueur totale à l'aide d'une règle ($\pm 0,1$ mm) ont été mesurées sur tous les individus
17 capturés. La nature des microhabitats de capture a également été déterminée (i.e., débris
18 ligneux, litière, mousse, substrat rocheux).

19 Le volume des cinq débris ligneux et des souches ayant le plus gros diamètre (≥ 9
20 cm) a été évalué dans chacun des quadrats à partir du diamètre (point central du débris) et
21 de la longueur (paramètre longueur remplacée par la hauteur pour les souches). Seules les
22 parties troncales ayant un contact avec le sol et comprises à l'intérieur du quadrat ont été
23 considérées. Lorsqu'une capture était associée à une structure ligneuse (i.e., débris

1 ligneux ou souche), sa caractérisation complète était réalisée indépendamment de son
2 diamètre (i.e., gaulis inclus).

3 Le recouvrement des strates arborescente, arbustive, muscinale, herbacée et du
4 parterre forestier (i.e., feuilles mortes, aiguilles résineux, débris ligneux gaulis) a été
5 évalué visuellement en quatre classes (Saucier *et al.* 1994). Le terme débris ligneux gaulis
6 correspond aux débris ligneux < 9 cm diamètre en suspension, c'est-à-dire qui ne
7 touchent au sol.

8 L'âge des peuplements a été déterminée à l'aide d'une sonde Presler à partir d'une
9 moyenne de lectures de 5 résineux (e.g., *Ab. balsamea*, *Pi. glauca*, *Pi. mariana*, *T.*
10 *occidentalis*) et 5 feuillus (e.g., *Po. tremuloïdes*, *Ac. saccharum*, *Ac. rubrum*, *B.*
11 *alleghaniensis*, *B. papyrifera*) représentatifs de chacun des peuplements. L'échantillon
12 était prélevé à environ 30 cm du sol.

13 La température de l'air et de la litière ainsi que l'humidité de l'air (psychromètre
14 de type Taylor) ont été déterminées de manière ponctuelle au point sud-ouest de chacun
15 des quadrats à 1,3 m du sol.

16 La caractérisation qualitative de la litière (i.e., ensemble des débris végétaux peu
17 transformés et meubles recouvrant le sol) a été réalisée en décrivant les différents
18 éléments la composant. L'épaisseur de cette couche a été mesurée à trois endroits (coins
19 sud-ouest et nord-ouest ainsi qu'au point central) dans chacun des quadrats à l'aide d'une
20 règle au 1 mm près.

21

22

1 **Analyses statistiques**

2

3

4

5

6

7

8

9

10

11

12

13

Les relations entre les caractéristiques d'habitat et entre l'abondance des populations d'amphibiens et les facteurs d'habitat furent analysées à l'aide des coefficients de Spearman. Des ANOVAs ont également été effectuées pour déterminer l'influence de l'âge des peuplements sur la richesse et l'abondance des espèces amphibiennes associées et sur les caractéristiques d'habitat. La normalité des données (test de Kolmogorov-Smirnov) et l'homogénéité des variances (test de Levene) ont été vérifiées. Dans le cas où ces conditions d'applications n'étaient pas respectées, des transformations (i.e., racine carré, log ou ln, \log_{10} , arcsinus) ont été tentées; en l'absence de normalisation des données, un test de Kruskal-Wallis a été utilisé. Le test de comparaison multiple de Tukey, paramétrique ou non paramétrique selon le cas, a servi à identifier où se situaient les différences significatives.

14 **RÉSULTATS**

15

16 **Distribution des facteurs d'habitats en fonction des classes d'âge**

17

18

19

20

21

22

23

24

Les classes 20-60 et 60-100 ans présentent des couverts arborescents et des volumes de débris ligneux significativement plus élevés que la classe d'âge 0-20 ans ($p < 0,05$) (Tab. 1). À l'opposé, ces jeunes peuplements présentent un recouvrement de la litière par les débris ligneux gaulis plus importants que les deux classes plus âgées ($p < 0,001$). De plus, la litière est significativement moins épaisse dans la classe 60-100 ($p < 0,01$) et son recouvrement par les feuilles mortes diffère entre les trois classes d'âge ($p < 0,001$), étant légèrement plus élevée dans la classe 20-60 ans.

1 La matrice de corrélations de Spearman entre les facteurs d'habitat démontre en
2 plus que la température de l'air et de la litière sont positivement corrélées. D'un autre
3 côté, plus le recouvrement de la litière par les débris ligneux gaulis est élevé, plus la
4 température de la litière augmente. Par contre, le recouvrement de la litière par les
5 feuilles mortes au sol et le couvert arborescent sont corrélés de manière négative avec le
6 recouvrement de la litière par les débris ligneux gaulis. Finalement, le couvert
7 arborescent présente une corrélation positive avec le recouvrement de la litière par les
8 feuilles mortes et l'épaisseur de la litière.

9

10 **Richesse amphibienne et relation avec les facteurs d'habitat en fonction des classes** 11 **d'âge**

12

13 Six espèces d'amphibiens, incluant deux anoues et quatre urodèles, représentant
14 cinq familles ont été répertoriées sur le site d'étude (Tab. 3). Au total, 132 individus ont
15 été capturés dans les 193 quadrats appartenant aux différentes classes d'âge. La
16 grenouille des bois (*Rana sylvatica*) et la salamandre rayée (*Plethodon cinereus*)
17 constituent près de 75 % des captures et furent les seules espèces retenues pour la suite
18 des analyses, les autres détenant des effectifs trop faibles. Par contre, l'abondance totale
19 et la richesse tiennent compte des six espèces pour les analyses statistiques.

20 La fréquence moyenne de *R. sylvatica* augmente significativement ($p < 0,001$) de
21 la classe d'âge forestière la plus jeune à la plus vieille, mais la distribution de *P. cinereus*
22 n'est pas influencé par ce facteur ($p > 0,05$) (Tab. 4). Les valeurs d'abondance totale
23 moyenne et de richesse moyenne par quadrat sont significativement moins élevées dans
24 la classe d'âge 0-20 ans comparativement aux classes 20-60 et 60-100 ans ($p < 0,05$).
25 Près de 95 % des captures totales ont été réalisées au sein de ces deux classes d'âge.

1 Il existe des corrélations significatives entre l'abondance des espèces
2 amphibiennes et certains facteurs d'habitat. L'abondance de *R. sylvatica*, l'abondance
3 totale et la richesse augmenteraient en fonction du recouvrement de la litière par les
4 feuilles mortes au sol et diminueraient en fonction du recouvrement de la litière par les
5 débris ligneux gaulis (Tab. 5). L'abondance de *R. sylvatica* présente également une
6 corrélation positive avec le couvert arborescent. Quant à l'abondance de *P. cinereus*, elle
7 est positivement corrélée au diamètre moyen des débris ligneux et au recouvrement de la
8 litière par les feuilles mortes au sol, mais négativement corrélée avec le recouvrement de
9 la litière par les débris ligneux gaulis. Finalement, plus de 98 % des *R. sylvatica* ont été
10 capturées en association avec la litière, alors que près de 70 % des *P. cinereus* ont été
11 retrouvées en association avec les structures ligneuses.

12

13 **DISCUSSION**

14 **Distribution des facteurs d'habitats en fonction des classes d'âge**

15

16 Nos résultats suggèrent que les caractéristiques des peuplements récemment
17 coupés diffèrent des peuplements plus âgés (i.e., plus de 20 ans). Les jeunes
18 peuplements sont caractérisés par (1) une faible canopée arborescente et (2) une litière
19 épaisse qui est composé majoritairement de débris ligneux de type gaulis (i.e., diamètre <
20 9 cm) et dont la température est élevée. La récolte des arbres par l'exploitation forestière
21 dans les peuplements récemment coupés a pour conséquence une diminution de la
22 canopée arborescente ce qui augmente l'exposition de l'habitat au vent ainsi qu'aux
23 radiations solaires (deMaynadier et Hunter 1998; Waldick *et al.* 1999). D'une part,
24 l'augmentation de la température de l'air résulte en une augmentation de la température

1 de la litière et conséquemment en une diminution de l'humidité relative de cette structure.
2 De plus, l'exploitation forestière intensive génère une grande quantité de débris ligneux
3 (Petranka 1994, Biek *et al.* 2002) dont la majorité sont des gaulis et des branches en
4 suspension peu décomposés qui laissent pénétrer une quantité élevée de radiations
5 solaires et de vent (i.e., niveau d'humidité faible et température élevée) (Petranka *et al.*
6 1994). Les débris ligneux détenant des stades de décomposition avancés ainsi qu'une
7 dimension considérable dans les coupes n'exhibent plus les conditions d'humidité et de
8 température qu'ils détenaient sous couvert avant la coupe (deMaynadier et Hunter 1998).

9 À l'opposé dans les peuplements plus âgés de notre étude : (1) le couvert
10 arborescent est plus dense et mieux stratifié; (2) le recouvrement de la litière en feuilles
11 mortes au sol est plus important et (3) il y a présence d'un volume considérable de
12 structures ligneuses mortes humides (i.e., les souches et débris ligneux jonchant le sol)
13 présentant des stades de décomposition avancés. Ces caractéristiques d'habitat dans les
14 milieux résiduels ont déjà été observés de manière complète ou partielle par plusieurs
15 auteurs (e.g., Petranka *et al.* 1994, Ash 1995, 1997, Clawson *et al.* 1997, deMaynadier et
16 Hunter 1998). Un couvert arborescent dense et stratifié permet le maintien d'une
17 température fraîche accompagnée d'une humidité relative au niveau de la litière et des
18 débris ligneux (deMaynadier et Hunter 1998, Petranka 1998, Waldick *et al.* 1999). Dans
19 notre étude, les peuplements de 60-100 ans présentent une plus faible épaisseur de la
20 litière, car la proportion de feuillus dans les classes 0-20 et 20-60 ans est beaucoup plus
21 élevée. Il y a donc un enrésinement proportionnel en fonction de l'âge des peuplements
22 dans la sapinière à bouleau jaune.

1 **Richesse amphibienne et relation avec les facteurs en fonction des classes d'âge**

2
3 L'abondance totale, la richesse ainsi que l'abondance de *R. sylvatica* augmentent
4 proportionnellement avec l'âge des peuplements atteignant les plus fortes valeurs dans la
5 classe 60-100 ans. L'abondance de *P. cinereus* démontre une tendance plus élevée dans
6 les classes 20-60 et 60-100, comparativement aux jeunes peuplements en régénération
7 après coupe. Plusieurs auteurs nord-américains ont observé que la richesse et l'abondance
8 des amphibiens tels *P. cinereus* et *R. sylvatica* décline sévèrement dans les coupes
9 récentes (Pough *et al.* 1987, Petranka *et al.* 1993, 1994, Clawson *et al.* 1997,
10 deMaynadier et Hunter 1998, Petranka 1998, Herbeck et Larsen 1999, Waldick *et al.*
11 1999, Welsh et Droege 2001, Duguay et Wood 2002). La modification des
12 caractéristiques de microhabitat dans les peuplements récemment coupés serait
13 responsable de la diminution de l'abondance des amphibiens.

14 Dans notre étude, l'abondance de *R. sylvatica* augmente en fonction de la densité
15 du couvert arborescent, tels qu'observés par Bonin *et al.* (1997). Pough *et al.* (1987) et
16 deMaynadier et Hunter (1998) ont également observé une relation positive entre *P.*
17 *cinereus* et le pourcentage de couvert arborescent. Nos résultats n'ont pas permis de
18 constater cette dernière relation, possiblement à cause de la méthodologie
19 d'échantillonnage. L'enlèvement complet de la canopée forestière modifie les conditions
20 d'humidité et de température du sol ce qui peut être délétère pour ces espèces (Pough *et*
21 *al.* 1987, Bonin *et al.* 1997) à respiration cutanée et buccopharyngiale. Ainsi, la plupart
22 des espèces d'amphibiens sont restreintes aux microhabitats de litière et de débris ligneux
23 frais et humides (Feder 1983, Petranka 1998).

1 Dans les peuplements récemment perturbés, le seuil critique de température
2 moyen de 25 °C pour *P. cinereus* et *R. sylvatica* est dépassé régulièrement (i.e.,
3 ectothermie) (Waldick *et al.* 1999). Dans notre étude, ce seuil critique a été dépassé à 5
4 reprises dans les peuplements récemment coupés atteignant même 43 °C (température de
5 la litière) le 28 juin 2002 dans un peuplement coupé comparativement à 20°C dans un
6 peuplement de 60-100 ans.

7 Comme dans notre étude, Waldick *et al.* (1999) ont observé *P. cinereus* et *R.*
8 *sylvatica* en association avec la litière et les structures ligneuses. Les résultats obtenus sur
9 l'ensemble de l'aire d'étude démontrent que ces deux espèces ainsi que l'abondance
10 totale des six espèces et la richesse sont associées positivement au recouvrement de la
11 litière par les feuilles mortes au sol qui détient des valeurs plus importantes dans les
12 classes 20-60 et 60-100 ans. 95 % des captures de *R. sylvatica* ont été réalisées en
13 association avec la litière de feuilles mortes. L'épaisseur de la litière décidue est
14 primordiale pour les amphibiens car elle fournit un habitat frais et humide propice pour la
15 capture de proies (Heatwole 1962, Jaeger 1980, Desroches et Rodrigue 2004). Bien que
16 les peuplements coupés présentent une litière significativement plus épaisse que les
17 milieux résiduels, celle-ci ne détient pas les conditions de température recherchées par *P.*
18 *cinereus* et *R. sylvatica* (Heatwole 1962) vu l'ouverture importante de la canopée dans ce
19 type de milieu. Ash (1988) mentionne que la litière feuillue est généralement décomposée
20 rapidement après la coupe, laissant des surfaces importantes de sols dénudés et de
21 couvert végétal épars.

22 De plus, l'abondance de *P. cinereus* a été positivement corrélée avec le diamètre
23 moyen des débris ligneux, 70 % des captures de cette espèce ayant été réalisées en

1 association avec les structures ligneuses. Dupuis *et al.* (1995) et Butts et McComb (2000)
2 ont aussi démontré une forte relation existerait entre l'abondance des salamandres et la
3 quantité de structures ligneuses mortes. Spécifiquement, *P. cinereus* est dépendante des
4 débris ligneux humides pour : (1) la déposition des œufs; (2) comme site d'incubation;
5 (3) comme refuge hivernal et estival ; et (4) comme site d'alimentation (Burton et Likens
6 1975, Pough *et al.* 1987, Frisbie et Wyman 1992, deMaynadier et Hunter 1995, Mitchell
7 *et al.* 1997, Waldick *et al.* 1999). Pour ces raisons, les structures ligneuses mortes ont
8 souvent été identifiées comme des microhabitats critiques pour les salamandres,
9 constituant parfois un facteur limitant dans les territoires exploités par la foresterie
10 (Aubry 2000). Même si l'exploitation forestière intensive génère une grande quantité de
11 débris ligneux au sol (i.e., gaulis et des branches en suspension peu décomposés)
12 (Petranka 1994, Biek *et al.* 2002) leur valeur de qualité d'habitat est limitée pour les
13 amphibiens (deMaynadier et Hunter 1998, Morneault *et al.* 2004), ce qui peut expliquer
14 la relation négative entre la présence de débris ligneux de type gaulis et la présence des
15 amphibiens dans notre étude.

16 *P. cinereus* est généralement retrouvé dans des débris ligneux bien décomposés
17 qui sont partiellement intégrés dans le sol forestier (Waldick *et al.* 1999). Ce type de
18 structure ligneuse fournirait la plus grande qualité d'habitat attribuable à sa température
19 fraîche, sa rétention d'humidité lors des périodes de sécheresses et sa facilité de
20 pénétrabilité pour cet urodèle. Les seuls débris ligneux détenant des stades de
21 décomposition avancés dans les coupes n'exhibent plus les conditions d'humidité et de
22 température présentes sous un couvert avant la coupe. C'est seulement lorsque la canopée
23 se refermera dans les coupes forestières que les structures ligneuses offriront une qualité

1 d'habitat similaire à ce qu'elles avaient dans les forêts résiduelles. Cependant,
2 l'aménagement intensif et les coupes subséquentes réduiront grandement le potentiel de
3 recrutement de débris ligneux de fortes dimensions (Freedman *et al.* 1996, Fleming et
4 Freedman 1998).

5 Ainsi, en modifiant les microhabitats des amphibiens, l'exploitation forestière
6 peut causer des extinction locales ou régionales pour certaines espèces d'amphibiens
7 (Petranka,1998). Il est fort probable que *P. cinereus* et *R. sylvatica* soient encore plus à
8 risque dans le Bas-Saint-Laurent, car elles se retrouvent à la limite nordique de leur aire
9 de répartition en Amérique du Nord et en densité moins élevée que les régions plus
10 méridionales (Green 1997, Petranka 1998). Des études de capture-marquage-recapture
11 pour *P. cinereus* ont estimé les densités à 0,89 individus/m² au Michigan (Heatwole,
12 1962), 0,25 individu/m² au New Hampshire (Burton et Likens, 1975), 0,21 individu/m² en
13 Pennsylvanie (Klein, 1960) et de 2,2 et 2,8 individu/m² pour les populations de Virginie
14 (Jeager, 1980).

15 Les forêts âgées fourniraient donc un amalgame de conditions favorables incluant
16 (1) une litière feuillue relativement épaisse retenant un niveau d'humidité adéquat, (2)
17 une quantité importante de débris ligneux qui constitue un lieu d'abris prépondérant lors
18 des périodes de sécheresse et (3) une canopée dense et stratifiée aidant à minimiser la
19 température et l'assèchement de la litière (Petranka 1998). Ainsi, *P. cinereus* et *R.*
20 *sylvatica* s'avèrent particulièrement sensibles à l'exploitation forestière intensive parce
21 qu'elle modifie considérablement les conditions physiques et biotiques essentielles pour
22 ces espèces (deMaynadier et Hunter 1995, 1998, Gibbs 1998, Petranka 1998, Waldick *et*
23 *al.* 1999, Biek *et al.* 2002). Les principales conséquences des transformations d'habitat

1 dans les coupes sont une mortalité des individus et/ou une migration verticale de ces
2 derniers sous la surface du sol compromettant les activités de reproduction, de croissance
3 et d'alimentation (Pough *et al.* 1987, Petranka 1994). De cette manière, la réduction
4 d'activité à la surface du sol limiterait le rôle écologique important attribué aux
5 amphibiens dans la chaîne alimentaire (Wake et Morowitz 1991) en diminuant la
6 conversion de biomasse qu'ils procurent par la suite à leurs prédateurs.

7

8 **Rôle des amphibiens comme bioindicateurs en milieu forestier**

9

10 Les amphibiens constitueraient des indicateurs idéaux de la biodiversité, de
11 l'intégrité fonctionnelle et de la stabilité des écosystèmes forestiers de l'Amérique du
12 Nord (deMaynadier et Hunter, 1995; Welsh et Droege, 2001; Morneault et al., 2004) car
13 ils représentent une composante du flux d'énergie des écosystèmes au sein de la chaîne
14 alimentaire des décomposeurs (Burton et Likens, 1975).

15 Pour la région du Bas-Saint-Laurent, *P. cinereus* et *R. sylvatica* seraient des espèces
16 détenant d'excellentes qualités de bioindicateurs des pratiques forestières durables. Leur
17 caractère hautement philopatride, leur abondance élevée, leur longévité et la faible
18 superficie de leur domaine vital en font des espèces de prédilection pour des
19 échantillonnages efficaces à faibles coûts comparativement aux oiseaux et aux
20 mammifères par exemple. Également, ces deux espèces répondent rapidement aux
21 perturbations environnementales telles que les coupes forestières (Waldick *et al.* 1999,
22 Davic et Welsh 2004, Morneault *et al.* 2004).

1 CONCLUSION

2 Petranka *et al.* (1994) mentionne qu'il est impossible d'aménager la forêt de manière
3 intensive sans affecter négativement plusieurs espèces d'amphibiens. L'enlèvement de la
4 canopée dans les peuplements récemment coupés expose l'habitat à une plus grande
5 quantité de vent et de radiations solaires qui ont comme conséquence d'augmenter la
6 température de la litière et des débris ligneux ainsi que de causer leur assèchement. Les
7 conditions d'habitat rencontrées dans les peuplements récemment perturbés excèdent
8 donc la tolérance de *P. cinereus* et de *R. sylvatica* ce qui peut inévitablement causer le
9 déclin des populations locales de ces espèces. De plus, les interventions forestières
10 modernes ne permettent pas la restauration des conditions d'habitat recherchées par les
11 amphibiens car les périodes de rotation de coupe s'avèrent trop courtes.

12 Ainsi, il est nécessaire d'établir des méthodes d'aménagement durable qui
13 permettraient le maintien des populations d'amphibiens du Bas-Saint-Laurent utilisant le
14 milieu terrestre. Pour ce faire, il serait essentiel de déterminer des superficies minimales
15 de forêts résiduelles (i.e., 20 ans et plus) qui serviraient de réservoirs permettant la
16 recolonisation des sites perturbés par les amphibiens. À l'heure actuelle, ce type de
17 peuplements s'avère encore relativement abondant dans le Bas-Saint-Laurent. Il est donc
18 encore temps de travailler conjointement avec les gestionnaires forestiers à l'échelle du
19 paysage bas laurentien pour assurer la pérennité des populations d'amphibiens régionales.

20 REMERCIEMENTS

21 Nos remerciements vont au Conseil de Recherches en Science Naturelles et en
22 Génie du Canada (CRSNG) pour son appui financier. Merci à Alain Caron pour son
23 soutien relatif à la planification du plan d'échantillonnage et des analyses statistiques.

- 1 L'accomplissement de ce projet aurait été impossible sans l'appui terrain de Zacchari
- 2 Bergeron et Alexandre Plourde. Finalement, merci au Conseil de Bassin de la Rivière
- 3 Rimouski pour avoir fourni les cartes géoréférencées.
- 4

1 **BIBLIOGRAPHIE**

- 2 **Abrams, M.D. 2003.** Where has all the white oak gone? *Bioscience* 53: 927-939.
- 3 **Adams, J.D. et B. Freedman. 1999.** Comparative catch efficiency of amphibian sampling
4 methods in terrestrial habitats in Southern New Brunswick. *Can. Field. Nat.* 113: 493-
5 496.
- 6 **Ash, A.N. 1988.** Disappearance of salamanders from clearcut plots. *J. Elisha Mitchell*
7 *Sci. Soc.* 104: 116-122.
- 8 **Ash, A.N. 1995.** Effects of clear-cutting in litter parameters in the southern Blue Ridge
9 Mountains. *Castanea* 60: 89-97.
- 10 **Ash, A.N. 1997.** Disappearance and return of plethodontid salamanders to clearcut plots in
11 the southern Blue Ridge mountain. *Conserv. Biol.* 11: 983-989.
- 12 **Aubry, K.B. 2000.** Amphibians in managed, second-growth douglas-fir forest. *J. Wildl.*
13 *Manage.* 64: 1041-1052.
- 14 **Bergeron, Y. et B. Harvey. 1997.** Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an
15 approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *For. Ecol. Manag.*
16 92: 235-242.
- 17 **Biek, R., L.S. Mills et R.B. Bury. 2002.** Terrestrial and Stream amphibians across
18 Clearcut-Forest interfaces in the Siskiyou Mountains, Oregon. *Northwest Science* 76:
19 129-141.
- 20 **Bonin, J., J.-L. Desgranges, J. Rodrigue et M. Ouellet. 1997.** Anuran species richness
21 in agricultural landscape in Quebec: Foreseeing long-term results of road call surveys. *In*
22 *in D. GREEN (ed.). Amphibians in decline: Canadian Studies of a global Phenomenon*

- 1 Herpetological Conservation Volume 1. Pp. 141-149. Society for the Study of Reptiles
2 and Amphibians, St-Louis, Missouri.
- 3 **Burton, T.M. et G. Likens. 1975.** Energy flow and nutrient cycling in salamander
4 populations in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Ecology* 56,
5 1068-1080.
- 6 **Burton, P.J., D.D. Kneeshaw et K.D. Coates. 1999.** Managing forest harvesting to
7 maintain old growth in boreal and sub-boreal forests. *For. Chron.* 75: 623-631.
- 8 **Butts, S.R. et W.C. McComb. 2000.** Associations of forest-floor vertebrates with coarse
9 woody debris in managed forests of western Oregon. *J. Wildl. Manage.* 64, 95-104.
- 10 **Clawson, R.G., G.G. Lockaby et R.H. Jones. 1997.** Amphibian responses to helicopter
11 harvesting in forested floodplains of low order, blackwater streams. *For. Ecol. Manag.*
12 90: 225-235.
- 13 **Commission de coopération environnementale. 1997.** Les régions écologiques de
14 l'Amérique du Nord, vers une perspective commune, Bibliothèque nationale du Québec,
15 62 p.
- 16 **Courtois, R., J.-P. Ouellet et B. Gagné. 1998.** Characteristics of cutovers used by
17 moose (*Alces alces*) in early winter. *Alces* 34: 210-211.
- 18 **Davic, R.D. et H.H. Welsh. 2004.** On the ecological roles of salamanders. *Annu. Rev.*
19 *Ecol. Syst.* 35: 405-434.
- 20 **deMaynadier, P.G. et M.L. Hunter. 1995.** The relationship between forest management
21 and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environ. Rev.* 3: 230-
22 261.

- 1 **deMaynadier, P.G. et M.L. Hunter. 1998.** Effects of Silvicultural Edges in the
2 distribution and Abundance of Amphibians in Maine. *Conserv. Biol.* 12: 340-352.
- 3 **Desroches, J.-F. et D. Rodrigue. 2004.** Amphibiens et reptiles du Québec et des
4 maritimes. Édition Michel Quintin, Waterloo (Québec, Canada), 288 p.
- 5 **Duguay, J.P. et P.B. Wood. 2002.** Salamander abundance in regenerating forest stands
6 on the Monongahela National Forest, West Virginia. *For. Sci.* 48: 331-335.
- 7 **Dupuis, L.A., J.N.M. Smith et F. Bunnell. 1995.** Relation of terrestrial-breeding
8 amphibian abundance to tree-stand age. *Conserv. Biol.* 9: 645-653.
- 9 **Dussault, C., R. Courtois et J. Ferron. 1998.** Impact à court terme d'une coupe avec
10 protection de la régénération sur la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) en forêt boréale.
11 *Can. J. For. Res.* 28: 468-477.
- 12 **Etcheverry, P. 2004.** Dynamique des populations de lièvres et de petits mammifères du
13 sud-est de la forêt boréale nord-américaine en regard de l'exploitation des forêts et des
14 animaux à fourrure. Thèse de doctorat, Université du Québec à Rimouski, 150 p.
- 15 **Feder, M.E. 1983.** Integrating the ecology and physiology of plethodontid salamanders.
16 *Herpetologica* 39: 291-310.
- 17 **Ferron, J., F. Potvin et C. Dussault. 1998.** Short-term effects of logging on snowshoe
18 hares in the boreal forest. *Can. J. For. Res.* 28: 1335-1343.
- 19 **Fleming, T.L. et B. Freeman. 1998.** Conversion of natural, mixed-species forests to
20 conifer plantations: Implications for dead organic matter and carbon storage. *Ecoscience*
21 5: 213-221.

- 1 **Ford, W.M., B.R. Chapman, M.A. Menzel et R.H. Odom. 2002.** Stand age and habitat
2 influences on salamanders in Appalachian cove hardwood forest. *For. Ecol. Manag.* 155:
3 131-141.
- 4 **Foster, D.R., G. Motzkin et B. Slater. 1998.** Kandouse history as long term broad-scale
5 disturbance: regional forest dynamics in central New England. *Ecosystems* 1: 96-119.
- 6 **Foster, D.R., G. Motzkin, D. Bernados et J. Cardoza. 2002.** Wildlife dynamics in the
7 changing New England landscape. *J. Biogeogr.* 29: 1337-1357.
- 8 **Freedman, B., V. Zelanzny, D. Beaudette, T. Fleming, S. Flemming, G. Forbes, G.**
9 **Johnson, S. Woodley. 1996.** Biodiversity implications of changes in the quantity of dead
10 organic matter in managed forest. *Environ. Rev.* 4: 238-265.
- 11 **Frelich, L.E. 2002.** Forest dynamics and disturbance regimes: studies from temperate
12 evergreen-deciduous forests. Cambridge University Press. New-York, 266 p.
- 13 **Frisbie, M.P. et R.L. Wyman. 1992.** The Effect of Soil on Sodium Balance in the Red-
14 backed Salamander: A comparaisou of two Forests Types. *J. Herpetol.* 26: 434-442.
- 15 **Gibbs, J.P. 1998.** Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation
16 gradient. *Landscape ecology* 13: 263-268.
- 17 **Global Forest Watch. 2001.** Global Forest Watch, Canada's Forests at a Crossroads: An
18 Assessment in the year 2000, World Resources Institute, Canada, 107 p.
- 19 **Green, D.M. 1997.** Amphibians in decline; Canadian studies of a global problem.
20 Society for Study of Amphibians and Reptiles, Herpetological Conservation volume 1,
21 St-Louis, Missouri, 338 p.
- 22 **Haila, Y. 1999.** Islands and fragments. pp. 234-264 *In* Maintaining Biodiversity in Forest
23 Ecosystems. M.L. Hunter Jr. (Ed.). Cambridge University Press, Cambridge.

- 1 **Heatwole, H. 1962.** Environmental factors influencing local distribution and activity of
2 the salamander *Plethodon cinereus*. Ecology 43: 460-472.
- 3 **Herbeck, L.A. et D.R. Larsen. 1999.** Plethodontid salamander response to silvicultural
4 practices in Missouri Ozark Forests. Conserv. Biol. 13: 623-632.
- 5 **Heyer, W.R., M.A. Donnelly, W.R. McDiarmid, L.-A. Hayek et M.S. Foster. 1994.**
6 Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standards Methods for Amphibians.
7 Smithsonian Institution Press, Washington and London, 364 p.
- 8 **Imbeau, L., J.-P.L. Savard et R. Gagnon. 1999.** Comparing bird assemblages in
9 successional black spruce stands originating from fire and logging. Can. J. Zool. 77:
10 1850-1860.
- 11 **Jaeger, R.G. 1980.** Microhabitats of a terrestrial forest salamander. Copeia 2: 265-286.
- 12 **Klein, H.G. 1960.** Population estimate of the red-backed salamander. Herpetologica 16:
13 52-54.
- 14 **Lorimer, C.G. 2001.** Historical and ecological roles of disturbance in eastern North
15 American forest: 9,000 years of change. Wildl. Soc. Bull. 29: 425-439.
- 16 **Messere, M. et P.K. Ducey. 1998.** Forest floor distribution of northern redback
17 salamanders, *Plethodon cinereus*, in relation to canopy gaps: first year following selective
18 logging. For. Ecol. and Manag. 107: 319-324.
- 19 **Mitchell, J.C., S.C. Rinehart, J.F. Pagels, K.A. Buhlmann et C.S. Pague. 1997.**
20 Factors influencing amphibian and small mammal assemblages in central Appalachian
21 forests. For. Ecol. and Manag. 96: 65-76.

- 1 **Morneault, A.E., B.J. Naylor, L.S. Schaeffer et D.C. Othmer. 2004.** The effect of
2 shelterwood harvesting and site preparation on eastern red-backed salamanders in white
3 pine stands. *For. Ecol. and Manag.* 199: 1-10.
- 4 **Petranka, J.W. 1994.** Response to impact of Timber Harvesting on Salamanders.
5 *Conserv. Biol.* 8: 302-304.
- 6 **Petranka, J.W. 1998.** Salamanders of the United States and Canada. Smithsonian
7 Institution Press, Washington DC, 587 p.
- 8 **Petranka, J.W., M.E. Eldridge et K.E. Haley. 1993.** Effects of Timber Harvesting on
9 Southern Appalachian Salamanders. *Conserv. Biol.* 7: 363-370.
- 10 **Petranka, J.W., M.P. Brannon, M.E. Hopey et C.K. Smith. 1994.** Effects of timber
11 harvesting on low elevation populations of southern Appalachian salamanders. *For. Ecol.*
12 *Manag.* 67: 135-147.
- 13 **Pothier, D. 2001.** Portrait de la forêt boréale québécoise. *Le Naturaliste Canadien* 125 :
14 5-9.
- 15 **Potvin, F., R. Courtois et L. Bélanger. 1999.** Short-term response of wildlife to clear-
16 cutting in Quebec boreal forest: multiscale effects and management implications. *Can. J.*
17 *For. Res.* 29: 1120-1227.
- 18 **Potvin, F., L. Breton et R. Courtois. 2005.** Response of beaver, moose, and snowshoe
19 hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Can. J.*
20 *For. Res.* 35: 151-160.
- 21 **Pough, F.H., E.M. Smith, D.H. Rhodes et A. Collazo. 1987.** The Abundance of
22 Salamanders in Forest Stands with Different Histories of Disturbance. *For. Ecol. Manag.*
23 20: 1-9.

- 1 **Robitaille, A. et J.-P. Saucier. 1998.** Paysage régionaux du Québec méridional.
2 Direction de la gestion des stocks forestiers et Direction des relations publiques du
3 Ministère des ressources naturelles du Québec, Québec, 213 p.
- 4 **Rowe, J.S. 1972.** Forest regions of Canada. Publ. No. 1300. Can. For. Serv. Ottawa, 172
5 p.
- 6 **Saucier, J.-P., J.-P. Berger, H. D'avignon et P. Racine. 1994.** Le point d'observation
7 écologique. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources Naturelles, Québec, 116
8 p.
- 9 **Service Météorologique du Canada. 2000.** Canadian daily climate data: temperature and
10 precipitation, Quebec. CD-ROM, Environnement Campana, Downsview, Ontario.
- 11 **Thompson, I.D., J.A. Baker et M. Ter-Mikaelian. 2003.** A review of the long-term
12 effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an
13 emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. For. Ecol. Manag. 177: 441-469.
- 14 **Turcotte, F., R. Courtois, R. Couture et J. Ferron. 2000.** Impact à court terme de
15 l'exploitation forestière sur le tétras du Canada (*Falci pennis canadensis*). Can. J. For.
16 Res. 30: 202-210.
- 17 **Wake, D. et H.J. Morowitz. 1991.** Declining amphibians populations – a global
18 phenomenon? Finding and recommandations. Alytes 9: 33-42.
- 19 **Waldick, R.C., B. Freedman et R.J. Wassersug. 1999.** The consequences for
20 amphibians of the conversion of natural, mixed-species forest to conifer plantations in
21 Southern New Brunswick. Can. Field. Nat. 113: 408-418.

1 **Welsh, H.H. et S. Droege. 2001.** A case for using plethodontid salamanders for
2 monitoring biodiversity and ecosystem integrity of North American forests. *Conserv.*
3 *Biol.* 15: 558-569.

4

1 **Tableau 1. Valeur moyenne (erreur type) par quadrat des facteurs d'habitat en**
 2 **fonction des classes d'âges forestières inventoriées**

Facteurs d'habitat	0-20 ans (n=40)	20-60 ans (n=69)	60-100 ans (n=84)	p (F _{2, 192} ou H ₂) [*]
Température				
air (°C)	17,8 ^{**} (5,37)	17,7 (5,05)	18,4 (5,13)	0,639 (H= 0,90)
litière (°C)	18,0 (7,45)	15,3 (3,83)	15,7 (3,65)	0,171 (H= 3,54)
Humidité air (%)	71,6 (18,04)	73,0 (18,96)	70,3 (17,62)	0,618 (H= 0,96)
Couvert Arborescent (%)	16,8 (19,07) ^a	71,0 (17,51) ^b	70,1 (18,76) ^b	0,000 (H= 82,27)
Recouvrement de la litière				
par les débris ligneux gaulis (%)	33,8 (13,48) ^a	12,2 (6,33) ^b	15,5 (9,170) ^b	0,000 (H= 62,34)
par les feuilles mortes (%)	48,4 (14,25) ^a	64,1 (23,29) ^b	50,8 (26,67) ^c	0,000 (H= 22,38)
Épaisseur litière (cm)	4,0 (1,22) ^a	3,5 (1,22) ^a	3,1 (1,41) ^b	0,001 (F= 6,96)
Volume débris ligneux (m ³ /quadrat) ^{***}	0,2 (0,17) ^a	0,5 (0,67) ^b	0,4 (0,41) ^b	0,043 (H = 6,27)

3 ^{*}Valeur de p calculée selon l'ANOVA ou le test de Kruskal-Wallis.

4 ^{**} Les moyennes dans une même ligne suivies par une lettre identique ne sont pas
 5 significativement différentes.

6 ^{***} Cette variable exclu les souches.

1 **Tableau 2. Coefficient de corrélation de Spearman ($r_{s(192)}$) entre les facteurs d'habitat inventoriés sur le site d'étude**

Variables	Âge du peuplement	Température		Recouvrement de la litière		Épaisseur litière (cm)
		air (°C)	litière (°C)	par les débris ligneux gaulis (%)	par les feuilles mortes (%)	
Température						
air (°C)	0,057	--	--	--	--	--
litière (°C)	-0,05	0,898***	--	--	--	--
Humidité air (%)	-0,038	-0,299***	-0,138	--	--	--
Recouvrement de la litière						
par les débris ligneux gaulis (%)	-0,316***	0,081	0,143*	--	--	--
par les feuilles mortes (%)	0,003	-0,037	-0,123	-0,576***	--	--
Volume débris ligneux/quadrat (m ³)	0,163*	-0,069	-0,072	0,130	--	--
Épaisseur litière (cm)	-0,265***	-0,023	0,007	0,038	0,430**	--
Couvert Arborescent (%)	0,488***	0,003	-0,083	-0,449***	0,264**	0,211**

2 * p = 0,05; ** p = 0,01; *** p < 0,001.

1 **Tableau 3. Richesse et distribution des espèces amphibiennes en fonction des**
 2 **différentes classes d'âge forestières de la sapinière à bouleau jaune**

Espèces	Classes d'âge			Total
	[0-20 ans[n=40*	[20-60 ans[n=69	[60-100 ans[n=84	
<i>Rana sylvatica</i>	0,0 (0)**	29,1 (16)	70,9 (39)	41,7 (55)
<i>Plethodon cinereus</i>	11,1 (5)	48,9 (22)	40,0 (18)	34,1 (45)
<i>Ambystoma maculatum</i>	0,0 (0)	40,0 (6)	60,0 (9)	11,4 (15)
<i>Ambystoma laterale</i>	11,1 (1)	66,7 (6)	22,2 (2)	6,8 (9)
<i>Notophthalmus viridescens</i> ***	33,3 (2)	0,0 (0)	66,7 (4)	4,5 (6)
<i>Pseudacris crucifer</i>	0,0 (0)	0,0 (0)	100,0 (2)	1,5 (2)
Abondance totale****	6,0 (8)	37,9 (50)	56,1 (74)	100,0 (132)
Richesse	3	4	6	6

*Nombre de quadrats inventoriés.

**Fréquence relative en pourcentage (nombre absolu d'individus).

*** Seulement des juvéniles terrestres ont été capturés.

**** L'abondance totale et la richesse ont été calculées selon une moyenne par quadrat (valeurs absolues).

3

4

1 **Tableau 4. Fréquence moyenne (erreur type) de *P. cinereus*, de *R. sylvatica*, de**
 2 **l'abondance totale et de la richesse des amphibiens par quadrat en fonction des**
 3 **classes d'âge forestières inventoriées**

Amphibiens	[0-20 N ans]	[20-60 ans]	[60-100 ans]	H ₂ ^{**}	P ^{***}
	n=40 [*]	n=69	n=84		
<i>P. cinereus</i>	0,13 ^{****} (0,33) ^a	0,32 (0,81) ^a	0,21 (0,62) ^a	H= 1,61	0,447
<i>R. sylvatica</i>	0,00 (0,00) ^a	0,23 (0,57) ^b	0,45 (0,77) ^c	H= 1,78	<0,001
Abondance totale ^{****}	0,20 (0,56) ^a	0,72 (1,11) ^b	0,87 (1,38) ^b	H= 1,15	0,003
Richesse	0,18 (0,45) ^a	0,52 (0,72) ^b	0,60 (0,76) ^b	H= 1,09	0,004

4 ^{*}Nombre de quadrats inventoriés.

5 ^{**}Valeur calculée du test de Kruskal-Wallis.

6 ^{***}Valeur de p provenant du test de Kruskal-Wallis.

7 ^{****}Les moyennes entre les lignes suivies par une même lettre ne sont pas
 8 significativement différentes. ^{*****}L'abondance totale et la richesse ont été calculées selon
 9 une moyenne par quadrat (valeurs absolues).

1 **Tableau 5. Coefficients de corrélation de Spearman ($r_{s(192)}$) entre les facteurs d'habitat et l'abondance de *P. cinereus* et de *R.*
 2 *sylvatica* sur le site d'étude**

Variables	Age	Recouvrement de la litière		Diamètre moyen débris ligneux (cm)	Couvert Arborescent (%)
		par les débris ligneux gaulis (%)	par les feuilles mortes (%)		
		Abondance <i>P. cinereus</i>	0,004		
Abondance <i>R. sylvatica</i>	0,302***	-0,280***	0,237***	-0,016	0,221**
Abondance totale^a	0,211 **	-0,265***	0,261***	0,037	0,103
Richesse	0,207**	-0,260***	0,262***	0,050	0,098

3 ^aL'abondance totale et la richesse ont été calculées selon une moyenne par quadrat (valeurs absolues).

4 * p = 0,05; ** p = 0,01; *** p < 0,001.

1 **Tableau 6. Abondance de *P. cinereus* et *R. sylvatica* en fonction des microhabitats de**
 2 **capture**

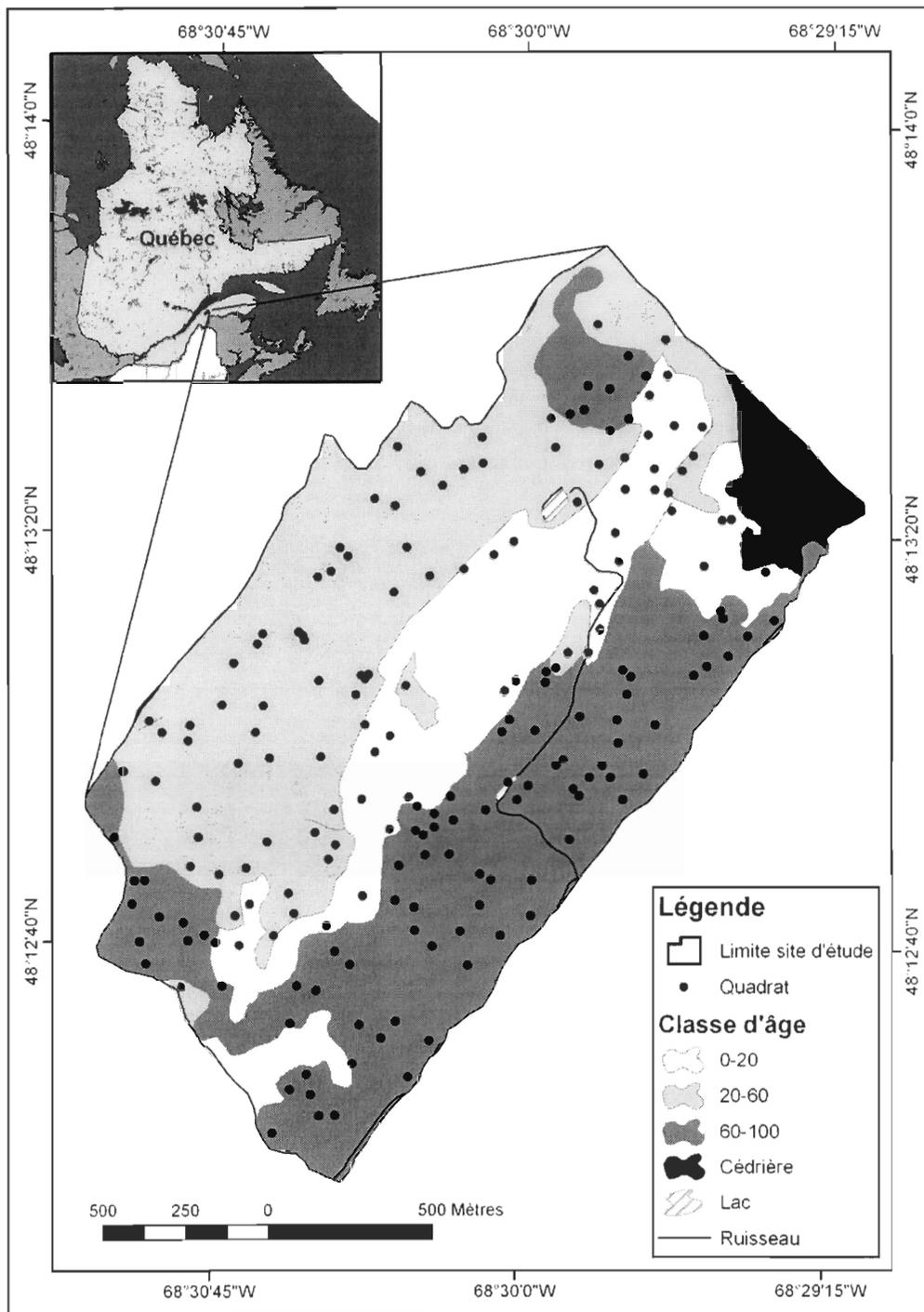
Espèces	Litière		Structures ligneuses mortes ^a		Total
	dans	sur	sous	à l'intérieur	
<i>P. cinereus</i>	12	2	18	13	45
<i>R. sylvatica</i>	7	47	0	1	55
Total	19	49	18	14	100

^a Le terme structures ligneuses mortes inclut ici les souches et débris ligneux jonchant le sol.

3

1 **Figure 1. Localisation du secteur étudié pour évaluer la richesse et l'abondance des**
2 **amphibiens dans un secteur représentatif de la sapinière à bouleau jaune du Bas-**
3 **Saint-Laurent, Québec.**

4



1

Figure 1.

1 **CHAPITRE II**

2 **IMPACT DES CARACTÉRISTIQUES STRUCTURALES ET DES CONDITIONS**
3 **ENVIRONNEMENTALES RENCONTRÉES DANS LES FORÊTS BORÉALES**
4 **MÉRIDIONALES EXPLOITÉES DE L'EST DU QUÉBEC SUR LA**
5 **SALAMANDRE RAYÉE (*PLETHODON CINEREUS*)**

6 Jacques Trottier ¹, Richard Cloutier ^{1,2}, Luc Sirois ¹, Jacinthe Beauchamp ¹
7

8
9
10
11
12 1. Département de Biologie, de Chimie et des Sciences de la Santé

13 Chaire de Recherche sur la Forêt Habitée

14 Université du Québec à Rimouski

15 300 Allée des Ursulines, Rimouski, (Québec), Canada, G5L 3A1.
16

17
18 2. Auteur de correspondance.

19 Tél.: (418) 723-1986 ext. 1771

20 Fax: (418) 724-1849

21 COURRIEL: richard_cloutier@uqar.qc.ca
22

Résumé

Plusieurs études nord américaines démontrent les effets négatifs de l'exploitation forestière sur la dynamique des populations d'amphibiens. Présentement, l'impact des caractéristiques structurales et des conditions environnementales rencontrées dans les forêts boréales méridionales aménagées de l'est du Québec (Canada) sur les communautés amphibiens a été très peu étudié. L'objectif principal de l'étude est d'établir l'influence des caractéristiques d'habitat de peuplements récemment coupés comparativement à des peuplements résiduels de forêt mixte sur les populations de salamandres rayées (*Plethodon cinereus*) de la forêt boréale méridionale bas laurentienne. Près de 75 % des captures de *P. cinereus* ont été réalisés dans les sites résiduels sur les 160 quadrats de 8 x 8 m² inventoriés (i.e., 80 coupés et 80 résiduels). Les peuplements récemment perturbés (i.e., ≤ 10 ans) par l'exploitation forestière ne présentent pas les conditions d'habitat recherchées par *P. cinereus* qui caractérisent les milieux résiduels : (1) une litière épaisse et humide, (2) des débris ligneux humides de bonne dimension relativement bien décomposés, et (3) une canopée dense et stratifiée contribuant à minimiser la température et l'assèchement de la litière. Des mesures telles que le maintien de la connectivité à l'échelle du paysage ou l'implantation de périodes de rotation allongées pourraient minimiser les pertes associées aux pratiques forestières.

19

Mots Clés: débris ligneux; exploitation forestière; litière; *Plethodon cinereus*; Urodèles

21

22

23

1 **1. Introduction**

2 La forêt boréale représente l'un des écosystèmes mondiaux majeurs (Global Forest
3 Watch 2001, Pothier 2001) les plus perturbés par l'exploitation forestière et ce, depuis
4 maintenant près d'un siècle. Au Canada, cette forêt constitue le plus important écosystème
5 du pays (Global Forest Watch 2001) et représente 25 % des forêts anciennes mondiales
6 (Senate Subcommittee on the Boreal Forest 1999). En dépit de cette importance à l'échelle
7 planétaire, l'intégrité de la forêt boréale canadienne est aujourd'hui grandement affectée.
8 Plus de 45 % de sa superficie est allouée à des compagnies forestières et près de 650 000
9 hectares y sont majoritairement coupés à blanc chaque année (Global Forest Watch 2001).

10 La foresterie moderne perturbe la dynamique des écosystèmes (Foster *et al.* 1998,
11 Abrams 2003) en induisant des changements importants dans la composition et la structure
12 des peuplements (Foster 1992, Frelich 2002, Thompson *et al.* 2003). De plus, les
13 interventions sylvicoles intensives (e.g., coupe totale) détruisent la canopée nécessaire au
14 maintien des conditions micro-climatiques rencontrées dans les peuplements des forêts
15 matures non perturbées (deMaynadier et Hunter 1995, 1998, Petranka 1998). À l'échelle du
16 paysage, l'exploitation forestière fragmente et réduit la quantité de forêts résiduelles
17 matures (Haila 1999) et tend à se substituer aux phénomènes de perturbations naturelles tels
18 les feux, les chablis et les épidémies d'insectes (Bergeron et Harvey 1997, Burton *et al.*
19 1999, Frelich 2002).

20 De nombreuses études portant sur les impacts de l'exploitation forestière sur la
21 dynamique des populations fauniques de l'est de l'Amérique du Nord (Courtois *et al.* 1998,
22 Dussault *et al.* 1998, Ferron *et al.* 1998, Imbeau *et al.* 1999, Potvin *et al.* 1999, 2005,

1 Turcotte *et al.* 2000, Lorimer 2001, Foster *et al.* 2002; Thompson *et al.* 2003) rapportent
2 des changements considérables dans l'utilisation du paysage forestier par les mammifères
3 et les oiseaux. Thompson *et al.* (2003) mentionnent même que l'exploitation forestière
4 cause des pertes considérables chez la majorité des populations fauniques dans les
5 écosystèmes exploités.

6 La foresterie intensive perturbe aussi les populations amphibiennes dans le nord de
7 la Georgie (Ford *et al.* 2002), en Caroline du Nord (Petranka *et al.* 1993, 1994; Petranka
8 1994), dans l'état de New York (Messere et Ducey 1998), dans l'état de Washington
9 (Aubry 2000), dans la partie sud-ouest de l'Orégon (Biek *et al.*, 2002) au Nouveau-
10 Brunswick (Waldick *et al.* 1999) et en Ontario (Morneault *et al.* 2004). Ces études
11 démontrent que les interventions forestières occasionnent des changements considérables
12 dans l'utilisation du paysage forestier par les amphibiens par l'enlèvement complet de la
13 canopée qui altère les conditions d'humidité et de température fraîche de la litière et des
14 débris ligneux essentielles à la survie des amphibiens. De ce fait, la richesse et l'abondance
15 amphibiennes sont beaucoup plus élevées dans les forêts résiduelles comparativement aux
16 peuplements récemment coupés (deMaynadier et Hunter 1995, Welsh et Droegge 2001;
17 Davic et Welsh 2004).

18 Les forêts du Bas-Saint-Laurent sont exploitées de manière continue depuis le début
19 du 20^e siècle et s'avèrent aujourd'hui profondément transformées (Boucher *et al.*, 2006;
20 Fortin et Lechasseur, 1993, 1999). Hors, il y a actuellement peu d'études traitant des effets
21 de l'exploitation forestière sur les populations d'amphibiens de l'est du Canada
22 (deMaynadier et Hunter, 1995; Mitchell *et al.*, 1997; Adams et Freedman, 1999).

1 Présentement, l'impact des composantes structurales et des conditions environnementales
2 rencontrées dans les forêts boréales aménagées du Bas-Saint-Laurent sur les communautés
3 amphibiens n'a pas été étudié. La présente étude s'inscrit dans un contexte où l'industrie
4 forestière constitue une activité économique régionale importante et où la plupart des
5 espèces amphibiennes se retrouvent à la limite nordique de leur aire de distribution (Green,
6 1997), augmentant ainsi leur sensibilité aux perturbations anthropiques.

7 Les salamandres terrestres de la famille des Plethodontidae seraient des espèces
8 indicatrices idéales pour le maintien de la biodiversité et de l'intégrité des écosystèmes
9 forestiers de l'Amérique du Nord (Welsh et Droege, 2001, Davic et Welsh, 2004) de par
10 leur longévité, leur faible domaine vital, leur comportement hautement philopatric, leur
11 faible coût d'échantillonnage et leur abondance élevée (Heyer et al., 1994; Welsh et
12 Ollivier, 1998). La perméabilité de leur peau (deMaynadier et Hunter, 1995, 1998;
13 Blaustein et Kiesecker, 2002) limite les plethodontidés aux microhabitats de litière et de
14 sols humides et frais (Petranka, 1998) présentant un $\text{pH} > 4$ (Frisbie et Wyman, 1991, 1992)
15 qui contiennent des débris ligneux bien décomposés (Petranka et al., 1994; Aubry, 2000).
16 De plus, la respiration des plethodontidés est strictement cutanée et buccopharyngiale, car
17 ils n'ont pas de poumon (Duellman et Trueb, 1994).

18 Les plethodontidés constituent de bons indicateurs des pratiques forestières durables
19 (Morneault et al., 2004) étant particulièrement sensibles aux coupes forestières qui
20 détruisent la canopée permettant le maintien de ces conditions essentielles à leur survie.
21 Leur abondance diminue donc de manière significative après une coupe forestière (Pough et
22 al., 1987; Petranka et al., 1993, 1994; Mitchell et al., 1997; deMaynadier et Hunter, 1998).

1 Finalement, on considère les salamandres terrestres comme des espèces clés liées aux
2 processus à petite échelle qui influencent la distribution et l'abondance d'organismes
3 fauniques et floristiques associés aux sols forestiers qui sont souvent difficiles à étudier
4 (Welsh et Droege, 2001). Leur biomasse dans la forêt expérimentale d'Hubbard Brook dans
5 le New Hampshire excéderait celles des oiseaux et des mammifères combinées (Burton et
6 Likens, 1975).

7 L'objectif principal de l'étude consiste à caractériser l'impact de l'exploitation
8 forestière sur des populations de *P. cinereus* dans la forêt boréale méridionale du Bas-
9 Saint-Laurent. Plus précisément, l'étude vise à établir les contrastes existants entre des
10 peuplements récemment perturbés par l'exploitation forestière et des milieux résiduels de
11 forêt mixte sur des populations de *P. cinereus* bas laurentienne. À noter que le
12 seul représentant de la famille des Plethodontidea présent au Québec est *P. cinereus* (Bider
13 et Matte, 1994).

14

15 **2. Matériel et méthodes**

16 *2.1. Description de l'écosystème forestier régional*

17

18 La région d'étude est située dans le Bas-Saint-Laurent (Québec, Canada). Elle se
19 retrouve dans la région écologique des forêts septentrionales (Commission de coopération
20 environnementale, 1997) et l'écozone des Maritimes de l'Atlantique. Elle fait partie du
21 système géologique appalachien québécois (i.e., région naturelle des Appalaches) qui se
22 compose principalement de roches sédimentaires (Robitaille et Saucier 1998). Le climat est

1 subpolaire (Robitaille et Saucier, 1998) et subhumide continental où les températures
2 moyennes mensuelles oscillent entre 15,6 °C en juillet et -11,6 °C en janvier (Service
3 Météorologique du Canada, 2000). Les précipitations moyennes annuelles sont de 930 mm,
4 la durée de la saison de croissance de 170 jours (nb de jours > 5,6°C), le nombre moyen de
5 degrés jour par année (> 5°C) de 1402,4 et le couvert neigeux moyen de 375 cm (Robitaille
6 et Saucier, 1998; Service Météorologique du Canada, 2000). La forêt régionale se retrouve
7 à la transition entre le sud de la forêt boréale et la forêt décidue (Rowe, 1972) et appartient
8 au domaine bioclimatique québécois de la sapinière à bouleau jaune (Robitaille et Saucier,
9 1998). À l'échelle du Bas-Saint-Laurent, la forêt couvre 88 % du territoire (Robitaille et
10 Saucier, 1998).

11

12 2.2. Localisation du site d'étude

13

14 L'échantillonnage de cette étude s'est déroulé dans la partie nord-est de la réserve
15 Duchénier (48°10'- 48°15'N) (68°30'- 68°40'O) du 25 juin au 4 août 2003 (Fig. 1). D'une
16 superficie de 273 km², cette réserve faunique détient un couvert forestier mixte composé de
17 feuillus tels les érables (*Acer saccharum*, *A. rubrum*), les bouleaux (*Betula alleghaniensis*,
18 *B. papyrifera*) et les peupliers (*Populus tremuloïdes*, *P. balsamifera*) et de résineux tels le
19 sapin baumier (*Abies balsamea*), les épinettes (*Picea glauca*, *P. mariana*) et le thuya
20 occidental (*Thuja occidentalis*).

21

22

23

1 2.3. Méthode d'échantillonnage

2

3 Vingt blocs comprenant un site de forêt coupée (i.e., ≤ 10 ans) contiguë à un site de
4 forêt résiduelle mixte (i.e., 50 ans et plus) ont été sélectionnés (Fig. 1) dans la région étudié.
5 Au total, 160 quadrats de $8 \times 8 \text{ m}^2$ (Heyer et al., 1994) ont été distribués de manière
6 systématique sur le terrain. Dans chacun des 20 blocs, quatre quadrats étaient inventoriés à
7 l'intérieur de chaque type de site étudié (i.e., coupé et résiduel).

8 Une distance de 30 mètres séparait le premier quadrat du début du peuplement.
9 Cette même distance était maintenue entre les quadrats afin de conserver l'indépendance
10 des stations. La séquence de visite des blocs et des sites a été établie aléatoirement afin de
11 minimiser l'effet des changements temporels à court terme liés aux conditions
12 météorologiques (Heyer et al., 1994). Cette manière de procéder diminue les biais dans les
13 études où les conditions environnementales peuvent affecter le comportement des
14 organismes étudiés comme les amphibiens (Heyer et al. 1994).

15 Dans chacun des quadrats, tous les éléments recouvrant le sol (e.g., débris ligneux,
16 litière, roches) ont été soulevés et/ou fouillés puis replacés dans leur position initiale afin
17 qu'ils conservent leurs attributs de microhabitats. Les débris ligneux étaient ouverts
18 complètement afin de trouver efficacement les salamandres terrestres les habitant.

19 Les individus récoltés étaient maintenus dans des sacs de plastique durant
20 l'échantillonnage (i.e., environ 30 minutes) pour ensuite être libérés dans leur microhabitat
21 respectif. La longueur museau-cloaque (SVL), la longueur totale et la température
22 corporelle (Infrared thermometer with type k thermometer ES225; Fisher Scientific) ont été
23 mesurées sur les individus capturés. La longueur SVL était mesurée de l'extrémité du

1 museau jusqu'à l'ouverture cloacale antérieure à l'aide d'un pied à coulisse ($\pm 0,1$ mm). La
2 nature des microhabitats de capture ont également été déterminés (e.g., débris ligneux,
3 litière, substrat rocheux).

4 Le stade de décomposition des débris ligneux (≥ 9 cm) a été évalué dans chacun des
5 quadrats en considérant les cinq débris détenant les diamètres les plus importants. Seules
6 les parties troncales ayant un contact avec le sol et comprises à l'intérieur du quadrat ont été
7 considérées. Le diamètre (point central du débris) et la longueur des débris ont été
8 déterminés pour évaluer le volume de débris par quadrat. Le stade de décomposition des
9 débris a été divisé en six stades selon une adaptation des méthodes de Petranka et al.
10 (1994), Waldick et al. (1999) et Aubry (2000) : (1) débris correspondant à l'état de
11 décomposition des stades 4, 5 ou 6, mais devenus desséchés à la suite d'une coupe
12 forestière, (2) débris récemment tombé ou coupé, (3) débris sec avec écorce lâche, (4)
13 débris humide avec ou sans pourriture interne dont l'écorce est rarement lâche, (5) débris
14 pourri partiellement intégré dans le sol forestier, et (6) débris intensément pourri et
15 substantiellement intégré dans le sol forestier. Les stades 1, 2 et 3 sont considérés comme
16 étant peu ou pas utilisables par les amphibiens alors que les stades 4, 5 et 6 sont utilisables.
17 Les souches ont été inventoriées de façon similaire mise à part le paramètre longueur qui
18 était remplacé par le paramètre hauteur (cm). Lorsqu'une capture était associée à une
19 structure ligneuse (i.e., souche ou débris ligneux), sa caractérisation complète était réalisée
20 indépendamment de son diamètre (i.e., règle du diamètre ≤ 9 cm ne s'appliquant pas).

21 Le couvert et la désignation des différentes strates végétales (i.e., arborescente,
22 arbustive, muscinale, herbacée) ont été évalués selon les classes de densité de couvert et les

1 désignations établies par Saucier et al. (1994). L'âge des peuplements des sites résiduels a
2 été déterminée à l'aide d'une sonde Presler. Une tige représentative du peuplement dans
3 chacun des quadrats était retenue et l'échantillon était prélevé à environ 30 cm du sol. De
4 cette manière, l'âge du site (i.e., peuplement résiduel) provenait d'une moyenne d'âge de
5 quatre échantillons. Également, le pourcentage de recouvrement de chacun des éléments
6 composant la litière a été noté (e.g., feuilles mortes, aiguilles résineux, débris ligneux
7 gaulis). Le terme débris ligneux gaulis correspond aux débris ligneux < 9 cm diamètre.

8 La température et l'humidité relative de l'air et de la litière (« Traceable hygrometer
9 CR-4 », Fisher Scientific) ont été déterminées de manière ponctuelle au point sud-ouest lors
10 de l'inventaire de chacun des quadrats. Lorsque la prise de données par l'appareil devenait
11 stable, une seule lecture était retenue. De plus, dix stations météo permanentes ont été
12 distribuées aléatoirement parmi les 20 blocs sélectionnés. Au total, 20 sondes HOBO (« H8
13 Pro Series Logger ») mesurant en continu la température et l'humidité relative
14 (enregistrement aux deux heures) ont été disposées dans les cinq sites coupés et les cinq
15 sites résiduels au niveau de la litière et de l'air. Les sondes mesurant la température de l'air
16 ont été placées à une hauteur de 1,3 m. Les données enregistrées entre 10h00 et 16h00 ont
17 été conservées pour les analyses statistiques, soient les contrastes de température les plus
18 importants entre les types de sites durant cet intervalle.

19 La caractérisation qualitative de la litière (i.e., ensemble des débris végétaux peu
20 transformés et meubles recouvrant le sol) a été réalisée en décrivant les différents éléments
21 la composant. L'épaisseur de la litière a été mesurée à trois endroits (coins sud-ouest et

1 nord-ouest ainsi qu'au point central) dans chacun des quadrats à l'aide d'une règle au 1 mm
2 près.

3

4 *2.4. Analyses statistiques*

5

6 Une matrice de corrélation de Spearman a été effectuée pour déterminer l'intensité
7 des relations entre les différents facteurs d'habitats et entre l'abondance des amphibiens et
8 les facteurs d'habitat. Des tests de *t* ont été effectués pour déterminer l'influence du facteur
9 âge de la forêt sur la richesse et l'abondance des espèces amphibiennes retenues et sur les
10 paramètres d'habitat. La normalité des données (test de Kolmogorov-Smirnov) et
11 l'homogénéité des variances (test de Cochran) ont été vérifiées. Dans le cas où ces
12 conditions d'applications n'étaient pas respectées, des transformations (logarithmique et
13 racine carré) ont été tentées et, dans les cas extrêmes, un test de Mann-Whitney a été utilisé.
14 Un test de G a été utilisé pour déterminer si l'abondance de *P. cinereus* différaient
15 significativement en fonction des stades de décompositions des débris ligneux.

16

17 **3. Résultats**

18

19 *3.1. Distribution des facteurs d'habitat en fonction des types de sites*

20

21 Les forêts résiduelles détiennent des couverts arborescent et des recouvrements de la
22 litière par les feuilles mortes au sol significativement plus élevés que les sites coupés ($p <$
23 $0,001$) alors que le recouvrement de la litière par les débris ligneux gaulis ($p < 0,001$) et
24 l'épaisseur de la litière ($p < 0,05$) sont plus importants pour les sites résiduels. De plus, le

1 volume de débris ligneux est significativement plus important dans les forêts résiduelles et
2 le stade de décomposition de ces structures est plus avancé ($p < 0,001$). Les débris ligneux
3 dans les coupes présentent un stade de décomposition médian de « 1 » alors que c'est le
4 stade médian « 5 » pour les forêts résiduelles ($p < 0,001$). Les milieux résiduels renferment
5 des débris ligneux et des souches présentant majoritairement les stades de décomposition 4,
6 5 et 6 (respectivement 98,8 % et 100 %) alors que ce sont les stades 1, 2 et 3 qui
7 prédominent dans les sites coupés (respectivement 96,3 et 100 %).

8 Les données météorologiques enregistrées de manière ponctuelle lors de l'inventaire
9 des quadrats révèlent que les valeurs de température (i.e., air et litière) sont
10 significativement plus élevées dans les coupes que les sites résiduels ($U_{0,05(80,80)} = 4408$ à
11 5758 ; $p < 0,001$) (Fig. 2). De plus, l'humidité de l'air et de la litière s'avèrent moins
12 élevées dans ce type de peuplement comparativement aux forêts résiduelles ($t_{0,05(80)} = -$
13 $5,012$ à $707,5$; $p < 0,001$). Les mêmes patrons ont été enregistrés à l'aide des sondes
14 HOBO dans les stations météorologiques (température : $U_{0,05(40,40)} = 1233,5$ à 1493 ; $p <$
15 $0,001$ et humidité relative : $U_{0,05(40,40)} = 432$ à 521 ; $p < 0,001$). La température de la litière
16 a atteint 53°C le 27 juin 2003 alors qu'elle était de 24°C (i.e., litière) la même journée dans
17 le site résiduel du même bloc d'échantillonnage.

18 Seuls les coefficients de corrélation très hautement significatifs ($p < 0,001$) ont été
19 conservés pour l'analyse des relations entre les facteurs d'habitats (Tab. 2). Ces relations
20 ont été schématisées à la figure 3. La température de l'air présente une relation positive
21 avec la température de la litière. Également, plus la température de la litière augmente,
22 moins cette composante demeure humide. D'un autre côté, plus les recouvrements en

1 feuilles mortes au sol et le couvert arborescent s'avèrent importants, plus la température de
2 la litière est faible et la valeur d'humidité de celle-ci élevée. Les valeurs d'humidité de la
3 litière sont corrélé positivement avec le stade de décomposition des débris ligneux et des
4 souches. Finalement, le couvert de la strate arborescente présente une relation positive très
5 hautement significative avec le recouvrement de la litière par les feuilles mortes et le stade
6 de décomposition des débris ligneux et des souches.

7

8 3.2. Richesse amphibienne et relations de *P. cinereus* avec les facteurs d'habitat

9

10 Au total, 163 individus ont été capturés dans les 160 quadrats inventoriés. 73 % des
11 captures de *P. cinereus* ont été réalisés dans les sites résiduels. La totalité des masses
12 d'œufs de *cette espèce* (i.e., huit masses) a été observée dans ce type de forêt. L'abondance
13 moyenne de *P. cinereus* est significativement plus élevée dans les milieux résiduels (i.e.,
14 1,46 individus/quadrat; ET = 1,57) ($U_{0,05(80,80)} = 2146,5$; $p < 0,001$) comparativement aux
15 sites coupés (i.e., 0,575 individu/quadrat; ET = 0,98).

16 L'abondance de *P. cinereus* augmente en fonction de l'âge du peuplement, du
17 recouvrement de la litière par les feuilles mortes au sol et du pourcentage de la couverture
18 arborescente ($r_{s(159)} = 0,247$ à $0,294$; $p < 0,001$). Il existe également une relation positive
19 entre l'abondance de *P. cinereus* et l'humidité de l'air et de la litière ($r_{s(159)} = 0,146$ à $0,160$
20 ; $p < 0,05$). À l'opposé, l'abondance de cet urodèle est négativement corrélée avec la
21 température de la litière ($r_{s(159)} = -0,197$; $p < 0,01$) et le recouvrement de la litière par les
22 débris ligneux gaulis ($r_{s(159)} = -0,280$; $p < 0,001$). Les températures externes des individus
23 enregistrées au moment des captures diffèrent significativement en fonction des types de

1 milieu ($U_{0,05(31,73)} = 1655,5$; $p < 0,001$) étant plus élevées dans les coupes (moyenne =
2 $27,0 \pm 1,4$ °C; ET = 0,68) que dans les sites de forêt résiduelle (moyenne $23,7 \pm 0,8$ °C; ET
3 = 0,41).

4

5 Près de 95 % (i.e., 153 individus) des *P. cinereus* ont été retrouvées en association
6 directe avec les structures ligneuses mortes. La majorité des captures a été réalisée à
7 l'intérieur (i.e., 120 individus) et une minorité sous de ces structures (i.e., 33 individus).
8 Finalement, seulement 10 individus (i.e., 5 %) ont été retrouvés dans la litière. L'abondance
9 de *P. cinereus* diffère significativement entre les stades de décomposition des débris
10 ligneux ($G_5 = 113,4$; $p \leq 0,001$), cet urodèle ayant été le plus fortement capturé dans les
11 structures ligneuses mortes débris (i.e., débris ligneux et souches) qui présentent un stade
12 de décomposition avancé ($r_{s(159)} = 0,284$ à $0,321$; $p < 0,001$). Près de 90 % des captures de
13 *P. cinereus* ont été effectuées dans des débris ligneux ou des souches de stade 4, 5 et 6 dont
14 la majorité dans le stade 5 (71,9 %) (Tab. 3).

15

16 **4. Discussion**

17 *P. cinereus* est une petite salamandre pléthodontide terrestre (6,5-12,5 cm longueur
18 totale) qui vit dans la litière et les débris ligneux des forêts feuillues, conifériennes et
19 mixtes (Bider et Matte, 1994; Petranka, 1998). Son aire de répartition couvre les provinces
20 maritimes canadiennes jusqu'au sud de la Caroline du Nord et une population isolée habite
21 le sud-ouest du Minnesota (Petranka, 1998). Les populations sont habituellement absentes

1 ou en faible densité dans les litières acides (i.e., pH < 4) (Frisbie et Wyman, 1991, 1992;
2 Bider et Matte, 1994), dans les sols inondés de manière permanente et dans les sols
3 rocailloux peu profonds (Petranka, 1998). *P. cinereus* constitue un prédateur euriphagique
4 de petits invertébrés (Petranka, 1998) et est la proie d'oiseaux (Brodie et Brodie, 1980), de
5 petits mammifères (Brodie, 1977) et de couleuvres (Ducey et Brodie, 1983).

6

7 4.1. *Distribution des facteurs d'habitats en fonction des types de sites*

8

9 Nos résultats suggèrent que les caractéristiques des peuplements récemment coupés
10 diffèrent des peuplements résiduels. Les peuplements coupés sont caractérisés par : (1) un
11 faible couvert arborescent; (2) une litière épaisse, (3) une quantité de débris ligneux gaulis
12 élevée; (4) des structures ligneuses mortes dont le stade de décomposition sont à plus de 95
13 % de stade 1 à 3; (5) d'une température de l'air et de la litière élevée avec des pointes de
14 température atteignant jusqu'à 53 °C; et (6) un degré d'humidité de l'air et de la litière
15 faible. La récolte des arbres par l'exploitation forestière dans les peuplements récemment
16 coupés a pour conséquence une diminution de la canopée arborescente ce qui augmente
17 l'exposition de l'habitat au vent ainsi qu'aux radiations solaires (deMaynadier et Hunter
18 1998; Waldick *et al.* 1999). D'une part, l'augmentation de la température de l'air résulte en
19 une augmentation de la température de la litière et conséquemment en une diminution de
20 l'humidité relative de cette structure. Les débris ligneux (i.e., ≥ 9 cm) ayant des stades de
21 décomposition avancés avant les coupes forestières n'exhibent plus les conditions
22 d'humidité et de température qu'ils détenaient sous couvert (i.e., stade 1). De plus,
23 l'exploitation forestière intensive génère une grande quantité de débris ligneux (Petranka

1 1994, Biek *et al.* 2002) dont la majorité sont des gaulis et des branches en suspension peu
2 décomposés qui laissent pénétrer une quantité élevée de radiations solaires et de vent (i.e.,
3 niveau d'humidité faible et température élevée) (Petranka *et al.* 1994).

4
5 À l'opposé, dans les milieux résiduels, le couvert arborescent considérablement plus
6 dense et bien stratifiée permet le maintien : (1) d'une température fraîche accompagnée
7 d'une humidité relative adéquate au niveau de la litière ; (2) d'un recouvrement plus
8 important de feuilles mortes au sol ; et (3) de la présence d'un volume considérable de
9 structures ligneuses mortes (i.e., inclus les souches et débris ligneux jonchant le sol)
10 présentant des stades de décomposition utilisables (i.e., stades 4, 5 et 6) par *P. cinereus*.
11 Ces caractéristiques dans les milieux résiduels ont déjà été observés par plusieurs auteurs
12 (e.g., Petranka *et al.*, 1994; Ash, 1995, 1997; Clawson *et al.*, 1997; deMaynadier et Hunter,
13 1998).

14 15 4.2. Richesse amphibienne et relations de *P. cinereus* avec les facteurs d'habitat

16

17 Au total, 73 % des captures de *P. cinereus* et 100 % des masses d'œufs inventoriées
18 ont été inventoriées dans les peuplements de forêts résiduelles. Ainsi, l'abondance moyenne
19 dans les peuplements résiduelles de 1,46 individus/quadrat est supérieure à celle de 0,575
20 individus/quadrat dans les peuplements récemment coupés. Plusieurs auteurs ont observés
21 un déclin sévère de l'abondance de *P. cinereus* dans les coupes récentes (i.e., ≤ 10 ans)
22 comparativement aux valeurs élevées observables dans les peuplements de forêts

1 résiduelles matures (Pough et al., 1987; Petranka et al., 1993, 1994; Clawson et al., 1997;
2 deMaynadier et Hunter, 1998; Petranka, 1998; Herbeck et Larsen, 1999; Waldick et al.,
3 1999; Welsh et Droege, 2001; Duguay et Wood, 2002; Morneault et al., 2004). La
4 modification des caractéristiques de microhabitat qu'entraîne les traitements sylvicoles
5 serait responsable de la diminution de l'abondance des amphibiens dans les peuplements
6 récemment coupés.

7 Dans notre étude, l'abondance de *P. cinereus* est corrélé positivement avec le
8 pourcentage de couvert arborescent tels qu'observés par Pough et al. (1987) et
9 deMaynadier et Hunter (1998). L'enlèvement complet de la canopée forestière serait
10 délétère pour *P. cinereus* (Pough et al., 1987), car cette espèce est physiquement restreinte
11 aux microhabitats de litière et de débris ligneux frais et humides (Feder, 1983). Cet urodèle
12 est encore plus sensible que les espèces qui respirent à l'aide de poumons puisque sa
13 respiration est strictement cutanée et buccopharyngiale (Petranka, 1998). Sa peau doit donc
14 être maintenue constamment fraîche et humide (Feder, 1983).

15 Les résultats ont permis de mettre en évidence que la température moyenne des
16 individus des sites récemment coupés (i.e., 30°C) était supérieure aux sites de forêts
17 résiduels (i.e., 18°C). Le seuil de tolérance pour la température critique de 25°C pour *P.*
18 *cinereus* est dépassé régulièrement dans les jeunes peuplements perturbés (Waldick et al.,
19 1999). Dans la présente étude, il est arrivé dans plus de 50 % des cas (i.e., dans 46 quadrats
20 sur 80 dans les coupes) que les températures de la litière aient excédé ce seuil critique
21 atteignant même 53°C (température de la litière) le 27 juin 2003 dans un peuplement coupé
22 comparativement à 24°C dans le site résiduel du même bloc d'échantillonnage. À l'opposé,

1 la température de la litière dans les sites résiduels a atteint seulement deux fois le seuil de
2 température critique de 25°C. De plus, la température moyenne des individus capturés dans
3 les coupes (i.e., 27°C) est supérieure à ce seuil critique de 25°C, alors que celles des
4 individus capturés dans les peuplement résiduels (i.e., 23,7°C) est inférieure à cette
5 température.

6 Comme dans la présente étude, Waldick et al. (1999) mentionnent qu'ils ont
7 observé *P. cinereus* en association avec la litière et les structures ligneuses. Les résultats
8 obtenus sur l'ensemble de l'aire d'étude démontrent que *P. cinereus* est associé au
9 recouvrement de la litière par les feuilles mortes qui détient des valeurs plus importantes
10 dans les milieux résiduels. L'épaisseur de la litière de feuilles décidues est primordiale pour
11 *P. cinereus* car elle fournit un habitat frais et humide propice pour la capture de proies
12 (Heatwole, 1962; Jaeger, 1980; Desroches et Rodrigue, 2004). Bien que les peuplements
13 coupés présentent une litière significativement plus épaisse que les milieux résiduels, celle-
14 ci ne détient pas les conditions de température et d'humidité recherchées par *P. cinereus* vu
15 l'ouverture importante de la canopée dans ce type de milieu. Ash (1988) mentionne que la
16 litière feuillue est généralement décomposée rapidement après la coupe, laissant des
17 superficies importantes de sols dénudés et de couvert végétal épars.

18
19 95 % des individus capturés étaient en association avec des structures ligneuses
20 mortes (i.e., souche ou débris ligneux) dans cette étude. Selon Dupuis et al. (1995) et Butts
21 et McComb (2000), une forte relation existerait entre l'abondance des salamandres et la
22 quantité des structures ligneuses mortes. Spécifiquement, *P. cinereus* est dépendante des
23 débris ligneux humides, lesquels sont utilisés pour la déposition des œufs, comme site

1 d'incubation, de refuge hivernal et estival, et comme site d'alimentation (Burton et Likens,
2 1975; Pough et al., 1987; Frisbie et Wyman, 1992; deMaynadier et Hunter, 1995; Mitchell
3 et al., 1997; Waldick et al., 1999). Pour ces raisons, les structures ligneuses mortes ont
4 souvent été identifiées comme des microhabitats critiques pour les salamandres, constituant
5 parfois un facteur limitant dans les territoires exploités par la foresterie (Aubry, 2000).

6 D'après les résultats obtenus, 90 % des captures de *P. cinereus* ont été réalisées dans
7 des débris ligneux utilisables (i.e., stades 4, 5 et 6). Cette espèce semble donc éviter les
8 structures ligneuses peu ou pas utilisables (i.e., stades 1, 2 et 3). Rappelons que la presque
9 totalité des structures ligneuses retrouvées dans les coupes sont peu utilisables alors que les
10 structures ligneuses utilisables sont presque exclusivement retrouvées dans les milieux
11 résiduels. Il est important de noter que cette espèce préconise les structures ligneuses de
12 stade 5 (i.e., débris pourri partiellement intégré dans le sol forestier). Le degré de
13 décomposition semble fournir la plus grande qualité d'habitat en terme de température
14 fraîche, de rétention d'humidité lors des périodes de sécheresses et de pénétrabilité pour *P.*
15 *cinereus*. Le stade 4 peut seulement être utilisé partiellement (i.e., sous le tronc) n'étant pas
16 décomposé à l'intérieur. La structure spongieuse des structures ligneuses de stade 6
17 causerait un manque de rétention d'humidité et une difficulté de pénétrabilité pour les
18 individus. Ainsi, les stades 4 et 6 sont moins préconisés par *P. cinereus*. Notons que la
19 totalité des masses d'œufs a été retrouvée dans des débris de stade 5.

20 Ainsi, selon la présente étude, *P. cinereus* semble être une espèce sélective pour le
21 stade de décomposition des structures ligneuses, mais ne choisirait pas ces matériaux en
22 fonction de leur volume. Des individus ont été retrouvés dans les débris ligneux ayant de

1 très petits diamètres (i.e., 5 à 9 cm) avec un stade de décomposition avancé (i.e., stade 5).
2 Néanmoins, les structures ligneuses sélectionnées détenaient en moyenne des diamètres
3 d'environ 20,9 cm. Certains auteurs affirment que les débris ligneux de gros diamètres
4 fournissent un habitat de meilleure qualité en terme de température fraîche (Mathis, 1990)
5 et humide durant les périodes de sécheresse lorsque l'alimentation est restreinte à
6 l'utilisation de ces structures (Heatwole, 1962; Jaeger, 1980) et comme site de déposition
7 des œufs (Petranka, 1998).

8 C'est seulement lorsque la canopée se refermera dans les coupes forestières que les
9 structures ligneuses offriront une qualité d'habitat similaire aux forêts résiduelles.
10 Cependant, l'aménagement intensif et les coupes subséquentes réduisent grandement le
11 potentiel de déposition ultérieur de débris ligneux de bonnes dimensions (Freedman et al.,
12 1996; Fleming et Freedman, 1998) qui fournissent les microhabitats critiques aux
13 salamandres terrestres (Waldick et al., 1999).

14 Ainsi, en modifiant les microhabitats des amphibiens, l'exploitation forestière peut
15 causer des extinction locales ou régionales pour certaines espèces d'amphibiens
16 (Petranka, 1998). Il est fort probable que *P. cinereus* soit encore plus à risque dans le Bas-
17 Saint-Laurent, car elle se retrouve à la limite nordique de son aire de répartition dans la
18 région (Green, 1997). C'est possiblement pour cette raison que le nombre de captures
19 obtenu dans notre étude (i.e., résiduels = 0,023 individus/m²; coupes = 0,009 individus/m²)
20 demeure en deçà de celui généralement observé plus au sud de son aire de répartition dans
21 les études nord-américaines soit : 0,89 individus/m² au Michigan (Heatwole, 1962), 0,25
22 individus/m² au New Hampshire (Burton et Likens, 1975), 0,21 individus/m² en

1 Pennsylvanie (Klein, 1960) et de 2,2 et 2,8 individus/m² pour les populations de Virginie
2 (Jeager, 1980).

3 Les forêts âgées de 60 ans et plus fourniraient donc un amalgame de conditions
4 favorables incluant (1) une litière feuillue relativement épaisse retenant un niveau
5 d'humidité adéquat, (2) une quantité importante de débris ligneux qui constitue un lieu
6 d'abris prépondérant lors des périodes de sécheresses et (3) une canopée dense et stratifiée
7 de manière à minimiser la température et l'assèchement de la litière en périodes sèches
8 (Petranka, 1998). Ainsi, *P. cinereus* s'avère particulièrement sensible à l'exploitation
9 forestière intensive parce qu'elle modifie considérablement les conditions physiques et
10 biotiques essentielles pour cette espèce (deMaynadier et Hunter, 1995, 1998; Petranka,
11 1998; Waldick et al., 1999; Biek et al., 2002). Les principales conséquences des
12 transformations d'habitat dans les coupes sont une mortalité des individus et/ou une
13 migration verticale de ces derniers sous la surface du sol compromettant les activités de
14 reproduction, de croissance et d'alimentation (Pough et al., 1987; Petranka, 1994). De cette
15 manière, la réduction d'activité à la surface du sol limiterait le rôle écologique important
16 attribué à *P. cinereus* dans la chaîne alimentaire (Wake et Morowitz, 1991) en diminuant la
17 conversion de biomasse qu'il procure par la suite à leurs prédateurs.

18 Bien que la présente discussion ait porté exclusivement sur *P. cinereus*, les constats
19 discutés peuvent s'appliquer aux espèces d'amphibiens présentes sur l'aire d'étude, car
20 plusieurs caractéristiques biologiques fondamentales des amphibiens s'avèrent similaires
21 (e.g., respiration cutanée et buccopharyngiale).

1 Pour la région du Bas-Saint-Laurent, *P. cinereus* serait une espèce amphibienne
2 détenant d'excellentes qualités de bioindicateur pour le maintien de la biodiversité, de
3 l'intégrité et de la résilience-résistance (i.e., stabilité) des écosystèmes forestiers de la
4 région. Elle constitue une espèce intimement liée aux processus micro-environnementaux
5 des sols forestiers. Cet espèce est beaucoup plus abondante que les autres salamandres
6 terrestres régionales du genre *Ambystoma* (i.e., *A. laterale* et *A. maculatum*). Sa présence
7 permanente en milieu terrestre (i.e., espèce strictement terrestre), son caractère hautement
8 philopatrick et la faible superficie de son domaine vital en font une espèce de prédilection
9 pour des échantillonnages efficaces à faibles coûts (e.g., méthode par quadrat). Finalement,
10 *P. cinereus* répond rapidement aux perturbations environnementales telles que les coupes
11 forestières (Welsh et Droege, 2001; Davic et Welsh, 2004; Morneault et al., 2004).

12 **5. Conclusions**

13 Les interventions sylvicoles qui enlèvent complètement la canopée cause une
14 augmentation de la quantité de vent et de radiations solaires qui atteignent le sol. La
15 conséquence négative de ces deux éléments sur les microhabitats est une augmentation de
16 la température et du degré d'assèchement de la litière et des débris ligneux. Ces structures
17 sont donc isolées de variables importantes comme une canopée dense pour maintenir les
18 conditions micro-environnementales recherchées par les salamandres terrestres. Les
19 conditions extrêmes d'habitat rencontrées dans les peuplements récemment perturbés
20 semblent excéder la tolérance de *P. cinereus*. Les interventions forestières ayant pour

1 conséquence la détérioration des conditions d'habitat essentielles à la survie des
2 salamandres terrestres causent inévitablement le déclin des populations locales.

3

4 *5.1 Recommandations*

5

6 Il est possible de concevoir avec prudence que les peuplements âgés de 50 ans et
7 plus agissent comme réservoir permettant la recolonisation des sites perturbés par les
8 salamandres terrestres. Pour ce faire, il serait essentiel de déterminer les superficies
9 minimales de forêts résiduelles à maintenir pour permettre la migration des sites résiduels
10 vers les sites régénérés. À l'heure actuelle, les forêts de 40 ans et plus s'avèrent encore
11 relativement abondantes dans le Bas-Saint-Laurent. Ainsi, il est encore temps de travailler
12 conjointement avec l'ensemble des utilisateurs forestiers dans une optique d'aménagement
13 forestier durable permettant le maintien des populations de salamandres terrestres bas
14 laurentiennes.

15 Les pratiques forestières modernes permettent rarement la restauration des
16 conditions d'habitat préconisées par *P. cinereus*, notamment parce que les périodes de
17 rotation de coupe s'avèrent généralement trop courtes en raison des effets à moyen et long
18 termes de traitements comme les coupes totales (i.e., canopée moins dense). Petranka et al.
19 (1994) affirment qu'il est impossible d'aménager la forêt de manière intensive sans affecter
20 négativement plusieurs espèce d'amphibiens. Néanmoins, plusieurs mesures peuvent
21 minimiser et restaurer les pertes associées aux pratiques forestières à des niveaux
22 acceptables qui permettraient d'assurer le maintien de la biodiversité des urodèles : (1)
23 périodes de rotation plus longues, (2) désignation de territoires préservés servant de

1 réservoirs pour la recolonisation ultérieure des sites perturbés, (3) utilisation des pratiques
2 sylvicoles novatrices assurant le maintien des éléments clés essentiels à la présence des
3 salamandres terrestres (i.e., litière épaisse et humide, débris ligneux humides de dimensions
4 relativement fortes et relativement bien décomposés, canopée dense adéquatement
5 stratifiée), (4) utilisation de stratégies d'interventions sylvicoles à rétention variable, et (5)
6 maintien d'une connectivité à l'échelle du paysage (recolonisation des sites perturbés et
7 maintien de l'intégrité génétique).

8

9 **6. Remerciements**

10 Nos remerciements vont au Conseil de la Recherche en Sciences Naturelles et en Génie du
11 Canada (CRSNG) pour son appui financier. Merci à Alain Caron pour son soutien relatif à
12 la planification du plan d'échantillonnage et des analyses statistiques. L'accomplissement
13 de ce projet aurait été impossible sans l'appui terrain de Simon Côté et Véronique Langlois.
14 Finalement, merci au Conseil de Bassin de la Rivière Rimouski pour avoir fourni les cartes
15 géoréférencées.

16

1 **Références**

- 2 Abrams, M.D., 2003. Where has all the white oak gone? *Bioscience* 53, 927-939.
- 3 Adams, J.D., Freedman, B., 1999. Comparative catch efficiency of amphibian sampling
4 methods in terrestrial habitats in Southern New Brunswick. *Can. Field. Nat.* 113, 493-
5 496.
- 6 Ash, A.N., 1988. Disappearance of salamanders from clearcut plots. *J. Elisha Mitchell Sci.*
7 *Soc.* 104, 116-122.
- 8 Ash, A.N., 1995. Effects of clear-cutting in litter parameters in the southern Blue Ridge
9 Mountains. *Castanea* 60, 89-97.
- 10 Ash, A.N., 1997. Disappearance and return of plethodontid salamanders to clearcut plots in
11 the southern Blue Ridge Mountains. *Conserv. Biol.* 11, 983-989.
- 12 Aubry, K.B., 2000. Amphibians in managed, second-growth Douglas-fir forest. *J. Wildl.*
13 *Manag.* 64, 1041-1052.
- 14 Bergeron, Y., Harvey, B., 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an
15 approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *For. Ecol.*
16 *Manag.* 92, 235-242.
- 17 Bider, J.B., Matte, S., 1994. Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec. Société
18 d'histoire naturelle de la vallée du St-Laurent et Ministère de l'Environnement et de la
19 Faune du Québec, Direction de la Faune et des Habitats, Québec, 106 p.
- 20 Biek, R., Mills, L.S., Bury, R.B., 2002. Terrestrial and Stream amphibians across Clearcut-
21 Forest interfaces in the Siskiyou Mountains, Oregon. *Northwest Science* 76, 129-141.

- 1 Blaustein, A.R., Kiesecker, J.M., 2002. Complexity in conservation: lessons from the
2 global decline of amphibian populations. *Ecology Letters* 5, 597-608.
- 3 Boucher, Y., Arseneault, D., Sirois, L., 2006. Logging-induced change (1930-2002) of a
4 pre-industrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern
5 Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 505-517.
- 6 Brodie, E.D., 1977. Salamander antipredator postures. *Copeia* 1977, 523-535.
- 7 Brodie, E.D., Brodie, E.D., 1980. Differential avoidance of mimetic salamander by free-
8 ranging birds. *Science* 208, 181-182.
- 9 Burton, T.M., Likens, G., 1975. Energy flow and nutrient cycling in salamander
10 populations in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Ecology* 56,
11 1068-1080.
- 12 Burton, P.J., Kneeshaw, D.D., Coates, K.D., 1999. Managing forest harvesting to maintain
13 old growth in boreal and sub-boreal forests. *For. Chron.* 75, 623-631.
- 14 Butts, S.R., McComb, W.C., 2000. Associations of forest-floor vertebrates with coarse
15 woody debris in managed forests of western Oregon. *J. Wildl. Manage.* 64, 95-104.
- 16 Clawson, R.G., Lockaby, G.G., Jones, R.H., 1997. Amphibian responses to helicopter
17 harvesting in forested floodplains of low order, blackwater streams. *For. Ecol. Manag.*
18 90, 225-235.
- 19 Commission de coopération environnementale, 1997. Les régions écologiques de
20 l'Amérique du Nord, vers une perspective commune, Bibliothèque nationale du
21 Québec, 62 p.

- 1 Courtois, R., Ouellet, J.-P., Gagné, B., 1998. Characteristics of cutovers used by moose
2 (*Alces alces*) in early winter. *Alces* 34, 210-211.
- 3 Davic, R.D., Welsh, H.H., 2004. On the ecological roles of salamanders. *Annu. Rev. Ecol.*
4 *Syst.* 35, 405-434..
- 5 deMaynadier, P.G., Hunter, M.L., 1995. The relationship between forest management and
6 amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environ. Rev.* 3, 230-
7 261.
- 8 deMaynadier, P.G., Hunter, M.L., 1998. Effects of silvicultural edges in the distribution
9 and abundance of amphibians in Maine. *Conserv. Biol.* 12, 340-352.
- 10 Desroches, J.-F., Rodrigue, D., 2004. Amphibiens et reptiles du Québec et des maritimes.
11 Édition Michel Quintin, Waterloo (Québec, Canada), 288 p.
- 12 Ducey, P.K., Brodie, E.D., 1983. Salamanders respond selectively to contacts with snakes:
13 survival advantage of alternative antipredator strategies. *Copeia* 1983, 1036-1041.
- 14 Duellman, W.E., Trueb, L., 1994. *Biology of Amphibians*. The Hopkins University Press,
15 Baltimore, 670 p.
- 16 Duguay, J.P., Wood, P.B., 2002. Salamander abundance in regenerating forest stands on the
17 Monongahela National Forest, West Virginia. *For. Sci.* 48, 331-335.
- 18 Dupuis, L.A., Smith, J.N.M., Bunnell, F., 1995. Relation of terrestrial-breeding amphibian
19 abundance to tree-stand age. *Conserv. Biol.* 9, 645-653.
- 20 Dussault, C., Courtois, R., Ferron, J., 1998. Impact à court terme d'une coupe avec
21 protection de la régénération sur la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) en forêt
22 boréale. *Can. J. For. Res.* 28, 468-477.

- 1 Feder, M.E., 1983. Integrating the ecology and physiology of plethodontid salamanders.
2 *Herpetologica* 39, 291-310.
- 3 Ferron, J., Potvin, F., Dussault, C., 1998. Short-term effects of logging on snowshoe hares
4 in the boreal forest. *Can. J. For. Res.* 28, 1335-1343.
- 5 Fleming, T.L., Freeman, B., 1998. Conversion of natural, mixed-species forests to conifer
6 plantations: Implications for dead organic matter and carbon storage. *Ecoscience* 5,
7 213-221.
- 8 Ford, W.M., Chapman, B.R., Menzel, M.A., Odom, R.H., 2002. Stand age and habitat
9 influences on salamanders in Appalachian cove hardwood forest. *For. Ecol. Manag.*
10 155, 131-141.
- 11 Fortin, J.-C., Lechasseur, A., 1993. Histoire du Bas-Saint-Laurent. Les Éditions de l'IQRC,
12 Québec, 860 p.
- 13 Fortin, J.-C., Lechasseur, A., 1999. Le Bas-Saint-Laurent, historique en bref. Les Éditions
14 de l'IQRC, Québec, 190 p.
- 15 Foster, D.R., 1992. Land-use (1730-1990) and vegetation dynamics in central New
16 England, USA. *J. Ecol.* 80, 753-772.
- 17 Foster, D.R., Motzkin, G., Slater, B., 1998. Land-use history as long term broad-scale
18 disturbance: regional forest dynamics in central New England. *Ecosystems* 1, 96-119.
- 19 Foster, D.R., Motzkin, G., Bernados, D., Cardoza, J., 2002. Wildlife dynamics in the
20 changing New England landscape. *J. Biogeogr.* 29, 1337-1357.

- 1 Freedman, B., Zelanzny, V., Beaudette, D., Fleming, T., Flemming, S., Forbes, G.,
2 Johnson, G., Woodley, S., 1996. Biodiversity implications of changes in the quantity of
3 dead organic matter in managed forest. *Environ. Rev.* 4, 238-265.
- 4 Frelich, L.E., 2002. Forest dynamics and disturbance regimes: studies from temperate
5 evergreen-deciduous forests. Cambridge University Press. New-York, 266 p.
- 6 Frisbie, M.P., Wyman, R.L., 1991. The effects of soil pH on sodium balance in the red-
7 backed salamander, *Plethodon cinereus*, and three other terrestrial salamanders.
8 *Physiol. Zool.* 64, 1050-1068.
- 9 Frisbie, M.P., Wyman, R.L., 1992. The effect of soil on sodium balance in the Red-backed
10 Salamander: A comparaison of two forests types. *J. Herpetol.* 26, 434-442.
- 11 Global Forest Watch, 2001. Global Forest Watch, Canada's Forests at a Crossroads: An
12 Assessment in the year 2000, World Resources Institute, Canada, 107 p.
- 13 Green, D.M., 1997. Amphibians in decline; Canadian studies of a global problem. Society
14 for Study of Amphibians and Reptiles, Herpetological Conservation volume 1, St-
15 Louis, Missouri, 338 p.
- 16 Haila, Y., 1999. Islands and fragments. pp. 234-264 *In* Maintaining Biodiversity in Forest
17 Ecosystems. M.L. Hunter Jr. (Ed.). Cambridge University Press, Cambridge.
- 18 Heatwole, H., 1962. Environmental factors influencing local distribution and activity of the
19 salamander *Plethodon cinereus*. *Ecology* 43, 460-472.
- 20 Herbeck, L.A., Larsen, D.R., 1999. Plethodontid salamader response to silvicultural
21 practices in Missouri Ozark Forests. *Conserv. Biol.* 13, 623-632.

- 1 Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, W.R., Hayek, L.-A., Foster, M.S., 1994.
2 Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standards Methods for Amphibians.
3 Smithsonian institution press, Washington and London, 364 p.
- 4 Imbeau, L., Savard, J.-P.L., Gagnon, R., 1999. Comparing bird assemblages in successional
5 black spruce stands originating from fire and logging. *Can. J. Zool.* 77, 1850-1860.
- 6 Jaeger, R.G., 1980. Microhabitats of a terrestrial forest salamander. *Copeia* 2, 265-286.
- 7 Klein, H.G., 1960. Population estimate of the red-backed salamander. *Herpetologica* 16,
8 52-54.
- 9 Lorimer, C.G., 2001. Historical and ecological roles of disturbance in eastern North
10 American forest: 9,000 years of change. *Wildl. Soc. Bull.* 29, 425-439.
- 11 Mathis, A., 1990. Territoriality in a terrestrial salamander: the influence of resource quality
12 and body size. *Behaviour* 112, 162-175.
- 13 Messere, M., Ducey, P.K., 1998. Forest floor distribution of northern redback salamanders,
14 *Plethodon cinereus*, in relation to canopy gaps: first year following selective logging.
15 *For. Ecol. Manag.* 107, 319-324.
- 16 Mitchell, J.C., Rinehart, S.C., Pagels, J.F., Buhlmann, K.A., Pague, C.S., 1997. Factors
17 influencing amphibian and small mammal assemblages in central Appalachian forests.
18 *For. Ecol. Manag.* 96, 65-76.
- 19 Morneault, A.E., Naylor, B.J., Schaeffer, L.S., Othmer, D.C., 2004. The effect of
20 shelterwood harvesting and site preparation on eastern red-backed salamanders in
21 white pine stands. *For. Ecol. Manag.* 199, 1-10.

- 1 Petranka, J.W., 1994. Response to impact of timber harvesting on salamanders. *Conserv.*
2 *Biol.* 8, 302-304.
- 3 Petranka, J.W., 1998. Salamanders of the United States and Canada. Smithsonian
4 Institution Press, Washington DC, p. 587.
- 5 Petranka, J.W., Eldridge, M.E., Haley, K.E., 1993. Effects of timber harvesting on Southern
6 Appalachian salamanders. *Conserv. Biol.* 7, 363-370.
- 7 Petranka, J.W., Brannon, M.P., Hopey, M.E., Smith, C.K. 1994. Effects of timber
8 harvesting on low elevation populations of southern Appalachian salamanders. *For.*
9 *Ecol. Manag.* 67, 135-147.
- 10 Pothier, D., 2001. Portrait de la forêt boréale québécoise. *Le Naturaliste Canadien* 125, 5-9.
- 11 Potvin, F., Courtois, R., Bélanger, L., 1999. Short-term response of wildlife to clear-cutting
12 in Quebec boreal forest: multiscale effects and management implications. *Can. J. For.*
13 *Res.* 29, 1120-1227.
- 14 Potvin, F., Breton, L., Courtois R., 2005. Response of beaver, moose, and snowshoe hare to
15 clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Can. J. For.*
16 *Res.* 35, 151-160.
- 17 Pough, F.H., Smith, E.M., Rhodes, D.H., Collazo, A., 1987. The abundance of salamanders
18 in forest stands with different histories of disturbance. *For. Ecol. Manag.* 20, 1-9.
- 19 Robitaille, A., Saucier, J.-P., 1998. Paysage régionaux du Québec méridional. Direction de
20 la gestion des stocks forestiers et Direction des relations publiques du Ministère des
21 ressources naturelles du Québec, Québec, 213 p.
- 22

- 1 Rowe, J.S., 1972. Forest regions of Canada. Publ. No. 1300. Can. For. Serv. Ottawa, 172 p.
- 2 Saucier, J.-P., Berger, J.-P., D'avignon, H., Racine, P., 1994. Le point d'observation
3 écologique. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources Naturelles, Québec,
4 116 p.
- 5 Senate Subcommittee on the Boreal Forest, 1999. Competing Realities: The Boreal Forest
6 at risk, Report of the Sub-Committee on Boreal Forest of the Standing Senate
7 Committee on Agriculture and Forestry. The Senate of Canada, Ottawa, ON.
- 8 Service Météorologique du Canada, 2000. Canadian daily climate data: temperature and
9 precipitation, Quebec. CD-ROM, Environnement Campana, Downsview, Ontario.
- 10 Thompson, I.D., Baker, J.A., Ter-Mikaelian, M., 2003. A review of the long-term effects of
11 post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an
12 emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. For. Ecol. Manag. 177, 441-469.
- 13 Turcotte, F., Courtois, R., Couture, R., Ferron, J., 2000. Impact à court terme de
14 l'exploitation forestière sur le tétras du Canada (*Falcipennis canadensis*). Can. J. For.
15 Res. 30, 202-210.
- 16 Wake, D., Morowitz, H.J., 1991. Declining amphibians populations – a global
17 phenomenon? Finding and recommandations. Alytes 9, 33-42.
- 18 Waldick, R.C., Freedman, B., Wassersug, R.J., 1999. The consequences for amphibians of
19 the conversion of natural, mixed-species forest to conifer plantations in Southern New
20 Brunswick. Can. Field. Nat. 113, 408-418.
- 21 Welsh, H.H., Ollivier, L.M., 1998. Stream amphibians as indicators of ecosystem stress: a
22 case study from California's Redwood. Ecol. Appl. 8, 1118-1132.

- 1 Welsh, H.H., Droege, S., 2001. A case for using plethodontid salamanders for monitoring
- 2 biodiversity and ecosystem integrity of North American forests. *Conserv. Biol.* 15,
- 3 558-569.

1 Tableau 1

2 Valeur moyenne (erreur type) par quadrat des facteurs d'habitat en fonction des types de sites inventoriés

Types de peuplement	Couvert arborescent (%)	Recouvrement de la litière		Épaisseur litière (cm)	Volume débris ligneux (m ³ /quadrat)	Stade décomposition débris ligneux ^a
		par les débris ligneux gaulis (%)	par les feuilles mortes (%)			
Coupes	3,63 (0,76)	45,81 (2,22)	34,81 (1,82)	3,61 (0,15)	0,34 (0,03)	1,43 (0,82)
Résiduels	70,94 (1,63)	13,00 (0,61)	57,38 (2,13)	3,17 (0,12)	0,54 (0,07)	5,19 (0,43)
P ^b et valeur calculée	< 0,001 U=3,0	< 0,001 U=6053,0	< 0,001 U=1187,5	0,026 t=2,2	< 0,001 U=2090,5	< 0,001 U=33,0

3 ^aMoyenne faisant référence aux stades de décomposition des débris ligneux de 1 à 6.4 ^bProbabilité provenant du test de Mann-Whitney ($U_{0,05(80,80)}$) ou du test de t ($t_{0,05(80)}$).

5

1 Tableau 2

2 Coefficients de corrélation de Spearman ($r_{S(159)}$) entre les facteurs d'habitat inventoriés sur le site d'étude. Toutes les relations
3 présentées dans ce tableau sont très hautement significatives (i.e., $p < 0,001$)

Facteurs ⁴	Âge	Température		Humidité relative		Recouvrement litière par les feuilles mortes (%)	Stade de décomposition		Couvert arborescent (%)
		air (°C)	litière (°C)	air (%)	litière (%)		débris ligneux	souches	
Température de l'air (°C)	-0,299	--	--	--	--	--	--	--	--
Température litière (°C)	-0,659	0,805	--	--	--	--	--	--	--
Humidité relative air (%)	0,301	-0,629	-0,620	--	--	--	--	--	--
Humidité relative litière (%)	0,634	-0,648	-0,820	0,734	--	--	--	--	--
Recouvrement litière en feuilles mortes (%)	0,545	-0,317	-0,514	0,319	0,571	--	--	--	--
Stade de décomposition débris ligneux	0,849	-0,290	-0,623	0,336	0,611	0,477	--	--	--
Stade de décomposition souches	0,902	-0,296	-0,649	0,291	0,634	0,510	0,871	--	--
Couvert arborescent (%)	0,823	-0,362	-0,659	0,347	0,626	0,497	0,795	0,829	--
Couvert débris ligneux gaulis (%)	-0,757	-0,321	0,561	-0,321	-0,568	-0,626	-0,728	-0,748	-0,672

1 Tableau 3

2 Patron de distribution du *P. cinereus* et des structures ligneuses en fonction des différents
 3 stades de décomposition

Stades	Capture de <i>P. cinereus</i>	Débris ligneux		Souches	
		Coupés	Résiduels	Coupés	Résiduels
1	3,9 (n = 6) ^a	72,5 (n = 58) ^b	0,0 (n = 0)	17,5 (n = 14)	0,0 (n = 0)
2	8,5 (n = 13)	17,5 (n = 14)	0,0 (n = 0)	82,5 (n = 66)	0,0 (n = 0)
3	0,7 (n = 1)	6,3 (n = 5)	0,0 (n = 0)	0,0 (n = 0)	0,0 (n = 0)
4	5,2 (n = 8)	2,5 (n = 2)	1,3 (n = 1)	0,0 (n = 0)	1,3 (n = 1)
5	71,9 (n = 110)	1,3 (n = 1)	78,5 (n = 62)	0,0 (n = 0)	92,5 (n = 74)
6	9,8 (n = 15)	0,0 (n = 0)	20,3 (n = 16)	0,0 (n = 0)	6,3 (n = 5)
Total	100 (n = 153)	100 (n = 80)	100 (n = 79)	100 (n = 80)	100 (n = 80)

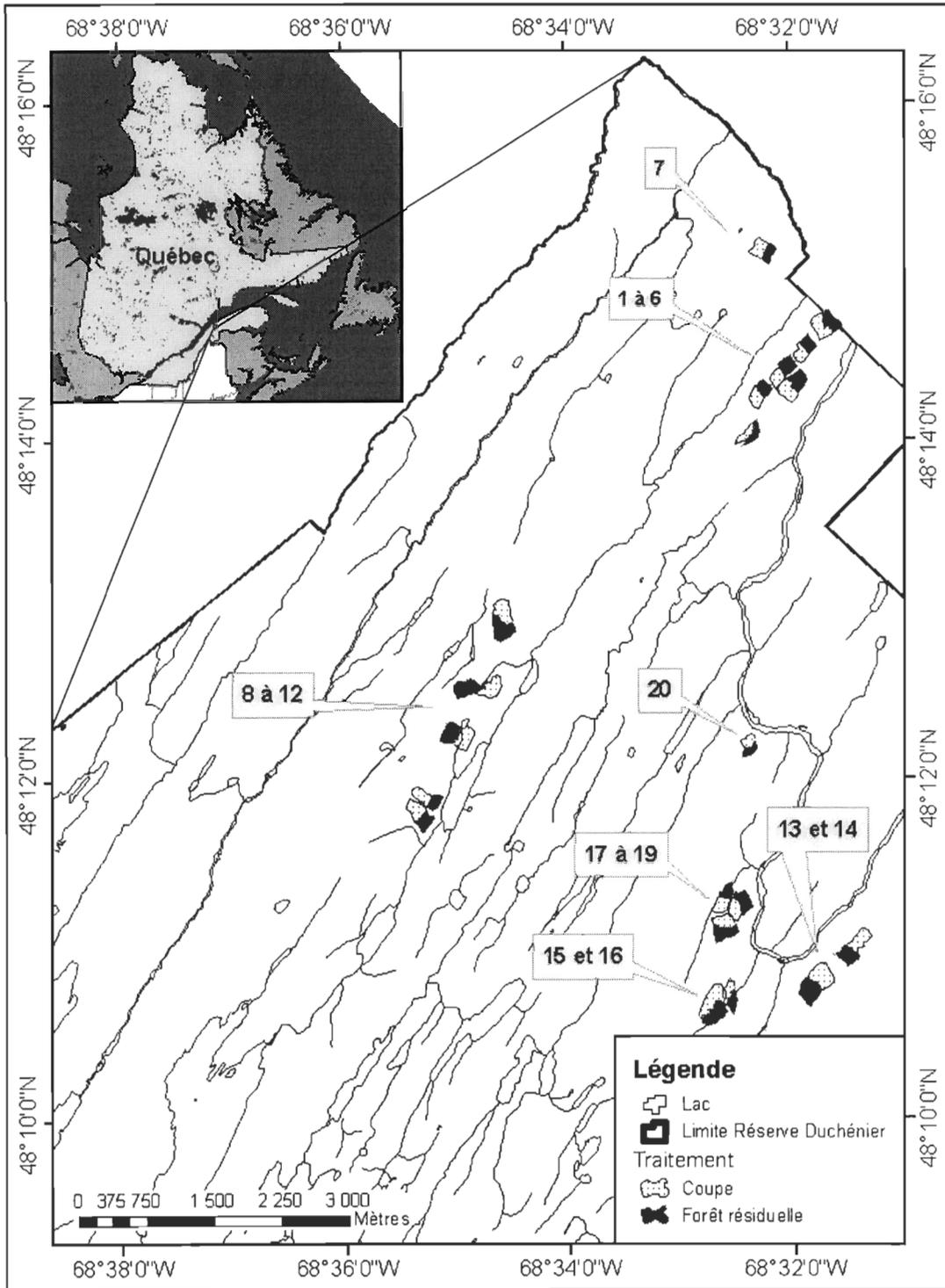
^aFréquence relative en pourcentage, (effectif; nombre d'individus capturés par stade de décomposition).

^bFréquence relative en pourcentage, (effectif; stade de décomposition moyen des structures ligneuses par quadrat).

4

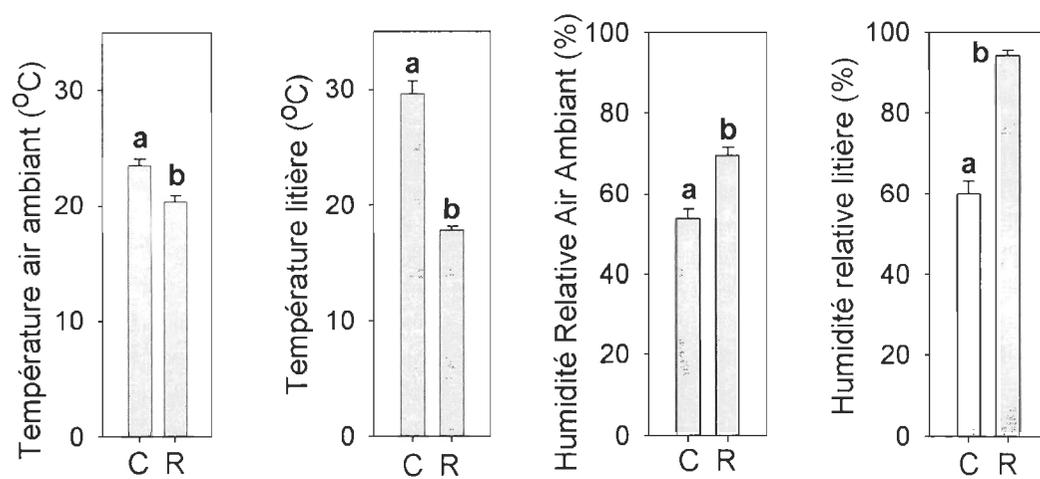
5

- 1 Figure 1. Localisation des blocs d'échantillonnage sur la réserve Duchénier.
- 2 Figure 2. Distribution des données météo enregistrées dans les quadrats en fonction
3 des sites inventoriés (valeur moyenne par quadrat; barre d'erreur = intervalle
4 de confiance 95 %). Légende : présence d'une lettre différente entre deux
5 classes d'âge = différence significative. C = peuplements coupés, R =
6 peuplements de forêts résiduelles.
- 7 Figure 3. Réseau des coefficients de corrélation de Spearman ($r_{s(159)}$) entre les facteurs
8 d'habitat inventoriés. Lignes épaisses = corrélations positives, lignes minces
9 = corrélations négatives. Seules les relations très hautement significatives
10 (i.e., $p < 0,001$) sont présentées.
- 11



Figure

1



2

3

Figure 2.

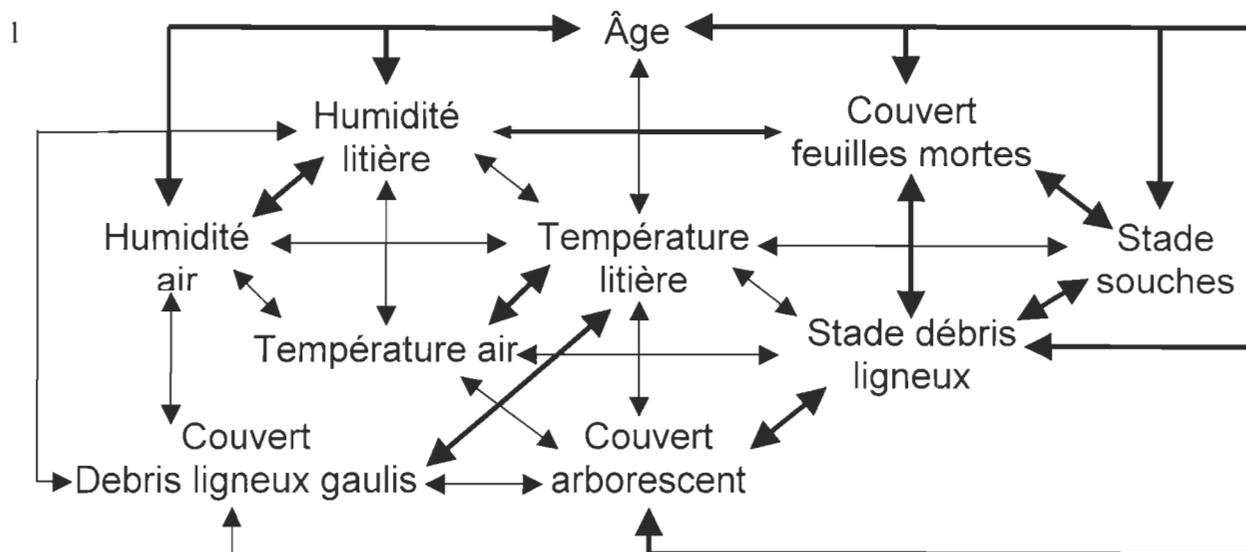


Figure 3.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Le premier chapitre nous a apporté des réponses fines sur l'influence de conditions environnementales d'une succession de classe d'âges propre à la forêt boréale méridionale bas laurentienne sur la dynamique des amphibiens régionaux. Il a également permis de déterminer la valeur de la qualité d'habitat des vieilles cédrières du Bas-Saint-Laurent pour les espèces d'amphibiens terrestres de la région (voir appendice 1). Le deuxième chapitre nous a permis de déterminer l'impact de gradients extrêmes de forêts (i.e., coupe récente de 0-20 ans versus milieux résiduels de forêts mixtes de 40 à 100 ans) sur les populations de la salamandre rayée (*Plethodon cinereus*).

Les résultats obtenus pour l'ensemble de l'étude nous permettent de conclure sur l'impact qu'a l'exploitation forestière sur les espèces d'amphibiens de la région, information qui était indisponible jusqu'à ce jour. L'enlèvement de la canopée dans les peuplements récemment coupés expose l'habitat à une plus grande quantité de vent et de radiations solaires qui ont pour conséquence d'augmenter la température de la litière et des débris ligneux ainsi que de causer leur assèchement. Les conditions extrêmes d'habitats rencontrées dans les peuplements récemment coupés excéderaient la tolérance des espèces régionales. Les interventions forestières ayant pour conséquence la détérioration des conditions d'habitat essentielles à la survie des amphibiens (i.e., litière épaisse et humide, débris ligneux humides de dimensions relativement fortes et relativement bien décomposés, canopée dense adéquatement stratifiée) causent inévitablement le déclin des populations locales. Notre étude suggère que plusieurs espèces fauniques associées aux sols forestiers

puissent être également affectées par les activités sylvicoles intensives, les amphibiens étant des espèces clé intimement liée aux processus à petite échelle de cet environnement.

C'est seulement lorsque la canopée se referme que les peuplements retrouvent les caractéristiques structurales optimales pour les amphibiens. Malheureusement, les pratiques forestières modernes permettent rarement la restauration de ces conditions d'habitat notamment parce que les périodes de rotation de coupe s'avèrent généralement trop courtes ou encore par les effets à moyen et long termes de traitements comme les coupes totales (i.e., canopée moins dense). Petranka et al. (1994) affirment qu'il est impossible d'aménager la forêt de manière intensive sans affecter négativement plusieurs espèces d'amphibiens. Néanmoins, plusieurs mesures peuvent minimiser et restaurer les pertes associées aux pratiques forestières à des niveaux acceptables qui permettraient d'assurer le maintien de la biodiversité amphibienne: (1) périodes de rotation plus longues, (2) désignation de territoires préservés servant de réservoirs pour la recolonisation ultérieure des sites perturbés, (3) utilisation des pratiques sylvicoles novatrices assurant le maintien des éléments clés essentiels pour la présence des salamandres terrestres, (4) utilisation de stratégies d'interventions sylvicoles à rétention variable (5) maintien d'une connectivité à l'échelle du paysage (recolonisation des sites perturbés et maintien de l'intégrité génétique).

Notre étude corrobore les résultats de Biek et al. (2002) qui suggèrent les caractéristiques structurales plutôt que l'âge du couvert forestier comme facteur influençant les amphibiens. Bien que la classe d'âge influence directement la structure des peuplements, les vieilles cédrières détiennent de faibles valeurs d'abondance et de richesse

qui ne permettent pas de leur attribuer un rôle significatif dans le maintien des amphibiens dans le Bas-Saint-Laurent (voir appendice 1).

Les prochaines études portant sur les amphibiens dans la région du Bas-Saint-Laurent devraient converger vers la détermination de l'impact différentiel des nouvelles interventions forestières telles que les coupes partielles. La plupart des études dans le domaine portent sur des impacts à court terme de la foresterie sur les amphibiens. Il serait intéressant de promouvoir l'élaboration d'études à moyen et long termes dans la région qui se pencheraient sur la dynamique des populations avant et après coupe. Ce type d'étude est actuellement en demande pour obtenir de l'information sur les impacts de la foresterie moderne nord américaine à court, moyen et long termes.

BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE

- Adams, J.D. et B. Freedman. 1999. Comparative catch efficiency of amphibian sampling methods in terrestrial habitats in Southern New Brunswick. *Can. Field. Nat.* 113, 493-496.
- Alford, R.A. et S.J. Richards. 1999. Global Amphibian Declines: A Problem in Applied Ecology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 30, 133-165.
- Ash, A.N. 1988. Disappearance of salamanders from clearcut plots. *J. Elisha Mitchell Sci. Soc.* 104, 116-122.
- Aubry, K.B. 2000. Amphibians in managed, second-growth Douglas-fir forest. *J. Wildl. Manage.* 64, 1041-1052.
- Biek, R., L.S. Mills et R.B. Bury. 2002. Terrestrial and Stream amphibians across Clearcut-Forest interfaces in the Siskiyou Mountains, Oregon. *Northwest Science* 76, 129-141.
- Blaustein, A.R. et D.B. Wake. 1990. Declining amphibian populations: a global phenomenon? *Trends Ecol. Evol.* 5, 203-204.
- Blaustein, A.R. et J.M. Kiesecker. 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology Letters* 5, 597-608.
- Boucher, Y. Arseneault, D. et L. Sirois. 2006. Logging-induced change (1930-2002) of a pre-industrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 36, 505-517.

- Burton, T.M. et G. Likens. 1975. Energy flow and nutrient cycling in salamander populations in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Ecology* 56, 1068-1080.
- Clawson, R.G., G.G. Lockaby et R.H. Jones. 1997. Amphibian responses to helicopter harvesting in forested floodplains of low order, blackwater streams. *For. Ecol. Manag.* 90, 225-235.
- Davic, R.D. et H.H. Welsh. 2004. On the ecological roles of salamanders. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 35, 405-434.
- deMaynadier, P.G. et M.L. Hunter. 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environ. Rev.* 3, 230-261.
- deMaynadier, P.G. et M.L. Hunter. 1998. Effects of Silvicultural Edges in the distribution and Abundance of Amphibians in Maine. *Conserv. Biol.* 12, 340-352.
- Ford, W.M., B.R. Chapman, M.A. Menzel et R.H. Odom. 2002. Stand age and habitat influences on salamanders in Appalachian cove hardwood forest. *For. Ecol. Manag.* 155, 131-141.
- Fortin, J.-C. et A. Lechasseur. 1993. *Histoire du Bas-Saint-Laurent*. Les Éditions de l'IQRC, Québec, 860 p.
- Fortin, J.-C. et A. Lechasseur. 1999. *Le Bas-Saint-Laurent, historique en bref*. Les Éditions de l'IQRC, Québec, 190 p.

- Frisbie, M.P. et R.L. Wyman. 1991. The effects of soil pH on sodium balance in the red-backed salamander, *Plethodon cinereus*, and three other terrestrial salamanders. *Physiol. Zool.* 64, 1050-1068.
- Frisbie, M.P. et R.L. Wyman. 1992. The Effect of Soil on Sodium Balance in the Red-backed Salamander: A comparison of two Forests Types. *J. Herpetol.* 26: 434-442.
- Green, D.M. 1997. Amphibians in decline; Canadian studies of a global problem. Society for study of amphibians and reptiles, Herpetological Conservation volume 1, Saint-Louis, Missouri, 338 p.
- Hayes, M.P. et M.R. Jennings. 1986. Decline of ranid frog species in western North America: are bullfrogs (*Rana catesbeiana*) responsible? *J. Herpetol.* 20, 490-509.
- Heyer, W.R., M.A. Donnelly, W.R. McDiarmid, L.-A. Hayek et M.S. Foster. 1994. Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standards methods for amphibians. Smithsonian institution press, Washington and London, 364 p.
- Houlahan, J.E., C.S. Findlay, B.R. Schmidt, A.H. Meyer et S.L. Kuzmin. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 6779, 752-755.
- Kiesecker, J.M., A.R. Blaustein et L.K. Belden. 2001. Complex causes of amphibian population declines. *Nature* 410, 681-684.
- Knutson, M.G., J.R. Sauer, D.A. Olsen, M.J. Mossman, L.M. Hemesath, et M.J. Lannoo. 1999. Effects of Landscape Composition and Wetland Fragmentation on Frog and Toad Abundance and Species Richness in Iowa and Wisconsin, U.S.A. *Conserv. Biol.* 6, 1437-1446.

- Messere, M. et P.K. Ducey. 1998. Forest floor distribution of northern redback salamanders, *Plethodon cinereus*, in relation to canopy gaps: first year following selective logging. *For. Ecol. and Manag.* 107, 319-324.
- Mitchell, J.C., S.C. Rinehart, J.F. Pagels, K.A. Buhlmann et C.S. Pague. 1997. Factors influencing amphibian and small mammal assemblages in central Appalachian forests. *For. Ecol. and Manag.* 96, 65-76.
- Morneault, A.E., B.J. Naylor, L.S. Schaeffer et D.C. Othmer. 2004. The effect of shelterwood harvesting and site preparation on eastern red-backed salamanders in white pine stands. *For. Ecol. and Manag.* 199, 1-10.
- Pechmann, J.H.K., D.E. Scott, R.D. Semlitsch, J.P. Caldwell, L.J. Vitt, et J.W. Gibbons. 1991. Declining amphibian populations: The problem of separating human impact from natural fluctuations. *Science* 253, 892-895.
- Pechmann, J.H.K. et H.M. Wilbur. 1994. Putting declining amphibian populations in perspective: natural fluctuations and human impacts. *Herpetologica* 50, 65-84.
- Petranka, J.W. 1994. Response to impact of Timber Harvesting on Salamanders. *Conserv. Biol.* 8: 302-304.
- Petranka, J.W. 1998. Salamanders of the United States and Canada. Smithsonian Institution Press, Washington DC, 587 p.
- Petranka, J.W., M.E. Eldridge et K.E. Haley. 1993. Effects of Timber Harvesting on Southern Appalachian Salamanders. *Conserv. Biol.* 7, 363-370.

- Petranka, J.W., M.P. Brannon, M.E. Hopey et C.K. Smith. 1994. Effects of timber harvesting on low elevation populations of southern Appalachian salamanders. *For. Ecol. Manag.* 67, 135-147.
- Waldick, R.C., B. Freedman et R.J. Wassersug. 1999. The consequences for amphibians of the conversion of natural, mixed-species forest to conifer plantations in Southern New Brunswick. *Can. Field. Nat.* 113, 408-418.
- Welsh, H.H. et L.M. Ollivier. 1998. Stream amphibians as indicators of ecosystem stress: a case study from California's Redwood. *Ecol. Appl.* 8, 1118-1132.
- Welsh, H.H. et S. Droege. 2001. A case for using plethodontid salamanders for monitoring biodiversity and ecosystem integrity of North American forests. *Conserv. Biol.* 15, 558-569.

APPENDICE 1

Détermination de la valeur des vieilles cédrières non-perturbées pour les espèces
amphibiennes du Bas-Saint-Laurent

INTRODUCTION

Des inventaires ont été réalisés dans de vieilles cédrières non-perturbées afin de déterminer si ce type de peuplement est utilisé par les espèces amphibiennes régionales.

RÉGION ÉTUDIÉE ET LOCALISATION

La région étudiée et la localisation du site d'étude sont les mêmes que celles du chapitre I.

LOCALISATION DU SITE D'ÉTUDE

L'échantillonnage de cette étude s'est déroulé dans la municipalité de Saint-Narcisse-de-Rimouski et dans le nord-est de la réserve Duchénier (48°00'00''-48°15'00''N) (68°30'00''-68°40'00''O) du 12 juin au 24 juillet 2002 et du 14 au 18 juillet 2003 (Fig. 1). Dans cette zone, les peuplements se composent d'un mélange de résineux tels le sapin baumier (*Abies balsamea*), les épinettes (*Picea glauca*, *P. mariana*) et le thuya occidental (*Thuja occidentalis*) et de feuillus tels les érables (*Acer saccharum*, *A. rubrum*), les bouleaux (*Betula alleghaniensis*, *B. papyrifera*) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*).

MATÉRIEL ET MÉTHODE

En 2002, 200 quadrats (8 x 8 m²) ont été déployés de façon aléatoire et stratifiée en fonction de la superficie des classes d'âge (voir chapitre I). Sur ce nombre, sept se sont retrouvés dans une vieille cédrière (i.e., 100 ans et plus). Afin de valider les résultats

obtenus dans celle-ci, 40 quadrats furent aléatoirement sélectionnés dans cinq cédrières du nord-est de la réserve Duchénier en 2003 (i.e., cinq cédrières X 8 quadrats) (Fig. 1).

Échantillonnage

La méthode d'échantillonnage est la même que celle du chapitre I.

Analyses statistiques

Les relations entre les facteurs d'habitat furent analysées à l'aide de coefficients de corrélations de Spearman.

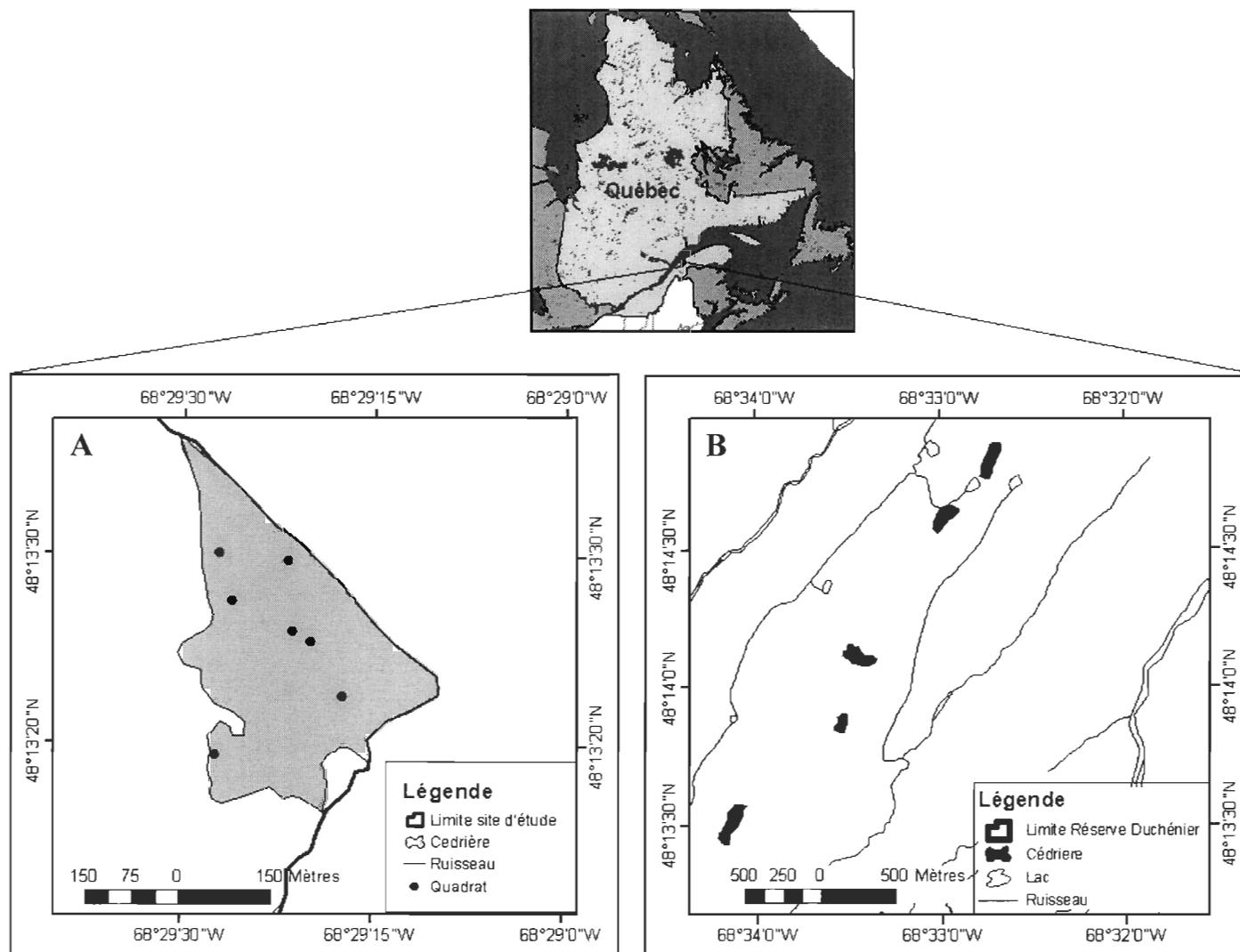


Fig.1 Localisation de la cédrière de 2002 (A) et des cédrières dans la portion nord-est de la réserve Duchénier en 2003 (B).

RÉSULTATS

En 2002, aucun amphibien n'a été capturé dans les sept quadrats inventoriés. En 2003, seulement deux salamandres rayées (*Plethodon cinereus*) adultes à l'intérieur de débris ligneux et deux grenouilles des bois (*Rana sylvatica*) juvéniles (dans des petits trous d'eau caractéristiques des vieilles cédrières) ont été observées sur les 40 quadrats inventoriés (0,05 individus/quadrat, 0,0008 individus/m² pour chacune des espèces).

L'analyse de coefficients de corrélation entre les facteurs d'habitats concernent seulement l'année 2003, le nombre de quadrats en 2002 étant trop faible (i.e., n = 7). La température de l'air est négativement liée au couvert arborescent (Tab. 1). Par contre, la température de l'air présente une relation positive avec la température de la litière. Parallèlement, plus la température de la litière augmente, moins cette structure demeure humide. L'humidité de la litière diminue également en présence d'un couvert muscinal élevé. Finalement, ce paramètre est négativement lié à l'épaisseur de la litière.

Tableau 1. Coefficients de corrélation de Spearman ($r_{s(39)}$) entre les facteurs d'habitat inventoriés dans les vieilles cédrières en 2003.

Variables	TAIR ^a	TLIT	HAIR	HLIT	CMUSC	EPAISLIT
TLIT	0,723***	--	--	--	--	--
HAIR	-0,700***	-0,778***	--	--	--	--
HLIT	-0,705***	-0,835***	0,911***	--	--	--
CMUSC	-0,271	-0,173	0,264	0,305*	--	--
EPAISLIT	0,213	0,192	-0,026	-0,071	-0,497**	--
CARBO	-0,295*	-0,094	0,201	0,235	0,150	0,050

^a Signification des variables : TAIR = Température de l'air (°C), TLIT = température litière (°C), HAIR = Humidité relative air (%), HLIT = humidité relative litière, CMUSC : couvert muscinal (%), EPAISLIT = épaisseur litière (cm), CARBO = couvert arborescent (%). p = 0,05; ** p = 0,01; *** p < 0,001.

Les cédrières ont un couvert arborescent s'approchant de 60 %, une litière à feuille caduque très mince, un couvert muscinal dépassant les 60 %, une température de l'air et de la litière relativement élevée (i.e., près de 25 °C) et une humidité de l'air et de la litière élevée (i.e., ≈ 70 %) (Tab. 2).

Tableau 2. Statistiques descriptives des facteurs d'habitat dans les vieilles cédrières.

Variables	Moyenne	Maximum	Minimum	Erreur type
TAIR	22,5	33,0	14,0	4,4
TLIT	25,6	52,0	13,0	8,8
HAIR	66,0	99,9	29,2	20,8
HLIT	75,5	99,9	16,5	23,5
CMUSC	62,5	80,0	45,0	8,4
EPAISLIT	0,8	2,0	0,2	0,5
CARBO	58,6	90,0	30,0	17,2

^aSignification des variables : TAIR = Température de l'air (°C), TLIT = température litière (°C), HAIR = Humidité relative air (%), HLIT = humidité relative litière, CMUSC : couvert muscinal (%), EPAISLIT = épaisseur litière (cm), CARBO = couvert arborescent (%).

DISCUSSION

Les vieilles cédrières humides détiennent un recouvrement de la strate muscinal particulièrement important au sol. Selon Duellman et Trueb (1986), il y aurait une corrélation négative entre *R. sylvatica* et le couvert de la strate muscinale. De part ses caractéristiques biologiques fondamentales, c'est une inférence rationnelle d'affirmer qu'il en est de même pour *P. cinereus*. Par sa nature, la litière dans ce peuplement est relativement mince, car la présence d'espèces arborescentes à feuilles caduques (e.g., *Betula papyrifera*, *B. alleghaniensis*, *Populus tremuloïdes*) y est rarissime en comparaison avec les peuplements résiduels de forêt mélangée. Duellman et Trueb (1986) affirment que la litière à feuilles décidues fournirait un refuge estival plus frais que la strate muscinale pour les amphibiens. En effet, malgré la présence d'une canopée relativement dense, la température de la litière était relativement élevée dans ce type de peuplement allant même jusqu'à dépasser quelquefois le seuil critique de *P. cinereus* et de *R. sylvatica* (i.e., 25 °C). En effet, la valeur maximale enregistrée a été de 52 °C et la température moyenne (i.e., 26 °C) dépassait même légèrement le seuil critique de cette espèce (résultats 2003). Il ne suffit donc pas seulement que le substrat soit humide (comme c'est le cas dans les cédrières), mais il est essentiel qu'il présente une valeur thermique située dans la zone de thermoneutralité de l'espèce.

Également, *P. cinereus* et *R. sylvatica* sont des prédateurs d'invertébrés vivant dans la litière (Waldick *et al.* 1999). Hors, cette étude a permis de constater que les cédrières

contenait moins d'invertébrés au sol que les peuplements résiduels mixtes (obs. pers.). Ainsi, il se peut que la disponibilité de nourriture soit limitée dans les cédrières.

Les débris ligneux sont des structures très importantes pour les amphibiens, et particulièrement pour les salamandres terrestres comme *P. cinereus* (Dupuis *et al.* 1995, Butts et McComb 2000). La strate muscinale semble recouvrir rapidement les débris ligneux les rendant possiblement moins accessibles pour les salamandres. De plus, de par la nature du peuplement, la majorité des débris ligneux au sol sont des cèdres (*Thuja occidentalis*) et cette essence se décompose très lentement. Il est donc facile d'envisager, en manipulant ces débris sur le terrain, un problème de pénétrabilité pour *P. cinereus*.

Les deux *R. sylvatica* capturées en 2003 étaient de petits individus (≈ 19 mm) probablement de passage dans les cédrières. En effet, les juvéniles de cette espèce (i.e., individus ≤ 25 mm) (Berven 1990) constituent le stade colonisateur (Gill 1978) et la plupart des individus sont en migration après la métamorphose (deMaynadier et Hunter 1999).

Les vieilles cédrières présentent donc une lacune importante au niveau de la présence de litière à feuilles caduques, de la disponibilité de nourriture et de la qualité (i.e., décomposition) des débris ligneux pour les amphibiens.

CONCLUSION

Notre étude corrobore les résultats de Biek et al. (2002) qui suggèrent les caractéristiques structurales plutôt que l'âge du couvert forestier comme facteur influençant les amphibiens. Bien que la classe d'âge influence directement la structure des peuplements, les vieilles cédrières détiennent de faibles valeurs d'abondance et de richesse qui ne permettent pas de leur attribuer un rôle significatif dans le maintien des amphibiens dans le Bas-Saint-Laurent.

BIBLIOGRAPHIE

- Berven, K. A. 1990. Factors affecting population fluctuations in larval and adult stages of the wood frog (*Rana sylvatica*). *Ecology* 71, 1599-1608.
- Biek, R., L.S. Mills et R.B. Bury. 2002. Terrestrial and Stream amphibians across Clearcut-Forest interfaces in the Siskiyou Mountains, Oregon. *Northwest Science* 76, 129-141.
- Butts, S.R. et W.C. McComb. 2000. Associations of forest-floor vertebrates with coarse woody debris in managed forests of western Oregon. *J. Wildl. Manage.* 64, 95-104.
- deMaynadier, P.G. et M.L. Hunter. 1999. Forest canopy closure and juvenile emigration by pool-breeding amphibians in Maine. *J. Wildl. Manage.* 2, 441-450.
- Duellman, W. E. et L. Trueb. 1986. *Biology of Amphibians*. John Hopkins University Press, New York. 226 p.
- Dupuis, L.A., J.N.M. Smith et F. Bunnell. 1995. Relation of terrestrial-breeding amphibian abundance to tree-stand age. *Conserv. Biol.* 9, 645-653.
- Gill, D.E. 1978. The metapopulation ecology of the red-spotted newt, *Notophthalmus viridescens* (Rafinesque). *Ecological Monographs* 48, 145-166.
- Waldick, R.C., B. Freedman et R.J. Wassersug. 1999. The consequences for amphibians of the conversion of natural, mixed-species forest to conifer plantations in Southern New Brunswick. *Can. Field. Nat.* 113, 408-418.