

Direction de la recherche sur la faune

**RÉACTION DU CASTOR, DE L'ORIGNAL ET DU LIÈVRE À LA COUPE
AVEC PROTECTION DE LA RÉGÉNÉRATION ET DES SOLS EN FORÊT
BORÉALE: UNE RÉÉVALUATION APRÈS 10 ANS**

par

François Potvin,

Laurier Breton

et

Réhaume Courtois

Société de la faune et des parcs du Québec

Québec, Mai 2004

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2004
ISBN: 2-550-42789-0

RÉSUMÉ

Nous avons mesuré la réaction du castor (*Castor canadensis*), de l'orignal (*Alces alces*) et du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) à la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) dans quatre blocs (36–99 km²) situés en Abitibi-Témiscamingue, qui avaient été coupés 10 ans plus tôt. Une étude précédente y avait suivi les mêmes espèces deux ans avant et deux ans après coupe. Le dispositif expérimental comprenait également un bloc témoin (106 km²), maintenu intact jusqu'en 1995 et coupé par la suite, ainsi qu'un bloc récolté quasi en entier par coupe totale conventionnelle au milieu des années 1980 (127 km²). Dans les aires de coupe, le nombre de tiges de la strate arbustive et la disponibilité de brouit ont augmenté de façon marquée depuis 10 ans. Comparativement aux peuplements résineux coupés, les peuplements mélangés coupés avaient un couvert latéral plus élevé (62 vs ≈55 %) et une régénération plus haute (>4 m vs <3 m) après 10 ans. La densité du castor ($n = 3$ blocs) est restée stable car la lisière boisée riveraine (20–50 m de largeur) a maintenu inchangé son habitat d'alimentation. La densité de l'orignal dans deux blocs inventoriés avant et après coupe a augmenté de 54 à 87 % par rapport à la situation avant coupe, mais ce changement provient surtout d'une réglementation de chasse plus stricte (chasse sélective). D'après le taux de croissance observé dans cette zone de chasse, nous évaluons à 25 % la hausse de densité imputable à l'amélioration de l'habitat dans le bloc de forêt mélangée alors qu'aucun changement dû à la coupe n'est survenu dans le bloc de forêt résineuse. Dans les quatre autres blocs, la densité de l'orignal a peu varié. Pour sa part, le lièvre a commencé à réintégrer les peuplements résineux coupés ($n = 5$), mais sa densité relative n'atteint pas la moitié de celle mesurée dans des peuplements restés intacts ($n = 5$). Après 10 ans, nous concluons que les peuplements mélangés coupés offrent déjà des conditions d'habitat propices pour l'orignal et le lièvre. À l'inverse, les conditions demeurent encore marginales pour le lièvre dans les peuplements d'épinette noire (*Picea mariana*) coupés. Nous discutons des implications de ces résultats pour l'aménagement.

Potvin, F., L. Breton et R. Courtois. 2004. Réaction du castor, de l'orignal et du lièvre à la coupe totale en forêt boréale: une réévaluation après 10 ans

Abstract: We studied the response of beaver (*Castor canadensis*), moose (*Alces alces*) and snowshoe hare (*Lepus americanus*) to cutting with regeneration and soils protection (CRSP) in four blocks (36–99 km²), located in Abitibi-Témiscamingue region, that had been logged 10 years ago. In a previous study, these species had been surveyed two years before and two years after logging. The survey design included a control block (106 km²), uncut before 1995 and harvested afterwards, and a block that was almost totally clearcut in the mid-1980s (127 km²). Over the 10-year period, the shrub layer and browse availability have improved markedly in clearcut areas. As compared to logged coniferous stands, logged mixed stands had greater lateral cover (62 vs. ≈55%) and higher regeneration (>4 m vs. <3 m) after 10 years. Beaver density ($n = 3$ blocks) did not change over the period because riparian forest strips (20–50 m wide) maintained its feeding habitat unchanged. As compared to the pre-harvest situation, moose densities have increased 54–87% in two harvested blocks but this was mainly caused by stricter hunting regulations (selective hunting). Based on the rate of increase observed in this hunting zone, we estimate that a 25% density increase in the mixed forest block can be related to habitat improvement while logging caused no change in the coniferous forest block. In the four other blocks, moose densities have remained stable over the last 10 years. Snowshoe hare have started to reoccupy logged coniferous stands ($n = 5$) but their relative density still remained less than half that of uncut stands ($n = 5$). After 10 years, we conclude that logged mixed stands already offer good habitat conditions for moose and snowshoe hare. Conversely in logged black spruce (*Picea mariana*) stands, habitat conditions still remain marginal for snowshoe hare. Management implications of these results are discussed.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	III
TABLE DES MATIÈRES	V
1. INTRODUCTION	1
2. SECTEUR D'ÉTUDE	3
3. MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	5
3.1 Inventaires fauniques.....	5
3.2 Relevés de végétation	6
3.3 Analyse statistique.....	7
4. RÉSULTATS	8
4.1 Relevés de végétation	8
4.2 Inventaires fauniques.....	12
5. DISCUSSION	17
5.1 Végétation des peuplements coupés.....	17
5.2 Réaction de la faune après coupe	17
5.3 Implications pour l'aménagement	20
REMERCIEMENTS	22
LISTE DES RÉFÉRENCES.....	23

1. INTRODUCTION

Mammifères typiques de la forêt boréale en Amérique du Nord, le castor (*Castor canadensis*), l'orignal (*Alces alces*) et le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) ont une grande importance à la fois écologique et économique. Les barrages de castor transforment les paysages boréaux (Johnson et Naiman 1990; Naiman *et al.* 1994) en créant des ouvertures naturelles qu'utilisent d'autres espèces. Quant au lièvre, on le considère comme une espèce clé parce que plusieurs prédateurs dépendent de cette proie (Keith 1990; Krebs 1996). Au point de vue économique, le castor vient en tête de liste des captures d'animaux à fourrure par les trappeurs au Québec alors que le lièvre est la principale espèce de petit gibier récoltée. La chasse de l'orignal n'est pas en reste puisqu'elle attire à chaque automne de nombreux adeptes et qu'elle supporte également une vaste industrie de la pourvoirie.

On associe ces trois espèces animales aux forêts jeunes où la nourriture ligneuse (brout) est abondante. En augmentant la nourriture disponible, particulièrement le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*), le feu et la coupe forestière procurent des habitats de qualité au castor (Slough et Sadleir 1977; Thompson 1988). En forêt boréale, l'orignal atteint ses densités les plus hautes dans de jeunes peuplements (15–30 ans) issus de feu, de coupe ou d'autres perturbations (Hundermark *et al.* 1990; Loranger *et al.* 1991; Crête *et al.* 1995). Les plus fortes densités de lièvre se rencontrent dans des forêts de 20 à 30 ans (Carreker 1985; Guay 1994).

La coupe totale est très répandue et demeure le principal système de récolte dans la forêt boréale de l'Amérique du Nord (Youngblood et Titus 1996). À moyen terme, ceci a un effet positif sur l'habitat du castor, de l'orignal et du lièvre mais, à court terme, l'abri et la nourriture font souvent défaut. Ainsi, en Abitibi-Témiscamingue, Potvin et Courtois (1998) ont mesuré la réaction de la faune par le biais d'inventaires réalisés deux ans avant et deux ans après coupe. Ils ont constaté que l'orignal évitait les aires de coupe où la strate arbustive et la régénération résineuse étaient clairsemées alors que le lièvre délaissait complètement les superficies récoltées. Seul le castor n'avait pas diminué en abondance. Au cours de cette même étude, il est également apparu que les chasseurs d'originaux avaient une vision négative des pratiques forestières (Courtois *et al.* 2001).

Les sites coupés se rétablissent éventuellement, à mesure que s'installe la régénération et qu'un habitat faunique acceptable prend place. Dans l'intervalle, la durée de ce stade négatif est une question primordiale pour l'aménagement de la forêt et de la faune. Dans les paysages boréaux du Québec, les aires de coupe sont généralement agglomérées et des lisières boisées sont laissées entre deux aires adjacentes (Bertrand et Potvin 2002). Quand la hauteur de la régénération atteint 3 m, les séparateurs non riverains peuvent être récupérés et les bandes riveraines peuvent être ramenées à une largeur minimale de 20 m (MRN 1996). Une stratégie différente récemment adoptée est la coupe en mosaïque, qui répartit en alternance les parcelles coupées et celles laissées intactes. Ces dernières seront récoltées quand la régénération dans le premier groupe de parcelles atteindra le même critère de 3 m de hauteur. Dans un tel contexte, plusieurs questions se posent. Une forêt en régénération de 3 m est-elle un habitat acceptable pour l'orignal et le lièvre? Pour vérifier la valeur d'un habitat, existe-il de meilleurs critères que la hauteur de la régénération, par exemple la quantité de couvert ou la disponibilité de brouet? Après combien d'années une aire de coupe devient-elle un habitat faunique acceptable?

Ce rapport présente les résultats d'une réévaluation 10 ans plus tard de l'étude réalisée de 1990 à 1995 par Potvin et Courtois (1998) en Abitibi-Témiscamingue. En 2002-2003, nous avons répété les inventaires de densité pour le castor, l'orignal et le lièvre dans les mêmes unités mesurées à l'époque. La végétation a aussi fait l'objet d'une prise de données afin de décrire les changements d'habitat. Nous avons émis l'hypothèse que le couvert et la disponibilité de brouet se seront améliorés par rapport à la situation observée immédiatement après coupe. Par conséquent, nous avons prédit que les densités de castor, d'orignal et de lièvre auront augmenté, sans toutefois atteindre celles présentes dans des habitats optimaux.

2. SECTEUR D'ÉTUDE

L'étude s'est déroulée dans six blocs (36–127 km²) situés en Abitibi-Témiscamingue (47°37' – 48°06' N, 78°10' – 78°55' O) (figure 1). Avant coupe, les blocs R1, R2, R3 et R4 étaient dominés par des peuplements résineux et le bloc M par des peuplements mélangés. L'épinette noire (*Picea mariana*), le pin gris (*Pinus banksiana*), le sapin baumier (*Abies balsamea*), le bouleau à papier (*Betula papyrifera*) et le peuplier faux-tremble étaient les principales espèces arborescentes. La coupe a eu lieu entre 1992 et 1993 dans les blocs R1, R2 et M, à l'exception d'une petite portion du bloc R2 qui fut terminée en 1994. Le bloc R4 a été coupé en 1990 et a subi un feu de 11 km² en 1996. Le bloc R3 est resté intact jusqu'en 1995 et a servi de témoin durant la première phase de l'étude (1990-1995). Ce bloc fut coupé en quasi-totalité entre 1995 et 2002, avant nos prises de données. Dans ces cinq blocs, on a appliqué la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), une technique de coupe totale faisant appel à des sentiers espacés uniformément (10–15 m) pour l'abattage et le débardage des tiges. Les tiges de résineux et celles de tremble d'un DHP¹ de 10 cm et plus ont été prélevées, alors que celles de bouleau à papier et des autres espèces feuillues ont été laissées sur pied. Les aires de coupe de 100 à 250 ha étaient séparées par des lisières boisées de 60 à 100 m de largeur et avaient une distribution agglomérée. Au niveau de chaque bloc, nous regroupons sous l'appellation d'aire d'intervention l'ensemble des aires de coupe agglomérées contiguës, incluant les lisières boisées de même que toutes les parcelles de forêt immature, à faible volume, inaccessibles et autres laissées sur pied à travers les aires de coupe. En 2002, l'aire d'intervention occupait 47, 55, 79, >60 et 71 % de la superficie des blocs R1, R2, R3, R4 et M, respectivement. Le sixième bloc de notre dispositif (bloc CT) avait été l'objet de grandes coupes totales conventionnelles au milieu des années 1980, avant l'introduction de la CPRS. Nous l'avons retenu car il permet de comparer la CPRS avec le système de coupe pratiqué auparavant.

¹ Diamètre à hauteur de poitrine (1,3 m de hauteur).

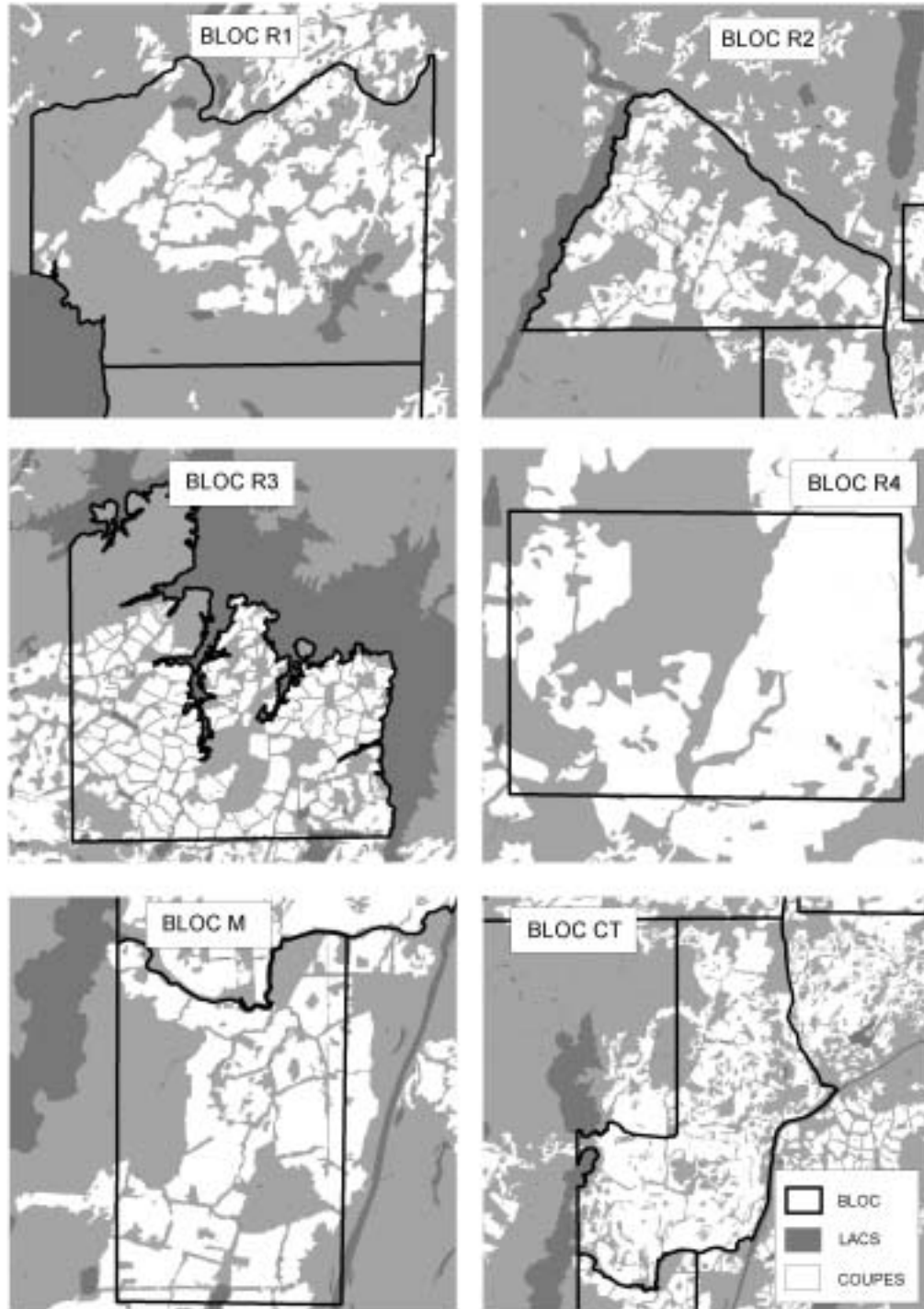


Figure 1. Aperçu général des blocs d'étude. Les blocs R1, R2, R4 et M ont été coupés entre 1990 et 1994 par CPRS. Le bloc R3 a servi de témoin avant 1995 et fut coupé par la suite. Les aires de CPRS avaient ≤ 250 ha (blocs R1, R2, R4 et M) ou ≤ 100 ha (bloc R3), séparées par des lisières boisées de 60 ou 100 m de largeur. Le bloc CT a fait l'objet de coupes totales au milieu des années 1980. Le bloc R4 a subi un feu de 11 km^2 en 1996.

3. MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 Inventaires fauniques

Parmi les 12 espèces fauniques étudiées en 1990-1995, nous avons limité nos inventaires en 2002-2003 au castor, à l'orignal et au lièvre parce que ces espèces sont associées aux forêts jeunes et que leur densité était plus susceptible d'avoir changé substantiellement. Les espèces non retenues n'avaient pas subi d'impact négatif au départ (petits mammifères, gélinotte huppée [*Bonasa umbellus*] ou fréquentaient des forêts d'âge intermédiaire ou mûr (tétrras du Canada [*Falci pennis canadensis*], martre d'Amérique [*Martes americana*]).

Le castor et l'orignal ont été recensés à l'échelle de blocs complets. La densité des colonies de castor a été mesurée dans le bloc R1 avant (1990) et après coupe (1994, 2002), dans le bloc R2 au moment du début des coupes (1992) et après leur achèvement (1994, 2002) ainsi que dans le bloc R3 qui servait de témoin (1990, 1994). Nous avons à nouveau inventorié le bloc R3 en 2002, après qu'il fut coupé presque en totalité, car ce traitement constituait une répétition temporelle du traitement original. Les colonies de castor ont été dénombrées par inventaire aérien après la chute des feuilles (Pilon et Macquart 1991). Nous avons utilisé un hélicoptère Bell 206B (1990 à 1994) ou Robertson 44 (2002) qui survolait le réseau hydrique. Un navigateur-observateur, placé à l'avant, et un observateur, à l'arrière, ont dénombré les caches de nourriture, qui indiquent la présence d'une colonie active.

La densité de l'orignal a été mesurée avant (1991, 1992) et après coupe (1993 à 1995, 2003) dans les blocs R1 et M. Le bloc R3 a servi de témoin de 1991 à 1995 et de bloc traité en 2003. Pour leur part, les blocs R2, R4 et CT ont été recensés uniquement après coupe. Les survols, réalisés entre la mi-janvier et février, ont fait appel à des hélicoptères (Hugues 500C, Hugues 500D ou Bell 206L). Les lignes de vol nord-sud distantes de 500 m étaient parcourues à une altitude de 110 m au-dessus du sol et à une vitesse de 160 km/h (Courtois *et al.* 1994). L'équipage comprenait le pilote, un navigateur et deux observateurs. Les réseaux de pistes localisés sur la neige ont été vérifiés attentivement pour y dénombrer les orignaux et en déterminer le sexe et l'âge.

L'abondance relative du lièvre a été évaluée à l'échelle de peuplements forestiers d'environ 10 à 20 ha chacun situés à l'intérieur des blocs R1 et R3 ou dans un rayon de 10 km de ces derniers. Nous avons choisi 10 peuplements dominés par l'épinette noire (à l'exception d'un peuplement traité où c'est le pin gris qui dominait). Cinq peuplements (peuplements traités) furent récoltés par CPRS en 1992 alors que les autres ont servi de témoins. Comme indice de la densité relative du lièvre, nous avons compté les crottes dans des parcelles permanentes (Litvaitis *et al.* 1985a) installées en 1990. Dans chaque peuplement, des placettes circulaires de 1 m de rayon étaient réparties uniformément à tous les 20 m le long de deux virées espacées de 100 m, à raison de 15 placettes par virée. Les crottes ont été comptées et enlevées des placettes en mai de chaque année. Dans les peuplements coupés, toutes les placettes étaient situées à l'intérieur d'aires de coupe, à au moins 20 m des séparateurs ou de la forêt périphérique restée intacte.

3.2 Relevés de végétation

Nous avons réalisé des relevés de végétation avant et après coupe dans les 10 peuplements étudiés pour le lièvre. Les relevés ont été pris à chacune des stations en 1992 (peuplements traités et témoins) et 1993 (peuplements traités seulement), et à une station sur deux en 2002 (peuplements traités et témoins). Les techniques utilisées s'inspirent de celles proposées par Bertrand et Potvin (2003). La surface terrière des arbres (DHP >9 cm) par essence a été évaluée avec un prisme métrique 2× (Grosenbaugh 1952), à raison d'un point par station. Les tiges de la strate arbustive (DHP de 1 à 9 cm et hauteur >2 m) ont été dénombrées à l'intérieur de parcelles circulaires de 25 m² (en 2002 seulement). La fermeture du couvert vertical arborescent (hauteur >4 m) et arbustif (1,5 à 4 m) a été mesurée en notant la présence ou l'absence de canopée au-dessus de 10 points espacés de 3 m le long d'une ligne à chaque station (en 2002 seulement) (adapté de Bunnell et Vales 1990). Le couvert latéral a été évalué à l'aide d'une planche à profil de 2 m de haut en faisant deux lectures à une distance de 15 m dans des directions opposées à chaque station (Nudds 1977). La hauteur moyenne de la régénération a été estimée visuellement dans un rayon de 15 m autour de la station (en 2002 dans les peuplements traités seulement); l'estimation excluait les vétérans (≥10 de hauteur) épargnés par la coupe. La disponibilité de brout a été évaluée en

comptant les tiges qui avaient au moins une ramille (≥ 10 cm de long) entre 50 et 300 cm à partir du sol dans deux placettes de 1 m de rayon par station (1992, 1993) ou dans une seule placette de 1×10 m (2002).

Les mêmes mesures de végétation ont été prises en 1994 et en 2002 dans cinq peuplements résineux coupés, situés dans les blocs R1, R2 et R4, dans cinq peuplements mélangés coupés du bloc M et dans cinq sites de coupe totale du bloc CT. À l'intérieur de chaque peuplement ou site, 15 stations d'échantillonnage ont été réparties uniformément (espacement de 50 m) le long de deux ou trois virées distantes de 75 m. En 1994, une parcelle de 2×40 m a été utilisée pour dénombrer les tiges de la strate arbustive au lieu de la parcelle circulaire de 25 m². Pour sa part, l'inventaire du brouet a utilisé une parcelle de 1×10 m en 1994 et en 2002.

3.3 Analyse statistique

En 1992 et 2002, les variables de végétation entre les peuplements de lièvre traités et témoins ont été comparées à l'aide d'ANOVAs à un facteur. Le même test, suivi d'un test d'étendue de Duncan, a été appliqué en 1994 et 2002 aux variables de végétation provenant des blocs entre les peuplements résineux coupés par CPRS, les peuplements mélangés coupés par CPRS et les peuplements issus de coupe totale. Pour les deux ensembles de données, nous avons utilisé un test de *t* apparié pour vérifier l'évolution de la végétation entre les années au sein de chaque groupe de peuplements.

Aucun test statistique n'a été appliqué aux densités de colonies de castors ou d'originaux parce que chaque bloc avait fait l'objet d'un recensement complet. Pour les crottes de lièvre, les mêmes peuplements et les mêmes placettes ont été mesurés de 1991 à 2002. Nous avons donc utilisé une ANOVA à mesure répétée pour vérifier l'effet du traitement (coupe vs témoin) et de l'année sur la densité relative du lièvre. Une transformation de type $\ln(x + 1)$ a été appliquée parce que le nombre de crottes avait une distribution asymétrique et des variances hétérogènes entre les peuplements et les années. En 2002, nous avons appliqué l'analyse de corrélation (coefficient de Pearson) pour vérifier la relation entre la densité relative du lièvre (transformation $\ln[\text{crottes/parcelle} + 1]$) et les variables de végétation.

4. RÉSULTATS

4.1 Relevés de végétation

Les peuplements de lièvre traités et témoins avaient une végétation similaire en 1992, avant coupe ($P > 0,10$) (tableau 1). Après coupe, la surface terrière des peuplements traités a chuté de 16 à 2 m²/ha. Quelques bouleaux à papier dispersés formaient la majorité de la strate arborescente résiduelle. Le couvert latéral est passé de 69 % avant coupe à 40 % après coupe et le brout disponible a baissé de moitié. Dix ans plus tard, la strate arborescente n'a pratiquement pas changé mais la strate arbustive et la disponibilité de brout se sont considérablement améliorées. En 2002, le nombre de tiges résineuses de la strate arbustive représentait environ 40 % de celui des peuplements témoins restés intacts alors que le nombre de tiges feuillues était le triple de celui des peuplements témoins (1200 vs 450 tiges/ha). Le couvert vertical arbustif était proche de celui des peuplements témoins ($P > 0,10$). Le couvert latéral dépassait 55 % dans les peuplements traités mais restait bien inférieur à celui des peuplements non coupés (75 %) ($P < 0,05$). La disponibilité de brout résineux avait pratiquement doublé et la disponibilité de brout feuillu s'était multipliée par six, totalisant quatre fois celle des peuplements témoins (12 300 vs 3800 tiges/ha, $P < 0,05$).

Dans les peuplements coupés des blocs R1, R2, R4, M et CT, les changements observés entre 1994 et 2002 sont comparables à ceux survenus dans les peuplements de lièvre (tableau 2). En 1994, immédiatement après coupe, la strate arbustive (résineux et feuillus combinés) était clairsemée (<1000 tiges/ha) dans les peuplements résineux mais plutôt dense dans les peuplements mélangés (>4000 tiges/ha). Elle était alors encore plus dense dans les coupes totales des années 1980 (>7000 tiges/ha). Dix ans plus tard, il y avait 1800 tiges de résineux/ha dans les peuplements résineux coupés, une hausse significative ($P < 0,05$) et 3800 tiges de résineux/ha dans les coupes totales ($P < 0,10$). Une croissance similaire, même si non significative ($P > 0,10$) apparaît aussi pour l'abondance des tiges feuillues dans les peuplements résineux et pour l'ensemble des tiges (résineuses ou feuillues) dans les peuplements mélangés. Dans les peuplements résineux, le couvert latéral était de 29 % en moyenne en 1994 et il a augmenté à 53 % en 2002 ($P < 0,05$). Dans les peuplements mélangés, il est passé de 49 % après coupe à 62 % 10 ans plus tard ($P < 0,10$). Dans les coupes totales, le couvert latéral était de

74 % en 2002, comparativement à 53 % en 1994 ($P < 0,10$). La hauteur de la régénération a doublé en 10 ans, atteignant 2,7 m dans les peuplements résineux, 4,2 m dans les peuplements mélangés et 5,1 m dans les coupes totales de 1980. La disponibilité de brout a aussi augmenté dans les peuplements résineux, pour la fraction résineuse ($P < 0,10$). Dans les peuplements mélangés, la disponibilité de brout était déjà très grande peu après coupe (23 000 tiges/ha pour l'ensemble des résineux et des feuillus) et elle est demeurée extrêmement élevée 10 ans plus tard (28 000 tiges/ha) ($P > 0,10$). La même situation a été observée dans les coupes totales (18 000 tiges/ha en 1994 et en 2002).

Sous plusieurs aspects, la végétation présente en 2002 dans les CPRS mélangées se comparait à celle des coupes totales datant du milieu des années 1980 (tableau 2). C'était le cas de la majorité des attributs liés à la strate arbustive. La disponibilité de brout feuillu par contre restait beaucoup plus abondante dans les CPRS mélangées (20 000 vs 8 000 tiges/ha, $P < 0,10$). Pour leur part, les CPRS résineuses avaient une strate arbustive moins fermée et une régénération moins haute ($P < 0,10$) que les CPRS mélangées et les coupes totales.

Tableau 1. Végétation ($\bar{x} \pm$ erreur type) avant et après coupe dans des peuplements d'épinette noire (5 traités, 5 témoins) étudiés pour le lièvre. Les peuplements traités ont été récoltés par CPRS avant l'inventaire de 1993.

Variable	Peuplements traités			Peuplements témoins		Traités vs témoins ^a	
	1992	1993	2002	1992	2002	1992	2002
Arborescent (DHP >9 cm)							
Surface terrière (m ² /ha)	16,2 ± 1,3 AB ^b	2,1 ± 1,1 A	1,3 ± 0,7 B	14,9 ± 1,6	15,0 ± 3,0	NS	**
Épinette noire	6,6 ± 0,7 AB	0,1 ± 0,1 A	0,0 ± 0,0 B	9,1 ± 1,6	7,9 ± 1,5	NS	**
Pin gris / pin blanc	4,5 ± 1,6 DB	0,2 ± 0,2 D	0,1 ± 0,1 B	1,5 ± 0,5	1,9 ± 0,6	NS	**
Sapin baumier	1,2 ± 0,4 AD	0,1 ± 0,1 A	0,1 ± 0,1 D	0,9 ± 0,6	1,3 ± 0,5	NS	**
Bouleau à papier	2,5 ± 0,6 AB	1,4 ± 0,6 AD	1,0 ± 0,4 BD	2,3 ± 1,2	2,7 ± 1,6	NS	NS
Peuplier faux-tremble	0,4 ± 0,4	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,7 ± 0,4	0,7 ± 0,4	NS	NS
Autres espèces	0,8 ± 0,7	0,3 ± 0,3	0,2 ± 0,2	0,4 ± 0,4	0,5 ± 0,4	NS	NS
Arbustif (DHP = 1–9 cm)							
Tiges/ha >2 m							
Résineux	– ^c	–	860 ± 210	–	2100 ± 160		**
Feuillus	–	–	1200 ± 310	–	450 ± 190		*
Couvert vertical (%)							
Arborescent (> 4 m)	–	–	6 ± 4	–	46 ± 7		**
Arbustif (1,5 –4 m)	–	–	41 ± 6	–	54 ± 5		NS
Couvert latéral (%)	69 ± 2 AD	40 ± 5 AE	57 ± 5 DE	72 ± 2	75 ± 2	NS	**
Hauteur de régénération (m)	–	–	2,2 ± 0,3	–	–		
Brout disponible (tiges/ha)							
Résineux	6600 ± 900 AD	3400 ± 900 A	5200 ± 1100 D	7300 ± 1400	8300 ± 1100	NS	*
Feuillus	5200 ± 1100 AB	2100 ± 400 AC	12 300 ± 2000 BC	5400 ± 2200 D	3800 ± 1600 D	NS	**

^a Comparaison entre peuplements traités et peuplements témoins par année (ANOVA à un facteur): ** $P < 0,05$, * $P < 0,10$, NS $P > 0,10$.

^b Pour chaque variable, les paires de moyennes ayant la même lettre sont statistiquement différentes entre les années pour chaque type de peuplement (test de t apparié): A, B, C $P < 0,05$; D, E $P < 0,10$.

^c Aucune donnée.

Tableau 2. Végétation ($\bar{x} \pm SE$) après coupe dans 5 peuplements résineux (blocs R1, R2 et R4), 5 peuplements mélangés (bloc M) et 5 sites de coupe totale (bloc CT). Les peuplements résineux ont été coupés par CPRS en 1990-1992, les peuplements mélangés par CPRS en 1992-1993 et les sites de coupe totale datent du milieu des années 1980.

Variable	CPRS résineuses (A)		CPRS mélangées (B)		Coupes totales (C)		Test statistique ^a	
	1994	2002	1994	2002	1994	2002	1994	2002
Arborescent (DHP >9 cm)								
Surface terrière (m ² /ha)								
Résineux	0,1 ± 0,1	0,6 ± 0,4	0,2 ± 0,0 ^b	0,9 ± 0,3	0,2 ± 0,1	2,6 ± 1,0		C > A
Feuillus	1,0 ± 0,5	0,2 ± 0,1	2,0 ± 0,6	0,9 ± 0,3	1,4 ± 0,6	1,0 ± 0,4		B > A, C > A
Arbustif (DHP = 1-9 cm)								
Tiges/ha >2 m								
Résineux	460 ± 160	1800 ± 340	2100 ± 820	2800 ± 1300	2300 ± 1100	3800 ± 1100		
Feuillus	370 ± 230	1200 ± 530	2200 ± 530	4700 ± 1200	5000 ± 1900	2400 ± 890	C > A	B > A, B > C
Couvert vertical (%)								
Arborescent (> 4 m)	- ^c	3 ± 1	-	13 ± 4	-	24 ± 7		C > A
Arbustif (1,5 -4 m)	-	31 ± 7	-	52 ± 4	-	68 ± 10		B > A, C > A
Couvert latéral (%)	29 ± 4	53 ± 7	49 ± 8	62 ± 7	53 ± 12	74 ± 4	C > A	C > A
Hauteur de régénération (m)	1,3 ± 0,3	2,7 ± 0,5	2,0 ± 0,3	4,2 ± 0,3	2,1 ± 0,4	5,1 ± 1,0	C > A	C > A
Brout disponible (tiges/ha)								
Résineux	2700 ± 930	7100 ± 1000	5300 ± 1900	7600 ± 3100	7100 ± 4400	10 300 ± 4800		
Feuillus	4200 ± 2200	5200 ± 1700	17 700 ± 4200	20 000 ± 2900	11 000 ± 1900	8000 ± 3100	B > A	B > A, B > C

^a Comparaison entre les trois types de coupes par année (ANOVA à un facteur, suivie d'un test d'étendue de Duncan) ($P < 0,10$).

^b Pour chaque variable, les paires de moyennes à l'intérieur d'un rectangle ($P < 0,10$) ou reliées par une trame ($P < 0,05$) sont statistiquement différentes entre les années pour chaque type de coupe (test de t apparié).

^c Aucune donnée.

4.2 Inventaires fauniques

Dans les trois blocs recensés entre 1990-1992 et 2002, la densité des colonies de castors est restée stable, indépendamment de la coupe (figure 2). Le bloc R1 a maintenu la même densité (0,35 colonie/km²) en 2002, 10 ans après coupe, qu'avant coupe ou immédiatement après coupe. La densité la plus haute parmi les trois blocs appartenait au bloc R2 en 1992, au moment du début des coupes (0,54 colonie/km²), et ce nombre est resté le même après 10 ans. En dépit d'un déboisement plus récent, la densité dans le bloc R3 s'est également maintenue à 0,31 colonie/km², la plus faible des trois blocs.

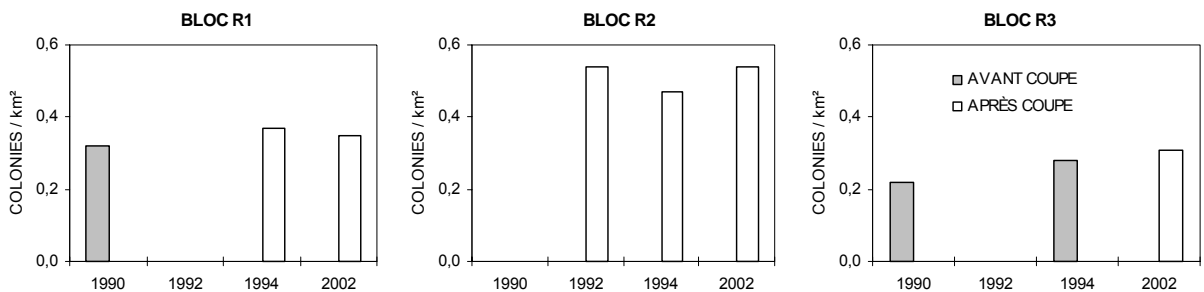


Figure 2. Densité des colonies de castors dans trois blocs de forêt entre 1990 et 2002. Les blocs R1 et R2 ont été coupés par CPRS avant l'inventaire de 1992. Le bloc R3 a servi de témoin de 1990 à 1994 puis fut coupé entre 1995 et 2002, avant le dernier inventaire.

Par rapport à la situation avant coupe, la densité de l'orignal s'est accrue de 54 à 87 % après 10 ans dans les deux blocs coupés en 1992, soit le bloc R1 (0,37 vs 0,24 orignal/km²) et le bloc M (1,31 vs 0,70 orignal/km²) (figure 3). Jusqu'en 1995, la densité de l'orignal était la plus basse dans le bloc R3. En 2003, après que ce bloc fut coupé, la densité y a chuté de 36 % par rapport à la période 1991-1995 (0,07 vs 0,11 orignal/km²). Dans les deux autres blocs de CPRS (R2, R4), la densité de l'orignal a peu changé en 10 ans. La situation est aussi restée plutôt stable dans le bloc de coupe totale (bloc CT), qui affiche la deuxième meilleure abondance parmi tous les blocs (0,47 orignal/km² en 2003).

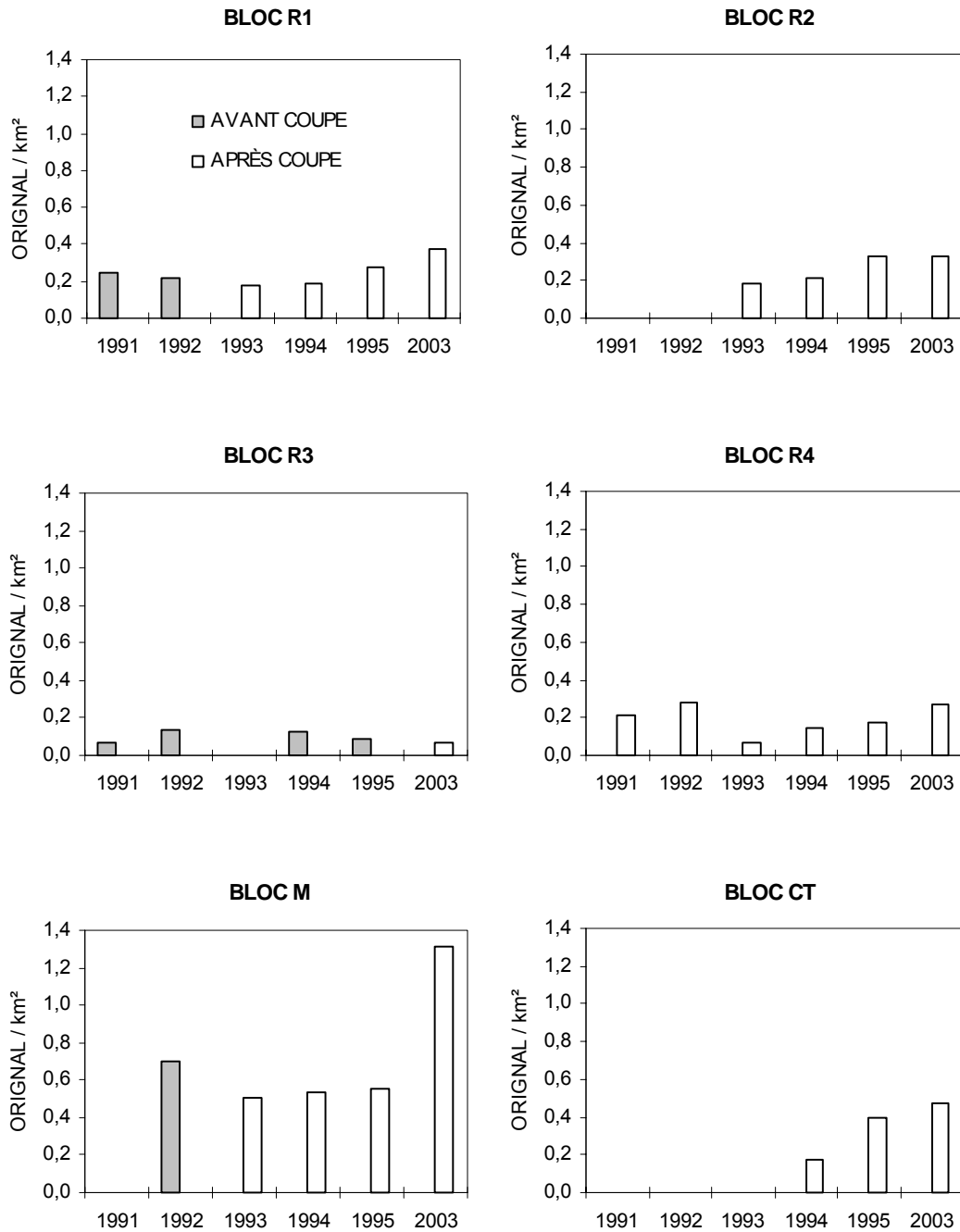


Figure 3. Densité de l'original dans six blocs de forêt entre 1991 et 2003. Les blocs R1 et M ont été coupés par CPRS avant l'inventaire de 1993. Le bloc R3 a servi de témoin de 1991 à 1995 puis fut coupé entre 1995 (après l'inventaire) et 2002. Les blocs R2 et R4 ont été coupés par CPRS avant leur survol, alors que le bloc CT a fait l'objet de coupes totales au milieu des années 1980.

Dans les peuplements témoins, la densité relative du lièvre de 1991 à 2002 illustre un patron cyclique typique de cette espèce, avec des pics en 1991 et 2002 et un creux au milieu des années 1990 (figure 4). Le lièvre avait pratiquement disparu des peuplements traités immédiatement après coupe. Dix ans plus tard, l'espèce est de retour mais sa densité n'atteint pas la moitié de celle des peuplements témoins (13,9 vs 29,1 crottes/placette). L'ANOVA à mesures répétées confirme que le traitement (CPRS) a encore un rôle significatif sur la densité après 10 ans ($P = 0,005$). En 2002, la distribution du lièvre était plus variable dans les peuplements traités que dans les témoins, selon le coefficient de variation ($CV = 100 \times \text{écart type} / \bar{x}$) (63 vs 55 %). Deux des cinq peuplements traités n'avaient aucune crotte dans la majorité des placettes (médiane = 0) alors que la médiane des trois autres n'était que de 2 ou 3 crottes. La densité moyenne par peuplement traité allait de 5,9 à 28,6 crottes/placette.

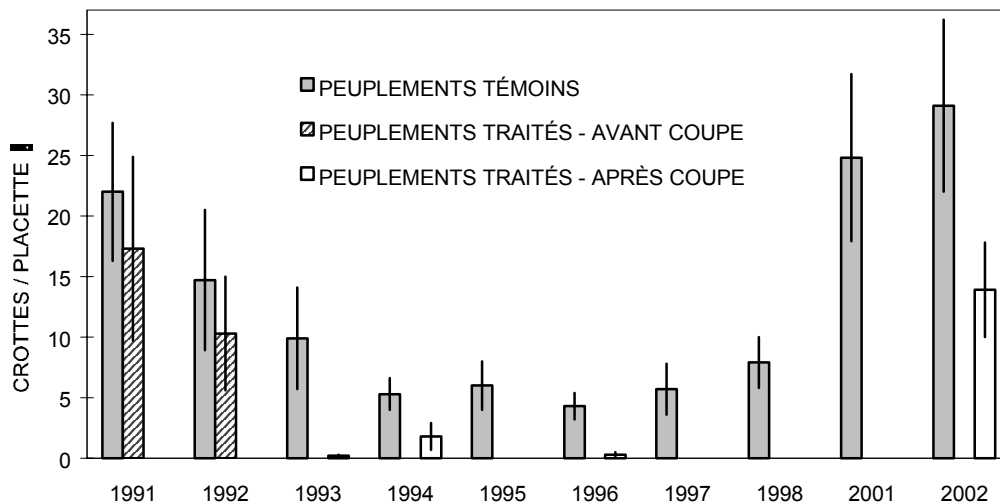


Figure 4. Densité relative du lièvre (\pm erreur type) entre 1991 et 2002 dans des peuplements d'épinette noire (5 traités, 5 témoins) en Abitibi-Témiscamingue. Les peuplements traités ont été récoltés par CPRS avant l'inventaire de 1993. Il n'y a pas eu d'inventaire des peuplements traités en 1995 et de 1997 à 2001.

À l'échelle du peuplement, la densité relative du lièvre en 2002 dans les peuplements traités était reliée au couvert latéral ($r = 0,795$, $P = 0,054$) et à la hauteur de la régénération ($r = 0,799$, $P = 0,052$). Il n'y avait aucune relation avec les autres attributs liés au nombre de tiges de la strate arbustive ou au brout disponible ($P \geq 0,139$). Cependant, à l'échelle de la placette d'inventaire, plusieurs variables étaient associées positivement à l'indice de densité du lièvre dans ces mêmes peuplements ($P \leq 0,01$) (figure 5). L'influence la plus grande provenait du couvert latéral ($r = 0,45$), du nombre de tiges feuillues de la strate arbustive ($r = 0,39$) et du couvert vertical arbustif ($r = 0,34$). La hauteur de la régénération ($r = 0,28$) et le nombre de tiges de brout feuillues ($r = 0,29$) avaient une plus faible relation. La surface terrière combinée du sapin baumier, du bouleau à papier et du peuplier faux-tremble avant coupe était aussi associée à la densité du lièvre en 2002 ($r = 0,20$).

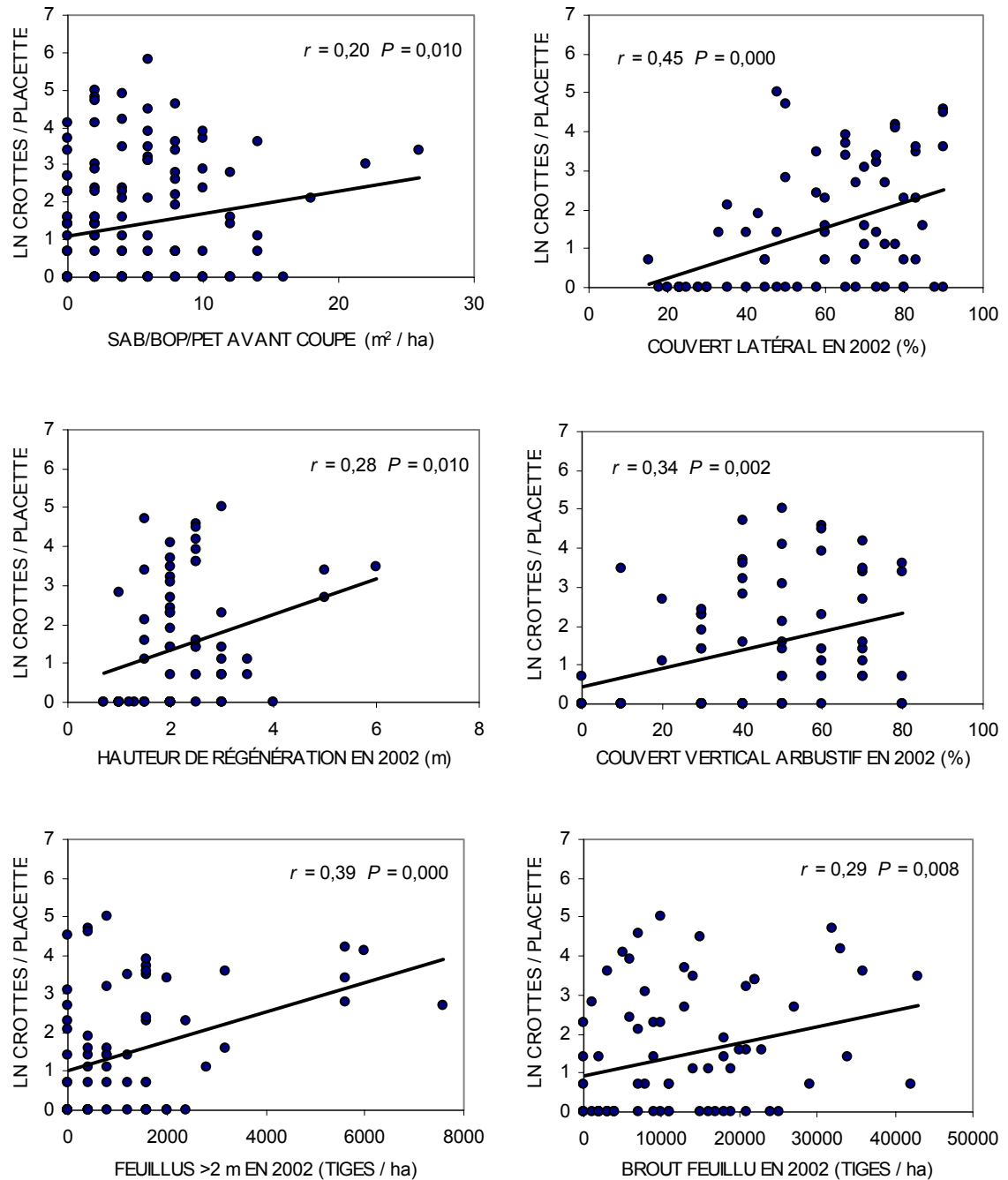


Figure 5. Relation entre la densité relative du lièvre en 2002 et les caractéristiques de la végétation dans des placettes individuelles situées dans cinq peuplements d'épinette noire en Abitibi-Témiscamingue (15 placettes/peuplement). Les peuplements ont été récoltés en 1992 par CPRS.

5. DISCUSSION

5.1 Végétation des peuplements coupés

Tel qu'anticipé, le couvert et le brout disponible ont généralement augmenté en 2002 par rapport à la situation immédiatement après coupe documentée 10 ans plus tôt. Dans les peuplements résineux coupés, la strate arbustive (tiges de 1 à 9 cm au DHP et >2 m de haut) s'est accrue grandement. Toutefois, le couvert latéral y demeure bien inférieur à celui de peuplements témoins restés intacts (≈ 55 vs 75 %) et la régénération a moins de 3 m de hauteur en moyenne. La disponibilité de brout feuillu dans les peuplements résineux coupés surpasse largement celle de peuplements témoins. Immédiatement après coupe, les peuplements mélangés coupés avaient de meilleures conditions de couvert et de brout que les peuplements résineux coupés. Après 10 ans, ils ont continué de s'améliorer ou ont maintenu leur avantage. Ces peuplements ont un couvert latéral de 62 % en moyenne et une régénération qui dépasse 4 m de hauteur. Avec plus de 25 000 tiges/ha, la disponibilité de brout y est exceptionnellement élevée. En comparaison, des coupes totales plus âgées, réalisées au milieu des années 1980, ont une strate arbustive assez similaire aux CPRS mélangées de 10 ans mais contiennent moins de brout (18 000 tiges/ha).

5.2 Réaction de la faune après coupe

Profitant de meilleures conditions d'habitat, les densités de castor, d'orignal et de lièvre auraient dû s'accroître récemment. Contrairement à notre prédiction, la réaction a grandement varié selon l'espèce. Lors de l'étude initiale (1990-1995), la CPRS n'avait eu aucun effet sur la densité du castor. La même situation prévaut toujours 10 ans plus tard. Même si la disponibilité de brout pour le castor s'est accrue considérablement dans les aires de coupe, le castor s'alimente généralement à moins de 20 à 30 m de l'eau (Thompson 1988; Barnes et Mallik 2001). Au Québec, une lisière boisée riveraine est conservée le long des lacs et de chaque côté des cours d'eau permanents (20 m de largeur minimale, 30 à 50 m de largeur si elle sert de séparateur entre deux aires de coupe adjacentes). Ceci a pour effet de maintenir inchangé l'habitat d'alimentation du castor.

L'orignal est la seule espèce qui a réagi selon notre prédiction de départ, avec des augmentations de densité de 54 à 87 % après 10 ans dans deux blocs coupés. Courtois *et al.* (1998) ont suggéré qu'il était possible de maintenir l'orignal dans les aires de coupe si la disponibilité de brouet dépassait 10 000 à 15 000 tiges/ha, la régénération avait plus de 2,5 m de hauteur et le couvert latéral excédait 50 %. Plusieurs aires de coupe offraient de telles conditions après 10 ans, à l'exception des sites originant de pessières noires pures ou de pinèdes grises. En 1994, la chasse sélective de l'orignal est entrée en vigueur au Québec. Ce changement réglementaire eut pour effet de faire augmenter le nombre d'originaux de 5,4 % annuellement, entre 1994 et 1998, dans la zone de chasse 13 où a eu lieu notre étude (Courtois *et al.* 2003). Il n'existe aucun inventaire de l'orignal après 1998. Sur la base d'une hausse annuelle de 5,4 %, la densité aurait dû s'accroître de 60 % entre 1994 et 2003. Ceci suggère que la chasse sélective serait suffisante pour expliquer le changement de densité observé dans le bloc R1 alors que dans le bloc M une hausse d'environ 25 % serait imputable à l'amélioration de l'habitat après coupe.

Un effet négatif de la coupe totale est l'ouverture de routes qui facilitent l'accès aux chasseurs et la création de milieux ouverts qui rendent les originaux plus vulnérables, ce qui peut entraîner une exploitation plus forte et causer des baisses de population (Eason *et al.* 1981; Eason 1989; Rempel *et al.* 1997). Dans notre secteur d'étude, Courtois et Beaumont (1999) ont évalué que la hausse du prélèvement dans les blocs R1 et M avait été mineure immédiatement après coupe. Ceci s'expliquerait par le fait que les chasseurs avaient déjà accès à ce territoire par les réseaux de routes, de sentiers et de plans d'eau, ce que confirme la présence de nombreux camps de chasse un peu partout.

La stabilité de la densité de l'orignal dans trois autres blocs, que nous avons suivis uniquement après coupe, est intrigante. Deux de ces blocs (R2, R4) sont dominés par des CPRS résineuses, tout comme le bloc R1. La chasse sélective à elle seule aurait dû provoquer une hausse de densité, même en l'absence d'amélioration marquée des conditions d'habitat. Le troisième bloc (bloc CT) avait été récolté par coupe totale au milieu des années 1980. L'habitat est resté bon pour l'orignal et la densité est demeurée élevée (0,47 orignal/km²), mais il n'y a pas eu de hausse. Comme ces trois blocs étaient très accessibles et situés à proximité d'un centre urbain (Rouyn-Noranda), nous

émettons l'hypothèse que la chasse sélective n'a pas réussi à y faire diminuer le prélèvement de femelles adultes autant que dans l'ensemble de la zone de chasse 13.

Avec la coupe du bloc témoin R3 après 1995, notre étude fournit une réplique temporelle du traitement initial pour l'original. Immédiatement après coupe, la densité de l'original avait baissé de 20 à 30 % dans les deux blocs traités (R1 et M) parce que l'original évitait les milieux ouverts (Potvin *et al.* 1999; Courtois et Beaumont 1999). La baisse mesurée en 2003 dans le bloc R3 est plus marquée (36 %), surtout si l'on considère que la chasse sélective aurait dû favoriser une hausse des densités d'originaux. L'estimation de densité pour le bloc R3 est basée sur un faible nombre d'animaux (7 originaux en 2003), ce qui pourrait expliquer un résultat plus variable. Également, l'aire d'intervention dans ce bloc, qui occupe 79 % de la superficie, est la plus importante parmi tous les blocs étudiés. L'étude de 1990-1995 avait trouvé que la superficie en CPRS avait un impact mineur sur la densité de l'original à l'échelle de grands blocs. C'est davantage la proportion de peuplements mélangés ou feuillus et la quantité de bordure nourriture-abri qui avaient une influence, alors que la superficie occupée par les coupes récentes n'avait aucun effet (Courtois et Beaumont 2002). Dans ce secteur, un suivi télémétrique à la même période a montré que les coupes ne semblaient pas influencer beaucoup la position du domaine vital et que les ajustements pour minimiser ses impacts se faisaient à une échelle plus fine, à l'intérieur du domaine vital (Courtois *et al.* 2002).

Notre étude initiale a montré que le lièvre réagit rapidement à la coupe et que très peu de lièvres restent présents dans les aires de coupe, même quatre ans plus tard (Ferron *et al.* 1998). Dix ans après coupe, le lièvre a recommencé à occuper les aires récoltées, mais la densité relative n'atteint pas la moitié de celle de peuplements restés intacts. Ceci suggère que les aires de coupe ne deviendront pas des habitats optimaux avant probablement une autre décennie. À ce moment, les densités devraient largement excéder celles trouvées en forêt mature. Dans les peuplements d'épinette noire, il faut compter encore plus longtemps que dans d'autres types de peuplements avant que le lièvre n'atteigne des densités optimales. Les délais mentionnés au sud de l'aire de répartition du lièvre sont beaucoup plus courts que ceux que nous avançons (Telfer 1974; Brocke 1975; Monthey 1986; Koehler et Brittell 1990). À l'inverse, les résultats d'études plus au nord indiquent que les coupes de moins de 10 ans ne constituent pas

des habitats acceptables (de Bellefeuille *et al.* 2001) et qu'il faut attendre 13 à 27 ans pour que les aires de coupe redeviennent des habitats valables, les pessières réagissant plus lentement que les sapinières (Jacqmain 2003). Dans notre secteur d'étude, les peuplements mélangés coupés devraient atteindre des conditions d'habitat optimal beaucoup plus rapidement que les pessières noires, quelque 15 à 20 ans après coupe, alors que le délai pour les peuplements résineux ayant une certaine proportion de sapin devrait être intermédiaire.

À l'intérieur des aires de coupe, la distribution du lièvre était fort variable. Même si la nourriture (tiges de brout/ha) influençait positivement la densité relative du lièvre, le couvert a semblé jouer un plus grand rôle 10 ans après coupe. Le couvert latéral était la variable liée le plus étroitement à la densité du lièvre. Les sites ayant 60 % et plus de couvert latéral semblent avoir une plus grande fréquentation (figure 4). Très peu de sites excédaient 70 % de couvert, le seuil considéré acceptable pour le lièvre (Litvaitis *et al.* 1985b).

5.3 Implications pour l'aménagement

La réaction de la végétation après coupe est beaucoup plus rapide en forêt mélangée qu'en forêt résineuse. Dans les CPRS mélangées, la hauteur de la régénération dépassait 4 m après 10 ans, comparativement à moins de 3 m dans les CPRS résineuses. La croissance variait aussi à l'intérieur même des CPRS résineuses dépendamment de la composition forestière. Selon Doucet et Boily (1995), l'épinette noire croît plus lentement après coupe que le sapin, mais sa croissance s'accélère beaucoup après 4 à 5 ans. Dans notre secteur d'étude, la hauteur de la régénération en épinette noire était environ de 2 m en 2002 et celle du sapin de 3 m. Quand il était présent, le peuplier faux-tremble dépassait généralement 4 m de hauteur. La relation positive que nous avons trouvée entre la densité du lièvre 10 ans après coupe et la surface terrière globale du sapin, du bouleau à papier et du tremble, dans le peuplement d'origine, reflète cette croissance plus rapide de la régénération après coupe des espèces autres que l'épinette noire.

Une implication directe pour l'aménagement qui découle de notre étude est que la récupération de la forêt résiduelle, dans un système de CPRS agglomérées, et la seconde récolte, dans un système de coupe mosaïque devront avoir lieu plus tard dans les forêts où domine l'épinette noire que dans celles où le sapin et les feuillus sont davantage présents. Après 10 ans, les CPRS mélangées offrent déjà des conditions d'habitat propices à l'orignal et au lièvre. La hauteur de la régénération y dépasse 3 m, la limite légale pour entreprendre la récupération de la forêt résiduelle au Québec. Dans les pessières noires, les conditions sont encore marginales pour le lièvre après 10 ans. Nous suggérons que la récupération de la forêt résiduelle dans ce type de milieu devra attendre au moins une autre décennie.

Un autre aspect à prendre en compte lors de la planification forestière est le maintien de conditions d'habitat des autres espèces, particulièrement celles qui ont besoin de forêts anciennes, d'attributs particuliers comme des chicots ou de gros débris ligneux ainsi que de vastes superficies de forêts non fragmentées (espèces dites de « forêt profonde »). Une mosaïque forestière de 10 ou 20 ans peut présenter des conditions d'habitat valables pour l'orignal et le lièvre, mais très pauvres pour d'autres espèces. Il est nécessaire de planifier l'aménagement forestier à l'échelle du paysage si l'on veut prendre en compte toute la biodiversité de la forêt boréale (Burton *et al.* 2003; Potvin et Bertrand 2004).

REMERCIEMENTS

Nous remercions Marcel Paré, André Gaudreault, Louis Jourdain et Mario Poirier, qui ont participé aux inventaires en 2002-2003, de même que l'ensemble des biologistes, techniciens de la faune et étudiants qui ont été impliqués lors de la première phase de l'étude (1990-1995). Le financement de ce projet a été assuré par la Société de la faune et des parcs du Québec.

LISTE DES RÉFÉRENCES

- BARNES, D.M., et A.U. MALLIK. 2001. Effects of beaver, *Castor canadensis*, herbivory on streamside vegetation in a northern Ontario watershed. *Can. Field-Nat.* 115: 9-21.
- BERTRAND, N., et F. POTVIN. 2002. Utilisation par la faune de la forêt résiduelle dans de grandes aires de coupe: synthèse d'une étude de trois ans réalisée au Saguenay-Lac-Saint-Jean. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Rap. DEF-0231, Code 2002-3118. 98 p.
- BERTRAND, N., et F. POTVIN. 2003. Caractérisation des habitats fauniques: méthodologie et résultats observés en forêt boréale. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec, Rap. DEF-0240. 46 p.
- BROCKE, R.H. 1975. Preliminary guidelines for managing snowshoe hare habitat in the Adirondacks. *Trans. Northeast. Fish Wildl. Conf.* 32: 46-66.
- BUNNELL, F.L., et D.J. VALES. 1990. Comparison of methods for estimating forest overstory cover: differences among techniques. *Can. J. For. Res.* 20: 101-107.
- BURTON, P.J., C. MESSIER, D.W. SMITH et W.L. ADAMOWICZ, éd. 2003. Towards sustainable management of the boreal forest. NRC Press, Ottawa. 1039 p.
- CARREKER, R.G. 1985. Habitat suitability index models: snowshoe hare. *U.S. Fish Wildl. Serv., Fort Collins, Colorado, Biol. Rep.* 82 (10.101). 21 p.
- COURTOIS, R., et A. BEAUMONT. 1999. The influence of accessibility on moose hunting in northwestern Québec. *Alces* 35: 41-50.
- COURTOIS, R., et A. BEAUMONT. 2002. A preliminary assessment on the influence of habitat composition and structure on moose density in clearcuts of north-western Québec. *Alces* 38. Sous presse.
- COURTOIS, R., C. DUSSAULT, F. POTVIN et G. DAIGLE. 2002. Habitat selection by moose (*Alces alces*) in clear-cut landscapes. *Alces* 38. Sous presse.
- COURTOIS, R., Y. LEBLANC, J. MALTAIS et H. CRÉPEAU. 1994. Québec moose aerial surveys: methods to estimate population characteristics and improved sampling strategies. *Alces* 30: 159-171.
- COURTOIS, R., J.P. OUELLET et A. BUGNET.. 2001. Moose hunters' perceptions of forest harvesting. *Alces* 37: 19-33.
- COURTOIS, R., J.P. OUELLET et B. GAGNÉ. 1998. Characteristics of cutovers used by moose (*Alces alces*) in early winter. *Alces* 34: 201-211.
- COURTOIS, R., J.P. OUELLET, C. LAURIAN, D. SIGOUIN, L. BRETON, S. ST-ONGE et J. LABONTÉ. 2003. Un exemple de recherche au service de la gestion des populations: le suivi du plan de gestion de l'original, 1994-1998. *Nat. Can.* 127(2): 54-66.

- CRÊTE, M., B. DROLET, J. HUOT, M.J. FORTIN et G.J. DOUCET. 1995. Chronoséquence après feu de la diversité de mammifères et d'oiseaux au nord de la forêt boréale québécoise. *Can. J. For. Res.* 25: 1509-1518.
- DE BELLEFEUILLE, S., L. BÉLANGER, J. HUOT et A. CIMON. 2001. Clear-cutting and regeneration in Quebec boreal balsam fir forest: effects on snowshoe hare. *Can. J. For. Res.* 31:41-51.
- DOUCET, R., et J. BOILY. 1995. Croissance en hauteur de la régénération d'épinette noire et de sapin baumier après la coupe. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière, Note 68. 7 p.
- EASON, G. 1989. Moose response to hunting and 1-km² block cutting. *Alces* 25: 63-74.
- EASON, G., E. THOMAS, R. JERRARD et K. OSWALD. 1981. Moose hunting closure in a recently logged area. *Alces* 17: 111-125.
- FERRON, J., F. POTVIN et C. DUSSAULT. 1998. Short-term effects of logging on snowshoe hares in the boreal forest. *Can. J. For. Res.* 28: 1335-1343.
- GROSENBAUGH, L.R. 1952. Plotless timber estimates - New, fast, easy. *J. For.* 50(1): 32-37.
- GUAY, S. 1994. Modèle d'indice de qualité d'habitat pour le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Rap. 94-2537-12. 59 p.
- HUNDERMARK, K.J., W.L. EBERHARDT et R.E. BALL. 1990. Winter habitat use by moose in southeastern Alaska: implications for forest management. *Alces* 26: 108-114.
- JACQMAIN, H. 2003. Rabbit Habitat Project. Analyse biologique et autochtone de la vitesse de restauration de l'habitat du lièvre d'Amérique après coupe sur la terre des Cris de Waswanipi. Thèse M.Sc., Université Laval, Québec.
- JOHNSTON, C.A., et R.J. NAIMAN. 1990. Aquatic patch creation in relation to beaver population trends. *Ecology* 71: 1617-1621.
- KEITH, L.B. 1990. Dynamics of snowshoe hare populations, p. 119-195. *In* H.H. Genoways, éd. *Current mammalogy*. Plenum Press, New York.
- KOEHLER, G.M., et J.D. BRITTELL 1990. Managing spruce-fir habitat for lynx and snowshoe hares. *J. For.* 88(10): 10-14.
- KREBS, C.J. 1996. Population cycles revisited. *J. Mammal.* 77: 8-24.
- LITVAITIS, J.A., J.A. SHERBURNE et J.A. BISSONETTE. 1985a. A comparison of methods used to examine snowshoe hare habitat use. *J. Wildl. Manage.* 49: 693-695.

- LITVAITIS, J.A., J.A. SHERBURNE et J.A. Bissonette. 1985b. Influence of understory characteristics on snowshoe hare habitat use and density. *J. Wildl. Manage.* 49: 866-873.
- LORANGER, A.J., T.N. BAILEY et W.W. LARNED. 1991. Effects of forest succession after fire in moose wintering habitats on the Kenai Peninsula, Alaska. *Alces* 27: 100-109.
- MONTHEY, R.W. 1986. Responses of snowshoe hares, *Lepus americanus*, to timber harvesting in northern Maine. *Can. Field-Nat.* 100: 568-570.
- MRN. 1996. Le Québec à l'heure du RNI. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Info Forêt 46: 2-5.
- NAIMAN, R.J., G. PINAY, C.A. JOHNSTON et J. PASTOR. 1994. Beaver influence on the long-term biogeochemical characteristics of boreal forest drainage networks. *Ecology* 75: 905-921.
- NUDDS, T.D. 1977. Quantifying the vegetation structure of wildlife cover. *Wildl. Soc. Bull.* 5: 113-117.
- PILON, C., et M. MACQUART. 1991. Guide technique d'inventaire des colonies de castor. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Norme 89-06 (Rév. 91-01). 18 p.
- POTVIN, F., et N. Bertrand. 2004. Leaving forest strips in large clearcut landscapes of boreal forest: A management scenario suitable for wildlife? *For. Chron.* 80: 44-53.
- POTVIN, F., et R. COURTOIS. 1998. Effets à court terme de l'exploitation forestière sur la faune terrestre: synthèse d'une étude de cinq ans en Abitibi-Témiscamingue et implications pour l'aménagement forestier. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Rap. 4026-98-11. 91 p.
- POTVIN, F., R. COURTOIS et L. BÉLANGER. 1999. Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest: multiscale effects and management implications. *Can. J. For. Res.* 29: 1120-1127.
- REMPEL, R.S., P.C. ELKIE, A.R. RODGERS et M.J. GLUCK. 1997. Timber management and natural-disturbance effects on moose habitat: landscape evaluation. *J. Wildl. Manage.* 61: 517-524.
- SLOUGH, B.G., et R.M.S. SADLEIR. 1977. A land capability classification system for beaver (*Castor canadensis*). *Can. J. Zool.* 55: 1324-1335.
- TELFER, E.S. 1974. Logging as a factor in wildlife ecology in the boreal forest. *For. Chron.* 50: 186-190.
- THOMPSON, I.D. 1988. Habitat needs of furbearers in relation to logging in boreal Ontario. *For. Chron.* 64: 251-261.

YOUNGBLOOD, R., et B. Titus. 1996. Clear-cutting: A regeneration method for the boreal forest. *For. Chron.* 72: 31-36.