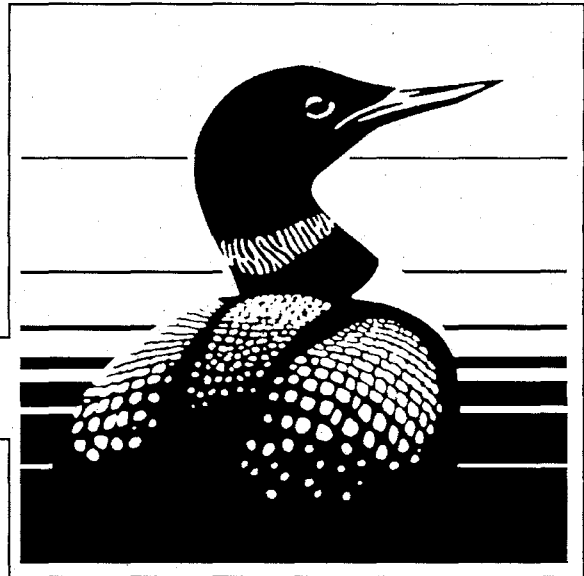

EFFETS DES COUPES FORESTIÈRES SUR LA
DISPONIBILITÉ DE SITES DE NIDIFICATION POUR LE
GARROT À OEIL D'OR (*Bucephala clangula*) EN SAPINIÈRE
BORÉALE.

Marianne Courteau, Marcel Darveau et Jean-Pierre L. Savard

Région du Québec 1997
Service canadien de la faune
Direction de la conservation de l'environnement

Série de rapports techniques Numéro 270



Environnement
Canada

Environment
Canada

Service canadien
de la faune

Canadian Wildlife
Service

Canada

Cette étude fut financée par:

le Plan Vert de Ressources Naturelles Canada (initiative sur les pratiques forestières)

le Service canadien de la faune, région du Québec

la Forêt Montmorency de l'Université Laval



Plus de 50 p. 100 de papier
recyclé dont 10 p. 100 de
fibres post-consommation.

EFFETS DES COUPES FORESTIÈRES SUR LA DISPONIBILITÉ DES SITES DE NIDIFICATION POUR LE GARROT À OEIL D'OR (*Bucephala clangula*) EN SAPINIÈRE BORÉALE.

Marianne COURTEAU¹, Marcel DARVEAU² et Jean-Pierre L. SAVARD³

1) Département de biologie et sciences de la santé, Université du Québec à Rimouski, 300, Allée des Ursulines, Rimouski (Québec), G5L 3A1. (Adresse électronique: mariann@microtec.net).

2) Centre de recherche en biologie forestière, Université Laval, Sainte-Foy (Québec), G1K 7P4. (Adresse électronique: marcel.darveau@sbf.ulaval.ca).

3) Environnement Canada, Service canadien de la faune, 1141, route de l'Église, C.P. 10100, Sainte-Foy (Québec), G1V 4H5. (Adresse électronique: jean-pierre.savard@ec.gc.ca).

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES N° 270

Région du Québec 1997

Service canadien de la faune

© Ministère des approvisionnements et Services Canada 1997
Numéro de catalogue CW 69-5/270F
ISBN 0-662-81823-7

Citation recommandée:

Courteau, M., M. Darveau et J.-P. L. Savard, 1997. Effets des coupes forestières sur la disponibilité de sites de nidification pour le Garrot à oeil d'or (*Bucephala clangula*) en sapinière boréale. Série de rapports techniques No 270F, Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada, Sainte-Foy, v+22 p.

RÉSUMÉ

Nous avons examiné l'effet des coupes forestières sur la disponibilité des sites de nidification pour le Garrot à oeil d'or (*Bucephala clangula*). En 1995, 10 bassins versants de lacs (5 avec coupe et 5 intacts) ont été échantillonnés en sapinière boréale, dans le secteur de la forêt Montmorency (Québec). Dans chaque bassin, nous avons positionné deux places-échantillons de 1 ha: une en milieu riverain et une autre systématiquement centrée sur une bétulaie en milieu mésique. Nous avons dénombré les arbres ≥ 30 cm de diamètre à hauteur de poitrine et noté les caractéristiques des cavités trouvées. Les résultats montrent un effet significatif de la position topographique sur la distribution des tiges ($p = 0,057$) qui est attribuable entre autres à une plus grande abondance de gros arbres (≥ 30 cm) en milieu mésique et à l'absence de bouleau à papier (*Betula papyrifera*) en milieu riverain. La coupe forestière, orientée vers la récolte du sapin baumier (*Abies balsamea*), a peu affecté l'abondance de gros arbres d'autres espèces. Toutefois, la coupe a influencé la santé des arbres: il y avait une plus grande proportion d'arbres vivants dans les témoins en milieu riverain (test de G, $p = 0,004$) et plus d'arbres agonisants dans les bétulaies mésiques ayant été exploitées ($p = 0,001$). Nous avons trouvé 29 cavités dans l'ensemble des places-échantillons, dont 18 avaient un diamètre d'ouverture ≥ 10 cm. Les bétulaies semblent jouer un rôle déterminant dans la production de gros arbres pouvant fournir des cavités au Garrot à oeil d'or en sapinière boréale. Des mesures de conservation devraient être mises en application pour maintenir des bétulaies en forêt boréale.

ABSTRACT

We studied the effects of timber harvesting on nesting-cavity availability in the Common Goldeneye (*Bucephala clangula*). In 1995, 10 drainage basins from 20-30 ha lakes (5 logged and 5 intact) were sampled in a boreal balsam fir (*Abies balsamea*) forest (Forêt Montmorency, Québec). Two 1-ha plots were located in each drainage: one was set in the riparian zone and another was systematically centered on a white birch (*Betula papyrifera*) stand in a mesic site. All large trees (≥ 30 cm diameter at breast height) were measured and examined for cavities. Large trees were more abundant in mesic sites than in riparian sites ($p = 0,057$), mostly as a result of the nearly absence of white birch in the riparian sites. Logging, mostly oriented toward balsam fir, did not affect the abundance other tree species. However, there was a smaller proportion of living trees among the remnants in the riparian zone of logged drainages (G-test, $p = 0.004$) and more dying trees among remnants in logged mesic sites ($p = 0.001$). We found 29 cavities, of which 18 had an entrance diameter ≥ 10 cm. Birch stands on mesic sites appear to play a major role in the production of large trees that will eventually provide nest cavities for the Common Goldeneye in the boreal balsam fir forest. The maintenance of birch stands in mesic sites could be a pre-requisite to the conservation of large cavity-nesters in such forests.

Table des Matières

	Page
RÉSUMÉ.....	iii
ABSTRACT.....	iii
Liste des figures.....	v
Liste des tableaux.....	v
Liste des annexes.....	v
INTRODUCTION.....	1
MÉTHODOLOGIE.....	3
Aire d'étude.....	3
Travaux de terrain.....	3
Traitement des données.....	4
RÉSULTATS.....	5
Arbres.....	5
Cavités.....	8
Garrots.....	10
DISCUSSION.....	12
Arbres.....	12
Cavités.....	13
Garrots.....	15
REMERCIEMENTS.....	16
OUVRAGES CITÉS.....	17
AUTRES OUVRAGES CONSULTÉS	19

Liste des figures

page

- Figure 1:** Nombre moyen (+ erreur sur la moyenne) de tiges ≥ 30 cm et ≥ 35 cm de DHP, selon le traitement et la position, par essence (a et c) et par classe de santé (b et d). Les codes d'espèces sont: BOP = bouleau à papier, SAB = sapin baumier et EPI = épinette spp..... 9

Liste des tableaux

- Tableau 1:** Nombre d'arbres ≥ 30 cm DHP (pourcentage relatif entre parenthèses) vivants et morts en fonction de la position topographique (mésique vs riverain) pour les deux traitements (coupé vs témoin), Forêt Montmorency, 1995..... 6

- Tableau 2:** Probabilité de signification de l'effet du traitement (coupé vs témoin) et de la position topographique (riverain vs mésique) pour les tiges ≥ 30 cm et ≥ 35 cm de DHP, selon les essences (BOP, EPI, SAB) et la santé (vivant ou mort), Forêt Montmorency, 1995..... 8

- Tableau 3:** Type, diamètre d'ouverture et hauteur de positionnement des cavités trouvées ainsi que l'essence, le DHP, la hauteur, la santé, la position (riverain vs mésique) et le traitement de l'habitat (coupé vs témoin) des arbres à cavités..... 11

Liste des annexes

- Annexe A:** Cote de détérioration des arbres..... 21

- Annexe B:** Nombre moyen de tiges (\pm SE) ≥ 30 cm et ≥ 35 cm de DHP, selon le traitement et la position, d'abord par essences (BOP, EPI, SAB) puis par classe de santé (vivant ou mort)..... 22

INTRODUCTION

Il est connu depuis un certain temps déjà que la densité de population des oiseaux nicheurs de cavités est directement influencée par le nombre de sites disponibles pour la nidification (Newton 1994). La variation dans la disponibilité de ces sites peut être occasionnée par des processus naturels tels des feux de forêts ou encore par l'action humaine. En termes de conservation, la diminution des sites de nidification est particulièrement évidente dans des régions où l'on aménage intensivement les forêts. Les arbres sont abattus avant qu'ils n'atteignent une dimension nécessaire pour fournir des cavités adéquates, ce qui affecte directement les populations qui en dépendent (Thomas *et al.* 1979; Miller et Miller 1980; Dickson *et al.* 1983; McComb et Muller 1983; Zarnowitz et Manuwal 1985; Land *et al.* 1989; Schreiber et deCalesta 1992; Morrison et Raphael 1993; Dobkin *et al.* 1995).

Au Québec, environ le quart des espèces de canards d'eau douce nichent dans des trous d'arbres. Parmi ces espèces, on compte le Garrot à oeil d'or dont les populations du nord-est du continent auraient connu, au cours des vingt dernières années, une chute dramatique (Bordage, 1995). L'indice d'abondance provenant des inventaires aériens sur les aires d'hivernage dans les états de la côte Atlantique est passé de 50 000 en 1970 à moins de 10 000 en 1993 (Steiner 1984, 1987, 1989, 1991, 1992, 1993 dans Bordage, 1995).

Le garrot niche habituellement près de la rive d'un lac ou jusqu'à un kilomètre de celui-ci. (Prince 1968; Terres 1982; Bordage 1995) Il peut utiliser des cavités naturelles ou creusées par un pic. Le diamètre de l'ouverture de la cavité est un facteur important dans le choix du nid: les ouvertures de 10 à 20 cm de diamètre son nettement préférées (Prince 1968; Dow et Fredga 1983; Lumsden *et al.* 1986).

Les garrots semblent très bien s'accomoder de nichoirs artificiels. Il y a plus de 240 ans, en Scandinavie, on installait des nichoirs dans le but de consommer les oeufs qui y étaient pondus (Froke 1983). D'autres études mentionnent également les effets positifs qu'ont eu les nichoirs artificiels sur les populations de canards nicheurs de cavités en Europe et en Amérique du Nord (Eriksson 1982; Dennis et Dow 1984; Savard 1988).

Les utilisateurs secondaires de cavités tels les canards dépendent en grande partie de la présence des excavateurs primaires (pics) pour leur procurer des gîtes (Raphael et White 1984; De Graaf et Shigo 1985). Cependant, en sapinière boréale les arbres sont généralement plus petits qu'en forêt décidue et le Grand Pic, excavateur de grandes cavités, y est plus rare (Limoges et Tardif 1995). Les sites potentiels pour les utilisateurs secondaires de plus grande taille comme les canards, sont donc moins abondants. Paradoxalement, au Québec, c'est en forêt boréale que l'on retrouve les plus fortes proportions de garrots à oeil d'or (Godfrey 1986; Bordage 1995). Dans ce milieu, il est fort possible que les gros arbres ayant des cavités naturelles deviennent une ressource limitante pour cette espèce.

Puisque le garrot a besoin d'arbres mûrs d'un diamètre suffisant pour y nicher, on peut penser qu'en milieu boréal, l'exploitation forestière par coupe à blanc sur de grands bassins versants entiers affecte considérablement la disponibilité de sites de nidification. Après une coupe, il ne reste souvent que deux endroits où l'on peut des lambeaux de forêt: (1) en milieu riverain où, pour préserver la qualité de l'eau, la récolte ligneuse est limitée au 1/3 des arbres (les plus gros!) dans les 20 premiers mètres bordant les cours d'eau et plans d'eau et (2) en milieu mésique où des peuplements feuillus (surtout, le bouleau à papier; *Betula papyrifera*) ne sont pas toujours récoltés et restent debout dans la coupe. Ces lambeaux de forêts pourraient potentiellement maintenir des sites de nidification pour plusieurs espèces.

Afin d'examiner l'effet des coupes forestières sur la disponibilité des sites de nidification pour le Garrot à oeil d'or, en forêt boréale, nous avons comparé des paysages avec et sans coupe. Dans chaque type de paysage, nous avons vérifié l'effet de la position topographique (riverain et mésique) sur la disponibilité de gros arbres (≥ 30 cm diamètre à hauteur de poitrine [DHP]) et de cavités.

MÉTHODOLOGIE

Aire d'étude

L'aire d'étude est située sur le territoire de la Réserve des Laurentides, dans le secteur de la forêt Montmorency, une forêt d'enseignement et de recherche de l'Université Laval, située à 60 km au nord de la ville de Québec. Ce territoire est caractérisé par un relief montueux (600-1000 m. d'altitude), des basses températures (température moyenne annuelle de 0,3°C) et des précipitations abondantes (en moyenne 1416 mm/an dont le tiers tombe en neige; Bélanger et al 1991). On y trouve plusieurs lacs, rivières et ruisseaux parmi une végétation typiquement boréale. Les forêts riveraines mûres sont dominées par le sapin baumier (*Abies balsamea*) accompagné de l'épinette noire (*Picea mariana*), du bouleau à papier (*Betula papyrifera*) et de l'épinette blanche (*Picea glauca*; Darveau et al. 1995). Selon Bélanger et al (1991), ces forêts originent de coupes à blanc remontant aux années '40. De 1974 à 1986, la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) a tué 15 % des tiges dans le secteur.

Travaux de terrain

La prise de données s'est déroulée du 26 juin au 19 juillet 1995. Dix bassins versants de lacs de 20 à 30 ha, avaient préalablement été sélectionnés. Cinq bassins avaient été coupés à blanc depuis au moins 5 ans. Ce sont les lacs Beaudry, Des Roches, Malin, Morency et Provençal. Cinq autres bassins étaient des témoins intacts avec des forêts d'au moins 40 ans. Ce sont les lacs du Bec-Croche, De la Cour, Laflamme, Joncas et le Petit lac à l'Épaulé. La coupe à blanc d'un bassin exploité correspondait à une coupe totale des résineux >10cm de DHP sur tout le bassin versant, ne laissant, en bordure du lac, qu'une lisière boisée de 20m de large éclaircie du 1/3 des arbres (les plus gros).

Dans chaque bassin versant de lac, deux placettes échantillons de 1 ha ont été positionnées: l'une constituant une bande de 20m x 500m longeant la rive du lac et l'autre dans la partie mésique, formant un quadrat de 100m x 100m. La place échantillon riveraine était placée au hasard tandis

que la place échantillon mésique était systématiquement centrée sur le groupement de bouleau le plus important en termes de densité de peuplement et de taille des tiges. Ce choix systématique de la plus importante pochette de bouleau était justifié par le fait qu'elle correspond au site le plus probable pour la nidification des garrots en milieu mésique, tant dans les bassins intacts que les bassins coupés.

Dans chacune des 20 places-échantillons, tous les arbres de 30cm et plus de DHP ont été numérotés, puis examinés pour noter l'espèce, le DHP, la hauteur, la santé (cotes en annexe A) et la présence de cavités. Le diamètre de l'ouverture des cavités et leur hauteur sur l'arbre ont été estimés puis le type de cavité (à ouverture latérale, cheminée, trou de pic, etc) fut déterminé.

À chaque visite dans le secteur, les lacs étaient scrutés pour noter la présence de garrots.

Traitement des données

Pour vérifier si il y avait une différence significative entre le milieu riverain et le milieu mésique en terme de présence de gros arbres, en fonction des bassins exploités ou non, nous avons utilisé l'analyse de variance pour plan en tiroirs («Split block design», Steel et Torrie 1980). Deux séries d'analyses ont été effectuées: une pour les tiges ≥ 30 cm DHP et une autre pour les tiges ≥ 35 cm DHP. Dans chaque série, nous avons d'abord fait une analyse globale pour l'ensemble des tiges, puis une analyse pour chaque essence et ensuite une pour chaque classe de santé (vivant = cotes 1-3 et mort = cotes 4-8 de l'annexe A). Étant donné la taille relativement faible de l'échantillon et la possibilité d'erreur de type II dans les analyses, nous avons fixé le seuil de probabilité de rejet de H_0 à 0,10 (Otis 1995).

RÉSULTATS

Arbres

Au total, 279 tiges ≥ 30 cm DHP ont été inventoriées et parmi celles-ci, 98 avaient un DHP ≥ 35 cm. Quatre essences furent identifiées: le bouleau à papier (BOP), le sapin baumier (SAB), l'épinette blanche et l'épinette noire (regroupées sous EPI). Parmi les 279 tiges inventoriées, 94 (34%) étaient mortes (Tableau 1). Les bétulaies mésiques présentaient un pourcentage relatif d'arbres morts plus élevé que le milieu riverain (39% vs 21%) et un pourcentage d'arbres vivants plus bas que celui-ci (61% vs 79%).

Quatre vingt quatre tiges ≥ 30 cm DHP ont été relevées en milieu riverain. La majorité de celles-ci se situaient dans des places échantillons témoins (73%, Tableau 1). Le sapin baumier dominait dans les témoins riverains (39% des 84 tiges), tandis que l'épinette devenait la principale essence dans les lisières riveraines éclaircies du 1/3 des tiges (13%). Les tiges vivantes étaient quatre fois plus abondantes dans les places échantillons riveraines témoins que dans celles ayant subi une éclaircie (63% vs 15%). L'épinette était l'essence qui comportait la plus grande proportion de tiges mortes dans le milieu riverain (10,7%).

Un total de 195 tiges ≥ 30 cm DHP ont été dénombrées dans les bétulaies mésiques. Elles étaient réparties à peu près également entre les placettes des bassins ayant subi une coupe (53%) et les bétulaies des bassins témoins (47%, Tableau 1). L'essence dominante était, sans surprise, le bouleau à papier (82% des 195 tiges en milieu mésique) accompagné principalement de sapin baumier (13%). Le bouleau à papier était l'essence comportant la plus grande proportion d'arbres morts dans le milieu mésique (30%)

Tableau 1: Nombre d'arbres ≥ 30 cm DHP (pourcentage relatif entre parenthèses) vivants et morts en fonction de la position topographique (mésique vs riverain) pour les deux traitements (coupé vs témoin), Forêt Montmorency, 1995.

Position	Santé	Traitement	Essence			Total
			BOP	SAB	EPI	
Riverain (84 tiges)	vivant	coupé	1 (1,2)	5 (6,0)	7 (8,3)	13 (15,5)
		témoin	0 (0)	25 (29,8)	28 (33,3)	53 (63,1)
		total	1 (1,2)	30 (35,8)	35 (41,6)	66 (78,6)
	mort	coupé	1 (1,2)	3 (3,6)	6 (7,1)	10 (11,9)
		témoin	0 (0)	5 (6,0)	3 (3,6)	8 (9,5)
		total	1 (1,2)	8 (9,5)	9 (10,7)	18 (21,4)
Mésique (195 tiges)	vivant	coupé	62 (31,8)	0 (0)	0 (0)	62 (31,8)
		témoin	39 (20,0)	15 (7,7)	3 (1,5)	57 (29,2)
		total	101 (51,8)	15 (7,7)	3 (1,5)	119 (61,0)
	mort	coupé	36 (18,5)	1 (0,5)	4 (2,0)	41 (21)
		témoin	22 (11,3)	10 (5,1)	3 (1,5)	35 (17,9)
		total	58 (29,8)	11 (5,6)	7 (3,5)	76 (38,9)

Le niveau de santé des gros arbres était affecté par la coupe forestière (test de G; $p < 0,0001$). Les arbres vivants avaient une cote de santé plus faible dans les bassins exploités que dans les bassins témoins (5% vs 32% d'arbres ayant une cote de santé = 1 et 10% vs 1% pour une cote = 3). L'exploitation forestière affectait également la distribution des arbres vivant dans le milieu riverain, une plus grande proportion d'arbres vivants était retrouvée dans les places échantillons témoins en comparaison de celles ayant subi une éclaircie du 1/3 des tiges (test de G, $p = 0,004$). Pour le milieu mésique, la différence n'était pas significative ($p = 0,801$).

Dans l'ensemble, la densité de gros arbres ≥ 30 cm DHP variait significativement selon la position topographique, ($p = 0,0569$; Tableau 2 et Figure 2). Cette différence reflétait la plus grande abondance de bouleau ($p = 0,0260$) dans les bétulaies mésiques (moy. \pm écart-type = $15,9 \pm 11,68$ tiges/ha) par rapport au milieu riverain ($0,2 \pm 0,63$ tiges/ha). Elle reflétait également une plus grande abondance de l'épinette en milieu riverain par rapport au milieu mésique ($4,4 \pm 6,34$ vs $1,0 \pm 1,6$; $p = 0,0402$). Quant aux très grosses tiges (≥ 35 cm DHP), leur densité à l'hectare différait aussi entre le milieu mésique et le milieu riverain ($p = 0,0978$).

Les tests séparés pour l'influence de la position topographique sur l'abondance des gros arbres (≥ 30 cm DHP) morts et vivants a montré que tant les gros arbres vivants ($p = 0,0982$) que les morts ($p = 0,0706$) étaient significativement plus abondants en milieu mésique qu'en milieu riverain (Figure 2). Lorsque les analyses étaient limitées aux très gros arbres (≥ 35 cm DHP) la différence demeurait significative pour les vivants ($p = 0,0121$), mais pas pour les morts ($p = 0,2535$).

La coupe forestière a eu une influence significative sur la densité de tiges de sapin baumier ($p = 0,0753$ pour les tiges ≥ 30 cm de DHP et $p = 0,0486$ pour les tiges ≥ 30 cm de DHP, tableau 2). Toutefois lorsque l'on considérait l'ensemble des essences (SAB, BOP et EPI) l'influence n'était plus significative ($p = 0,3065$).

Tableau 2: Probabilité de signification de l'effet du traitement (coupé vs témoin) et de la position topographique (riverain vs mésique) pour les tiges ≥ 30 cm et ≥ 35 cm de DHP, selon les essences (BOP, EPI, SAB) et la santé (vivant ou mort), Forêt Montmorency, 1995.

Effet	ANOVA						
	Tiges (toutes essences et classe de santé)	Essence			Santé		
		BOP	EPI	SAB	mort	vivant	
Tiges ≥ 30 cm DHP	traitement	0,3065	0,1276	0,4805	0,0753	0,7285	0,2333
	position	0,0569	0,0260	0,1448	0,2943	0,0706	0,0982
Tiges ≥ 35 cm DHP	traitement	0,3585	0,5086	0,9097	0,0486	0,7174	0,5870
	position	0,0978	0,1133	0,0402	0,4263	0,2535	0,0121

- Les chiffres en caractères gras mettent en évidence un effet significatif ($p < 0,10$).

Cavités

Au total, 29 cavités ont été trouvées, mais aucune d'elles n'était utilisée par des oiseaux. Les cavités ont été classées selon deux types, soit 14 cavités à ouverture latérale et 15 de type cheminée, i.e. des têtes d'arbres cassées pouvant potentiellement générer une cuvette.

L'ouverture des cavités latérales variait entre 2 et 20 cm de diamètre et seulement trois avaient une ouverture de 10 cm et plus. Le diamètre d'ouverture des cavités de type cheminée n'a pas été mesuré mais le DHP et de la hauteur des arbres à cavités permettent d'estimer qu'elles avaient toutes au moins 10 cm de diamètre (tableau 3). Si l'on considère comme unique facteur que l'ouverture minimum souhaitable pour un garrot est de 10 cm nous obtenons un total de 18 cavités théoriquement utilisables par cette espèce. La hauteur de positionnement de ces cavités par rapport au sol variait de 3 à 13 m (moy. \pm écart-type = $7,4 \pm 3,44$) pour les cheminées et de 1 à 8 m ($4,0 \pm 2,43$) pour les cavités à ouverture latérale.

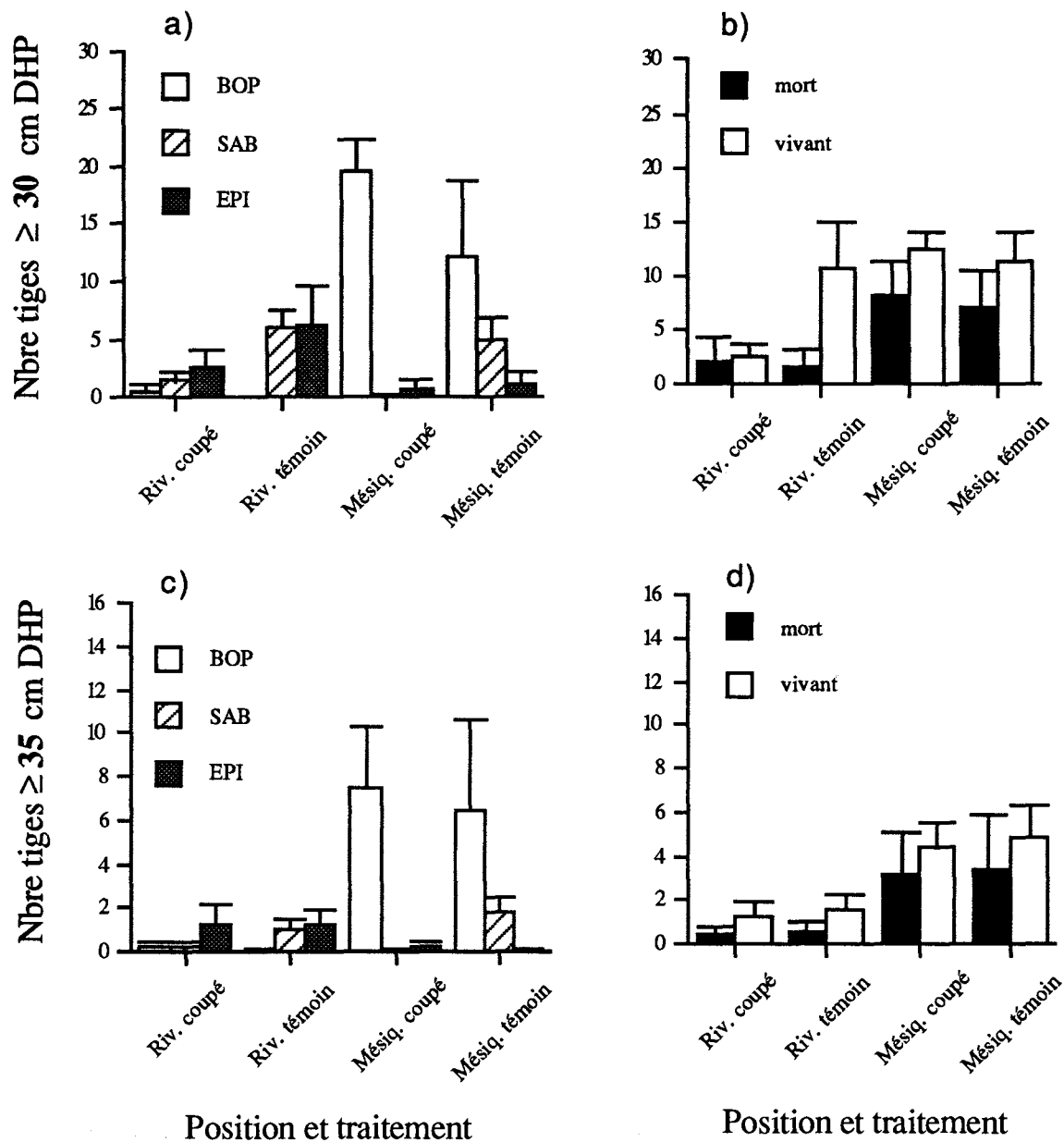


Figure 1: Nombre moyen (+ erreur sur la moyenne) de tiges ≥ 30 cm et ≥ 35 cm de DHP, selon le traitement et la position, par essence (a et c) et par classe de santé (b et d). Les codes d'espèces sont: BOP = bouleau à papier, SAB = sapin baumier et EPI = épinette spp.

Le DHP moyen des arbres à cheminées ou à cavités latérales était de $34,6 \pm 4,24$ cm. La hauteur moyenne des arbres à cheminée était de $7,4 \pm 3,44$ m contre $11,2 \pm 2,8$ m pour les arbres à cavité latérale. En ce qui concerne l'essence de ces arbres, le bouleau à papier dominait dans un rapport de 21/29, soit 8/15 des cheminées et 13/14 des cavités latérales. Le type de cavité était lié à la santé des tiges (test de G; $p = 0,001$): les cheminées se retrouvaient presque exclusivement sur des chicots (14/15), tandis que les cavités latérales étaient principalement situées sur des arbres encore vivants (11/14).

Enfin la distribution des tiges à cavités selon la position révèle que la presque totalité de celles-ci sont localisées en milieu mésique (27/29).

Garrots

Lors des inventaires d'arbres et de cavités (≥ 4 visites par lac), une attention particulière fut apportée quant à la présence de garrots ou autres espèces de canards nichant dans des cavités. Au total, une femelle seule et une femelle avec nichée de Garrots à oeil d'or ont été aperçus sur deux des dix lacs des bassins inventoriés. La femelle seule fut aperçue sur le lac du Bec-Croche tandis que la nichée se trouvait sur le lac Joncas. Ces deux lacs faisaient partie de bassins n'ayant pas eu de coupe forestière.

Tableau 3: Type, diamètre d'ouverture et hauteur de positionnement des cavités trouvées ainsi que l'essence, le DHP, la hauteur, la santé, la position (riverain vs mésique) et le traitement de l'habitat (coupé vs témoin) des arbres à cavités.

Type de cavité	Diamètre de l'ouverture (cm)	Hauteur de positionnement de la cavité (m)	Essence	DHP (cm)	Hauteur de l'arbre (m)	Santé	Traitement	Position	cavité potentielle
Cheminée	-	13	EPN	34	13	2	coupé	riv	x
	-	3	SAB	33	3	7	témoin	mésiq	x
	-	13	SAB	35	13	7	témoin	mésiq	x
	-	8	SAB	31	8	5	coupé	riv	x
	-	7	BOP	41	7	7	coupé	mésiq	x
	-	11	BOP	33	11	5	coupé	mésiq	x
	-	7	BOP	35	7	7	coupé	mésiq	x
	-	7	EPN	30	7	7	coupé	mésiq	x
	-	4	EPN	31	4	7	coupé	mésiq	x
	-	7	EPN	32	7	7	coupé	mésiq	x
	-	5	BOP	35	5	7	témoin	mésiq	x
	-	3	BOP	38	3	8	témoin	mésiq	x
	-	3	BOP	47	3	8	témoin	mésiq	x
	-	10	BOP	30	10	6	témoin	mésiq	x
	-	10	BOP	35	10	6	coupé	mésiq	x
Latérale	20	2	BOP	32	15	2	témoin	mésiq	x
	3	4	SAB	30	8	6	coupé	mésiq	
	2	8	BOP	31	12	3	coupé	mésiq	
	2	8	BOP	31	12	3	coupé	mésiq	
	4	4	BOP	31	14	3	coupé	mésiq	
	7	7	BOP	38	15	2	coupé	mésiq	
	3	2	BOP	31	12	4	témoin	mésiq	
	4	2	BOP	36	14	2	témoin	mésiq	
	10	1	BOP	38	10	3	témoin	mésiq	x
	2	1	BOP	42	10	2	témoin	mésiq	
	2	3	BOP	42	10	2	témoin	mésiq	
	8	6	BOP	34	7	7	témoin	mésiq	
	10	5	BOP	34	7	7	témoin	mésiq	x
	7	4	BOP	34	7	7	témoin	mésiq	

DISCUSSION

Arbres

Bien que la forêt boréale ait la réputation d'être pauvre en gros arbres, nos résultats montrent qu'il s'en trouve tout de même à une bonne densité dans les bétulaies mésiques (moy \approx 14/ha). Par contre, lorsque l'échantillonnage est effectué aléatoirement en milieu mésique les densités sont, de toute évidence, moins élevées. Concurrément à notre étude, une évaluation de l'abondance des chicots dans des places échantillons positionnées aléatoirement a aussi été réalisée à la Forêt Montmorency (Bergeron *et al.* 1997). En considérant uniquement les arbres morts ≥ 30 cm DHP en milieu mésique, Bergeron *et al.* (1997) obtenaient une densité de $3,75 \pm 2,11$ tiges/ha tandis nos résultats indiquaient une densité de $7,6 \pm 6,8$.

Nos résultats montrent que l'influence de la position topographique sur la distribution des gros arbres est plus importante que l'influence de la coupe forestière (tableau 2; figure 2). Ceci est dû en grande partie à la distribution des grosses tiges qui sont plus abondantes en milieu mésique. Or, la densité plus faible de grosses tiges en milieu riverain peut être attribuée en partie au plan d'échantillonnage aléatoire dans ce milieu comparativement à la sélection systématique des bétulaies matures en milieu mésique. Toutefois, une autre explication serait que, selon L. Bélanger (comm. pers.), une bonne partie des rives des lacs dans ce secteur auraient été bûchées et inondées dans les années '40 pour permettre le flottage du bois. Il en résulterait alors que les tiges actuelles autour de ces lacs auraient à peine une cinquantaine d'années. Ce dernier fait, combiné à la lenteur de la croissance des arbres en forêts boréale pourrait également expliquer l'absence de gros bouleaux au bord des lacs. Dans ce cas, il est tout à fait plausible que la coupe récente en milieu riverain (éclaircie du 1/3 des arbres) ait eu peu d'influence vu le faible nombre de gros arbres autour des lacs.

En milieu mésique, la coupe de conifères n'a pas non plus influencé la disponibilité de gros arbres. Il faut cependant garder à l'esprit que l'effet de la coupe est amoindri au départ dû au fait que les

places échantillons en milieu mésique sont positionnées sur des groupements de bouleaux qui, même dans les parcelles témoins, ne comptaient que peu de gros conifères. Toutefois, il est impératif de mentionner que cette étude a été réalisée sur des bassins ayant subi l'exploitation forestière dans les années '80, qui n'impliquait pas la récolte du bouleau ou du peuplier. Cependant, vu l'intérêt commercial accru pour ces essences depuis le début des années '90, on récolte maintenant ces feuillus dans la zone d'étude.

Certains facteurs ont pu biaiser cette étude. Par exemple, l'âge des peuplements, les modifications antérieures qu'a connu le secteur, les travaux de terrain dont une plus grande facilité technique à repérer le « meilleur » groupement de bouleau dans un parterre de coupe par rapport à une forêt. Aussi, cette étude a été réalisée à l'aide d'un modeste budget et comporte un effort d'échantillonnage restreint (seulement 20 places échantillons de 1 ha; voir Ståhl and Lämås 1995). Toutefois, nos résultats permettent une appréciation générale de la distribution des gros arbres en forêt boréale.

La densité de chicots était relativement élevée en milieu mésique ($7,6 \pm 6,8$ tiges/ha). Mais, en considérant la totalité des places-échantillons c'est à dire des milieux riverain et mésique, la densité de chicots était moins élevée (4,7 tiges/ha) car il y avait moins de gros arbres en milieu riverain. Plusieurs études ont souligné l'importance, au point de vue faunique, de laisser une certaine densité de chicots dans le milieu (Newton, 1994). Selon Bergeron *et al.* (1997) la Forêt Montmorency possède une quantité appréciable de petits chicots mais n'offre pas une bonne qualité d'habitat pour les grosses espèces, c'est pourquoi les priorités d'interventions devraient viser les gros arbres. En ce sens, cette étude met en évidence la valeur faunique des bétulaies mésiques.

Cavités

Puisqu'il y a plus de gros arbres en milieu mésique on devrait s'attendre à un plus grand nombre de cavités dans ce milieu et c'est ce qui est d'ailleurs observé, avec 27/29 cavités en milieu mésique (Tableau 3).

Néanmoins, aucune des cavités inventoriées n'était occupée. Toutes les cheminées (14) ont été considérées comme des cavités potentielles pour la nidification en comparaison de trois sur 15 pour les cavités à ouverture latérale (tableau 3). Beaucoup de facteurs font qu'une cavité est adéquate ou non pour les oiseaux. Selon Peterson et Gauthier (1985), le volume de la cavité est une variable importante dans la détermination de l'espèce qui occupera la cavité. Cette variable n'a pas été mesurée dans la présente étude. Cependant le diamètre de l'ouverture est également un facteur limitant dans l'occupation des cavités (Prince 1968). En considérant comme unique facteur une ouverture de cavité minimum de 10 cm, on surestime sans doute le nombre de cavités potentielles car on ignore si le volume est adéquat. Cela prévaut également en ce qui concerne les cavités de type cheminée car une tête d'arbre cassée n'implique pas nécessairement qu'il y ait actuellement une cavité adéquate. Toutefois, les caractéristiques de ces cavités ne sont pas statiques dans le temps. En d'autres mots, ces cavités ne sont peut-être pas adéquates actuellement mais elles ont le potentiel de le devenir et elles possèdent déjà au moins une ouverture minimale requise pour le Garrot à oeil d'or.

Selon les résultats, dans l'habitat inventorié, les cavités de type cheminée, surtout situées sur des chicots (14/15; tableau 3) seraient les plus disponibles pour le garrot. Selon Carter (1958), la majorité des sites utilisés par les garrots au Nouveau-Brunswick dans des forêts décidues étaient des cavités à ouverture latérale. D'autres chiffres pour des forêts décidues au Nouveau-Brunswick ont cependant été obtenus par Prince (1968) selon qui 63% des garrots trouvés nichaient dans des cavités de type cheminée. Il est pour ainsi dire difficile de savoir si le Garrot a une quelconque préférence en ce qui concerne le type de cavité ou si il se contente de celles qui sont disponibles dans le milieu. Les cheminées inventoriées pourraient peut être servir au garrot mais il est difficile de savoir dans quelle proportion. En ce qui concerne les cavités à ouverture latérale elles sont presque exclusivement situées sur des bouleaux et sont surtout de petit diamètre, donc actuellement inadéquates pour les garrots. En somme, en ce qui concerne les cavités trouvées dans cette étude les résultats sont à considérer avec circonspection car aucune d'entre elles n'était utilisée.

Garrots

En portant une attention particulière à la présence de canards sur les lacs des bassins inventoriés, nous avons remarqué une femelle et une famille de Garrots à oeil d'or sur deux lacs où les bassins versants n'avaient pas été coupés. Bien sûr, il ne s'agit pas d'un suivi très rigoureux, mais la présence de ces canards implique qu'il y a quelque part aux alentours, des arbres contenant des cavités propices à leur nidification. D'ature part les besoins du garrot ne se limitent pas à la présence de gros arbres à cavité et même si ceux-ci sont primordiaux pour eux, d'autres paramètres peuvent s'ajouter pour rendre le milieu propice à la nidification, par exemple les paramètres physiques ou chimiques des lacs et au couvert forestier (Salo 1973; Danell et Sjöberg 1978; Wayland et McNicol 1993).

De ce fait, même si notre étude ne montre pas d'effet apparent de la coupe forestière sur la distribution des gros arbres, il ne faut surtout pas prendre pour acquis que l'exploitation forestière n'a aucun effet sur la répartition du Garrot à oeil d'or, bien au contraire, celle-ci, selon Tailleux et Marchand (1987) pourrait constituer un facteur limitant pour cette espèce. Ce qu'il faudrait surtout retenir c'est que les bétulaies (et aussi les tremblaies, Stelfox 1995) comprennent une grande partie des gros arbres en forêt boréale. Elles constituent donc une ressource majeure au point de vue faunique. En les récoltant au même titre que les essences résineuses, on diminue considérablement la densité de gros arbres et par conséquent la richesse du milieu.

De toute évidence le garrot ne peut faire face seul à la déforestation et des mesures de conservation doivent être mises en application. Heureusement, deux types d'outils existent pour assurer la disponibilité de cavités pour le garrot. Le premier, qui consiste à maintenir des chicots, relève de la conservation de la biodiversité et du développement durable des forêts. Le second, qui consiste à installer des nichoirs, est efficace pour rétablir ou augmenter localement la productivité des garrots. Il ne reste qu'à bien combiner ces outils.

REMERCIEMENTS

Nous voudrions souligner l'aide précieuse de Marylène Boulet et Isabelle Leclerc pour les travaux sur le terrain. Cette étude fut financée par le Plan Vert de Ressources Naturelles Canada (initiative sur les pratiques forestières), le Service Canadien de la Faune, et la Forêt Montmorency de l'Université Laval.

OUVRAGES CITÉS

- BÉLANGER, L., L. BERTRAND, P. BOULIANE ET L.J. LUSSIER, 1991.** Plan d'aménagement de la forêt Montmorency. Univ. Laval, Fac. for. géom., Ste-Foy, Québec.
- BERGERON, D., M. DARVEAU, A. DESROCHERS et J-P. L. SAVARD. 1997.** Impact de l'abondance des chicots sur les communautés aviaires et la sauvagine des forêts connifériennes et feuillues du Québec méridional. Service canadien de la faune, Série de rapports techniques No 271., 24 p.
- BORDAGE, D., 1995.** Garrot à oeil d'or, p. 328-331 dans **GAUTHIER J et Y AUBRY. 1995.** Les Oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des Oiseaux nicheurs méridional. AQGO, AQPO, SCF, Montréal., 1295 p.
- DANELL, K. and K. SJÖBERG., 1978.** Habitat selection by breeding ducks in boreal lakes in northern Sweden. *Viltrevy*, vol.10, no 7, 161-185.
- DARVEAU, M., D. PIN, M. COURTEAU, L. BÉLANGER ET J-C. RUEL, 1995.** Expérimentation de différents modes de protection du milieu forestier riverain par des lisières boisées: rapport d'étape, 1995 (6-7 ans après coupe). Université Laval, Ste-Foy, Québec. 20 p.
- DEGRAAF, R.M. and A.L. SHIGO, 1985.** Managing cavity trees for wildlife in the Northeast. United States Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report NE-101
- DENNIS, R.H and H. DOW. 1984.** The establishment of a population of Goldeneyes *Bucephala clangula* breeding in Scotland. *Bird Study*, 31:217-222.
- DICKSON J.G., CONNET R.N. et J.H. WILLIAMSON. 1983.** Snag retention increases bird use of a clear-cut. *J. Wildl. Manage.* 47(3): 799-804.
- DOBKIN, D.S., A.C. RICH, J.A. PRETARE and W.H. PYLE. 1995.** Nest-site relationship among cavity-nesting birds of riparian and snowpocket aspen woodlands in the northwestern great basin. *The Condor* 97:694-707.
- ERIKSSON, M.O.G. 1982.** Differences between old and newly established goldeneye (*Bucephala clangula*) population. *Ornis Fenn.*, 59:13-19.
- FROKE, J.B. 1983.** The role of nestboxes in bird research and management. Snag Management symposium, Northern Arizona University. pp.10-13.
- GODFREY, W.E., 1986.** Les oiseaux du Canada. Musée national des sciences naturelles, Ottawa. p. 126.
- LAND D., MARION W.R. and T.E. O'MEARA. 1989.** Snag availability and cavity nesting birds in Slash Pine plantation. *J. Wildl. Manage.* 53(4): 1165-1171.
- LIMOGES, B et J. TARDIF, 1995.** Le Grand pic, p. 662-665 dans **GAUTHIER J et Y AUBRY. 1995.** Les Oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des Oiseaux nicheurs méridional. AQGO, AQPO, SCF, Montréal, 1295 p.
- LUMSDEN, H.G., J. ROBINSON and R. HARTFORD. 1986.** Choice of nest boxes by cavity-nesting ducks. *Wilson Bull.*, 98(1):167-168.
- MCCOMB W.C. et R.N. MULLER. 1983.** Snag density in old-growth and second-growth appalachian forest. *J. Wildl. Manage.* 47(2): 376-382.

- MILLER, E and D.R. MILLER.** 1980. Snag use by birds. USDA Forest Service General technical Report INT-86, pp. 337-356.
- MORRISON M.L. et M.G. RAPHAEL.** 1993. Modeling the dynamics of snags. Ecological Society of America. Ecological Applications, 3(2):322-330.
- NEWTON, I.** 1994. The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. Biological Conservation, 70:265-276.
- OTIS, D.L.** 1995. Journal News. J. Wildl. Manage., 59:630.
- PETERSON, B and G. GAUTHIER,** 1985. Nest sites use by cavity-nesting birds of the Cariboo Parkland, British Columbia. Wilson Bull., 97(3) 319-331.
- PRINCE, H.H.,** 1968. Nest sites used by wood ducks and common goldeneye in New Brunswick. J. Wildl. Manage. 32(3): 489-500.
- RAPHAEL M.G. et M.WHITE.** 1984. Use of snags by cavity-nesting birds in the Sierra Nevada. Wildl. Monogr. 86, 1-66.
- SALO, L.J.** 1973. Habitat selection by the Goldeneye, *Bucephala clangula*, and the tufted duck, *Aythya fuligula*, in Forest Lapland. Suomen Riista, 25:36-41.
- SAVARD, J-P. L.,** 1988. Use of nest boxes by Barrow's Goldeneyes: Nesting success and effect on the breeding population. Wild. Soc. Bull. 16:125-132.
- SCHREIBER B ET D.S. DECALESTA.** 1992. The relationship between cavity-nesting birds and snags on clearcuts in western Oregon. Elsevier Science Publisher B. V., Amsterdam. Forest Ecology and Management, 50: 299-316.
- STÅHL, G. AND T. LÄMÅS.** 1995. A simulator for sampling of rare forest objects *European Forest Institute Proceedings* 4: 185-195.
- STEEL, R.G.D. and J.H. TORRIE,** 1980. Principles and procedures of statistics McGraw-Hill, New York.
- STELFOX, J.B. (ed)** 1995. Relationships between stand age, stand structure and biodiversity in aspen mixedwood forests in Alberta. Jointly published by Alberta Environmental Center (AECV95-R1), Vegreville, AB, and Canadian Forest Service (Project no: 0001A), Edmonton, AB. pp.308.
- TAILLEUX, I et S. MARCHAND.** 1987. Influence des perturbation forestières sur l'abondance des couples nicheurs de Canard noir (*Anas rubripes*) et de Garrot commun (*Bucephala clangula*) en milieu boréal. Rapport de l'Université Laval présenté au Service Canadien de la Faune, Ste-Foy, 22 p.
- TERRES, J.K.,** 1982. The Audubon Society encyclopedia of North American birds. Alfred A. Knopf, New York. pp. 185-186.
- THOMAS J.W., ANDERSON R.G., MASER C. et E.L. BULL.** 1979. Wildlife habitats in managed forest, The Blue Mountains of Oregon and Washington. U.S. Département of Agriculture, forest service. Portland, Oregon. Agriculture handbook No 553 p 60-77.
- WAYLAND, M. and D.K. MCNICOL,** 1994. Movements and survival of Common Goldeneye broods near Sudbury, Ontario, Canada. Can. J. Zool. 72: 1252-1259.
- ZARNOWITZ J. E. et D.A. MANUWAL.** 1985 The effects of forest managements on cavity-nesting birds in northwestern Washington. J. Wildl. Manage. 49(1): 255-263.

AUTRES OUVRAGES CONSULTÉS

- AVERY, M** and **R. LESLIE**, 1990. Birds and Forestry. T & AD Poyser Ltd, London, 299 p.
- BULL, E.L.** 1977. Specialized habitat requirements of birds: snag management, old growth, and riparian habitat. paper presented at the workshop on nongame bird habitat management in coniferous forests of the western United States, Portland, Oregon, pp. 74-82.
- CLINE S.P., BERG A.B.** et **H.M. WIGHT**. 1980. Snag characteristics and dynamics in Douglas-Fir forest, Western Oregon. *J. Wildl. Manage.* 44(4): 773-786.
- CONNER R.N., JONES S.D.** et **G.D. JONES**. 1994. Snag condition and woodpecker foraging ecology in a bottomland hardwood forest. *Wilson. Bull.*, 106(2): 242-257.
- DOBKIN D.S., RICH A.C., PRETARE J.A.** et **W.H PYLE**. 1995. Nest-site relationships among cavity-nesting birds of riparian and snowpocket Aspen woodlands in the Northwestern Great Basin. The Cooper Ornithological Society. *The Condor*. 47: 694-707.
- DOW, H** and **S. FREDGA**, 1985. Selection of nest sites by hole-nesting duck, the Goldeneye *Bucephala clangula*. *Ibis* 127: 16-30.
- EADIE, J.M.** and **G. GAUTHIER**, 1985. Prospecting for nest sites by cavity-nesting ducks of the genus *Bucephala*. *The Condor*, 87:528-534.
- EHRlich P.R., D.S. DOBKIN** and **D. WHEYE**. 1988. *The Birder's Handbook: A field guide to the natural history of north american birds*. Simon & Schuster Inc. New York. 785 p.
- FREDGA, S.** and **H. DOW**, 1984. Factors affecting the size of a local population of Goldeneye *Bucephala clangula* Breeding in Sweden. *Swedish Wildlife Research Viltrevy*, vol.13, no 2.
- GAUTHIER, G.** 1988. Factors affecting nest-box use by buffleheads and other cavity-nesting birds. *Wildl. Soc. Bull.* 16:132-141.
- JAMES, R.D.** 1984. Habitat management guidelines for cavity-nesting birds in Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ontario, 16 p.
- MCCLELLAND B.R.** et **S.S. FRISSELL**. 1975. Identifying forest snags: useful for hole-nesting birds. *Journal of Forestry*, July 1975: 414-417.
- MCCLELLAND B.R.** et **S.S. FRISSELL**. 1979. Habitat management for hole-nesting birds in forests of western larch and Douglas-fir. *Journal of Forestry*, August 1979: 414-417.
- MILLER, J.W.** 1985. Managing wildlife trees in British Columbia: a problem analysis. MRM Report #22, Simon Fraser University, 178 p.
- PICHER R.** 1992. Chicots de feuillus: danger, mesure du risque et action de prévention. Commission de la santé et de la sécurité du Québec. 40 p.
- REVER, M** and **R.S. MILLER**. 1973. Common Goldeneyes and the Emma Lake nest boxes. *Blue Jay*, march 1973, pp. 27-30.

- ROBB, J.R. and T.A. BOOKHOUT.** 1995. Factors influencing wood duck use of natural cavities. *J. Wildl. Manage.* 59(2): 372-383.
- RUNDE, D.E. and D.E. CAPEN.** 1987. Characteristics of northern hardwood trees used by cavity-nesting birds. *J. Wildl. Manage.* 51(1): 217-223.
- SAVARD, J-P.L.** 1982. Utilisation des nichoirs par le Garrot de Barrow dans le parc Cariboo (Colombie-Britannique) : première année. Cahier de biologie n° 131, Service Canadien de la Faune. 5 p.
- SEDGWICK J.A. and F.L. KNOPF.** 1990. Habitat relationships and nest site characteristics of cavity-nesting birds in cottonwood floodplains. *J. Wildl. Manage.* 54(1): 112-124.
- STAUFFER D.F. and L.B. BEST.** 1980. Habitat selection by birds riparian communities evaluating effects of habitat alteration. *J. Wildl. Manage.* 44(1): 1-15.
- SWALLOW, S.K., R.A. HOWARD and R.J. GUTIÉRREZ.** 1988. Snag preferences of woodpeckers foraging in a northeastern hardwood forest. *Wilson Bull.*, 100(2) 236-246.

ANNEXE A

Cotes de détérioration des arbres

1. Bonne santé

- moins de 5% de feuillage et rameaux perdus
- faîte intact
- moins de 5% d'écorce manquante
- pas de signes de détérioration

2. Malade

- 5-80% feuillage et rameaux manquants
- plusieurs grosses branches et/ou faîte cassés
- moins de 50% d'écorce manquante
- présence de signes subtils de détérioration (carpophores, etc.)

3. Agonisant

- au moins 80% feuillage et rameaux manquants
- cassé ou fendu
- de toute évidence agonisant

4. Mort récemment

- au moins quelques rameaux persistents
- écorce adhérente au moins sur certaines parties de l'arbre
- majorité des grosses branches persistentes
- aubier et coeur durs

5. Mort depuis quelque temps

- pas de rameaux
- quelques branches persistentes
- aubier fibreux
- coeur coloré

6. Demi-poteau

- pas de branches persistentes
- hauteur d'au moins 50% de la hauteur d'arbres vivants de même diamètre

7. Poteau court

- aubier et coeur très mous
- hauteur de plus de 2 m, mais moins de 50% de la hauteur d'arbres de même diamètre

8. Moignon

- moins de 2m de hauteur

Annexe B

Nombre moyen de tiges (\pm SE) ≥ 30 cm et ≥ 35 cm de DHP, selon le traitement et la position, d'abord par essences (BOP,EPI,SAB) puis par classe de santé (vivant ou mort).

	position et traitement	BOP	SAB	EPI	mort	vivant
DHP≥ 30 cm	riv. coupé	0,4 ($\pm 0,39$)	1,6 ($\pm 0,68$)	2,6 ($\pm 1,88$)	2,0 ($\pm 1,99$)	2,6 ($\pm 0,87$)
	riv. témoin	0,0 ($\pm 0,00$)	6,0 ($\pm 1,78$)	6,2 ($\pm 3,59$)	1,6 ($\pm 1,60$)	10,6 ($\pm 4,47$)
	mesiq. coupé	19,6 ($\pm 3,47$)	0,2 ($\pm 0,20$)	0,8 ($\pm 0,79$)	8,2 ($\pm 3,21$)	12,4 ($\pm 1,75$)
	mesiq. témoin	12,2 ($\pm 6,52$)	5,0 ($\pm 1,78$)	1,2 ($\pm 0,73$)	7,0 ($\pm 3,22$)	11,4 ($\pm 2,75$)
DHP≥ 35 cm	riv. coupé	0,2 ($\pm 0,20$)	0,2 ($\pm 0,20$)	1,2 ($\pm 0,96$)	0,4 ($\pm 0,39$)	1,2 ($\pm 0,73$)
	riv. témoin	0,0 ($\pm 0,00$)	1,0 ($\pm 0,44$)	1,2 ($\pm 0,73$)	0,6 ($\pm 0,60$)	1,6 ($\pm 0,75$)
	mesiq. coupé	7,4 ($\pm 2,87$)	0,0 ($\pm 0,00$)	0,2 ($\pm 0,20$)	3,2 ($\pm 2,00$)	4,4 ($\pm 1,12$)
	mesiq. témoin	6,4 ($\pm 4,16$)	1,8 ($\pm 0,66$)	0,0 ($\pm 0,00$)	3,4 ($\pm 2,46$)	4,8 ($\pm 1,46$)