

---

**IMPACT DE L'ABONDANCE DES CHICOTS  
SUR LES COMMUNAUTÉS AVIAIRES ET LA SAUVAGINE  
DES FORÊTS CONIFÉRIENNES ET FEUILLUES DU  
QUÉBEC MÉRIDIONAL**

---

**Daniel Bergeron, Marcel Darveau, André Desrochers  
et Jean-Pierre L. Savard**

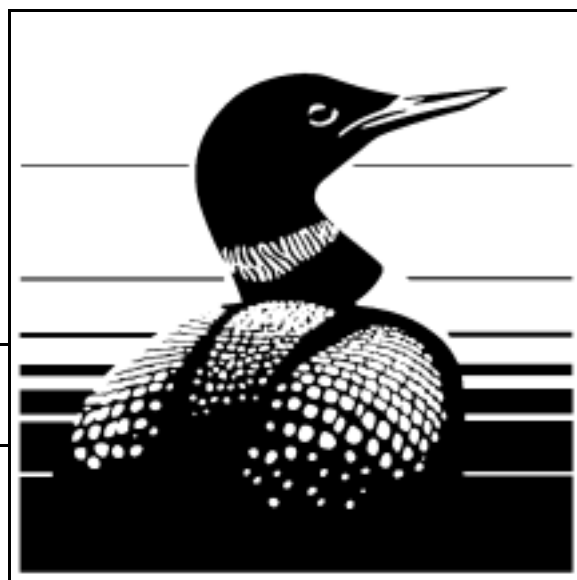
---

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

---

Série de rapports techniques Numéro 271

---



Environnement  
Canada

Environment  
Canada

Service canadien  
de la faune

Canadian Wildlife  
Service

**SYBREX**  
SYSTEMS

Canada

## SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES DU SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE

Cette série de rapports donnant des informations scientifiques et techniques sur les projets du Service canadien de la faune (SCF) a démarré en 1986. L'objet de ces rapports est de promouvoir la diffusion d'études s'adressant à un public restreint ou trop volumineuses pour paraître dans une revue scientifique ou l'une des séries du SCF.

Ordinairement, seuls les spécialistes des sujets traités demandent ces rapports techniques. Ces documents ne sont donc produits qu'à l'échelon régional et en quantités limitées; ils ne peuvent être obtenus qu'à l'adresse figurant au dos de la page titre. Cependant, leur numérotage est effectué à l'échelle nationale. La citation recommandée apparaît à la page titre.

Ces rapports se trouvent dans les bibliothèques du SCF et figurent aussi dans la liste de la Bibliothèque nationale du Canada utilisée dans les principales bibliothèques scientifiques du Canada. Ils sont publiés dans la langue officielle choisie par l'auteur en fonction du public visé, avec un résumé dans la deuxième langue officielle. **En vue de déterminer si la demande est suffisamment importante pour produire ces rapports dans la deuxième langue officielle, le SCF invite les usagers à lui indiquer leur langue officielle préférée. Il faut envoyer les demandes de rapports techniques dans la deuxième langue officielle à l'adresse indiquée au verso de la page titre.**

## TECHNICAL REPORT SERIES CANADIAN WILDLIFE SERVICE

This series of reports, established in 1986, contains technical and scientific information from projects of the Canadian Wildlife Service. The reports are intended to make available material that either is of interest to a limited audience or is too extensive to be accommodated in scientific journals or in existing CWS series.

Demand for these Technical Reports is usually confined to specialists in the fields concerned. Consequently, they are produced regionally and in small quantities; they can be obtained only from the address given on the back of the title page. However, they are numbered nationally. The recommended citation appears on the title page.

Technical Reports are available in CWS libraries and are listed in the catalogue of the National Library of Canada in scientific libraries across Canada. They are printed in the official language chosen by the author to meet the language preference of the likely audience, with a résumé in the second official language. **To determine whether there is significant demand for making the reports available in the second official language, CWS invites users to specify their official language preference. Requests for Technical Reports in the second official language should be sent to the address on the back of the title page.**



# Impact de l'abondance des chicots sur les communautés aviaires et la sauvagine des forêts conifériennes et feuillues du Québec méridional

Daniel BERGERON<sup>1</sup>, Marcel DARVEAU<sup>2</sup>, André DESROCHERS<sup>3</sup> et Jean-Pierre L. SAVARD<sup>4</sup>

1) Centre de recherche en biologie forestière, Université Laval, Sainte-Foy (Québec), G1K 7P4.  
Adresse actuelle: 263, 3ième avenue, Asbestos (Quebec) J1T 1W9.  
Adresse électronique: gizmo@multi-medias.ca.

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

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

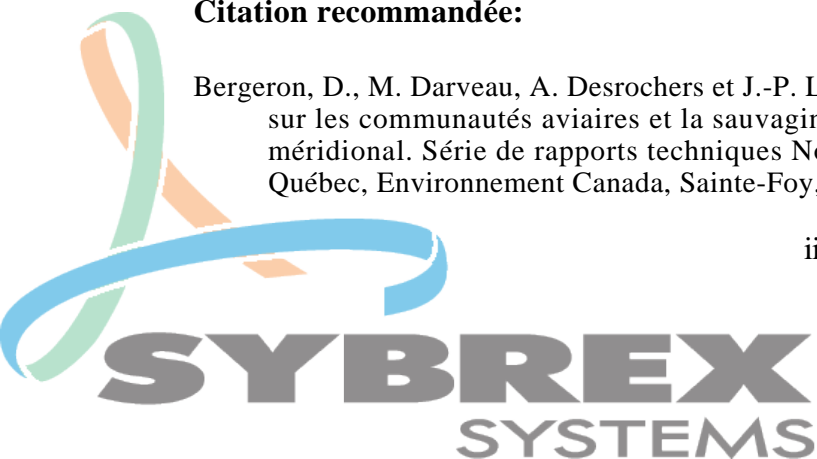
4) Environnement Canada, Service canadien de la faune, 1141, route de l'Église, C.P. 10100,  
Sainte-Foy (Québec), G1V 4H5.  
Adresse électronique: jean-pierre.savard@ec.gc.ca.

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES No 271  
Région du Québec 1997  
Service canadien de la faune

© Ministère des approvisionnements et Services Canada 1997  
Numéro de catalogue CW 69-5/271F  
ISBN 0-662-81864-4

## Citation recommandée:

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 conifériennes et feuillues du Québec méridional. Série de rapports techniques No 271F, Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada, Sainte-Foy, vi + 24 p.



## RÉSUMÉ

Les arbres morts constituent une ressource primordiale pour les oiseaux nicheurs de cavités. Le déclin de plusieurs espèces de cette communauté peut être attribuable à la disparition des forêts matures et particulièrement aux chicots. L'objectif de la présente étude était de déterminer quantitativement le rôle des chicots dans l'habitat de la faune aviaire afin de produire des outils de gestion. En forêt feuillue, nous avons étudié deux territoires de la Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent (dans l'Érablière sucrière à Bouleau jaune), soit la Seigneurie Nicolas-Riou (SNR) et le territoire du Groupement Forestier de l'Est-du-Lac Témiscouata (GFELT). En forêt coniférienne, nous avons échantillonné à la Forêt Montmorency (dans la Sapinière à Bouleau blanc). Des inventaires de végétation ont permis de caractériser les densités de chicots de différents diamètres, leur état de détérioration, ainsi que leur utilisation par les oiseaux. Parallèlement, des inventaires ornithologiques ont permis de mesurer l'utilisation de l'habitat par les oiseaux. Les résultats démontrent qu'en forêt feuillue, l'intensité d'aménagement affecte significativement la disponibilité de la ressource « chicot ». On retrouve en moyenne 40 chicots 20 cm diamètre à hauteur de poitrine (DHP) par hectare de forêt dans la portion sud-est de la SNR (faible intensité d'aménagement), versus 10 par hectare pour l'Est-du-Lac (aménagement acéricole intensif; *Mann-Whitney*,  $P < 0,05$ ). La Forêt Montmorency est intermédiaire avec 23 chicots par hectare. Il y a aussi plus d'arbres 40 cm DHP à la SNR (2,4 / ha vs. 0,5 / ha à l'Est-du-Lac; *Mann-Whitney*,  $P < 0,05$ ). La répartition des chicots dans les classes de détérioration est plus régulière à la SNR et à la Forêt Montmorency, ce qui assure un recrutement soutenu des chicots. Bien que la ressource chicot soit moins disponible à l'Est-du-Lac, elle ne semble pas limitante puisque les oiseaux nicheurs de cavités n'y sont pas moins fréquents. Nous n'avons pas non plus observé de relation significative entre la proportion des chicots utilisés et leur

densité ou leur DHP. Cependant, même si les densités rencontrées à l'Est-du-Lac ne semblent pas limitantes actuellement, le manque de recrutement de gros arbres diminuera probablement la qualité de l'habitat dans les années à venir. Cette étude constitue une première approximation de la problématique québécoise des chicots. Réalisée sur à peine deux ans avec un budget modeste, elle ne répond pas à toutes les questions et ne suggère pas de normes «définitives». Nous considérons que des études supplémentaires sont nécessaires avant de suggérer des normes générales et locales de gestion des chicots. Néanmoins, nous suggérons 4 axes de recherche concernant la dynamique des chicots, leur intégration dans le paysage et les besoins des oiseaux. Nous formulons aussi 6 recommandations concernant la gestion, les inventaires et la sensibilisation publique à l'utilité des chicots.

## ABSTRACT

Standing dead trees provide an essential resource for cavity-nesting birds. Actually, several species of cavity-nesters are declining worldwide, mostly as a result of the rarefication of mature forests and particularly of snags. The objective of this study was to quantify snag requirements of birds and to propose snag management practices. Two sites were selected in the deciduous forest (Sugar Maple, *Acer saccharum*) of the Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent: the Seigneurie Nicolas-Riou (SNR) and the area owned by the Groupement Forestier de l'Est-du-Lac Témiscouata (GFELT). A third site, the Forêt Montmorency, was selected in the boreal Balsam Fir (*Abies balsamea*) forest. At each site, tree surveys were conducted to characterize snag morphometrics, deterioration, and use by birds. Bird counts were conducted in the same sites. Results show that, in deciduous forest, snag availability is directly linked with the intensity of forest management. On average, there were 40 snags 20 cm diameter at breast height (DBH) per hectare in the southeastern area of the SNR (low management intensity) vs 10 per hectare at

GFELT (managed for sugar maple production; *Mann-Whitney*,  $P < 0,05$ ). The Forêt Montmorency had intermediate densities (23 snags 20 cm DBH per hectare ). Large snags ( 40 cm DBH), were also more abundant at SNR (2,40 / ha vs. 0,5 / ha at the Est-du-Lac; *Mann-Whitney*,  $P < 0,05$ ). Trees were fairly well distributed within deterioration stage categories at SNR and Forêt Montmorency, suggesting a sustained recruitment of snags. Despite lower snag densities at GFELT, cavity-nesting birds were not less abundant compared to SNR. We did not observe associations between snag use by birds and snag densities or snag diameter. However, even though snag densities at GFELT do not appear to be limitant at the moment, the low actual recruitment could be expected to result in a serious shortage in the next decades. This study should be considered as a preliminary investigation of snags in Québec. Completed in two years with low funds, it cannot answers all questions and it does not suggest final recommendations. We consider that further studies are necessary. Nevertheless, we suggest 4 research themes concerning snag dynamics, snag management at the landscape level, and bird requirements. We also make 6 recommendations relatively to snag management, surveys, and public information on the necessity of maintaining snags.

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	IV
ABSTRACT.....	V
TABLE DES MATIÈRES.....	VII
LISTE DES FIGURES.....	VIII
LISTE DES TABLEAUX.....	VIII
LISTE DES ANNEXES.....	VIII
1. INTRODUCTION.....	9
2. MÉTHODOLOGIE.....	11
2.1 AIRES D'ÉTUDE .....	11
2.2 VÉGÉTATION .....	12
2.3 OISEAUX .....	13
3. RÉSULTATS.....	15
3.1 VÉGÉTATION .....	15
3.1.1 Forêts mésiques matures .....	15
3.1.2 Parterres de coupe en milieu coniférien .....	19
3.1.3 Forêts feuillues riveraines .....	20
3.2 OISEAUX .....	21
3.2.1 Traces d'utilisation sur les arbres .....	21
3.2.2 Inventaires d'oiseaux .....	23
4. DISCUSSION.....	26
4.1 DISPONIBILITÉ DE CHICOTS .....	26
4.2 RELATIONS CHICOTS-OISEAUX .....	31
5. RECOMMANDATIONS.....	34

6. REMERCIEMENTS.....	37
7. BIBLIOGRAPHIE.....	37

## LISTE DES FIGURES

FIGURE 1. RÉPARTITION DU NOMBRE DE PLACES-ÉCHANTILLONS EN FONCTION DE CLASSES DE DENSITÉS DE CHICOTS (>20 CM DHP) POUR LES FORÊT MÉSIQUES MATURES, QUÉBEC, 1994-95.....	17
FIGURE 2. DISTRIBUTION DES CLASSES DE DÉTÉRIORATION DES ARBRES POUR LES TROIS TERRITOIRES À L'ÉTUDE, QUÉBEC, 1994-95.....	18
FIGURE 3. DENSITÉS DE CHICOTS DANS LES COUPES DE LA FM ET LA FORÊT AVOISINANTE. LES DIAGRAMMES EN BOÎTES DONNENT LA MÉDIANE, LES ÉCARTS QUARTILES ET LES EXTRÊMES.....	20
FIGURE 4. UTILISATION DES CHICOTS DES TERRITOIRES DE LA FORÊT MODÈLE DU BAS-SAINT-LAURENT EN FONCTION DE LEUR DENSITÉ, 1995.....	22
FIGURE 5. POURCENTAGE D'UTILISATION DES CHICOTS EN MILIEU MÉSIQUE À LA FORÊT MODÈLE DU BAS-SAINT-LAURENT EN FONCTION DU DHP MOYEN DES ARBRES, 1995.....	24

## LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1. DENSITÉ DE CHICOTS À L'HECTARE (MOYENNE ± ERREUR-TYPE) POUR LES PLACES-ÉCHANTILLONS EN FORÊT MÉSIQUE MATURE, QUÉBEC, 1994-1995.....	15
TABLEAU 2. CONSTANCE DE RÉPONSE ET PROPORTION DES PLACES-ÉCHANTILLONS UTILISÉES PAR LES ESPÈCES AVEC C = 0,5 POUR CHACUN DES TROIS TERRITOIRES ÉTUDIÉS, QUÉBEC, 1995.....	26

## LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1. LISTE DES NOMS SCIENTIFIQUES DES ESPÈCES D'OISEAUX ET D'ARBRES.....	39
ANNEXE 2. COTES DE DÉTÉRIORATION DES ARBRES.....	40

## 1. INTRODUCTION

Ce projet s'inscrit dans un contexte de développement régional qui vise à favoriser la multiplicité des usages de la forêt, que ce soit pour l'industrie, la conservation, la récolte de ses ressources ligneuses ou fauniques, ou simplement leur observation.

Il est reconnu depuis longtemps que les arbres morts, encore debouts et d'un diamètre d'au moins une dizaine de centimètres constituent une ressource primordiale pour un grand nombre d'espèces animales (Short et Horne, 1990). L'utilisation des arbres morts par la faune se traduit de trois façons: nidification, repos et alimentation. L'importance de ces arbres, ou chicots, est bien illustrée par l'impact qu'a eu leur disparition du paysage ouest-européen. En certains endroits d'Europe, on a vite noté que le manque de cavités pouvait réduire substantiellement les populations d'oiseaux nicheurs (Newton, 1994). Ce phénomène se produit aussi en Amérique, où l'abondance de cavités naturelles figure parmi les facteurs déterminant certaines populations de sauvagine et d'autres espèces gibiers et non-gibiers. Au Québec, le cas du Merlebleu de l'Est (les noms scientifiques des oiseaux et arbres figurent à l'Annexe 1), une espèce classée vulnérable par le Fonds mondial pour la nature en 1993, est bien connu par le succès remarquable du plan de redressement des populations que des groupes non gouvernementaux ont initié, avec des programmes de mise en place de nichoirs.

La majorité des espèces qui creusent des cavités ont une préférence marquée pour les chicots (Raphael et White, 1984; Welsh et Capen, 1992; Land et al., 1989; Kelly et al., 1993). Ces espèces sont reconnues de plus en plus comme jouant un rôle clé dans les communautés fauniques, car elles procurent un gîte pour plusieurs autres espèces qui ne sont

pas en mesure de creuser des cavités (Raphael et White, 1984; Daily et al., 1993). Il est d'ailleurs important de faire une distinction entre deux types d'utilisateurs de cavités pour la nidification ou le repos: les excavateurs et les non-excavateurs. Ces derniers ne creusent pas de cavités mais dépendent de celles creusées par les excavateurs, à un moment ou un autre de leur cycle vital. Les excavateurs sont typiquement les pics, sittelles et mésanges (12 espèces au Québec), et les utilisateurs secondaires constituent un groupe d'une vingtaine d'espèces, incluant canards, hiboux, polatouches et des migrateurs néotropicaux comme le Tyran huppé.

Le principe général de gestion des chicots est simple: maintenir une population de chicots pour conserver les populations fauniques qui en dépendent. Par contre, les modalités sont moins évidentes. On ignore quels types d'arbres laisser debout (taille, espèce, santé, etc.) et combien il en faut. Certains gestionnaires de la faune ont commencé à répondre à ces questions, particulièrement aux États-Unis (Conner, 1978; Evans et Conner, 1979; Raphael et White, 1984; DeGraaf et Shigo, 1985). Au Québec, les gestionnaires manifestent un intérêt pour ces pratiques, mais aucune étude n'a été publiée sur le rôle et l'aménagement des chicots.

Le but de notre étude était de déterminer quantitativement le rôle des chicots dans l'habitat de la faune afin de produire des outils concrets de gestion. Les objectifs particuliers étaient: (1) évaluer la disponibilité de chicots dans des peuplements naturels soumis à différentes intensités d'aménagement et (2) déterminer la relation entre la disponibilité de chicots et l'utilisation par les oiseaux (évaluée d'après les traces laissées sur les arbres et d'après des inventaires d'oiseaux).

## 2. MÉTHODOLOGIE

### 2.1 AIRES D'ÉTUDE

Les travaux de terrain ont été réalisés à la Forêt Montmorency (FM, 60 km au nord de Québec) et à la Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent. Deux territoires de la Forêt modèle ont été étudiés, soit la Seigneurie Nicolas-Riou (SNR; 20 km au sud-ouest de Rimouski) et le territoire du Groupement Forestier de l'Est-du-Lac Témiscouata (GFELT; 60 km à l'est de Rivière-du-Loup). Les travaux de terrain se sont échelonnés de juillet 1994 à septembre 1995.

À la Forêt modèle, nous avons ciblé les forêts feuillues. Ces forêts appartiennent essentiellement au domaine climacique de l'Érablière sucrière à Bouleau jaune. À la Seigneurie Nicolas-Riou, nous avons échantillonné des érablières matures en milieu mésique et en milieu riverain. Nous avons concentré notre échantillonnage dans le secteur sud-est correspondant essentiellement aux métairies 8 et 9, toutes deux situées au nord-est du lac des Vingt-Quatre Arpents, car les érablières mésiques relativement peu affectées par l'activité humaine récente sont situées dans ce secteur. Par contre, les inventaires d'érablières riveraines ont été effectués au bord de lacs répartis sur l'ensemble du territoire de la Seigneurie. En somme, nous avons évité les peuplements qui avaient fait l'objet de coupes suffisamment intenses pour que le potentiel d'habitat pour les oiseaux nichant dans des cavités soit devenu de toute évidence faible. À l'Est-du-Lac Témiscouata, nous avons sélectionné des érablières sous aménagement pour la production de sirop. En général, dans ces érablières, les arbres morts sont coupés pour faire du bois de chauffage.

À la Forêt Montmorency, nous avons d'abord ciblé les forêts conifériennes matures du domaine climacique de la Sapinière à Bouleau blanc, plus précisément dans la moitié sud du territoire. Par la suite,

nous avons évalué la disponibilité de chicots dans les aires de coupes forestières avec protection de la régénération datant de 1985-1995. Dans ces aires de coupe, le Bouleau blanc est souvent laissé debout et il offre *a priori* un certain potentiel pour les oiseaux de cavités.

## **2.2 VÉGÉTATION**

Dans les forêts situées en milieu mésique, nous avons établi 80 places-échantillons circulaires de 11,28 m de rayon (0,04 ha): 20 dans la SNR, 20 sur le territoire du GFELT et 40 à la FM. Dans chaque place-échantillon, nous avons identifié à l'espèce tous les arbres (>10 cm diamètre à hauteur de poitrine [DHP]), mesuré leur DHP, évalué leur état de détérioration (échelle de huit catégories présentée à l'Annexe 2) et noté la présence de traces d'alimentation et de nidification par les oiseaux. La hauteur des arbres a été mesurée pour les chicots seulement. Lorsque nous trouvions une cavité, nous notions la hauteur, le diamètre de l'ouverture et le diamètre du tronc à hauteur de la cavité. Ces inventaires ont été réalisés de septembre à novembre 1994, sauf 4 places-échantillons de la Forêt Montmorency que la neige hâtive nous a forcés à reporter à juin 1995 .

Pour compléter l'étude et en augmenter la portée, nous avons aussi réalisé des inventaires de gros arbres ( 40 cm de DHP) dans l'ensemble des 80 places-échantillons en forêt mésique. Ces arbres sont particulièrement importants pour les gros oiseaux, comme certains canards (Savard, 1988), la Chouette rayée et le Grand Pic. Les inventaires étaient simplement des extensions des places-échantillons de 0,04 ha. Nous avons étendu ces places-échantillons à 56,41m de rayon (1 ha), en mesurant tous les arbres de 40 cm de DHP ou plus. Sur les gros arbres, nous avons mesuré les mêmes paramètres que les autres inventaires forestiers, soit le DHP, la hauteur, la cote de

détérioration ainsi que les traces d'alimentation.

Pour évaluer la disponibilité des chicots qui demeurent debouts suite à une coupe totale en forêt coniférienne mésique, 20 places-échantillons ont été sélectionnées aléatoirement dans les coupes 10 ans de la Forêt Montmorency à partir d'une carte écoforestière. Des places-échantillons circulaires de 0,04 ha ont été inventoriées selon le même protocole que les 80 places-échantillons de forêt mature.

Finalement, les inventaires de gros arbres en milieu riverain ont été réalisés en bordure de six lacs situés sur le territoire de la SNR. Nous avons voulu estimer plus précisément la disponibilité de gros arbres en pourtour des lacs pour les canards. Des bandes de 40 m de large et de 500 m de long (2 ha) ont été parcourues en longeant la rive, et tous les arbres 40 cm de DHP ont été mesurés et localisés par rapport à la rive.

### **2.3 OISEAUX**

Du début de mai 1995 jusqu'à la fin juin 1995, nous avons procédé aux inventaires ornithologiques dans les 80 places-échantillons en forêt mésique mature. Chaque place-échantillon a été visitée trois fois, en variant les observateurs, ainsi que la période et l'heure des visites. À chaque visite, nous avons diffusé, à l'aide de magnétophones portatifs, des chants et des cris des 12 espèces d'oiseaux nichant le plus communément dans des cavités dans le type de forêt visitée (feuillue et coniférienne; la liste des espèces est présentée à l'Annexe 1). Une fois les appels diffusés (90 secondes par espèce), l'observateur notait les réponses des oiseaux. Ces derniers étaient considérés comme ayant répondu à l'appel et utilisant la place-échantillon s'ils se manifestaient à l'intérieur de 50 mètres de rayon.

Ces inventaires nous ont permis de distinguer les espèces qui répondaient toujours de façon constante aux appels avec magnétophone des espèces plus irrégulières. Nous assumions alors que si la place-échantillon était située à l'intérieur ou près du territoire d'un oiseau, ce dernier devait répondre plus souvent aux appels. D'autre part, si l'oiseau n'avait pas de territoire à proximité, et qu'il répondait pendant l'appel, il faisait possiblement partie d'une population 'flottante' n'ayant pas de territoire fixe.

Ainsi, nous avons développé un indice de constance de réponse (C), qui se calcule comme suit:

$$C = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{A_{Ri}}{A_{Ri} + A_{Si}}}{n_R} \quad (1)$$

où C = constance,  $A_R$  = appel avec réponse,  $A_S$  = appel sans réponse,  $n$  = nombre de places-échantillons où les appels ont été tentés et  $n_R$  = nombre de places-échantillons avec au moins une réponse. L'indice varie entre 0 et 1. Une valeur de 1 signifie qu'un oiseau qui répond dans une place-échantillon à un appel donné répond aussi à tous les autres appels dans cette même place-échantillon. Cela ne veut pas dire pour autant que l'espèce répond dans toutes les places-échantillons où il y a des appels. En ce qui concerne l'interprétation de cet indice, nous avons considéré que si  $C \geq 0,5$ , l'espèce est plutôt stable, c'est-à-dire qu'elle répond le plus souvent lorsqu'elle est présente aux abords d'une place-échantillon.

### 3. RÉSULTATS

#### 3.1 VÉGÉTATION

##### 3.1.1 Forêts mésiques matures

Si on considère seulement les chicots d'au moins 20 cm de DHP et de détérioration 3-7, soit ceux généralement utilisés par des oiseaux de la taille du Pic chevelu pour excaver une cavité, voici un tableau synthèse des densités de chicots pour les trois territoires étudiés:

TABLEAU 1. DENSITÉ DE CHICOTS À L'HECTARE (MOYENNE ± ERREUR-TYPE) POUR LES PLACES-ÉCHANTILLONS EN FORÊT MÉSIQUE MATURE, QUÉBEC, 1994-1995.

Territoire	n <sup>1</sup>	DHP 20 cm	DHP 30 cm
Forêt Montmorency	40	23,13 (±8,51)	3,75 (±2,11)

Seigneurie Nicolas-	20	40,00 ( $\pm 10,64$ )	11,25 ( $\pm 4,62$ )
Est-du-Lac Témiscouata	20	10,00 ( $\pm 3,80$ )	5,00 ( $\pm 2,29$ )

<sup>1</sup> Nombre de places-échantillons

On note que les densités de chicots de la Forêt Montmorency se comparent *grosso modo* avec celles de la Forêt Modèle, même s'ils sont situés dans deux domaines écologiques distincts. Entre les deux territoires de la forêt feuillue, la SNR possède le plus de chicots de 20 cm de DHP, soit 40 / ha vs. 10 / ha pour l'Est-du-Lac (test de *Mann-Whitney*;  $P < 0,05$ ). Toutefois, les densités de chicots 30 cm de DHP ne sont pas significativement différentes entre ces deux territoires (test de *Mann-Whitney*;  $P > 0,05$ ), possiblement en raison des tailles d'échantillons relativement faibles compte-tenu des erreurs-types élevées. En fait, la répartition du nombre de places-échantillons par classe de densité de chicots semble varier passablement à l'intérieur d'un territoire et entre les territoires (Figure 1).

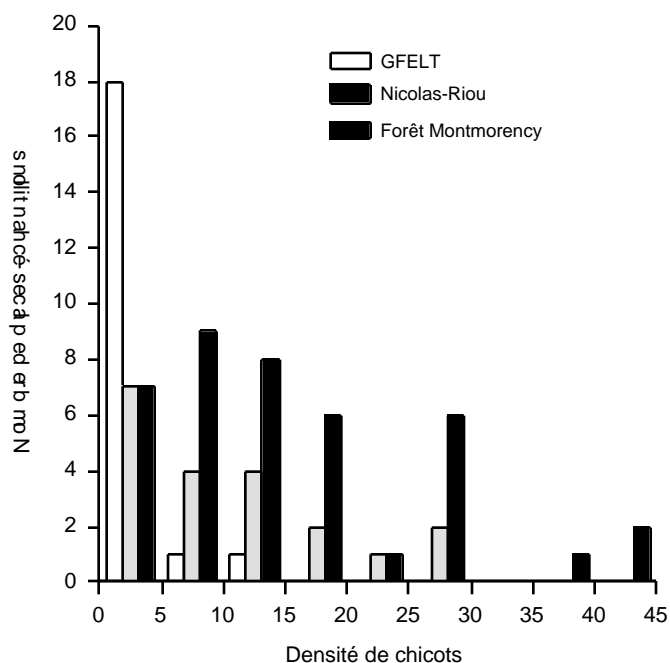


FIGURE 1. RÉPARTITION DU NOMBRE DE PLACES-ÉCHANTILLONS EN FONCTION DE CLASSES DE DENSITÉS DE CHICOTS (>20 CM DHP) POUR LES FORÊT MÉSIQUES MATURES, QUÉBEC, 1994-95.

On peut voir sur la Figure 1 que les densités de chicots les plus fortes et les plus variables se retrouvent à la Forêt Montmorency, les plus faibles et les moins variables sont à l'Est-du-Lac, et les densités intermédiaires sont à la Seigneurie Nicolas-Riou. Ceci est une première indication que les bois aménagés de l'Est-du-Lac sont un habitat où la ressource «chicot» est moins abondante que dans les bois non-aménagés de la Seigneurie Nicolas-Riou. La grande disponibilité des chicots de la Forêt Montmorency est affectée par le fait que le diamètre moyen de ces chicots est plus faible, donc d'utilisation plus restreinte pour les oiseaux.

Lors des inventaires, nous avons attribué une cote de détérioration à chacun des arbres (Annexe 2). On constate que les états de santé des

forêts sont à première vue similaires (Figure 2).

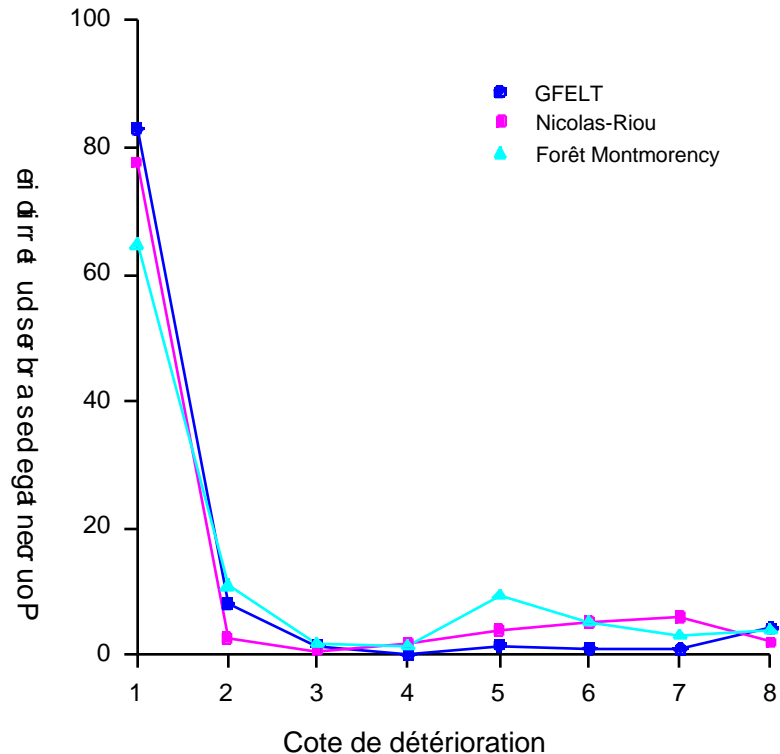


FIGURE 2. DISTRIBUTION DES CLASSES DE DÉTÉRIORATION DES ARBRES POUR LES TROIS TERRITOIRES À L'ÉTUDE, QUÉBEC, 1994-95.

En plus d'utiliser la distribution des classes de détérioration, on peut utiliser la moyenne des places-échantillons d'un territoire comme indice de la détérioration pour l'ensemble du territoire. Nous constatons alors qu'il existe une différence significative entre les cotes de détérioration moyennes des territoires (ANOVA,  $P < 0,01$ ). Des comparaisons multiples révèlent que la SNR (2,17) et la FM (2,02) ont des cotes de détérioration moyenne similaires (test de *Bonferonni*,  $P > 0,05$ ), tandis que les arbres de l'Est-du-Lac sont en meilleure santé (1,52; test de *Bonferonni*,  $P < 0,05$ ).

Si on ne considère que les arbres de DHP 40 cm, les inventaires forestiers réalisés sur des places-échantillons de 56,4 m de rayon ont révélé une différence significative de densité d'arbres entre les trois territoires (test de *Kruskal-Wallis*,  $P < 0,0001$ ). C'est dans la Seigneurie Nicolas-Riou (2,40 / ha) qu'on retrouve la plus forte densité (test de *Dunn*,  $P < 0,05$ ). Les densités à l'Est-du-Lac (0,50 / ha) et à la FM (0,23 / ha) sont inférieures, mais ne sont pas statistiquement différentes l'une de l'autre (test de *Dunn*,  $P > 0,05$ ). Le fait de retrouver si peu de gros arbres à la Forêt Montmorency n'est pas surprenant, puisque les essences qui s'y retrouvent (conifères) demeurent toujours de faible diamètre.

En ce qui concerne l'état de santé moyen de ces gros arbres, il existe une différence significative entre les trois territoires (ANOVA,  $P < 0,05$ ). L'état de santé moyen de la Forêt Montmorency (3,34) n'est pas statistiquement différent de la Seigneurie Nicolas-Riou (2,18; test de *Bonferonni*,  $P > 0,05$ ), mais est différent de l'Est-du-Lac (1,74; test de *Bonferonni*,  $P < 0,05$ ). Donc, il y a moins de gros arbres sur le territoire de l'Est-du-Lac, et ceux-ci sont pour la plupart en bonne santé. La Seigneurie, quant à elle, possède plus de ces gros arbres, mais leur détérioration est similaire à l'Est-du-Lac. Tout de même, la ressource «chicot 40 cm DHP» est plus importante sur ce dernier territoire. Dans la forêt boréale, où les gros arbres sont les moins fréquents, ceux qui sont présents sont généralement détériorés (3,34 de détérioration moyenne).

### 3.1.2 Parterres de coupe en milieu coniférien

Les résultats des inventaires réalisés dans les coupes de la Forêt Montmorency montrent que la densité des chicots (cote de détérioration 4 seulement) y est nettement inférieure à celle de la forêt avoisinante

(test de  $t$ ,  $P < 0,05$ ). Il y a donc moins de chicots dans les coupes (2,25 / ha) que dans les forêts avoisinantes (15,38 / ha; Figure 3). Par contre, les chicots ont généralement un état de détérioration avancé, avec une bonne proportion de demi-poteaux (cote de détérioration de 6), soit sans branches et/ou manquant un peu d'écorce et/ou ayant un faîte cassé. Il n'y a pas de différence significative (test de  $t$ ,  $P > 0,05$ ) entre la détérioration dans les coupes (6,02) et dans la forêt (6,09).

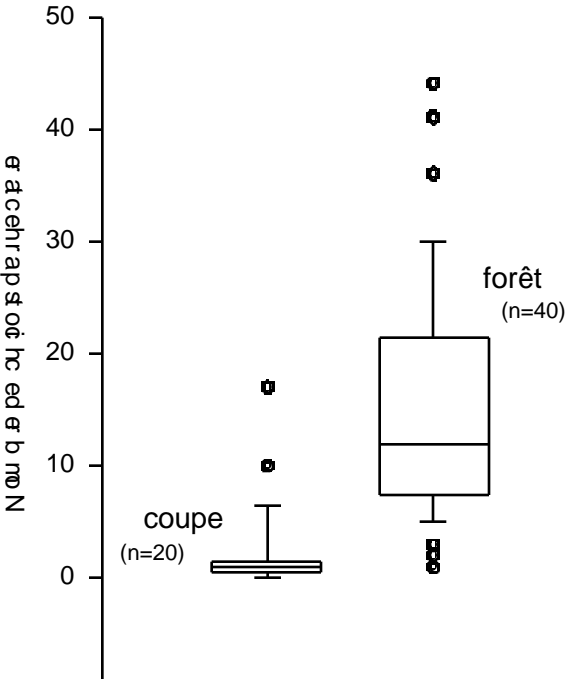
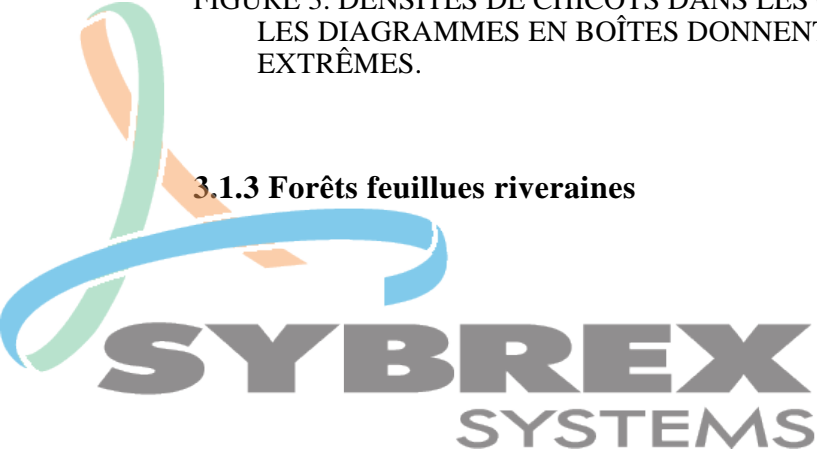


FIGURE 3. DENSITÉS DE CHICOTS DANS LES COUPES DE LA FM ET LA FORÊT AVOISINANTE. LES DIAGRAMMES EN BOÎTES DONNENT LA MÉDIANE, LES ÉCARTS QUARTILES ET LES EXTRÊMES.

**3.1.3 Forêts feuillues riveraines**



Concernant les inventaires de gros arbres en bordure des lacs, nous avons séparé la bande de 40 m en deux, soit une bande de 20 m juxtaposée à la rive et une autre de 20-40 m de la rive. Nous avons alors séparé les arbres recensés dans chaque bande afin de déterminer si la bande de protection de 20 m pouvait conserver plus de gros arbres, qui sont recherchés par certains canards pour la nidification. Effectivement, il y a plus de gros arbres dans la première bande de 20 m (3,8 / ha) que dans la bande de 20-40 m (0,8 / ha; test de t apparié unilatéral,  $P < 0,05$ ). Le territoire de la SNR a été sujet à l'exploitation forestière, donc la bande de 20-40 m avait été coupée depuis <50 ans. D'autre part, la bande de 0-20 m possède la même densité de gros arbres (3,8 / ha) que la forêt mésique de la Seigneurie Nicolas-Riou, territoire où sont situés les lacs (2,4 / ha; ANOVA,  $P > 0,05$ ).

## **3.2 OISEAUX**

### **3.2.1 Traces d'utilisation sur les arbres**

Sur l'ensemble des 80 places-échantillons en forêt mésique mature, des 20 places-échantillons dans les coupes et des 6 bordures de lacs, seulement 6 cavités ont été trouvées à la Forêt Modèle et 4 à la Forêt Montmorency. Par conséquent, nous n'avons pas effectué d'analyses détaillées sur les cavités de nidification. Par contre, nous avons relevé des traces d'alimentation sur plusieurs arbres vivants ou morts. À la Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent, 23 % des sapins baumiers ont été utilisés tandis qu'on relevait des traces sur seulement 2 % des érables à sucre, 9 % des bouleaux jaunes et 2 % des hêtres. Dans les sapinières de la Forêt Montmorency, le sapin baumier était aussi l'essence montrant la plus grande proportion d'arbres utilisés pour l'alimentation sur le tronc (4 %) contre 1 % pour le bouleau à papier, l'épinette blanche et l'épinette noire.

Les relevés des traces d'alimentation sur les arbres nous



### 3.2.2 Inventaires d'oiseaux

Nous avons utilisé les appels au magnétophone pour déterminer le nombre maximal d'espèces qui répondaient dans les places-échantillons de forêt mésique mature. La moyenne de ces valeurs (pour 20 ou 40 places-échantillons) a été utilisée pour chaque territoire, qui étaient ensuite comparés par un test de *Kruskal-Wallis*. Nous avons observé une différence significative entre les nombres maximaux d'espèces ayant répondu aux appels dans les trois territoires ( $P < 0,0001$ ). Les parcelles de la FM (1,35 espèces) possédaient significativement ( $P < 0,05$ ) moins d'espèces utilisatrices de chicots que la SNR (4,10 espèces) et que l'Est-du-Lac (4,05 espèces; test de *Dunn*,  $P > 0,05$ ).

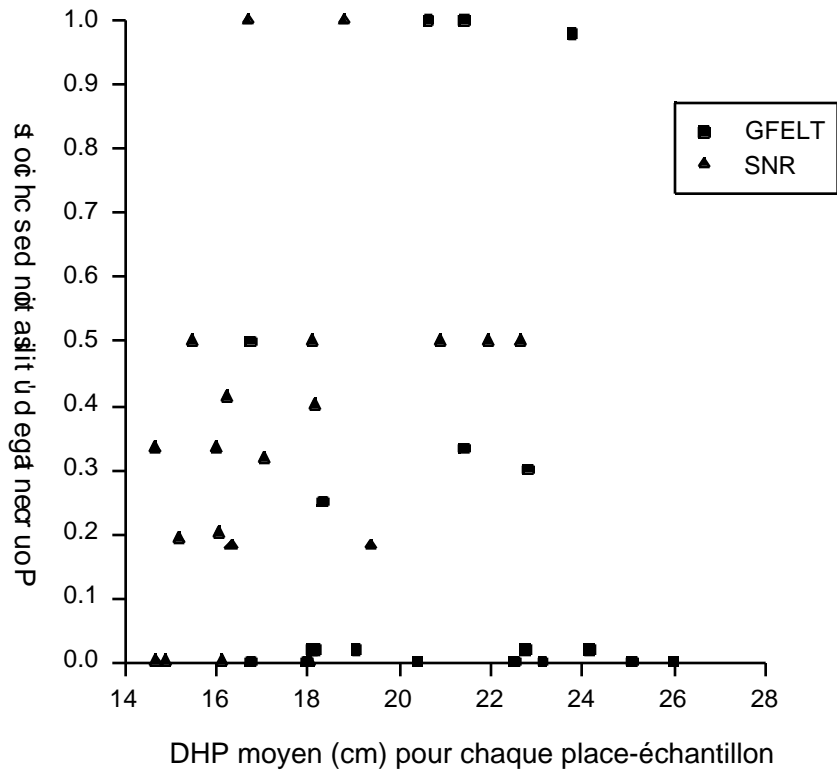


FIGURE 5. POURCENTAGE D'UTILISATION DES CHICOTS EN MILIEU MÉSIQUE À LA FORÊT MODÈLE DU BAS-SAINT-LAURENT EN FONCTION DU DHP MOYEN DES ARBRES, 1995.

À partir de l'indice de constance (équation 1), nous avons identifié les espèces dont la présence est soutenue dans chaque territoire (Tableau 2). Ces résultats nous montrent qu'il y a plus d'espèces qui répondent de manière constante à la SNR (5) qu'à l'Est-du-Lac (3) et qu'à la FM (2). En d'autres mots, lorsqu'une espèce était détectée dans une place-échantillon de la Seigneurie Nicolas-Riou, il y avait plus de chances que cette même espèce soit détectée de nouveau au cours des autres appels que dans les autres territoires.



TABLEAU 2. CONSTANCE DE RÉPONSE ET PROPORTION DES PLACES-ÉCHANTILLONS UTILISÉES PAR LES ESPÈCES AVEC C = 0,5 POUR CHACUN DES TROIS TERRITOIRES ÉTUDIÉS, QUÉBEC, 1995.

Territoire	Espèce	C	% pl-éch
Seigneurie	Chouette rayée	0.67	25
	Pic maculé	0.65	85
	Sittelle à	0.62	65
	Pic mineur	0.60	80
	Mésange à tête	0.50	70
Est-du-Lac	Pic maculé	0.68	95
	Pic mineur	0.56	75
	Mésange à tête	0.50	100
Forêt	Sittelle à	0.51	57.5
	Mésange à tête	0.50	42.5

## 4. DISCUSSION

### 4.1 DISPONIBILITÉ DE CHICOTS

Dans des conditions naturelles, au cours d'une période donnée, certains chicots ayant atteint un stade de détérioration trop avancé ne sont plus utilisables par les oiseaux, tandis que des arbres vivants meurent et deviennent disponibles (Morrison et Raphael, 1993). Cependant, la coupe d'arbres dans les forêts exploitées élimine la possibilité de recrutement (McComb et Muller, 1983). On peut se servir de la densité de chicots pour connaître, à un moment précis, l'état de santé de la forêt et aider dans les décisions d'aménagement (Raphael et White, 1984). On peut également anticiper les changements dans cette densité de chicots. Ainsi, cette étude a permis d'évaluer l'impact des différents modes d'exploitation sur les chicots et de tracer un portrait général des conditions naturelles.

Il a d'abord été observé que la densité de chicots 20 cm DHP est

plus élevée dans la SNR que sur le territoire de GFELT (voir Tableau 1; test de *Mann-Whitney*,  $P < 0,05$ ). La Forêt Montmorency possède quant à elle une densité intermédiaire. Le secteur sud-est de la Seigneurie Nicolas-Riou possède donc des forêts plus intactes, moins affectées par l'exploitation. Il y a moins d'aménagement et de «nettoyage» des bois. Le territoire de l'Est-du-Lac, par contre, est clairement aménagé pour l'acériculture, ce qui affecte à la baisse la densité de chicots. La régénération y est parsemée, et les bois sont «propres», faciles à circuler. Donc, on peut déjà déduire que l'aménagement intensif pour l'acériculture est néfaste pour la disponibilité en chicots. La SNR possède un habitat qui semble, à première vue, de meilleure qualité.

D'ailleurs, la distribution des classes de détérioration des arbres peut aussi nous renseigner sur le sujet. Ainsi, si tous les chicots sont de la même classe de détérioration, la ressource est peut-être abondante mais mal distribuée. Pour avoir une distribution idéale en équilibre dynamique (Morrison et Raphael, 1983), il faudrait une distribution à peu près uniforme à travers les différentes classes de détérioration. On peut voir dans la Figure 2 que si on fait abstraction des arbres vivants (détérioration 1 à 3), la distribution parmi les 5 classes restantes est considérablement différente entre les trois territoires. La Seigneurie Nicolas-Riou montre une bonne proportion dans les classes 5, 6 et 7, soit les meilleures classes de chicots du point de vue de la faune. Ceci assure une continuité de la ressource pour les années à venir. Beaucoup des chicots de la Forêt Montmorency sont de la classe de détérioration 5 et 6, un peu comme la Seigneurie. Ces territoires sont donc en relativement bon état. L'Est-du-Lac, par contre, possède déjà une grande partie de ses chicots dans le stade 8. Ainsi, ce territoire a déjà peu de chicots, et ceux qui s'y trouvent sont trop détériorés pour avoir une valeur quelconque pour les oiseaux. S'il n'y a pas de perturbations importantes ou d'intervention anthropique, la densité déjà faible de

chicots 20 cm de DHP va donc connaître une diminution dans les années à venir.

L'utilisation de cotes de détérioration moyennes pour l'ensemble du territoire nous permet d'effectuer des analyses statistiques simples à partir de modèles linéaires (ANOVA). Les résultats ont montré que l'Est-du-Lac possède un «état de santé» significativement meilleur, ce qui est concordant avec les modes de gestion des territoires. En effet, sur le territoire du GFELT, on enlève des arbres morts, ce qui réduit la densité et la cote de détérioration moyenne. Toutefois, il faut demeurer critique par rapport aux résultats de ces analyses. En effet, la cote de détérioration *n'est pas une mesure linéaire*, mais on la traite comme si elle l'était. Donc, un biais est nécessairement introduit. La simplification de la détérioration d'un arbre, processus évidemment graduel, à une cote avec des bornes bien définies est une des façons les plus simples disponibles pour caractériser la décrépitude des arbres (Cline *et al.*, 1980). Tant qu'une étude de succession/recrutement de chicots à long terme ne sera pas effectuée, ces cotes demeurent la meilleure alternative.

En ce qui concerne les inventaires de gros arbres (40 cm DHP), leur distribution suit à peu près celle des chicots de diamètre plus petit. En fait, davantage de gros arbres se retrouvent à la SNR que dans les deux autres territoires. Pourtant, l'aménagement à l'Est-du-Lac est orienté pour la production de sirop. Nous avons émis l'hypothèse que les gros arbres sont favorisés sous cette forme d'exploitation de la forêt. Cependant, il y a ~5 fois moins de ces arbres à l'Est-du-Lac que dans le secteur étudié à la Seigneurie. Cline *et al.* (1980) mentionnent que les gros arbres ont davantage tendance à être détériorés, donc ils sont enlevés ou tombent naturellement, mais nos résultats n'appuient pas cette affirmation. En effet, il n'y a pas de différence significative

entre la cote de détérioration moyenne des deux territoires. Les arbres semblent donc être récoltés plus rapidement à l'Est-du-Lac, ce qui maintient à un bas niveau la densité d'arbres de 40 cm de DHP. Ce mode de gestion peut sembler valable pour favoriser la régénération et la productivité de la forêt, mais est potentiellement nuisible à l'habitat des gros osieaux.

En ce qui concerne la Forêt Montmorency, on pourrait tenter des comparaisons avec les territoires de la Forêt Modèle, mais on ne pourrait déterminer si les différences observées sont dues au mode d'exploitation, aux conditions climatiques, ou tout autre paramètre. Ce qu'on peut en tirer, cependant, est qu'il y a beaucoup de chicots (Tableau 1 et Figure 1) et que la forêt est plus détériorée que le territoire du GFELT (ANOVA,  $P < 0,05$ ). D'ailleurs, il y a peu d'aménagement de «nettoyage» comme à l'Est-du-Lac. Par contre, la FM ne possède pas beaucoup de gros arbres (40 cm DHP), soit une densité similaire à celle du GFELT. La forêt boréale, dont fait partie la sapinière, n'offre pas des essences qui viennent particulièrement grosses à maturité. La plupart des arbres demeurent de faible diamètre, et les gros arbres sont surtout des essences feuillues, comme le Bouleau blanc. L'importance de maintenir de telles essences en forêt boréale est donc évidente. Entre autres, ce sont les plus propices à être utilisés par les canards pour la nidification (Savard, 1988; Courteau et al., 1997). Le territoire de la Forêt Montmorency possède donc une densité appréciable de petits chicots, mais pas une bonne qualité d'habitat pour les grosses espèces. Les priorités d'interventions doivent donc viser les gros arbres.

Les coupes affectent négativement la disponibilité de chicots (Hansen et al., 1995; Greenberg et al., 1995). À la forêt Montmorency, les petites CPR laissent parfois certains arbres debouts, notamment les

chicots et certaines essences feuillues non-commerciales. Cependant, la densité est tout de même diminuée. On y retrouve 2,3 chicots / ha tandis que dans la forêt avoisinante, on en compte 15,4 / ha. La différence est significative (test de *Mann-Whitney*,  $P < 0,05$ ). Les chicots qui restent debouts dans les coupes ont toutefois la même cote de détérioration que dans la forêt avoisinante. Donc, les chicots sont moins abondants une fois le peuplement exploité, mais la condition des chicots restants n'est pas modifiée. Traditionnellement, l'exploitation de la matière ligneuse dans les forêts conifériennes ne prélève généralement que les conifères et laisse debout certaines essences feuillues tels bouleaux et peupliers. Or, les chicots d'essences résineuses sont tout de même prélevés et ceci affecte évidemment la disponibilité totale.

Une autre indication que les coupes ont un effet néfaste sur la densité de chicots est reflétée par les résultats des inventaires de la forêt riveraine de la SNR. Bien que seuls les arbres de 40 cm DHP aient été recensés, on peut comparer la disponibilité de ceux-ci avec leur disponibilité dans les forêts mésiques avoisinantes. Ces gros arbres deviendront éventuellement des chicots, donc sont des sites de nidification potentiels pour les canards, et bien d'autres espèces. Les résultats démontrent qu'il y a autant de ces gros arbres dans la bande de 0 à 20 mètres (3,8 / ha) que dans la forêt mésique mature (2,4 / ha). Cependant, il y en a moins dans la bande de 20 à 40 mètres (0,8 / ha). Cette dernière bande de 20-40 m a été soumise à l'exploitation récente (<50 ans), donc les gros arbres ont été coupés. Ceci se traduit par une diminution des sites de nidification potentiels pour les gros oiseaux terrestres et aquatiques. L'habitat peut être de bonne qualité sur le tour du lac, mais diminue au-delà de 20 m. Il y a alors de fortes chances que même la bande de 20 m ne soit pas utilisée par les oiseaux terrestres puisque la superficie disponible n'est pas assez grande pour

supporter même un seul territoire d'oiseau. D'ailleurs, la qualité de l'habitat pour les lacs qui sont bordés de coupes diminuera avec le temps. En effet, les gros chicots qui sont actuellement debouts dans les parterres de coupes avoisinants les lacs vont éventuellement tomber, et il n'y aura plus de gros arbres pour les remplacer.

#### **4.2 RELATIONS CHICOTS-OISEAUX**

Les inventaires de traces d'alimentation et les appels d'oiseaux au magnétophone réalisés à la SNR et sur le territoire du GFELT ne montrent pas de différences significatives dans l'abondance des oiseaux nicheurs de cavités de ces deux sites. Bien que la technique utilisée et l'effort d'échantillonnage ne soient pas des plus performants, ce résultat est tout de même surprenant si on considère les différences dans la disponibilité de chicots entre les deux territoires. Plusieurs interprétations peuvent être proposées. Si seule une faible proportion de chicots est utilisée, même à de très faibles densités, il se peut que la ressource ne soit pas limitante. Il y a probablement des ressources alternatives qui sont disponibles en l'absence de chicots, ou encore que de très faibles densités soient déjà suffisantes. En fait, ce que l'oiseau recherche, c'est de la nourriture, et même s'il n'y a pas de chicots, il doit pouvoir en trouver sur d'autres arbres (vivants). L'absence de relation entre l'utilisation et le DHP moyen suggère que même si des gros chicots sont peu disponibles, les oiseaux s'accommodent probablement avec de petits chicots ou ne les utilisent même pas. Bref, la ressource «chicot» ne semble pas limitante au regard des observations du pourcentage d'utilisation.

D'autre part, il faut prendre note que ces traces d'utilisation peuvent être très biaisées. Tout d'abord, les différents modes

d'alimentation ne laissent pas tous des traces aussi évidentes les unes que les autres, ce qui cause des problèmes de détectabilité lors des inventaires (obs. pers. D. Bergeron; comm. pers. F. Doyon). D'ailleurs, certains comportements comme le glanage ne laissent aucune trace perceptible, pourtant l'arbre est bel et bien utilisé comme substrat. De plus, des traces laissées sur les arbres peuvent être détectées longtemps après que l'arbre a perdu sa valeur pour un oiseau. Pourtant, l'observateur détecte la trace et note l'arbre comme ayant été utilisé et possédant une valeur pour l'oiseau. Finalement, il est possible que les traces d'alimentation n'aient pas toutes la même détectabilité sur des espèces de chicots différentes. Il y a donc plusieurs biais qui peuvent survenir dans ce type d'inventaire, et l'interprétation des résultats doit se faire prudemment. Ainsi, même si aucune relation n'a été détectée entre l'utilisation des chicots et leur densité ou leur DHP moyen, cela n'exclut pas la possibilité qu'il y en ait. La faible puissance de l'analyse ne permet peut-être pas de détecter une différence. En fait, la Seigneurie Nicolas-Riou pourrait tout de même posséder une meilleure qualité d'habitat que l'Est-du-Lac, même si ces relevés ne l'indiquent pas.

Malgré le fait que les chicots de toutes catégories soient plus disponibles à la Seigneurie, la diversité spécifique des oiseaux n'y est pas plus élevée. Il n'y a pas de différence significative entre les nombres maximaux d'espèces retrouvées sur les places-échantillons des territoires de la Seigneurie et de l'Est-du-Lac. Si la ressource «chicot» avait été limitante, on aurait dû s'attendre à une moins grande utilisation du territoire à l'Est-du-Lac, donc moins d'espèces. Les traces d'alimentation sur les arbres n'indiquent pas non plus que les chicots sont limitants (Figure 4). De plus, les arbres de tous les diamètres ont été utilisés sans discrimination apparente (Figure 5). On peut donc avancer, d'après ces résultats, que dans l'état actuel, le

territoire de l'Est-du-Lac offre une abondance de chicots qui ne limite pas les oiseaux nichant dans les cavités.

Pour ce qui est de la Forêt Montmorency, la faible réponse des populations d'oiseaux (1,35 espèces) pourrait s'expliquer par le fait que cet habitat (i.e. sapinière boréale) n'est généralement pas très riche, et que les chicots qu'on y retrouve sont de faible diamètre. Toutefois, comme nous n'avons pas de base de comparaison en forêt boréale, il est difficile de déterminer si la ressource chicot est limitante pour les oiseaux nichant dans les cavités.

Finalement, l'indice de constance de réponse fait ressortir des résultats particulièrement intéressants pour les territoires de la Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent. En effet, l'espèce la plus constante à la SNR est la Chouette rayée. D'ailleurs, au moins trois couples distincts de cette espèce ont pu être repérés et localisés (obs. pers., D. Bergeron), alors qu'aucune présence de chouette n'a pu être détectée sur le territoire du GFELT. La densité d'arbres 40 cm DHP étant ~5 fois plus élevée à la Seigneurie, ces observations ne sont pas surprenantes. Cette espèce, comme la plupart des espèces situées au niveau supérieur de la chaîne trophique, a un grand domaine vital et elle requiert de vastes superficies en forêt mature. Le fait de retrouver 3 couples à proximité les uns des autres est alors digne de mention dans le Bas-Saint-Laurent où cette espèce est en général peu abondante.

L'indice de constance peut donner une idée des espèces propices à une étude, mais il est tout de même biaisé car il ne tient pas compte du fait que certaines espèces sont plus discrètes ou n'ont pas le même rayon de détection que d'autres. En effet, prenons le cas de la Chouette rayée, qui est très facile à détecter lorsqu'elle répond, versus la Nyctale de Tengmalm, qui n'émet pratiquement pas de bruit et qui est plus discrète. Les deux espèces pourraient répondre aussi souvent l'une

que l'autre, mais la nyctale serait détectée moins souvent et son indice de constance serait diminué. Ainsi, la faiblesse de cet indice est de ne pas tenir compte de la détectabilité différente des espèces. Ceci n'affecte pas les conclusions quant au choix des espèces propices à étudier, mais mitige les résultats relatifs à l'utilisation du territoire. Il serait bon de continuer à développer cet indice et le compléter, car il semble prometteur.

Par ailleurs, le seul fait de retrouver 5 espèces stables à la Seigneurie vs 3 à l'Est-du-Lac suggère que les oiseaux nichant dans des cavités soient plus abondants, ou du moins plus territoriaux dans les érablières matures plus riches en chicots de la SNR.

## 5. RECOMMANDATIONS

Cette étude constitue une première approximation de la problématique québécoise des chicots. Réalisée sur à peine deux ans avec un budget modeste, elle ne répond pas à toutes les questions et ne suggère pas de normes «définitives». Nous considérons que des études supplémentaires sont nécessaires avant de suggérer des normes générales et locales de gestion des chicots. Dans les paragraphes suivants, nous présentons 4 questions qui correspondent aux axes de recherche à privilégier:

- (A) Quelles essences doit-on favoriser? Quelle est l'espérance de vie d'un chicot d'une espèce donnée à un stade donné de détérioration? Par exemple, si un chicot de peuplier dure 5 fois moins longtemps qu'un chicot de bouleau, il en faudrait 5 fois plus pour assurer une disponibilité en tout temps.
- (B) Comment répartir les chicots dans le paysage? Uniformément ou en pochettes? Doit-on développer une norme unique pour les milieux

mésiques et riverains? Comment les intégrer dans le paysage en minimisant les risques de chute sur les travailleurs forestiers?

(C) Comment évaluer l'utilisation des chicots pour l'alimentation des pics? Notre étude ne montre pas de relation entre l'abondance des traces d'alimentation sur les arbres et la santé ou l'abondance des chicots. Est-ce parce que les pics ne montrent pas de préférences ou encore parce qu'ils s'alimentent le plus souvent sans laisser de traces (par exemple en glanant)?

(D) Quels sont les besoins des oiseaux en termes de cavités? Nous avons trouvé très peu de cavités et nous n'avons pas vérifié si les oiseaux qui répondaient aux appels au magnétophone étaient nicheurs. Par exemple, les oiseaux utilisent-ils les petits chicots ou seulement les gros?

Mais notre étude n'a pas seulement soulevé des questions: elle apporte des réponses à certaines questions concernant les oiseaux nicheurs de cavités et les chicots. Conséquemment, nous formulons les 6 recommandations suivantes:

(1) Maintenir en tout temps, c'est-à-dire à tous les stades de la succession forestière, un minimum de 1 chicot [ $>35$  cm de DHP et  $>3$  m haut] à l'hectare sur un territoire. Il n'est peut-être pas nécessaire que chaque hectare de forêt ait son chicot, mais à l'échelle de 20 hectares, on devrait totaliser 20 chicots. Nous considérons que cette norme est un minimum. Aucune étude dans l'est américain n'a suggéré de norme inférieure.

(2) En forêt publique, la réglementation sur les modes d'intervention en milieu forestier autorise la récolte du tiers des arbres sur la bande de protection de 20 m (lorsque la pente est  $<40\%$ ) le long des cours d'eau et des plans d'eau. Étant donné que cette pratique favorise la coupe des gros arbres (futurs chicots), nous suggérons

d'abolir cette autorisation ou, à tout le moins, assurer la protection intégrale d'un certain pourcentage des bandes riveraines.

(3) Dans les aires de coupe à blanc (avec protection de la régénération et des sols), la réglementation actuelle limite le volume de bois de conifère vivant qu'on peut laisser sur pied. Étant donné que cette réglementation empêche de laisser des gros arbres (futurs chicots) dans les aires de coupe, on ne peut assurer le renouvellement des chicots. Nous recommandons de ré-évaluer cette réglementation. Actuellement, cette norme n'inclut pas les feuillus comme le bouleau et le peuplier, traditionnellement considérés comme ayant une faible valeur commerciale, mais l'intérêt accru pour cette ressource depuis le début des années 90 pourrait amener l'état à réglementer... au détriment de la faune.

(4) Nous recommandons d'inclure un inventaire des gros chicots (>35 cm DHP) dans les inventaires multi-ressources. L'inventaire de petits chicots, long et coûteux à effectuer, n'est peut-être pas justifié actuellement, mais il pourrait le devenir avec l'intensification de l'aménagement et de certaines pratiques «sanitaires» (coupe de bois mort).

(5) Nous recommandons de mettre sur pied un programme de protection d'arbres dédiés à la faune. En Colombie britannique, on a récemment instauré un programme de protection de tels arbres («wildlife trees»). En forêt privée, les propriétaires forestiers pourraient être invités à sélectionner eux-mêmes les arbres à faune et à leur apposer une étiquette normalisée. Outre la protection directe d'arbres à faune, ce programme favoriserait la sensibilisation du public forestier.

(6) Une recommandation particulière concernant les Chouettes rayées de la Seigneurie Nicolas-Riou: Nous recommandons d'accorder une

protection particulière aux forêts feuillues matures qui hébergent des Chouettes rayées sur ce territoire. La Chouette rayée ne niche pas nécessairement dans un chicot, mais elle niche dans une cavité ou un vieux nid de rapace invariablement situé dans un gros arbre en forêt feuillue ou mixte fermée (Gagnon et Bombardier 1995). Il serait opportun de vérifier si les autres érablières de la Seigneurerie Nicolas-Riou hébergent aussi cette espèce peu commune dans le Bas-Saint-Laurent.

## 6. REMERCIEMENTS

Cette étude a été rendue possible grâce à la participation financière de la Fondation de la Faune du Québec, de la Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent, de la Forêt Montmorency, ainsi que du Service Canadien de la Faune, région du Québec. Nous remercions Anik Giguère, Sylvie Daigle, Marie-Hélène Michaud et Marianne Courteau pour leur participation aux travaux de terrain.

## 7. BIBLIOGRAPHIE

- Cline, S.P., Berg, A.B., and H.M. Wight, 1980. Snag characteristics and dynamics in Douglas-fir forests, western Oregon. *J. Wildl. Manage.* 44 (4): 773-786.
- Conner, R.N. 1978. Snag Management for Cavity Nesting Birds. Pp. 120-128 dans DeGraaf, R.M., Ed., *Proc. of the Workshop: Management of southern forests for nongame birds*. U.S. For. Serv. Gen. Tech. Rep. SE-14.
- Courteau, M., Darveau, M. 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, Sainte-Foy.
- Daily, G.C., Erhlich, P.R., and N.M. Haddad, 1993. Double keystone bird in a keystone species complex. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 90: 592-594.

- DeGraaf, R.M. and A.L. Shigo. 1985. Managing cavity trees for wildlife in the Northeast. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. NE-101.
- Evans, K.E., and R.N. Conner. 1979. Snag Management. Pp. 214-225 dans DeGraaf, R.M. et K.E. Evans, Eds. Management of north central and northeastern forests for nongame birds. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. NC-51.
- Gagnon, C. et M. Bombardier. 1995. Chouette rayée. Pp. 618-621 dans Gauthier, J. et Y. Aubry, Eds. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Montréal, Société québécoise pour la protection des oiseaux, Montréal et Service canadien de la faune, Ste-Foy.
- Greenberg, C.H., Harris, L.D., and D.G. Neary. 1995. A comparison of bird communities in burned and salvage-logged, clearcut, forested Florida Sand Pine scrub. *Wilson Bull.* 107(1): 40-54.
- Hansen, A.J., McComb, W.C., Vega, R., and M. Hunter, 1995. Bird habitat relationships in natural and managed forests in the West Cascades of Oregon. *Ecol. Appl.* 5(3): 555-569.
- Kelly, J.F., Pletschet, S.M. , and D.M. Leslie, Jr., 1993. Habitat associations of Red-Cockaded Woodpecker cavity trees in an old-growth forest of Oklahoma. *J. Wildl. Manage.* 57(1): 122-128.
- Land, D., Marion, W.R., and T.E. O'Meara, 1989. Snag availability and cavity nesting birds in Slash Pine plantations. *J. Wildl. Manage.* 53(4): 1165-1171.
- McComb, W.C. et R.N. Muller, 1983. Snag densities in old-growth and second growth appalachian forests. *J. Wildl. Manage.* 47(2): 376-382.
- Morrison, M.L. et M.G. Raphael, 1993. Modeling the dynamics of snags. *Ecol. Appl.* 3(2):322-330
- Newton, I., 1994. The role of nest sites in limiting the number of hole-nesting birds: a review. *Biol. Conserv.* 70: 265-276.
- Raphael, M.G. et M. White, 1984. Use of snags by cavity-nesting birds in the Sierra Nevada. *Wildl. Monogr.* 86: 1-66.
- Savard, J.-P., 1988. Use of nest boxes by Barrow's Goldeneyes: Nesting success and effect on the breeding population. *Wild. Soc. Bull.* 16: 125-132.
- Short, L.L. and J.F.M. Horne, 1990. Woodpeckers - A world perspective and conservation concern dans Carlson, A. et G. Aulén, Eds. Conservation and management of woodpecker populations. Swedish Univ. Agri. Sci., Dept. Wildl. Ecol., Report 17.
- Welsh, C.J.E. and D.E. Capen, 1992. Availability of nesting sites as a limit to woodpecker populations. *For. Ecol. Manage.* 48: 31-41.

## ANNEXE 1. LISTE DES NOMS SCIENTIFIQUES DES ESPÈCES D'OISEAUX ET D'ARBRES

### OISEAUX:

Chouette rayée	<i>Strix varia</i>
Grand Pic	<i>Dryocopus pileatus</i>
Pic mineur	<i>Picoides pubescens</i>
Pic chevelu	<i>Picoides villosus</i>
Pic maculé	<i>Sphyrapicus varius</i>
Pic à dos noir	<i>Picoides arcticus</i>
Pic tridactyle	<i>Picoides tridactylus</i>
Pic flamboyant	<i>Colaptes auratus</i>
Sittelle à poitrine rousse	<i>Sitta canadensis</i>
Sittelle à poitrine blanche	<i>Sitta carolinensis</i>
Mésange à tête noire	<i>Parus atricapillus</i>
Mésange à tête brune	<i>Parus hudsonicus</i>
Nyctale de Tengmalm	<i>Aegolius funereus</i>
Petite Nyctale	<i>Aegolius acadicus</i>
Crécerelle d'Amérique	<i>Falco sparverius</i>
Tyrann huppé	<i>Myiarchus crinitus</i>
Hirondelle bicolore	<i>Tachycineta bicolor</i>
Merlebleu de l'Est	<i>Sialia sialis</i>

### ARBRES:

Sapin baumier	<i>Abies balsamea</i>
Bouleau jaune	<i>Betula alleghaniensis</i>
Bouleau blanc	<i>Betula papyrifera</i>
Hêtre à grandes feuilles	<i>Fagus grandifolia</i>
Érable à sucre	<i>Acer saccharum</i>
Épinette noire	<i>Picea mariana</i>
Épinette blanche	<i>Picea glauca</i>
Peuplier faux-tremble	<i>Populus tremuloides</i>

## ANNEXE 2. 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 vivants de même diamètre
8. Moignon
  - moins de 2 m de hauteur

**Cette étude a été financée par:**

**la Fondation de la Faune du Québec**

**la Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent**

**la Forêt Montmorency de l'Université Laval**

**le Service canadien de la faune, région du Québec**

