

**ÉTUDE DU RÔLE DU CORMORAN À AIGRETTES (*Phalacrocorax auritus*)
COMME MÉCANISME NATUREL DE PERTURBATION DES
ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS DE LA RÉSERVE DE PARC NATIONAL DE
L'ARCHIPEL-DE-MINGAN**

Contrat no : 95-1703

Présenté à Parcs Canada

Région du Québec

Josée Potvin, M. Sc.

Hubert Morin, Ph. D.

Réjean Gagnon, Ph. D.

Germain Savard, Ing. for.

Laboratoire d'écologie végétale

Université du Québec à Chicoutimi

Février 1996

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier très sincèrement Madame Cornelia Krause pour son aide lors de l'analyse des données ainsi que Messieurs Yvon Grenier et Charles Kavanagh, gardes de parc à la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan, pour leur grande disponibilité et leur aide qui furent très appréciées lors de la récolte des données dans l'archipel ainsi que pour les nombreuses informations qu'ils nous ont fournies.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
TABLE DES MATIÈRES	iii
LISTE DES TABLEAUX	vi
LISTE DES FIGURES	viii
1. INTRODUCTION	1
2. RÉGION ÉTUDIÉE	5
2.1 Archipel de Mingan.....	5
2.1.1 Situation géographique	5
2.1.2 Géologie et géomorphologie	5
2.1.3 Conditions climatiques.....	7
2.1.4 Sols	7
2.1.5 Végétation	8
2.2 Présentation des îles étudiées.....	9
2.2.1 Île à Bouleaux du Large	9
2.2.2 Île Sainte-Geneviève	10
2.2.3 Petite île Sainte-Geneviève	10
2.3 Sites étudiés	11
3. MATÉRIEL ET MÉTHODES	14
3.1 Choix des cormorandières	14
3.2 Caractérisation des anciennes cormorandières.....	14
3.2.1 Végétation	14
3.2.2 Régénération	15
3.2.3 Pédons.....	16
3.3 Méthode de localisation d'anciennes cormorandières.....	16

3.4 Influence des cormorans sur les patrons de croissance des arbres.....	17
3.4.1 Données recueillies.....	17
3.4.2 Bétulaie blanche de l'île Sainte-Geneviève	17
3.4.3 Analyse des échantillons en laboratoire.....	18
4. RÉSULTATS.....	21
4.1 Historique de la présence du Cormoran à aigrettes dans l'archipel de Mingan.....	21
4.2 Caractéristiques de la végétation	27
4.2.1 Sapinière non perturbée de l'île à Bouleaux du Large.....	27
4.2.2 Cormorandières actives.....	27
4.3 Caractérisation des anciennes cormorandières.....	29
4.3.1 Végétation	29
4.3.2 Régénération	31
4.3.2.1 Île à Bouleaux du Large	31
4.3.2.2 Île Sainte-Geneviève.....	33
4.4 Méthode de localisation des anciennes cormorandières	33
4.4.1 Bétulaie blanche	38
4.5 Pédons	38
4.6 Influence des cormorans sur les patrons de croissance des arbres.....	39
4.6.1 Patron de mortalité des arbres.....	39
4.6.1.1 Île à Bouleaux du Large.....	39
4.6.1.2 Petite île Sainte-Geneviève.....	41
4.6.2 Arbres survivants de l'ancienne cormorandière de l'île Sainte- Geneviève	43
4.6.3 Bétulaie blanche de l'île Sainte-Geneviève	45

5. DISCUSSION.....	48
5.1 Impact des cormorans sur la végétation	48
5.1.1 Caractéristiques de la végétation.....	48
5.1.2 Régénération	51
5.2 Méthode de localisation des anciennes cormorandières	54
5.3 Impact des cormorans sur la croissance des arbres	56
5.3.1 Patron de mortalité	56
5.3.2 Arbres survivants.....	57
5.3.3 Bétulaie blanche de l'île Sainte-Geneviève et herbaçaie à épilobes	59
5.3.4 Petite île Sainte-Geneviève	62
5.4 Colonisation de l'archipel de Mingan par les cormorans.....	62
5.4.1 Île à Bouleaux du Large	62
5.4.2 Île Sainte-Geneviève et Petite île Sainte-Geneviève	63
5.5 Rôle des cormorans comme mécanisme perturbateur naturel des écosystèmes forestiers	64
6. RECOMMANDATIONS.....	66
7. CONCLUSION	69
RÉFÉRENCES	70

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Résumé des analyses effectuées pour chacun des sites échantillonnés dans l'Archipel de Mingan.....	20
Tableau 2. Historique de la présence du Cormoran à aigrettes dans l'Archipel de Mingan, refuge des îles aux Bouleaux (formé de l'île à Bouleaux du Large, de l'île à Bouleaux de Terre et du Pain de Sucre).....	23
Tableau 3. Historique de la présence du Cormoran à aigrettes dans l'Archipel de Mingan, refuge de Betchouane (formé de l'île à Calculot des Betchouanes et de l'île Innu).....	24
Tableau 4. Historique de la présence du Cormoran à aigrettes dans l'Archipel de Mingan, Île Sainte-Geneviève, Petite île Sainte-Geneviève et Cormoraillère Sainte-Geneviève.....	26
Tableau 5. Pourcentage de recouvrement des strates arborescente, arbustive, herbacée et muscinale d'une sapinière non perturbée par les cormorans de l'île à Bouleaux du Large (n= 5 parcelles).....	28
Tableau 6. Pourcentage de recouvrement des strates arborescente, arbustive, herbacée et muscinale d'une ancienne cormorandière de l'île à Bouleaux du Large (n= 5 parcelles).....	30

Tableau 7. Pourcentage de recouvrement des strates arborescente, arbustive, herbacée et muscinale d'une ancienne cormorandière de l'île Sainte-Geneviève (n= 5 parcelles).....	31
--	----

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Localisation de l'Archipel de Mingan et des îles étudiées (île à Bouleaux du Large, île Sainte-Geneviève, et Petite île Sainte-Geneviève) qui sont identifiées par des flèches.....	6
Figure 2. Localisation des sites étudiés sur l'île à Bouleaux du Large.....	12
Figure 3. Localisation des sites étudiés sur l'île Sainte-Geneviève et la Petite île Sainte-Geneviève.....	13
Figure 4. Distribution des semis de Sapin baumier selon un transect de 170 m dans l'ancienne cormorandière de l'île à Bouleaux du Large (n= 42 semis). Les flèches indiquent les limites de l'ancienne colonie.....	32
Figure 5. Structure d'âge de la régénération de Sapin baumier du transect de l'ancienne cormorandière de l'île à Bouleaux du Large (n= 42 semis).....	34
Figure 6. Distribution des semis de Sapin baumier selon un transect de 170 m dans l'ancienne cormorandière de l'île Sainte-Geneviève (n= 54 semis). Les flèches indiquent les limites de l'ancienne colonie.....	35
Figure 7. Structure d'âge de la régénération de Sapin baumier du transect de l'ancienne cormorandière de l'île Sainte-Geneviève (n= 54 semis).....	36

- Figure 8. Courbes dendrochronologiques indicées montrant le patron de mortalité de 4 Sapins baumiers et d'une Épinette blanche de la cormorandière active de l'île à Bouleaux du Large. Les flèches indiquent les dates de mortalité des arbres.....40
- Figure 9. Courbes dendrochronologiques indicées montrant le patron de mortalité de 9 Sapins baumiers et d'une Épinette blanche de la cormorandière active de la Petite île Sainte-Geneviève.....42
- Figure 10. Courbes dendrochronologiques indicées de 4 Sapins baumiers (a) et de 2 Épinettes blanches (b) survivants de l'ancienne cormorandière de l'île Sainte-Geneviève.....44
- Figure 11. Courbes dendrochronologiques indicées de 5 Épinettes blanches (a), de 2 Bouleaux à papier (b) et de 3 Sapins baumiers (c) de la bétulaie de l'île Sainte-Geneviève.....46

1. INTRODUCTION

L'archipel de Mingan représente un lieu de prédilection pour la nidification de plusieurs espèces d'oiseaux marins. On en dénombre 11 espèces (Chapdelaine et Bourget 1981) dont le Cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus* (Lesson)). Le Cormoran à aigrettes niche dans des habitats variés possédant comme caractéristique commune d'être peu accessibles aux prédateurs terrestres, tels que les îles ou encore les falaises inaccessibles (Desgranges *et al.* 1984; Bédard 1987). En Minganie, cet oiseau marin niche en pleine forêt, souvent à la périphérie de petits lacs (Couillard, Grondin *et al.* 1983).

Les nids, faits de branchages, de tiges de plantes et d'algues marines, sont placés aussi bien dans des arbres (environ la moitié des nids au Québec) qu'au sol, sur le roc nu ou dans l'herbe courte (Desgranges *et al.* 1984). Certains indices suggèrent que le succès des oiseaux nichant dans les arbres est supérieur à celui de ceux nichant au sol (Desgranges *et al.* 1984). Le pillage des nids par les goélands et le dérangement humain semblent être moins élevés dans le premier cas (Desgranges *et al.* 1984; Bédard 1987). Il est plausible qu'advenant un choix, les cormorans préfèrent nicher dans un arbre plutôt qu'au sol (Lock et Ross 1973). En Minganie, le cormoran construit son nid à la cime des arbres, chaque arbre pouvant porter jusqu'à trois nids (Couillard, Grondin *et al.* 1983).

Les populations québécoises du Cormoran à aigrettes sont présentement à la hausse (Desgranges *et al.* 1984) et les effectifs de l'archipel de Mingan n'échappent pas à cette tendance. En 1986, on dénombrait 1 277 couples nicheurs dans l'archipel (Grenier 1987) alors que cinq ans plus tard, en 1991, on en comptait 1 528 (Grenier 1993). Les causes de cette augmentation des populations sont méconnues. Cette augmentation peut être liée à des causes humaines, telle une diminution de l'exploitation abusive et de la persécution dont les

cormorans ont longtemps fait l'objet (Desgranges *et al.* 1984), particulièrement sur la Côte Nord du golfe Saint-Laurent, à une plus grande disponibilité de nourriture ou à un effet synergique d'un ensemble de facteurs.

L'utilisation des mêmes arbres pour la nidification pendant plusieurs années entraîne l'accumulation d'excréments au sol (Desgranges 1980). Les excréments fortement azotés des jeunes qui demeurent dans leur nid (perché au sommet des arbres) plusieurs semaines après leur naissance jusqu'à l'âge de l'envol (Pilon *et al.* 1983) ainsi que ceux des parents, ont pour effet de détruire complètement la végétation sous les arbres et de tuer les arbres eux-mêmes par la suite (Grondin *et al.* 1986a). Les excréments de ces oiseaux sont reconnus pour perturber l'équilibre ionique du sol et causer la mort des plantes (Dusi 1977). Une partie de l'azote contenue dans les fientes est sous forme ammoniacale qui est toxique pour la plante (Haynes et Goh 1978). Celle-ci absorbe une partie de cet azote mais secrète en échange des ions H^+ dans le sol avoisinant. Les fortes teneurs en ammoniac causent également une baisse du prélèvement des bases comme le Ca, le K et le Mg par la plante (Haynes et Goh 1978). La chute du pH occasionnée par cette libération d'ions H^+ contribue au ralentissement de l'activité bactérienne et de la décomposition de la matière organique, ce qui entraîne aussi une accentuation de la baisse du pH. Sur l'île Blanche dans l'estuaire du Saint-Laurent, des échantillons de l'horizon organique du sol prélevés dans le centre d'une colonie de Cormorans à aigrettes présentaient un pH variant de 3,9 à 4 (J. Huot dans Bédard 1987). Même après que la végétation ait succombé à ces effets, la baisse de pH se poursuit puisque les excréments contiennent également des quantités appréciables d'acides organiques. Même si ceux-ci sont peu solubles, ils entretiennent les conditions d'acidité. Cette chute du pH provoque aussi une immobilisation des éléments nutritifs comme le P, le Ca, le Mg et le K sous forme de composés insolubles, ce qui rend le sol encore plus impropre à la survie des plantes (Bédard 1987). À cela s'ajoute le fait que les cormorans

arrachent des branches des arbres pour construire leur nid (Léger et McNeil 1987) ce qui n'aide pas à la survie des arbres.

Ces excréments ont donc un effet toxique sur la végétation et entraînent la destruction progressive des habitats forestiers matures dans lesquels s'installent les colonies. On observe une augmentation graduelle des superficies utilisées par le Cormoran à aigrettes et un déplacement des colonies lorsque l'habitat devient trop dégradé (Bédard 1987; Léger et McNeil 1987). Les cormorandières de l'archipel de Mingan sont localisées sur l'île à Bouleaux du Large, l'île Sainte-Geneviève et également, depuis quelques années, sur la Petite île Sainte-Geneviève.

La loi sur les parcs nationaux comporte, depuis 1988, l'obligation d'assurer l'intégrité écologique des écosystèmes. Comme les cormorans sont actuellement en train de modifier les écosystèmes forestiers de certaines îles en détruisant la végétation (Grondin *et al.* 1986a), il paraît donc important de déterminer leur rôle écologique. Les perturbations causées par les cormorandières pourraient être considérées comme un mécanisme naturel potentiel de régénération des forêts de ces îles peu touchées par d'autres perturbations majeures. Des observations passées et des vestiges nous laissent croire que l'abandon d'un site permettrait à la végétation de recommencer à suivre ses stades évolutifs pour redevenir une forêt mature (Parcs Canada 1995). Le Cormoran à aigrettes pourrait donc jouer un rôle tout aussi important dans les mécanismes naturels de perturbation que le feu et les épidémies d'insectes dans d'autres régions. Déjà en 1986, Grondin *et al.* (1986a) mentionnaient qu'il serait intéressant d'étudier le dynamisme des forêts perturbées par les cormorans dans le but de reconstituer l'histoire des perturbations et d'anticiper la nature ainsi que la vitesse de succession des éventuelles formations végétales.

Le but de ce projet préliminaire était donc d'évaluer le rôle du Cormoran à aigrettes comme mécanisme perturbateur des écosystèmes forestiers de la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan (RPNAM).

Les objectifs de cette étude étaient plus particulièrement de :

- 1) déterminer le rôle écologique des cormorans dans l'archipel de Mingan;
- 2) caractériser l'impact des Cormorans à aigrettes sur les patrons de croissance des arbres des cormorandières actuelles;
- 3) localiser d'anciennes cormorandières et caractériser la régénération forestière;
- 4) retracer l'historique des cormorandières dans l'archipel de Mingan.

2. RÉGION ÉTUDIÉE

2.1 Archipel de Mingan

2.1.1 Situation géographique

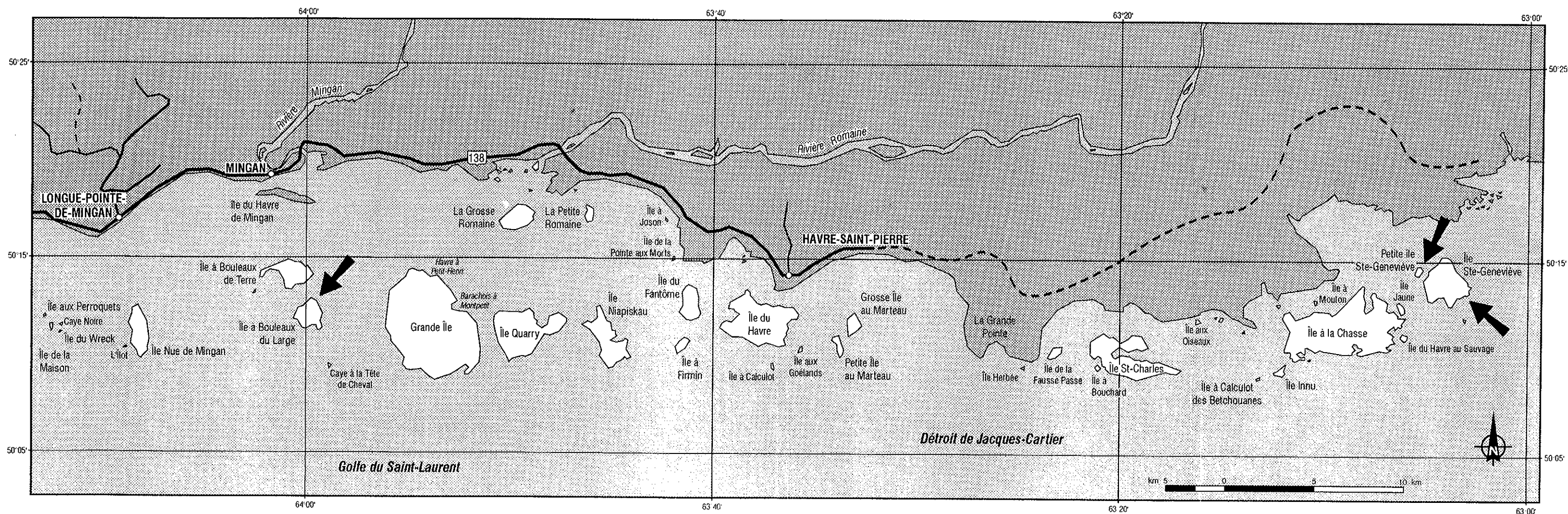
L'archipel de Mingan se situe sur la Moyenne Côte Nord du Saint-Laurent, directement au nord de l'île d'Anticosti et de part et d'autre de la localité de Havre-Saint-Pierre (figure 1). La réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan comprend toutes les îles et îlots (soit 36 îles de 0,01 km² ou plus ainsi que 500 îlots et récifs) qui s'étendent sur environ 175 km, de l'île aux Perroquets jusqu'à l'embouchure de la rivière Aguanus (Paradis 1989). La superficie totale des îles est évaluée à 97 km². La Grande île, avec ses 25,4 km², surpasse en superficie toutes les autres îles de l'archipel.

2.1.2 Géologie et géomorphologie

Les îles de Mingan ainsi qu'une partie de la côte située au nord de l'archipel sont constituées essentiellement de roches sédimentaires ordoviciennes formées en milieu marin au cours de deux périodes de submergences différentes il y a plus de 425 millions d'années. Ainsi, on relève la présence de la formation Romaine, constituée surtout de roches sédimentaires dolomitiques et de la formation de Mingan qui repose en discordance sur la précédente et est constituée surtout de roches sédimentaires calcaires (Parcs Canada 1992). Intimement liée à la nature et à la structure de la roche en place, la géomorphologie des îles de Mingan est le résultat de la double érosion mécanique et chimique des calcaires par les eaux marines. La morphologie de l'archipel est caractérisée par un enchaînement de deux cuestas dont les fronts font face à la Côte Nord voisine alors que les revers, faiblement inclinés, sont

FIGURE 1

LOCALISATION DE L'ARCHIPEL-DE-MINGAN ET DES ÎLES ÉTUDIÉES (île à Bouleaux du Large, île Sainte-Geneviève et Petite île Sainte-Geneviève)



orientés vers le sud (Parcs Canada 1992).

2.1.3 Conditions climatiques

Balayé par les vagues et le vent, soumis à l'action du gel et des embruns marins et baignant dans des courants marins froids, l'archipel de Mingan voit ses caractéristiques climatiques fortement conditionnées par la présence de la mer. Influencé par la trajectoire des courants froids du Labrador et par la rencontre des masses d'air en provenance de la mer et du continent, le climat maritime et mi-nordique des îles est caractérisé par un été relativement frais et un hiver long où les températures sont généralement plus douces que sur le continent. Le contact entre le courant froid du Labrador et l'air plus chaud du continent occasionne de fréquents brouillards (Grondin et Melançon 1980). La température moyenne annuelle est de 1,2° C (Parcs Canada 1992). Enfin, la période de croissance de la végétation est brève.

2.1.4 Sols

La forêt surmonte habituellement des dépôts de plage d'épaisseur variable (0,1 à 2 m) et formés de sable moyen et grossier ainsi que de gravier dont la proportion varie fortement d'un site à l'autre. À quelques rares endroits, l'humus accumulé sous les peuplements forestiers repose directement sur le roc (Grondin et Melançon 1980). Le dépôt de tourbe formé par l'accumulation de matière végétale morte est habituellement peu à moyennement décomposé et son épaisseur varie de 0,5 à 2,5 m (Grondin et Melançon 1980).

2.1.5 Végétation

La végétation de l'archipel de Mingan appartient au domaine de la sapinière à Épinettes blanches (Grandtner 1966). Pour sa part, Rowe (1972) l'inclut dans la région forestière boréale et plus particulièrement dans la section Chibougamau-Natashquan. Le climat maritime, la nature calcaire de l'assise rocheuse, la texture des dépôts de plage, le drainage ainsi que les conditions d'exposition constituent les variables écologiques influençant le plus la végétation minganienne. L'interaction de ces variables a façonné six habitats distincts qui sont par ordre d'importance en superficie: la forêt, la tourbière, la lande, le littoral, les lacs et la falaise (Grondin *et al.* 1983).

Regroupant près de 55 % des îles de Mingan, la forêt est certes l'habitat le mieux représenté en superficie. La forêt minganienne est surtout composée de Sapins baumiers (*Abies balsamea* (L.) Mill.), d'Épinettes blanches (*Picea glauca* (Moench) Voss) et noires (*Picea mariana* (Mill.) BSP.) qui s'associent avec d'autres plantes pour composer 17 groupements végétaux (Grondin *et al.* 1983). La sapinière à *Pleurozium schreberi* est la première en importance représentant 60 % de la forêt minganienne (Grondin *et al.* 1983, 1986a). L'Épinette blanche croît ici et là dans la sapinière (Grondin *et al.* 1986a).

L'espèce dominante est le Sapin baumier (Grondin et Melançon 1980). Cette essence s'associe à l'Épinette blanche, au Bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marsh.) et plus rarement à l'Épinette noire (Grondin et Melançon 1980). Favorisées par un climat idéal à leur croissance, ces forêts dominées par le sapin ressemblent davantage aux forêts de l'île d'Anticosti qu'à celles de la Côte Nord, dominées par l'Épinette noire (Grondin et Melançon 1980).

2.2 Présentation des îles étudiées

Les sites choisis pour cette étude étaient situés sur les îles de l'archipel où l'on retrouve des colonies de Cormorans à aigrettes, soit l'île à Bouleaux du Large, l'île Sainte-Geneviève ainsi que la Petite île Sainte-Geneviève (figure 1).

2.2.1 Île à Bouleaux du Large

Cette île offre une configuration typique de *cuestas* (Parcs Canada 1992) et est dominée par les roches sédimentaires calcaires de la formation Mingan (Grondin *et al.* 1986b). L'habitat forestier domine cette île. D'une superficie totale de 229,25 ha, elle est occupée à 61 % par la forêt (Grondin *et al.* 1986a). Cette forêt est composée principalement de sapinière à *Pleurozium schreberi* (Grondin *et al.* 1986b). On retrouve des tourbières à quelques endroits et tout particulièrement au centre ainsi qu'au centre nord de l'île. Son centre abrite une des cormorandières de l'archipel. Un petit lac, le lac à Canards, est situé au centre de la colonie.

Les dépôts calcaires sont généralement ensevelis sous une épaisse couche d'humus (40 cm en moyenne) qui ne cesse de s'accumuler sous les conditions climatiques défavorables à la décomposition de la matière organique en raison de la forte humidité atmosphérique (Grondin *et al.* 1986a). Le type de sol de cette île est caractéristique d'un podzol humique (Grondin *et al.* 1986a).

2.2.2 Île Sainte-Geneviève

Le relief en cuesta de cette île, orienté du nord vers le sud, est particulièrement bien exprimé. L'assise rocheuse est formée de roches sédimentaires dolomitiques. Les roches dolomitiques sont relativement dures de sorte qu'elles s'effritent très peu sous l'action de la mer et des agents climatiques ce qui conduit à un dépôt mince ou absent. Les sols forestiers se composent habituellement d'un humus épais (40 cm en moyenne) reposant directement sur le roc, empêchant la formation d'horizons podzolisés. Les sols forestiers des îles dolomitiques correspondent généralement au folisol typique (Grondin *et al.* 1986b). Localisée à l'extrémité est de l'archipel, cette île couvre une superficie de 531,75 ha dont 63,5 % est occupé par la forêt dominée par la sapinière à *Pleurozium schreberi* (Grondin *et al.* 1986a). Plusieurs de ces forêts (près de 15 ha) ont été perturbées par les cormorans qui nichent dans la partie sud de l'île (Grondin *et al.* 1986b). Plusieurs tourbières ombrotrophes et minérotrophes entrecoupées de nombreux lacs (ou mares) brisent la monotonie de la forêt (Grondin *et al.* 1986b).

2.2.3 Petite île Sainte-Geneviève

Il s'agit d'une île principalement forestière (Grondin *et al.* 1986b). Cette île couvre une superficie de 21,5 ha dont 80,2 % est recouvert de forêt (Grondin *et al.* 1986a). Le plateau, formé par la partie centrale de l'île, présente divers stades évolutifs de la sapinière à *Pleurozium schreberi* (Grondin *et al.* 1986b).

2.3 Sites étudiés

La récolte des données s'est effectuée au cours de l'été 1995. Deux sites dans des cormorandières actives en 1995 ont été choisis sur l'île à Bouleaux du Large et la Petite île Sainte-Geneviève (figures 2 et 3). Une ancienne cormorandière de l'île à Bouleaux du Large et une autre de l'île Sainte-Geneviève ont également été étudiées (figure 2 et 3). Le dépérissement forestier associé aux cormorans dans l'ancienne cormorandière de l'île Sainte-Geneviève était déjà bien visible sur les photos aériennes de 1983 et tout le secteur était affecté. Sur les photos de 1967, les cormorans avaient seulement colonisé le bord du lac. Sur les photos de 1961 ce secteur était intact. Les cormorans auraient donc colonisé ce secteur entre 1962 et 1967. En assumant que cela s'est produit en 1965, cette ancienne cormorandière est donc âgée de 30 ans. Les premiers signes de dépérissement forestier dans l'ancienne cormorandière de l'île à Bouleaux du Large apparaissent sur les photos de 1961. Cette ancienne cormorandière est donc âgée d'au moins 34 ans. Une bétulaie blanche située sur l'île Sainte-Geneviève a également fait l'objet d'un échantillonnage.

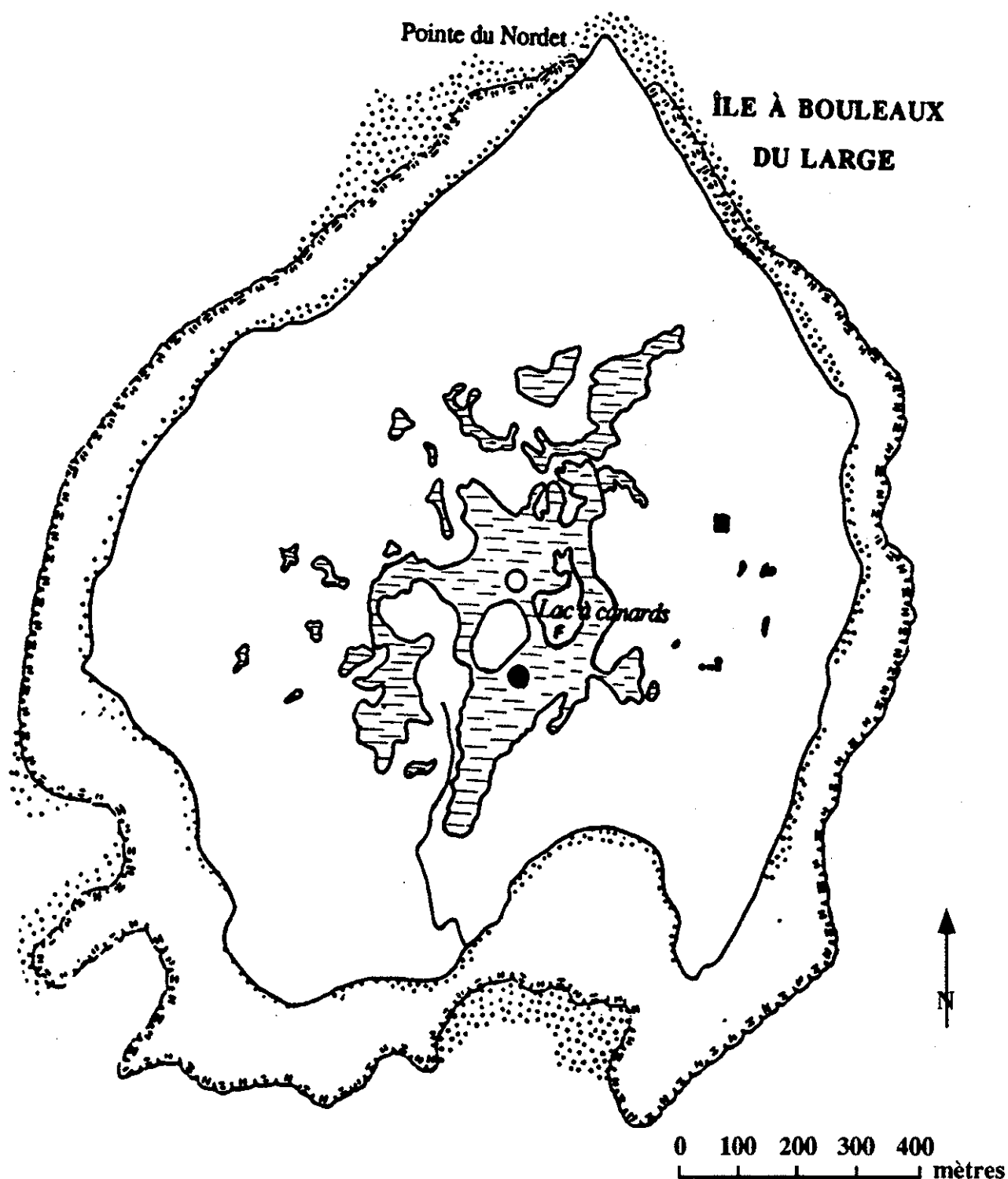


Figure 2. Localisation des sites étudiés sur l'île à Bouleaux du Large soit l'ancienne cormorandière (●), la cormorandière active (○) et la sapinière non perturbée (■). La lettre "F" indique un îlot de forêt. Les surfaces hachurées représentent les secteurs affectés ou ayant été affectés par les cormorans tels que visibles sur les photos aériennes de 1995.

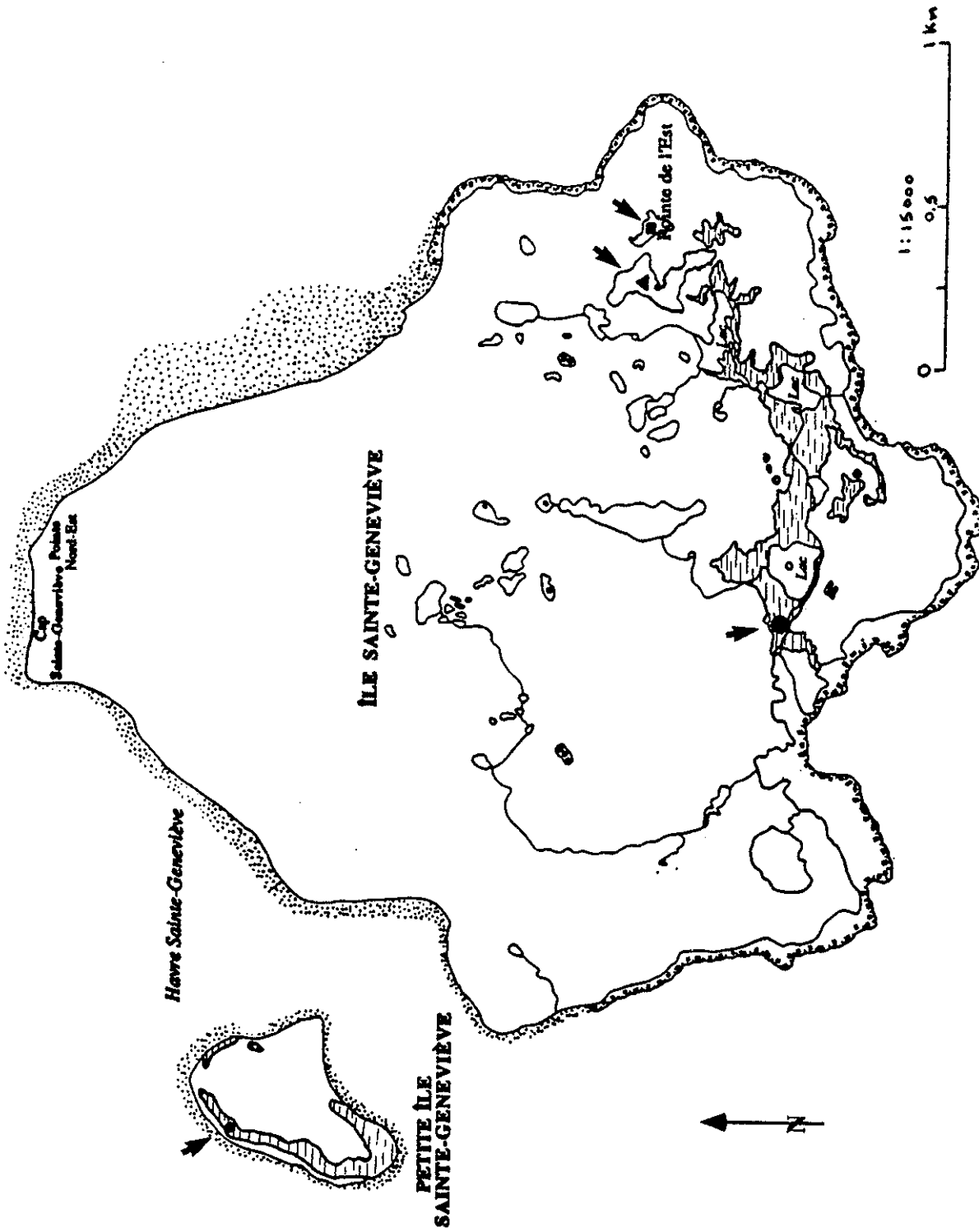


Figure 3. Localisation des sites étudiés sur l'île Sainte-Geneviève soit l'ancienne cormorandière (●), la bétulaie blanche (▲) et l'herbaçaie à Épilobes à feuilles étroites (▲) ainsi que la cormorandière active sur la Petite île Sainte-Geneviève (●). Les surfaces hachurées représentent les secteurs affectés ou ayant été affectés par les cormorans tels que visibles sur les photos aériennes de 1995.

3. MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 Choix des cormorandières

Des cormorandières actives ont été visitées sur l'île à Bouleaux du Large et sur la Petite île Sainte-Geneviève dans le but de caractériser l'impact des cormorans sur les patrons de croissance des arbres et plus particulièrement de déterminer leur patron de mortalité. Des anciennes cormorandières ont également été choisies afin de caractériser la régénération forestière après l'abandon des sites par les cormorans, de vérifier la présence de régénération résineuse et de déterminer l'impact des cormorans sur la croissance d'arbres survivants. Des sites, mentionnés par certains auteurs comme étant d'anciennes cormorandières, ont également fait l'objet d'échantillonnages pour vérifier cette hypothèse.

3.2 Caractérisation des anciennes cormorandières

3.2.1 Végétation

Dans le but de caractériser la régénération forestière après l'abandon des sites par les cormorans, des inventaires de végétation ont été faits autant dans l'ancienne colonie de l'île à Bouleaux du Large que dans celle de l'île Sainte-Geneviève. Le relevé floristique comprenait une évaluation de l'abondance des différentes espèces présentes à l'intérieur de cinq parcelles de 4 m² disposées en quinconce dans un quadrat de 20 m x 20 m et cela par strate (muscinale, herbacée et arbustive). Le pourcentage de recouvrement était noté pour chaque espèce. Le pourcentage de recouvrement des espèces arborescentes était évalué dans un rayon de 10 m autour de la parcelle. La nomenclature utilisée fut celle de Victorin (1964). La strate arborescente comprenait toutes les espèces de DHP (diamètre à hauteur de poitrine) supérieur

à 2,5 cm. La strate arbustive incluait les espèces de moins de 0,5 m et de DHP inférieur à 2,5 cm. La strate herbacée comprenait des espèces de 0,5 m et moins.

La végétation d'une sapinière non perturbée de l'île à Bouleaux du Large (figure 2) a également été caractérisée. Un inventaire de végétation a également été fait dans la cormorandière active de la Petite île Sainte-Geneviève.

3.2.2 Régénération

Afin de vérifier la présence de régénération résineuse dans l'ancienne cormorandière de l'île à Bouleaux du Large et dans celle de l'île Sainte-Geneviève, nous avons effectué un inventaire de la régénération dans chaque site le long d'un transect en bande de 1 m de largeur et de 170 m de longueur. Les semis de Sapin baumier étaient comptés et récoltés dans un quadrat de 1 m² à tous les 10 mètres. Dans l'ancienne cormorandière de l'île à Bouleaux du Large, le transect était orienté nord-ouest—sud-est et débutait près du lac à Canards. Le transect de l'ancienne colonie de l'île Sainte-Geneviève était orienté nord-sud.

Un total de 42 semis de sapin pour l'île à Bouleaux du Large et de 55 semis pour l'île Sainte-Geneviève ont été ramenés au laboratoire afin d'en déterminer l'âge. L'âge des semis les plus gros fut déterminé par le décompte des cernes de croissance, dans la mesure du possible au niveau du collet, à l'aide d'une loupe binoculaire. Dans la plupart des cas, l'application d'une couche de craie fut nécessaire afin d'accentuer le contraste entre les différentes cellules du bois et ainsi faciliter la détermination de l'âge. L'âge des semis les plus petits a été déterminé par le décompte des cicatrices laissées sur la tige par les écailles du bourgeon terminal. Le collet était parfois également absent. Dans ces cas là, nous avons donc accepté comme âge minimum le maximum de cernes de croissance trouvé. Les résultats

sont présentés sous forme de structure d'âge en classes d'âge de 2 ans. L'utilisation de classes d'âge a pour but de réduire l'imprécision relative à la détermination de l'âge des individus.

3.2.3 Pédons

Dans chaque site, sauf sur la Petite île Sainte-Geneviève, un pédon a été fait afin de vérifier la présence ou non de charbons de bois indicateurs de feux anciens.

3.3 Méthode de localisation d'anciennes cormorandières

Afin de localiser avec certitude une ancienne colonie de cormorans, il est nécessaire de posséder un indicateur fiable de leur présence et un indicateur que l'on peut retrouver plusieurs années plus tard. L'accumulation d'excréments, les plumes ou les restes de nourriture sont rapidement décomposés et ne sont donc pas des vestiges utilisables comme indicateur. Lors de nos visites dans les cormorandières actives nous avons remarqué que, sous les nids de cormorans, à la base des arbres, le sol était jonché de petits cailloux. Ces cailloux, qui résistent au passage du temps, pourraient donc constituer un indicateur intéressant du passage des cormorans dans un peuplement. Pour tester cette hypothèse nous avons donc vérifié si, effectivement, on retrouvait communément ces cailloux sous les nids dans les cormorandières actives et au pied des arbres morts dans les sites que l'on savait être des anciennes cormorandières grâce aux photos aériennes (anciennes cormorandières de l'île à Bouleaux du Large et de l'île Sainte-Geneviève). Nous avons également recherché ces cailloux à la base des arbres de la sapinière non perturbée de l'île à Bouleaux du Large et de l'île Sainte-Geneviève ainsi que sur la Petite île Sainte-Geneviève.

3.4 Influence des cormorans sur les patrons de croissance des arbres

3.4.1 Données recueillies

Dans la cormorandière active de l'île à Bouleaux du Large et dans celle de la Petite île Sainte-Geneviève, des Épinettes blanches et des Sapins baumiers morts porteurs de nids furent carottés (une épinette et quatre sapins dans le cas de l'île à Bouleaux du Large et une épinette et neuf sapins dans le cas de la Petite île Sainte-Geneviève) à l'aide d'une sonde de Pressler pour caractériser l'impact des cormorans sur les patrons de croissance des arbres et plus particulièrement pour déterminer le patron de mortalité. Dans le même but, six Sapins baumiers et deux Épinettes blanches qui ont survécu au passage des cormorans ont également été carottés dans l'ancienne cormorandière de l'île Sainte-Geneviève.

3.4.2 Bétulaie blanche de l'île Sainte-Geneviève

D'après Grondin *et al.* (1983), ce site aurait été perturbé par les cormorans et aurait évolué vers une bétulaie blanche. Nous nous sommes donc particulièrement attardés à ce site. La végétation de ce site contraste fortement avec celle des peuplements qui l'entourent composés principalement de sapins. On retrouve des Bouleaux à papier polycormiques et la végétation herbacée est dominée par *Dryopteris spinulosa* (O. F. Muell.) Watt mais on retrouve également de l'Épilobe à feuilles étroites (*Epilobium angustifolium* L.). De nombreux arbres morts debout étaient dispersés au travers des bouleaux. Deux Bouleaux à papier ont été carottés à l'aide d'une sonde de Pressler ainsi que trois Sapins baumiers en marge du peuplement. Des sections transversales de deux sapins morts depuis longtemps ont également été prélevées. Ces arbres étaient malheureusement trop décomposés pour espérer en tirer des informations dendrochronologiques. Un pédon a également été fait dans ce site

pour vérifier la présence ou non de charbons de bois. Presque en continuité avec ce site, on retrouve une herbaçaille de grande étendue dominée par l'Épilobe à feuilles étroites (figure 3). Ce site constitue en quelque sorte un véritable champs d'épilobes. Quelques grandes Épinettes blanches isolées sont dispersées dans ce site. Des carottes furent prélevées sur cinq d'entre elles. Un autre pécion fut également fait dans ce site.

3.4.3. Analyse des échantillons en laboratoire

L'analyse des échantillons s'est déroulée suivant la méthode proposée par Blais (1962) et Swetnam (1985). Chaque carotte fut finement sablée et l'âge a été déterminé en comptant le nombre d'anneaux de croissance sous une loupe binoculaire. La largeur des cernes annuels de croissance a été mesurée à l'aide d'un micromètre Henson (précision 0,01 mm) afin de réaliser une courbe de croissance pour chaque arbre. Les patrons de croissance des arbres ont été ensuite interdatés afin de déterminer l'âge des arbres morts et de faire une courbe de croissance moyenne pour chaque espèce (Blais, 1962; Fritts 1976). La vérification de l'interdatation a été faite à l'aide du programme informatique COFECHA (Holmes 1983; Holmes *et al.* 1986).

La comparaison des courbes de croissance de chaque espèce est facilitée lorsque les mesures de largeur des cernes de croissance annuelle de chacun des individus sont transformées en indice de croissance (Morin et Laprise 1990). L'indice de croissance est le quotient de la largeur mesurée d'un cerne de croissance sur la largeur calculée d'après une courbe théorique. Un modèle approprié de courbe théorique est ajusté à la courbe de croissance. Dans la présente étude, cette étape a été réalisée à l'aide du programme informatique d'analyse de données dendrochronologiques ARSTAN (Cook 1985; Holmes *et al.* 1986) et le modèle de régression utilisé est celui d'une exponentielle négative. Le

principal objectif de cette opération, appelée standardisation, est d'amenuiser les effets de facteurs bio-écologiques (âge de l'arbre, différences de microsites) ayant influencé la croissance radiale des arbres (Schweingruber 1989; Morin et Laprise 1990). La moyenne des indices annuels des courbes donne la courbe dendrochronologique indicée ou standardisée.

Afin de mieux faire ressortir l'impact des cormorans sur la croissance radiale des arbres, les réponses suivantes furent notées pour le sapin et l'épinette: 1) les années du début de ralentissement de croissance (années où la largeur de cernes successifs diminuait graduellement ou abruptement), 2) les années de croissance les plus faibles (années où les cernes étaient extrêmement étroits) et 3) les années de reprise de croissance (années où les cernes étaient revenus à la même largeur qu'avant la période de réduction de croissance).

Finalement, une analyse visuelle des courbes de croissance indicées fut faite afin de comparer la similarité des réponses de croissance des différentes espèces pour une même période de temps et pour mettre en évidence l'impact des cormorans sur la croissance des arbres.

Le tableau 1 résume les analyses effectuées pour chacun des sites échantillonnés dans l'Archipel de Mingan.

Tableau 1. Résumé des analyses effectuées pour chacun des sites échantillonnés dans l'Archipel de Mingan

Sites	Analyses réalisées				
	Inventaire de végétation	Transect de régénération	Prélèvement de carottes -Analyses dendro-chronologiques	Pédon	Recherche de cailloux
Ancienne colonie (STGE)*	X	X	X	X	X
Ancienne colonie (BOUL)†	X	X		X	X
Colonie active (BOUL)			X	X	X
Colonie active (STGP)‡	X		X		X
Bétulaie blanche (STGE)			X	X	X
Herbaciaie à épilobes (STGE)			X	X	X
Sapinière non perturbée (BOUL)	X			X	X
Sapinière non perturbée (STGE)					X
Sapinière non perturbée (STGP)					X

*STGE= Île Sainte-Geneviève

‡STGP= Petite île Sainte-Geneviève

†BOUL= Île à Bouleaux du Large

4. RÉSULTATS

4.1 Historique de la présence du Cormoran à aigrettes dans l'archipel de Mingan

La plus ancienne observation de Cormorans à aigrettes dans ce qui constitue aujourd'hui la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan remonte à 1887. En effet, Palmer (1890) mentionnait la présence de quelques cormorans cette année là dans l'archipel de Mingan mais sans préciser à quel endroit exactement. Quelques 22 ans plus tard, Townsend et Bent (1910) mentionnaient la présence d'une colonie sur un rocher près de Baie-Johan-Beetz en 1909. Cette colonie a été détruite cette même année par une tempête et les cormorans se sont alors déplacés au lac Pashashibou à l'intérieur du continent et y ont formé une colonie. Lors du dernier inventaire effectué en 1991, la colonie du lac Pashashibou était toujours active et comptait 252 individus (Grenier 1993).

Bien que situées en dehors des limites actuelles du parc, deux mentions intéressantes proviennent de Natashquan où Frazar (1887) mentionne la présence d'une petite colonie à cet endroit ainsi que Taverner (1929) en 1928 qui y a observé une colonie comptant 12 individus.

La Côte Nord est l'une des rares régions du Québec à avoir fait l'objet d'un recensement complet de ses cormorandières (Desgranges *et al.* 1984). De 1925 à 1940, Lewis (1925, 1931, 1937, 1942) a parcouru la Côte Nord et a probablement recensé toutes les cormorandières qui s'y trouvaient (Desgranges *et al.* 1984).

En 1925, le Service canadien de la faune (SCF) instaure un programme d'inventaires quinquennaux dans 10 refuges de la Côte Nord dont deux se trouvent en Minganie. L'île à Bouleaux du Large, l'île à Bouleaux de Terre et le Pain de Sucre forment le refuge des îles aux Bouleaux (supprimé de la liste des refuges d'oiseaux migrateurs après 1972) tandis que l'île à Calculot de Betchouanes et l'île Innu représentent le refuge de Betchouane. Les résultats de ces inventaires ont été publiés régulièrement (Lewis 1925, 1931, 1937, 1942; Hewitt 1950; Tener 1951; Lemieux 1956; Moisan 1962; Moisan et Fyfe 1967; Nettleship et Lock 1973; Chapdelaine 1980; Chapdelaine et Brousseau 1984, 1991; Chapdelaine 1994).

Le tableau 2 présente les résultats des observations concernant le Cormoran à aigrettes dans le refuge des îles aux Bouleaux de 1925 à 1991. On constate que la colonisation de l'île à Bouleaux du Large par le cormoran s'est faite entre 1955 et 1960. Ceci correspond aux photos aériennes de 1961 sur lesquelles on remarque les premiers signes de dépérissement forestier associés aux cormorans à l'est du lac à Canards. Mentionnons ici que, bien avant l'arrivée des cormorans, cette île était occupée par une importante population nicheuse d'Eiders à duvet (*Somateria mollissima*) qui a atteint un sommet de 2025 individus en 1960 (Moisan 1962) avant de décliner ensuite. En 1978, on ne comptait plus que 11 eiders (Chapdelaine et Bourget 1981).

Quant au refuge de Betchouane (tableau 3), bien que certains auteurs aient aperçu des cormorans sur ces îles (Nettleship et Lock 1973; Chapdelaine 1980), cet oiseau n'a jamais été confirmé nicheur à cet endroit.

Tableau 2. Historique de la présence du Cormoran à aigrettes dans l'Archipel de Mingan, refuge des îles aux Bouleaux (formé de l'île à Bouleaux du Large, de l'île à Bouleaux de Terre et du Pain de Sucre)

Année de l'observation	Nombre d'individus	Source
1925	0	Lewis 1925
1930	0	Lewis 1931
1935	0	Lewis 1937
1940	0	Lewis 1942
1945	0	Hewitt 1950
1950	0	Tener 1951
1955	0	Lemieux 1956
1960	12*	Moisan 1962
1965	14*	Moisan et Fyfe 1967
1972	0*	Nettleship et Lock 1973
1978	Présence*†	Chapdelaine et Bourget 1981
1980	200*‡	Desgranges <i>et al.</i> 1984
1983	842*	Brousseau 1984
1986	696*	Grenier 1987
1991	1420*	Grenier 1993

* Bouleaux du Large

† espèce présente mais aucune estimation n'a été faite

‡ nidification confirmée en 1980

Tableau 3. Historique de la présence du Cormoran à aigrettes dans l'Archipel de Mingan, refuge de Betchouane (formé de l'île à Calculot des Betchouanes et de l'île Innu)

Année de l'observation	Nombre d'individus	Source
1925	0	Lewis 1925
1930	0	Lewis 1931
1935	0	Lewis 1937
1940	0	Lewis 1942
1945	0	Hewitt 1950
1950	0	Tener 1951
1955	0	Lemieux 1956
1960	0	Moisan 1962
1965	0	Moisan et Fyfe 1967
1972	3*	Chapdelaine 1980
1972	3*	Nettleship et Lock 1973
1977	5*	Chapdelaine 1980
1982	0	Chapdelaine et Brousseau 1984
1988	0	Chapdelaine et Brousseau 1991
1993	0	Chapdelaine 1994

* ne nichent pas

Le tableau 4 présente les mentions de cormorans ayant trait à l'île Sainte-Geneviève, à la Petite île Sainte-Geneviève et à la Cormoraillère Sainte-Geneviève. Au printemps de 1928, Lewis (1929) explorait pour la première fois la colonie déjà importante de cormorans de l'île Sainte-Geneviève. Lewis (1929) situait cette colonie sur la pointe la plus au sud-est de l'île, site qui correspondrait à la pointe de l'est sur la carte actuelle (figure 3). Il évaluait la population à environ 500 individus à ce moment. De plus, cet auteur mentionnait que cette colonie existait déjà en 1921 mais qu'aucun cormoran ne nichait sur cette île en 1909. Moins de deux kilomètres au sud de l'île Sainte-Geneviève se trouvent quelques îlots rocheux qui forment la Cormoraillère Sainte-Geneviève (appelée autrefois Seal Rocks ou Rochers les Saints). Townsend et Bent (1910) rapportaient qu'en 1909 une colonie de cormorans comptant 408 individus occupait le plus grand des îlots. Lewis (1929) mentionne que les oiseaux de cette colonie étaient persécutés annuellement. En effet, les habitants des villages côtiers tout près recueillaient les oeufs ainsi que les jeunes, ces derniers servant de nourriture aux renards d'une ferme d'élevage. Cette persécution a probablement entraîné le départ des cormorans de la Cormoraillère et ceux-ci ont ensuite commencé à nicher sur l'île Sainte-Geneviève entre 1909 et 1921 (Lewis 1929). La colonisation de l'île Sainte-Geneviève par les cormorans s'est donc faite aux environs de 1915 puisqu'en 1921 la colonie était déjà importante.

Très récemment, les cormorans ont colonisé une troisième île de l'archipel, soit la Petite île Sainte-Geneviève (tableau 4). La population en 1991 s'élevait déjà à 638 individus (Grenier 1993). La colonisation de cette île aurait été effectuée par une partie des couples qui nichaient auparavant sur l'île Sainte-Geneviève. Les cormorans auraient probablement abandonné leur site de nidification de l'île Sainte-Geneviève en 1990 parce qu'un Pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) avait établi son nid tout près des colonies (S. Paradis,

Tableau 4. Historique de la présence du Cormoran à aigrettes dans l'Archipel de Mingan,
Île Sainte-Geneviève, Petite île Sainte-Geneviève et Cormoraillère
Sainte-Geneviève

Île Sainte-Geneviève		
Année de l'observation	Nombre d'individus	Source
1909	0	Lewis 1929
1921 à 1927	Colonie importante	Lewis 1929
1928	500	Lewis 1929
1932	650	Mendall 1936
1978	Présence*	Chapdelaine et Bourget 1981
1980	1200	Desgranges <i>et al.</i> 1984
1986	1858	Grenier 1987
1991	998	Grenier 1993
Petite île Sainte-Geneviève		
1991	638	Grenier 1993
Cormoraillère Sainte-Geneviève		
1909	408	Townsend et Bent 1910
1921 à 1929	1 à 3 douzaines de nids chaque année	Lewis 1929
1921	48	Lewis 1929
1980	0	Desgranges <i>et al.</i> 1984

* espèce présente mais aucune estimation n'a été faite

comm. pers.). Il y aurait également eu une colonie au début du siècle sur cette île (R. Jomphe, dans Grondin *et al.* 1986a).

4.2 Caractéristiques de la végétation

4.2.1 Sapinière non perturbée de l'île à Bouleaux du Large

Les résultats des inventaires de végétation effectués dans la sapinière non perturbée de l'île à Bouleaux du Large sont présentés au tableau 5. On remarque que la strate arborescente est dominée par le Sapin baumier. Ces arbres sont âgés en moyenne de 93,3 ans ($n=16$). On retrouve également un peu de Bouleau à papier. La strate arbustive est peu importante et composée de sapins. La strate herbacée comporte 12 espèces et est dominée par une fougère, la Dryoptéride spinuleuse suivie de l'Oxalide de montagne (*Oxalis montana* Raf.) et de la Clintonie boréale (*Clintonia borealis* (Ait.) Raf.). En ce qui a trait à la strate muscinale, on retrouve surtout *Hylocomium splendens* (Hedw.) BSG., *Pleurozium schreberi* (BSG.) Mitt. et *Dicranum* sp.

4.2.2 Cormorandières actives

Dans le cas des cormorandières actives, la végétation est inexistante. La colonie de la Petite île Sainte-Geneviève en est un exemple frappant. Entre les arbres portant presque tous un nid et sur une largeur d'environ 20 m à partir du bord de la falaise, il n'y avait aucune végétation vivante. Le sol était grisâtre et recouvert d'aiguilles et de branches séchées. Des bouleaux, des sapins ou des épinettes étaient utilisés indifféremment pour la nidification. Entre les trouées et sous les rares arbres encore vivants, on retrouvait souvent du gadellier (*Ribes* sp.) qui semblait être la seule espèce à pouvoir supporter les conditions extrêmes de ce

Tableau 5. Pourcentage de recouvrement des strates arborescente, arbustive, herbacée et muscinale d'une sapinière non perturbée par les cormorans de l'île à Bouleaux du Large (n= 5 parcelles)

Strate	Espèce	Pourcentage moyen de recouvrement (%)
Arborescente	<i>Abies balsamea</i>	86
	<i>Benula papyrifera</i>	4,2
Arbustive	<i>Abies balsamea</i>	0,6
Herbacée	<i>Dryopteris spinulosa</i>	27
	<i>Oxalis montana</i>	14
	<i>Clintonia borealis</i>	8
	<i>Abies balsamea</i> (semis)	3,6
	<i>Cornus canadensis</i>	2,8
	<i>Aster</i> sp.	1,7
	<i>Linnaea borealis</i>	1,2
	<i>Trientalis borealis</i>	0,6
	<i>Maianthemum canadense</i>	0,3
	<i>Taxus canadensis</i>	0,2
	<i>Picea glauca</i>	+
	<i>Aralia nudicaulis</i>	+
Muscinale	<i>Hylocomium splendens</i>	12
	<i>Pleurozium schreberi</i>	7,6
	<i>Dicranum</i> sp.	7
	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	2,1

+ indique que cette espèce est présente à moins de 0,1 % de recouvrement

milieu. Le gadellier se retrouvait également à la marge du site, ce secteur étant moins touché par les excréments des oiseaux. Le gadellier est pourtant absent de la végétation des sapinières environnantes. Le gadellier est-il la première espèce à réenvahir les sites lorsque les conditions s'améliorent après le départ des cormorans? Certains indices le laissent croire. Ce qui caractérise également les cormorandières est la présence d'un lichen vert vif très évident qui couvre le tronc des arbres morts.

4.3 Caractérisation des anciennes cormorandières

4.3.1 Végétation

Dans l'ancienne cormorandière de l'île à Bouleaux du Large (tableau 6) située près du lac à Canards, on ne peut pas parler d'une véritable strate arborescente car dans ce site, les arbres sont morts et il ne reste que des chicots blanchis debout ne présentant à peu près plus de branches ni d'écorce. À quelques endroits, on retrouve des bouquets de quelques petits sapins ou des sapins isolés vivants. De part et d'autre de la bande d'arbres morts depuis longtemps on retrouve des arbres qui ont toujours leurs branches et ces branches sont recouvertes du lichen orangé, *Xanthoria elegans*. Ces arbres semblent morts plus récemment. La strate herbacée est presque totalement composée de *Dryopteris spinulosa* (80,6 %) et dans une moindre mesure de Gadellier glanduleux (*Ribes glandulosum* Grauer) (30,6 %). Quant à la strate muscinale, elle est totalement inexistante dans ce site. Aucune mousse n'a été observée sous l'épais couvert de *Dryopteris*. L'humus dans ce site était d'une épaisseur exceptionnelle de plus d'un mètre directement sur le dépôt de plage.

Tableau 6. Pourcentage de recouvrement des strates arborescente, arbustive, herbacée et muscinale d'une ancienne cormorandière de l'île à Bouleaux du Large (n= 5 parcelles)

Strate	Espèce	Pourcentage moyen de recouvrement (%)
Arborescente	<i>Abies balsamea</i>	2,2*
Arbustive	<i>Abies balsamea</i>	0,4
Herbacée	<i>Dryopteris spinulosa</i>	80,6
	<i>Ribes glandulosum</i>	30,6
	<i>Epilobium angustifolium</i>	6,4
	<i>Rubus idaeus</i>	5
Muscinale	Aucune mousse observée	—

* bouquet

La strate arborescente de l'ancienne cormorandière de l'île Sainte-Geneviève comprend quelques sapins, Épinettes blanches et Bouleaux à papier survivants disséminés dans le site (tableau 7). On note également la présence de Sureau pubescent (*Sambucus pubens* Michx.) comme espèce de la strate arbustive. La strate herbacée de ce site est dominée à 68 % par l'Épilobe à feuilles étroites. Le framboisier (*Rubus idaeus* L.) et *Dryopteris spinulosa* sont présents dans les mêmes proportions (43 %). On remarque que l'épilobe est beaucoup plus important dans ce site (68 %) que sur l'île à Bouleaux du Large (6,4 %). Comme dans le cas de l'ancienne cormorandière de l'île à Bouleaux du Large, les mousses étaient inexistantes.

Tableau 7. Pourcentage de recouvrement des strates arborescente, arbustive, herbacée et muscinale d'une ancienne cormorandière de l'île Sainte-Geneviève (n= 5 parcelles)

Strate	Espèce	Pourcentage moyen de recouvrement (%)
Arborescente	<i>Picea glauca</i>	1,4
	<i>Betula papyrifera</i>	0,4
	<i>Abies balsamea</i>	0,2
Arbustive	<i>Sambucus pubens</i>	15
Herbacée	<i>Epilobium angustifolium</i>	68
	<i>Rubus idaeus</i>	43
	<i>Dryopteris spinulosa</i>	43
	<i>Ribes glandulosum</i>	1
	<i>Trientalis borealis</i>	1
	<i>Impatiens capensis</i>	+
Muscinale	Aucune mousse observée	-

+ indique que cette espèce est présente à moins de 0,1 % de recouvrement

4.3.2 Régénération

4.3.2.1 Île à Bouleaux du Large

Un total de 42 semis de sapin furent récoltés le long du transect de régénération. La figure 4 présente la distribution de ces semis le long du transect. On remarque que, de 0 à 70 m, on ne retrouve aucun semis. Cette zone correspond à l'ancienne cormorandière. L'absence de semis à 120 m s'explique par le fait que le quadrat s'est retrouvé sous un arbre

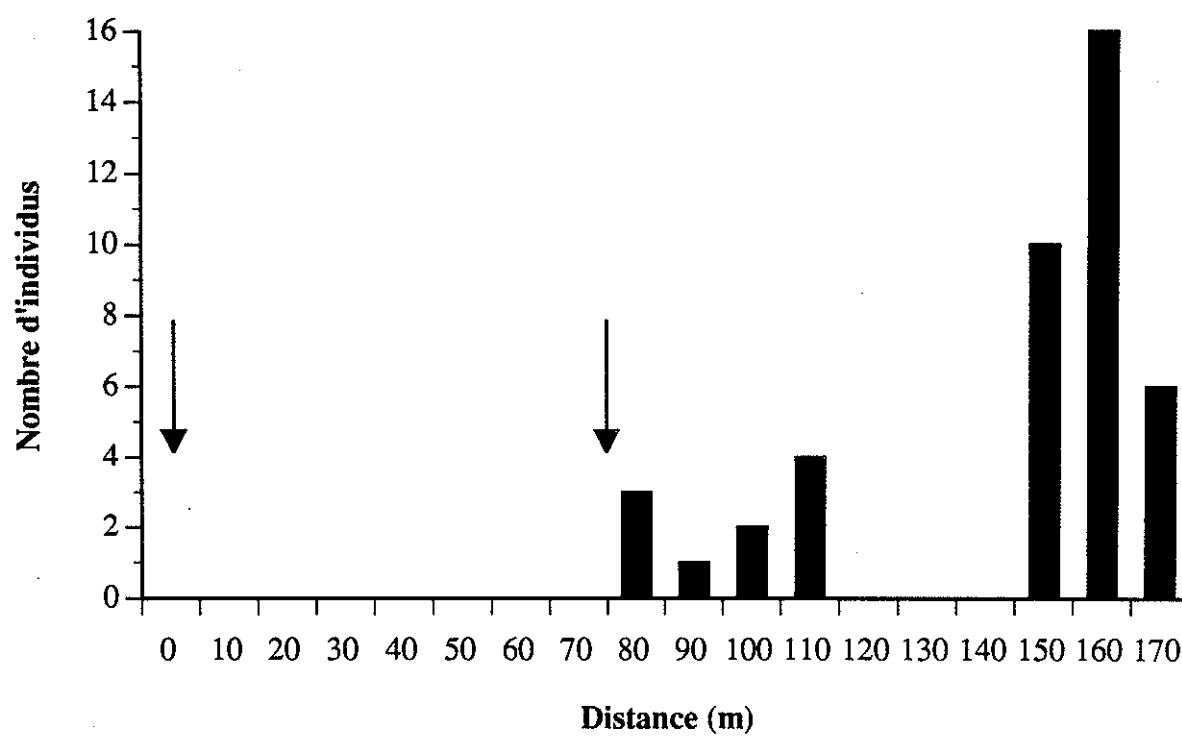


Figure 4. Distribution des semis de Sapin baumier selon un transect de 170 m dans l'ancienne cormorandière de l'île à Bouleaux du Large (n= 42 semis). Les flèches indiquent les limites de l'ancienne colonie.

qui avait porté un nid de cormorans au cours de l'été. En effet, bien que nous étions dans un secteur à prime abord non perturbé par les cormorans, on retrouvait quelques nids de cormorans disséminés dans le peuplement. Ces oiseaux pourraient être qualifiés de premiers colonisateurs de ce secteur qui semble en voie d'être envahi. Il n'y avait donc aucune végétation vivante sous cet arbre. À 130 m, le quadrat était situé au pied d'une falaise morte où il n'y avait pas de régénération résineuse. Bien que situé dans la sapinière, le quadrat de 140 m ne présentait aucun semis de sapin.

La régénération de sapin était relativement abondante une fois dans la sapinière elle-même. La structure d'âge (figure 5) montre que 19 % des semis avaient 22 ans, le plus jeune des semis récoltés avait 5 ans et le plus vieux, 57 ans.

4.3.2.2 Île Sainte-Geneviève

Un total de 54 semis de sapins furent récoltés le long du transect de régénération dans l'ancienne cormorandière (figure 6). Les semis étaient répartis dans la sapinière de part et d'autre de l'ancienne colonie qui s'étendait de 45 m à 125 m et où on ne trouvait aucun semis résineux sous le couvert d'épilobes. La structure d'âge (figure 7) démontre que 59,2 % des semis n'avaient qu'un an. Les semis de ce site semblaient relativement plus jeunes que ceux de l'île à Bouleaux du Large. Le plus vieux semis récolté avait 38 ans.

4.4 Méthode de localisation des anciennes cormorandières

Les cailloux trouvés sous les nids étaient généralement de petite taille, 2 cm de long et 1 cm de large pour le plus gros parmi ceux recueillis, et généralement de forme arrondie. Dans les cormorandières actives, ils étaient faciles à voir et on en retrouvait au pied de tous

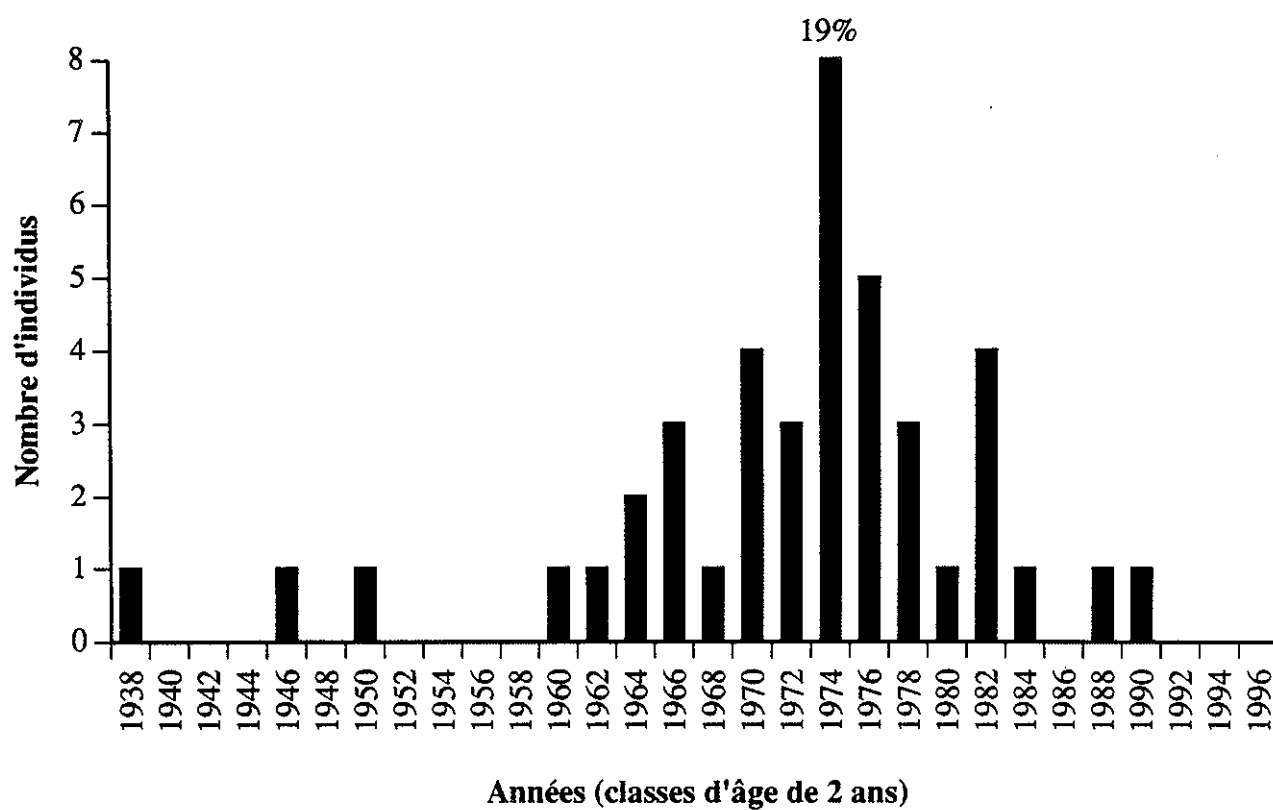


Figure 5. Structure d'âge de la régénération de Sapin baumier du transect de l'ancienne cormorandière de l'île à Bouleaux du Large (n= 42 semis)

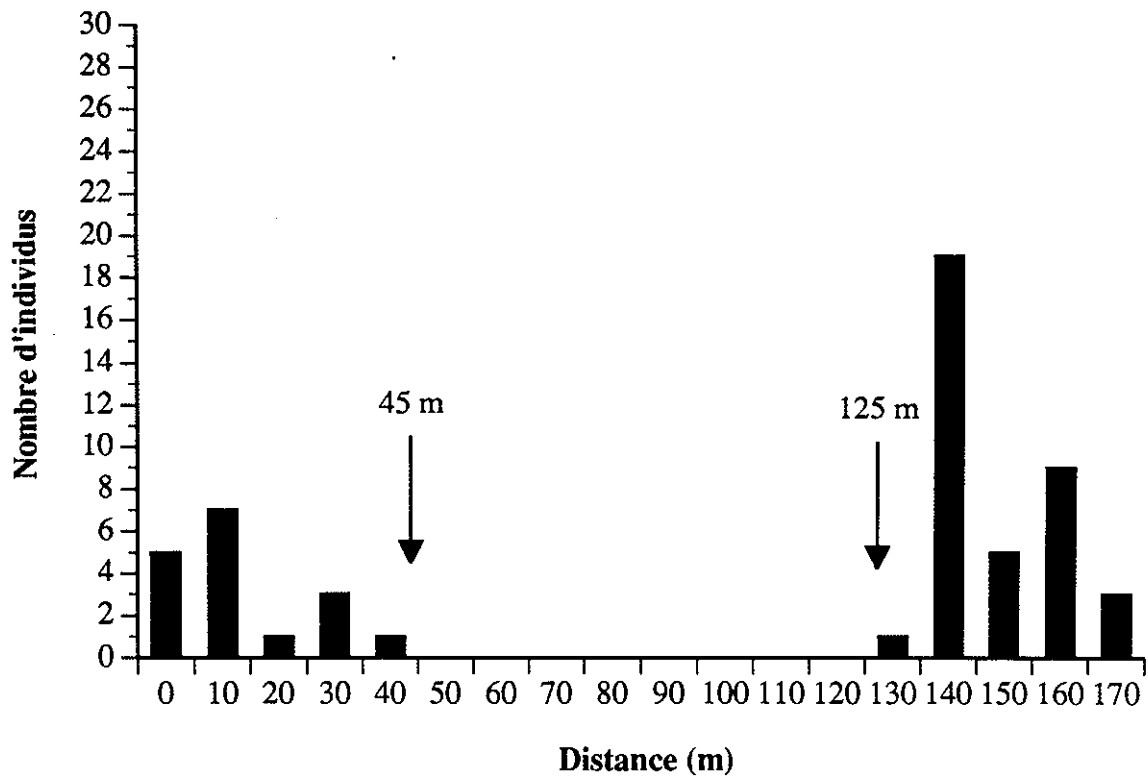


Figure 6. Distribution des semis de Sapin baumier selon un transect de 170 m dans l'ancienne cormorandière de l'île Sainte-Geneviève (n= 54 semis). Les flèches indiquent les limites de l'ancienne colonie.

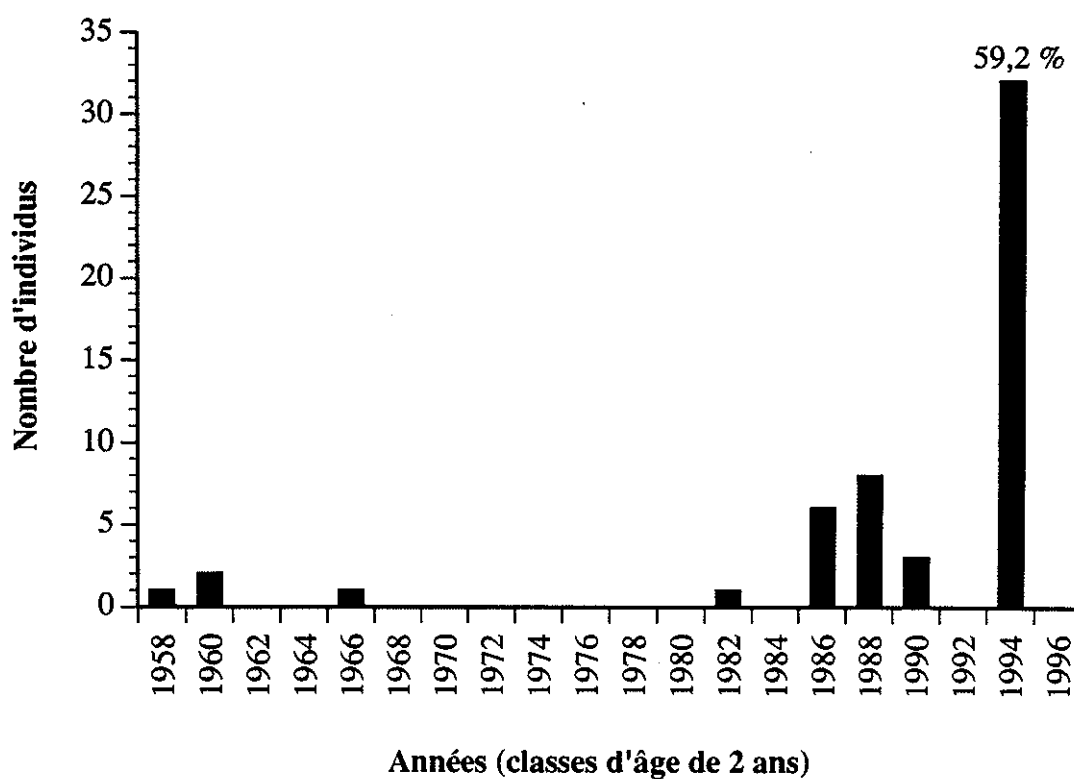


Figure 7. Structure d'âge de la régénération de Sapin baumier du transect de l'ancienne cormorandière de l'île Sainte-Geneviève (n= 54 semis)

les arbres portant des nids. Dans l'ancienne cormorandière de l'île à Bouleaux du Large, nous en avons retrouvé en assez grande quantité à la base de la plupart des chicots. Il ne fallait que gratter la végétation de surface ou creuser d'à peine quelques centimètres pour les trouver. Dans certains cas, les cailloux étaient carrément à la surface du sol et ce, environ 34 ans après le passage des premiers cormorans dans ce site. Nous avons également retrouvé des cailloux sous les arbres qui avaient porté des nids mais qui étaient morts plus récemment car ils avaient toujours leurs branches. Les branches de ces arbres étaient à peu près toujours recouvertes du lichen orangé *Xanthoria elegans*. Dans l'ancienne cormorandière de l'île Sainte-Geneviève, on retrouvait la même situation. Des cailloux ont été trouvés sous la plupart des chicots. La recherche de ces cailloux au pied de sapins de la sapinière de part et d'autre du site n'a donné aucun résultat de même que dans la sapinière non perturbée de l'île à Bouleaux du Large.

Selon les informations que nous avons, il y aurait eu une ancienne cormorandière sur la Petite île Sainte-Geneviève au début du siècle. Nous avons donc tenté de localiser ce site en nous fiant à ce que nous avons observé sur les autres îles: présence de trouées, arbres morts, strate herbacée dominée par *Dryopteris* ou l'épilobe. Nous avons effectivement trouvé des trouées dans la végétation dense de sapins dans lesquelles on retrouvait des arbres morts. L'if (*Taxus canadensis* Marsh.) dominait la strate arbustive. Ces trouées auraient pu être le résultat du passage des cormorans mais une fouille intensive au pied des arbres morts n'a pas permis de trouver de cailloux. Ces sites ressemblaient plutôt à des sites après le passage de la Tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* Clem.), la régénération de sapin étant dense et abondante.

4.4.1 Bétulaie blanche

Au premier coup d'oeil, de par la présence d'un couvert herbacé important de *Dryopteris spinulosa* et d'épilobes et la présence d'arbres morts debout, on pourrait penser que les cormorans ont déjà fréquenté ce site. Pour vérifier cette hypothèse, nous avons recherché des cailloux au pied des arbres morts. Nous en avons effectivement trouvé mais très peu, à peine quatre ou cinq. Le pèdon creusé dans ce site a fourni des résultats intéressants. L'humus avait une épaisseur de 50 cm et à 11 cm de la surface nous avons trouvé un horizon de charbons de bois indiquant sans aucun doute qu'un feu avait eu lieu dans ce site. Un autre horizon de charbons fut trouvé au contact du dépôt de plage indiquant un feu beaucoup plus ancien. Le même horizon de charbons près de la surface fut trouvé dans le pèdon effectué dans l'herbaçaie à épilobes. Nous avons également trouvé d'autres cailloux épars dans ce site.

4.5 Pédons

Dans tous les autres pédons effectués, soit dans l'ancienne cormorandière de l'île à Bouleaux du Large et de l'île Sainte-Geneviève, dans la sapinière non perturbée de l'île à Bouleaux du Large ou dans la cormorandière active de cette même île, ou bien dans la sapinière près de l'ancienne cormorandière de l'île Sainte-Geneviève, aucun charbons de bois n'ont été trouvés. D'autres pédons effectués dans des sapinières au nord de l'île Sainte-Geneviève n'ont pas donné plus de résultats. L'épaisseur de la matière organique variait de 30 cm à 1 m dans les pédons effectués avec une moyenne de 60 cm.

4.6 Influence des cormorans sur les patrons de croissance des arbres

4.6.1 Patron de mortalité des arbres

4.6.1.1 Île à Bouleaux du Large

La chronologie des Sapins baumiers morts a été confectionnée à l'aide de quatre individus et s'étend sur une période de 89 ans, soit de 1904 à 1992 (figure 8). L'âge des arbres variait de 50 à 87 ans. L'âge moyen de ces individus était de 61 ans. L'Épinette blanche était âgée de 96 ans. Les sapins ont une croissance lente de 1908 à 1948 alors que l'Épinette blanche a une croissance très variable entre 1892 et 1949. Les sapins et l'Épinette blanche montrent une bonne croissance de 1949 à 1973. Une réduction de croissance importante apparaît entre 1973 et 1982 chez les sapins et entre 1974 et 1981 pour l'épinette. L'épinette a à peine atteint une croissance moyenne qu'en 1982 elle subit une nouvelle réduction de croissance associée cette fois-ci à l'arrivée des cormorans. La croissance reprend légèrement en 1984 mais ensuite la chute de croissance est brusque et rapide. L'arbre finit par mourir en 1987.

Chez les sapins, après la réduction de 1973 à 1982, la croissance est bonne jusqu'en 1987. À partir de ce moment, la croissance diminue brusquement et rapidement et les arbres meurent entre 1990 et 1992. La dernière année de bonne croissance pour trois des quatre sapins est 1987 et pour le quatrième arbre, 1990. Le délai de mortalité, c'est-à-dire le nombre d'années depuis la dernière année de bonne croissance et l'année de mortalité, varie de 2 à 5 ans pour une moyenne de 3,5 ans. Ce délai est de 3 ans pour l'Épinette blanche. Les cormorans se seraient donc installés dans ce site aux environs de 1987. L'épinette, qui

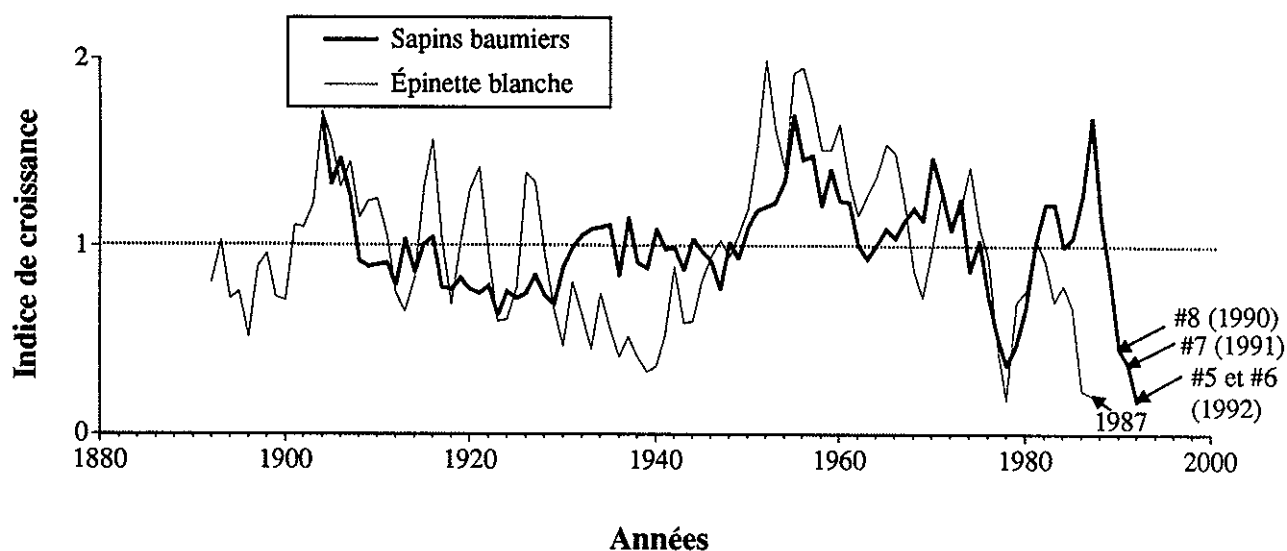


Figure 8. Courbes dendrochronologiques indicées montrant le patron de mortalité de 4 Sapins baumiers et d'une Épinette blanche de la cormorandière active de l'île à Bouleaux du Large. Les flèches indiquent l'année de mortalité des arbres.

était beaucoup plus grosse que les sapins, a probablement été un des premiers arbres à soutenir un ou des nids (1984) donc un des premiers à mourir en 1987.

4.6.1.2 Petite île Sainte-Geneviève

La chronologie des Sapins baumiers morts fut confectionnée à l'aide de neuf individus et s'étend sur une période de 42 ans, soit de 1950 à 1991 (figure 9). L'âge des arbres variait de 34 à 40 ans. L'âge moyen des individus était de 37,5 ans. L'Épinette blanche était âgée de 157 ans. Chez l'épinette, après 10 ans de bonne croissance de 1964 à 1974, l'arbre subit une brusque baisse de croissance de 1975 à 1978. La croissance reprend lentement ensuite mais les cernes ne reviennent jamais à la largeur qu'ils avaient avant la période de réduction de croissance. À partir de 1985, la croissance chute graduellement et l'arbre meurt en 1989. Le délai de mortalité est donc de 4 ans.

En ce qui concerne les sapins, la mortalité a eu lieu en majorité en 1990 (six arbres sur neuf); les trois autres sont morts en 1989. La figure 9 indique que 1986 est la dernière année de bonne croissance moyenne. Un total de quatre sapins présentaient une dernière année de bonne croissance en 1987, un en 1988, un en 1986 et un autre en 1985. Deux sapins se détachaient des autres par leurs dernières années de bonne croissance plus anciennes soit 1983 et 1981. Le délai de mortalité variait donc de 2 à 8 ans pour une moyenne de 4 ans. Le patron de mortalité exprimé sur cette île par la courbe indicée est moins marqué que sur l'île à Bouleaux du Large, bien que plusieurs arbres montraient une chute de croissance extrêmement brusque et rapide et une mortalité en deux ou trois ans (trois sapins sont morts en trois ans et deux en deux ans). Les cormorans auraient donc colonisé ce site aux environs de 1986-1987. Des six sapins morts en 1990, la moitié montrait une dernière année de bonne croissance en 1987.

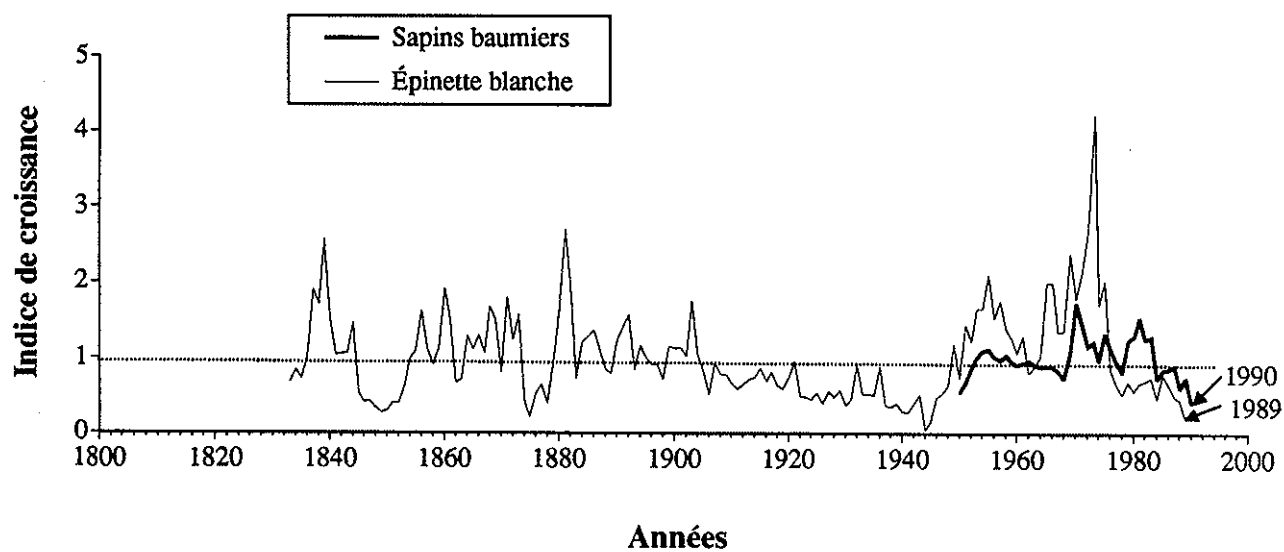


Figure 9. Courbes dendrochronologiques indicées montrant le patron de mortalité de 9 Sapins baumiers et d'une Épinette blanche de la cormorandière active de la Petite île Sainte-Geneviève

4.6.2 Arbres survivants de l'ancienne cormorandière de l'île Sainte-Geneviève

La figure 10 présente les courbes dendrochronologiques indicées des sapins et des épinettes qui ont survécu au passage des cormorans. La chronologie des épinettes s'étend sur une période de 67 ans, soit de 1928 à 1994 (figure 10b). La chronologie des sapins s'étend sur une période de 62 ans, soit de 1933 à 1994 (figure 10a). L'âge des arbres variait de 38 à 62 ans pour un âge moyen de 50,8 ans. Cette courbe comprend trois sapins vivants ainsi qu'un sapin mort en 1978 mais placé dans la moyenne car il présentait le même patron de croissance que les survivants. Cet arbre n'a pas survécu à la perturbation qui a entraîné la chute de croissance au début des années 60.

Ces arbres ont survécu au passage des cormorans mais n'en ont pas moins subi des effets importants au niveau de leur croissance. Les Épinettes blanches ont subi une réduction de croissance très importante de 1963 à 1970. La reprise s'est faite lentement et graduellement et la croissance n'a atteint à peu près le niveau de 1963 qu'en 1993. La reprise de croissance a été plus rapide à partir de 1985.

Chez les sapins, la chute de croissance couvre une plus longue période, de 1972 à 1985. Pendant cette période, la croissance était très faible. À partir de 1985, la croissance a augmenté beaucoup et rapidement. Les épinettes semblent avoir réagi plus tôt (1963) que les sapins (1972). Ces résultats suggèrent que le site aurait pu être abandonné aux environs de 1985 puisque cette année là, la reprise de croissance est plus rapide.

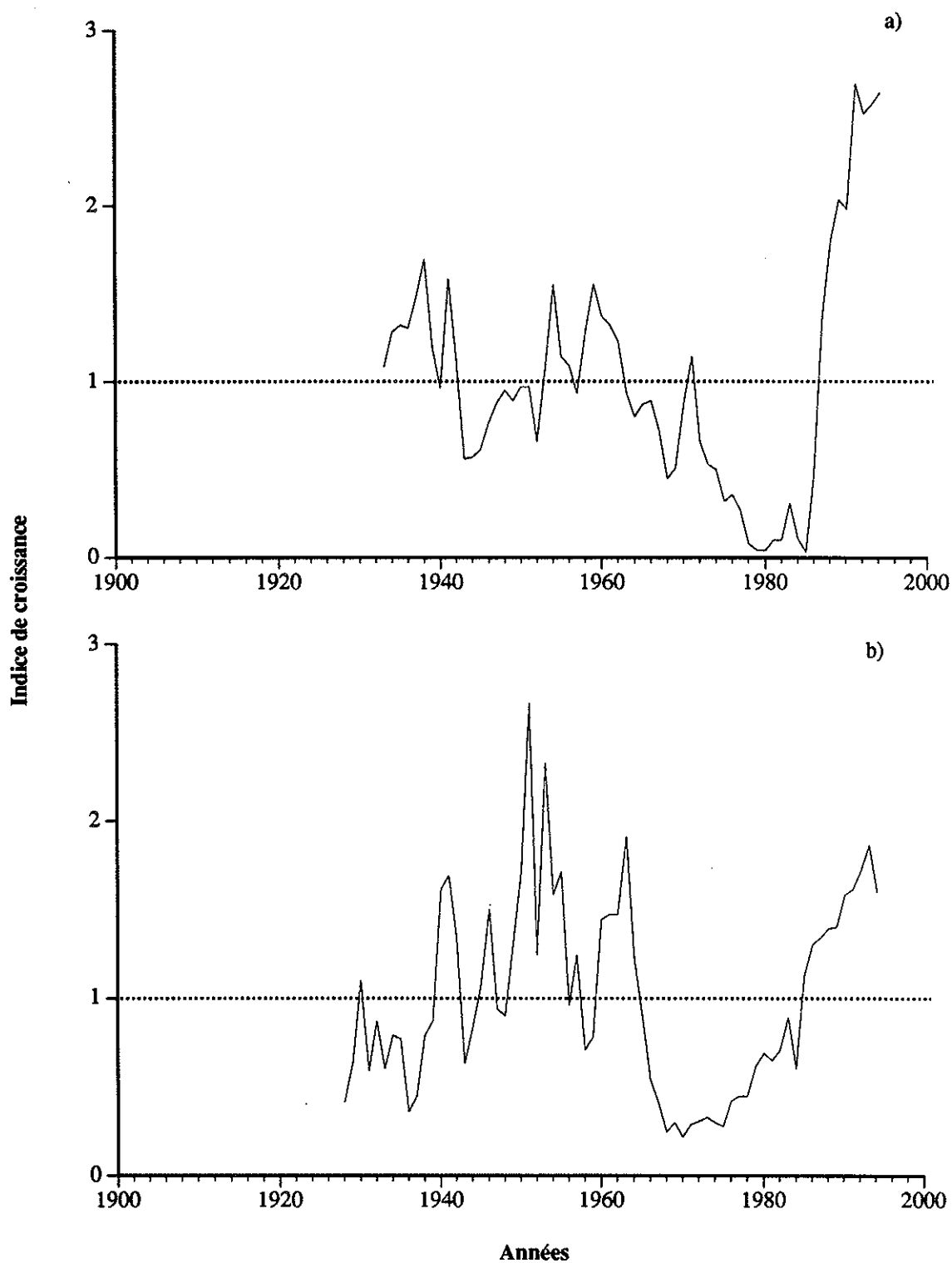


Figure 10. Courbes dendrochronologiques indicées de 4 Sapins baumiers (a) et de 2 Épinettes blanches (b) survivants de l'ancienne cormorandière de l'île Sainte-Genève

4.6.3 Bétulaie blanche de l'île Sainte-Geneviève

La figure 11 présente les courbes dendrochronologiques indicées des Épinettes blanches, des Bouleaux à papier et des Sapins baumiers recueillis dans ce site. La chronologie des Épinettes blanches fut réalisée avec 5 individus, échantillonnés dans l'herbaie à épilobes, et s'étend sur une période de 159 ans, soit de 1836 à 1994 (figure 11 a). L'âge des arbres variait de 54 à 159 ans. L'âge moyen des individus était de 88,2 ans. On note une importante réduction de croissance chez ces épinettes de 1941 à 1952.

La chronologie des bouleaux (figure 11 b) quant à elle, couvre une période de 47 ans, soit de 1948 à 1994. Le premier bouleau était âgé de 39 ans et le second de 47 ans, pour un âge moyen de 43 ans. Il est important de préciser ici que l'âge du bouleau de 47 ans est relativement précis car nous avons la moelle de l'arbre sur la carotte prélevée. Ce bouleau est donc né en 1948. Si l'on compare la courbe de croissance des bouleaux avec celle des épinettes, on remarque que la naissance des bouleaux correspond à la période de réduction de croissance des épinettes de 1941 à 1952. La perturbation ayant donné naissance aux bouleaux a vraisemblablement eu lieu aux environs de 1948. Cette perturbation ou une autre au même moment a également affecté la croissance des épinettes.

La chronologie des sapins (figure 11 c) couvre une période de 32 ans, soit de 1963 à 1994. L'âge des arbres variait de 25 à 32 ans, pour un âge moyen de 29 ans. Ces sapins en bordure de la bétulaie étaient petits, plus jeunes et avaient une bonne croissance. On peut supposer qu'ils se sont installés à la suite de la perturbation. Comme nous n'avions pas la moelle pour aucun de ces arbres, il peut manquer facilement plusieurs cernes de croissance. Une épinette âgée de 67 ans et située également en marge de la bétulaie montrait aussi une chute de croissance marquée de 1946 à 1951. La croissance atteignait son point le plus bas

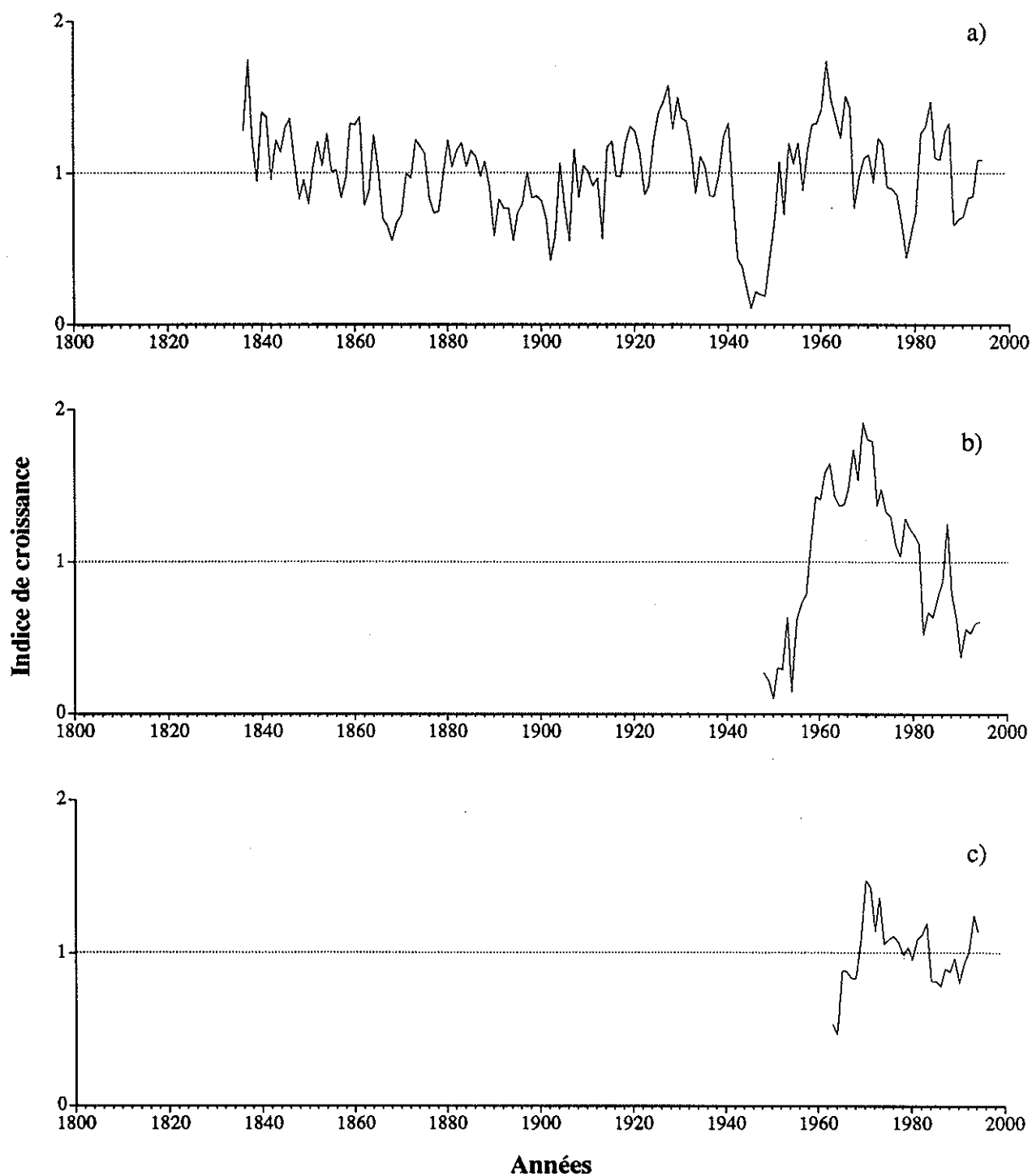


Figure 11. Courbes dendrochronologiques indicées de 5 *Epinettes blanches* (a), de 2 *Bouleaux à papier* (b) et de 3 *Sapins baumiers* (c) de la bétulaie de l'île Sainte-Geneviève

en 1948. Une autre épinette plus âgée (224 ans) et située également en marge présentait une chute de croissance importante brusque et rapide de 1944 à 1950, période correspondant à la naissance des bouleaux. Sa croissance en 1947 atteignait son niveau le plus bas. Ces chutes de croissance chez ces deux épinettes sont synchrones avec la réduction de croissance observée chez les épinettes de l'herbaciaie à épilobes, excepté que chez celles-ci la réduction débute un peu plus tôt, soit en 1941 au lieu de 1946 et 1944.

5. DISCUSSION

5.1 Impact des cormorans sur la végétation

5.1.1 Caractéristiques de la végétation

La sapinière à *Pleurozium schreberi* constitue la formation naturelle la plus représentative des forêts de la Minganie (Grondin *et al.* 1986a). Comme nous l'avons constaté, elle se caractérise par l'abondance de Sapins baumiers et le cortège floristique est caractérisé par l'abondance de *Dryopteris spinulosa* (Grondin et Melançon 1980) auquel s'associent les taxons boréaux typiques des forêts résineuses du Québec (*Oxalis montana*, *Cornus canadensis* L., *Clintonia borealis*, *Pleurozium schreberi*) (Grondin et Melançon 1980, Grondin *et al.* 1986a). Grondin et Melançon (1980) mentionnaient que la strate muscinale, caractérisée par *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens* et *Ptilium crista-castrensis*, était moins bien développée que dans les autres sapinières à cause de la forte densité de *Dryopteris spinulosa*.

La végétation que l'on observe actuellement dans les anciennes cormorandières est totalement différente de celle présente avant le passage des cormorans. La strate arborescente est à peu près totalement éliminée. Il y a disparition de la strate herbacée typique des sapinières (oxalide, clintonie etc.). Dans les deux anciennes colonies, l'Épilobe à feuilles étroites, le framboisier et le gadellier, qui sont des espèces absentes de la végétation forestière, sont les plus fréquentes, en particulier l'épilobe. *Dryopteris spinulosa* profite de l'ouverture du couvert dû à la mort des arbres pour envahir les sites, le surplus de lumière parvenant au sol stimulant la croissance de cette fougère (Grondin *et al.* 1986a). Les secteurs abandonnés sont également rapidement conquis par l'Épilobe à feuilles étroites qui est une

espèce héliophile et nitrophile envahissant les terrains acides (Grondin *et al.* 1986a). Grondin *et al.* (1986a) mentionnaient que les oiseaux marins de l'archipel, notamment les Goélands argentés (*Larus argentatus*) et les Cormorans à aigrettes, étaient responsables de la venue de plusieurs groupements végétaux dont le dénominateur commun demeure l'Épilobe à feuilles étroites.

La présence de l'épilobe n'est pas associée qu'aux perturbations causées par les cormorans mais on retrouve également cette plante sur les sites colonisés par les goélands dans la lande ou les tourbières. Sous l'effet du piétinement des goélands et de l'apport d'excréments, le couvert végétal naturel (herbacé et arbustif) est complètement détruit. Les espaces mis à nu sont rapidement conquis par des espèces nitrophiles, notamment l'épilobe (Grondin *et al.* 1986a). La lande subit de fortes pressions de la part des Goélands argentés dans l'archipel. D'importantes superficies dominées par une végétation naturelle, notamment sur l'île Nue, se sont transformées en de vastes prairies d'épilobes (Grondin *et al.* 1986a).

Les oiseaux marins ne sont pas les seules causes de l'apparition de l'épilobe dans la végétation herbacée. En effet, malgré leur isolement, les îles de Mingan n'ont pas échappé aux coupes de bois effectuées par les résidants. En effet, les îles les plus rapprochées de Havre-Saint-Pierre ont servi de réserve de bois de chauffage et de construction avant l'arrivée du mazout en 1950 (Paradis 1989). Afin de s'approvisionner en bois de chauffage, les gens préféraient se rendre sur les îles plutôt que de franchir les vastes tourbières localisées derrière leur village (Grondin *et al.* 1986a).

Grondin et Melançon (1980) mentionnaient la présence de sites, sur la Grosse île au Marteau, totalement dominés par l'épilobe et le framboisier résultant de coupes intensives. Sur la Grosse île au Marteau, tous les peuplements de sapins ont été coupés. Suite aux

coupes, la majorité des sites perturbés se sont régénérés en sapinière à *Pleurozium schreberi*. Celle-ci contient cependant moins d'Épinettes blanches que la formation non affectée par les coupes (Grondin *et al.* 1986a). L'épilobe est également reconnu comme une espèce opportuniste qui envahit rapidement les milieux laissés ouverts par le passage du feu (Bergeron et Charron 1995).

Dans le cas des cormorandières actives, l'absence de végétation n'est pas surprenante étant donné les conditions extrêmes qui y règnent, conditions qu'aucune plante ne peut supporter. Il est possible que le gadellier soit une des premières plantes à recoloniser les sites abandonnés par les cormorans étant donné sa présence actuelle dans les cormorandières dans des secteurs moins affectés et son apparente résistance aux conditions difficiles.

La distribution des arbres morts dans l'ancienne cormorandière de l'île à Bouleaux du Large constitue un exemple de la façon dont se déroule l'expansion d'une colonie de cormorans. Léger et McNeil (1987) ont montré que les cormorans membres d'une colonie établie depuis plusieurs années vont choisir un arbre pour nicher d'abord en fonction de son emplacement, cela de préférence au centre de la colonie, en autant qu'il s'y trouve des arbres encore capables de soutenir un nid, peu importe leurs autres qualités. Il est généralement admis que les premiers cormorans arrivés sont plus âgés et plus expérimentés; ils choisissent les meilleurs emplacements, généralement près du centre de la colonie (McLeod et Bondar 1953; Blomme 1979; Siegel-Causey et Hunt 1981) et là où le taux de prédation est moins élevé. Les premiers oiseaux arrivés forment de ce fait un noyau autour duquel la colonie se développe. Ceci expliquerait pourquoi, dans l'ancienne cormorandière de l'île à Bouleaux du Large, les arbres au centre sont morts depuis plus longtemps que ceux en périphérie. Lorsque les arbres au centre de la colonie sont trop endommagés et ne peuvent plus supporter de nids, les oiseaux migrent en périphérie. L'expansion de la colonie se poursuit donc

chaque année, les cormorans abandonnant le centre au profit de zones saines situées à la marge des zones perturbées au cours des années précédentes (Grondin *et al.* 1986a).

Nous avons également remarqué la présence en abondance du lichen foliacé orangé *Xanthoria elegans* sur les branches des arbres morts. Ce lichen prolifère en abondance sur les falaises maritimes mais on le retrouve aussi à l'intérieur des terres où il croît sur les rochers calcaires ou sur tout autre type de roches s'il y a eu fertilisation par les excréments d'oiseaux (Grondin *et al.* 1986a; Clayden 1995). Ce dernier fait expliquerait sa présence sur les arbres morts des cormorandières.

5.1.2 Régénération

Les inventaires de la régénération effectués dans l'ancienne colonie de l'île à Bouleaux du Large et de l'île Sainte-Geneviève ont montré qu'il n'y avait pas de régénération résineuse dans ces sites, après environ 34 ans (1961) dans le premier cas et 30 ans (1965) dans le second cas depuis l'installation des cormorans. Dans des sites de la Grosse île au Marteau qui ont été coupés mais qui présentent le même type de végétation herbacée que les anciennes cormorandières, Grondin et Melançon (1980) mentionnaient que le couvert herbacé et arbustif dense semblait un obstacle important à la régénération du sapin qui occupait jadis ces sites. Toute cette végétation arbustive et herbacée rend la régénération des espèces arborescentes difficile. Grondin *et al.* (1986a, 1986b) notaient également que ces sites montraient des difficultés évidentes de régénération. Ces mêmes auteurs mentionnent que la forte densité du couvert herbacé semble nuire à l'installation et à la germination du sapin de sorte que ces formations pourraient se perpétuer encore plusieurs années. En raison des problèmes de régénération causés par le couvert herbacé dense d'épilobes, Grondin *et al.*

(1986a) mentionnaient qu'il était impossible de préciser si ces diverses formations allaient évoluer vers la sapinière à *Pleurozium schreberi* et à quelle vitesse.

Selon Dix et Swan (1971), après un incendie ou une perturbation ayant des effets semblables, la probabilité d'un retour rapide à une composition floristique identique à celle qui prévalait avant dans le peuplement est faible lorsque le couvert végétal était principalement composé de Sapins baumiers.

La recolonisation des anciennes cormorandières par le sapin prendra probablement beaucoup de temps. Si on prend l'exemple de l'ancienne cormorandière de l'île à Bouleaux du Large, après 34 ans il n'y a toujours pas de régénération résineuse. La lenteur de la régénération peut s'expliquer par la nature des mécanismes de régénération des espèces arborescentes. La reproduction du Sapin baumier se fait principalement par graines. Les adultes produisent des cônes qui se désagrègent sur l'arbre surtout au cours de l'automne ce qui libère les graines (Frank 1990). Les graines doivent germer le printemps suivant leur dispersion puisqu'elles ne restent pas viables plus d'un an au sol ou dans le sol (Thomas et Wein 1985; Morin 1986). Les populations de Sapin baumier ne misent sur aucun réservoir de graines, ni sur l'arbre, ni dans le sol, pour assurer leur régénération. Les nouvelles plantules s'ajoutent à celles déjà présentes en sous-bois pour constituer un réservoir de semis. Les semis croissent au rythme des ouvertures du couvert causées, par exemple, par une épidémie de la Tordeuse des bourgeons de l'épinette ou un chablis. Les semis peuvent alors croître libérés du couvert des arbres matures. Les forêts de sapin exhibent donc une stratégie de reproduction basée sur une banque de semis en sous-étage plutôt qu'une banque de graines (Morin 1990, 1994).

La plupart des graines de Sapin baumier sont dispersées par le vent mais seulement sur de courtes distances de sorte que beaucoup d'entre elles tombent à la base des semenciers (Frank 1990). Toutefois, en absence de végétation, comme c'est le cas dans un brûlis, les semences peuvent parcourir de plus grandes distances (Dion 1986; Maltack 1989). En période hivernale, cette distance est accrue par la couverture de neige qui est moins restrictive pour leur déplacement au niveau du sol (Maltack 1989).

La stratégie du Sapin baumier n'est pas adaptée au feu et ne le serait pas non plus aux perturbations causées par les cormorans. Les arbres adultes et les semis sous couvert sont tués tout comme dans le cas d'un feu. La banque de semis n'est d'aucune utilité dans les deux cas. Pour recoloniser le milieu, il faut une source de graines avoisinante permettant l'établissement de semis qui formeront le nouveau peuplement. Ces graines proviendront d'arbres ayant échappé au feu ou aux cormorans ou d'arbres situés à la limite des sites. Le sapin se régénérera après le feu ou le passage des cormorans uniquement à partir de ces graines. Son temps de réinstallation dépendra de la proximité et de l'abondance de la source de graines (Ibarzabal et Gagnon 1994).

L'Épinette blanche se comporte de la même façon que le sapin. La plupart de ses graines sont dispersées à l'automne mais certaines sont retenues dans les cônes jusqu'au printemps suivant (Nienstaedt et Zasada 1990). Lutz (1956) suggère que la majorité de la régénération en Épinettes blanches après un feu provient des graines soufflées par le vent des secteurs adjacents non brûlés ou perturbés. L'Épinette blanche doit également se régénérer à partir de survivants. Elle n'a pas de réserve de graines dans le sol ni dans ses cônes. La quantité de graines atteignant un secteur donné chute rapidement plus on s'éloigne de la source de graines (Nienstaedt et Zasada 1990). Au même titre que le sapin, la recolonisation par l'Épinette blanche d'un site perturbé par les cormorans peut donc s'avérer longue.

Cependant, chez l'Épinette blanche, le processus de dispersion des graines sur la neige semble plus fonctionnel que dans le cas du sapin puisque la libération des graines se fait tout au long de l'hiver (H. Morin, comm. pers.). Il est donc possible que plus de graines d'Épinette blanche que de graines de sapin atteignent les sites perturbés par les cormorans.

Le Bouleau à papier possède, quant à lui, plusieurs mécanismes de régénération soit les rejets de souche, une production de graines importante et une banque de graines dans le sol. Le bouleau produit une très grande quantité de graines qui sont dispersées sur des distances considérables à cause de leur légèreté. Il peut également se régénérer par rejets de souche lorsque la mortalité des tiges est rapide (Lutz 1956; Heinselman 1981). Normalement, on devrait retrouver des bouleaux dans la régénération des anciennes cormorandières mais ce n'est pas le cas. Le système racinaire des arbres est probablement tué par l'apport important d'azote, ce qui expliquerait l'absence de régénération constatée. Dans le cas d'un feu, l'envahissement par le bouleau du site est immédiat au moyen de rejets de souche et également grâce à sa banque de graines dans le sol qui demeurent viables plusieurs années (Marquis 1975).

Les structures d'âge des semis de sapin obtenues sont typiques de celles de sapinières (Morin 1990).

5.2 Méthode de localisation des anciennes cormorandières

La méthode de localisation des anciennes cormorandières grâce aux cailloux retrouvés à la base des nids pourrait se révéler une méthode très intéressante car elle est facile à appliquer, fiable et elle permet de séparer l'effet des cormorans de celui des autres

perturbations. De par leur localisation, ces cailloux sont reliés d'une façon ou d'une autre aux cormorans. En effet, ils ne sont pas présents habituellement en milieux forestiers.

Lewis (1929) a constaté communément la présence de cailloux dans l'estomac de jeunes cormorans et d'adultes. Les très jeunes cormorans d'à peine une journée ont déjà des cailloux dans l'estomac. Ces cailloux sont donnés aux jeunes par les parents par le biais de la nourriture régurgitée (Lewis 1929). La présence de cailloux chez les cormorans est surprenante. Au contraire des oiseaux granivores qui avalent du gravier afin d'aider à la digestion des graines, il est difficile de penser que ces cailloux puissent être d'une aide quelconque au processus de digestion des poissons (Lewis 1929). Plusieurs hypothèses ont été émises quant à l'origine de ces cailloux mais il y a peu d'informations disponibles à ce sujet. Ces cailloux pourraient se retrouver dans l'estomac des cormorans lorsque ceux-ci avalent des poissons qui en contiennent eux-mêmes (Taverner 1915; Lewis 1929). Lewis (1929) a trouvé des cailloux dans l'estomac de chabots. Néanmoins, la plus grande partie de ces cailloux seraient saisis accidentellement avec les poissons pêchés sur des fonds de gravier (Taverner 1915; Lewis 1929). Les oiseaux se débarrassent de ces cailloux en les régurgitant en petites masses mélangées à une substance gélatineuse produite par les parois de l'estomac (Lewis 1929). C'est pourquoi on retrouve ces cailloux sous les nids. Ce même auteur mentionne que des oiseaux captifs n'avaient pas de cailloux dans l'estomac, même si des cailloux étaient disponibles au sol.

Une autre hypothèse veut que les cormorans avalent ces cailloux volontairement. Des cormorans ont été vus sur le bord des routes sur la côte en face de l'archipel (C. Kavanagh, comm. pers.). Il est possible que les cormorans y prenaient des cailloux. Si on s'en tient à cette hypothèse, ces cailloux auraient un rôle à jouer dans le processus de digestion. Sur les îles, les cormorans iraient ramasser ces cailloux sur les plages. Parmi les cailloux recueillis,

on retrouve des roches calcaires, des grès mais surtout des roches intrusives qui ne proviennent pas des îles mais du continent. Ces cailloux ont été transportés vers les îles par les glaciers et balayés ensuite par les vagues sur les plages lors de la fonte du glacier, d'où leur forme arrondie (P. Cousineau, Géol., UQAC, comm. pers.).

5.3 Impact des cormorans sur la croissance des arbres

5.3.1 Patron de mortalité

Nos résultats montrent que, autant dans la cormorandière active de la Petite île Sainte-Geneviève que dans celle de l'île à Bouleaux du Large, la mortalité des arbres est très rapide, de 3,5 ans en moyenne sur l'île à Bouleaux du Large et de 4 ans en moyenne sur la Petite île Sainte-Geneviève (figures 8 et 9). En plus d'être rapide, la chute de croissance est brutale. Bédard (1987) mentionnait qu'après aussi peu que deux ou trois années d'occupation continue, on pouvait constater les premiers signes de mortalité dans les diverses strates végétales. Des échantillons comprenant un plus grand nombre d'arbres pourraient préciser davantage le délai de mortalité. Dans la cormorandière active de l'île à Bouleaux du Large, les cormorans ont commencé à coloniser ce site entre 1984 et 1987. L'Épinette blanche morte échantillonnée, qui était beaucoup plus grosse et haute que les sapins, a été colonisée avant les autres arbres, soit en 1984. Cette année là représente sa dernière année de bonne croissance avant la période de réduction de croissance devant la mener à la mort. Léger et McNeil (1987) ont montré que les Cormorans à aigrettes de l'île aux Loups Marins de l'archipel des îles de la Madeleine sélectionnaient d'abord les arbres les plus hauts dont ils pouvaient utiliser les branches pour placer leur nid haut, à la cime ou sur le tronc, d'où la visibilité était meilleure et d'où il leur était vraisemblablement plus facile de prendre leur

envol. Bédard (1987) mentionnait également que les cormorans choisissaient les arbres les plus élevés.

5.3.2 Arbres survivants

Les chutes de croissance constatées de 1963 à 1970 chez les épinettes et de 1972 à 1985 chez les sapins de l'ancienne cormorandière de l'île Sainte-Geneviève sont liées à la présence des cormorans dans ce site durant cette période (figure 10). Ceci est confirmé par les photos aériennes (1967 et 1983). Mais, il est également très probable qu'une épidémie de la Tordeuse des bourgeons de l'épinette durant cette période ait contribué à la réduction de croissance observée chez ces arbres.

La Tordeuse des bourgeons de l'épinette est un insecte forestier indigène de l'est de l'Amérique du Nord (Blais 1983a). En période épidémique, cet insecte entraîne, par sa défoliation, une diminution de la croissance et de la productivité ainsi qu'une mortalité parfois importante des arbres dans les peuplements de sapins et d'épinettes (MacLean 1984; Blais 1984, 1985). Au XX^e siècle, les réductions de croissance associées à des épidémies se retrouvent à peu près entre 1974 et 1988, 1944 et 1953 et 1909 et 1923 au Québec chez les arbres-hôtes, soit le Sapin baumier et l'Épinette blanche (Morin 1995). La défoliation sévère causée par l'attaque de cet insecte entraîne un ralentissement typique de la croissance chez les arbres-hôtes (Blais 1962).

Le Sapin baumier et l'Épinette blanche sont tous les deux affectés par la Tordeuse des bourgeons de l'épinette. On sait cependant que le sapin est l'hôte privilégié de cet insecte et que la défoliation est plus clairement exprimée dans sa croissance radiale (Blais 1962). Les forêts de Sapin baumier sont bien adaptées aux épidémies récurrentes de l'insecte (Morin et

Laprise 1990). Ainsi, la Tordeuse des bourgeons de l'épinette agit comme un mécanisme cyclique qui permet à la régénération préétablie de sapin de se développer lorsque meurent les sapins matures, victimes de la tordeuse (Morin 1995). Le peuplement se régénère donc immédiatement en sapins.

L'historique des épidémies de la Tordeuse des bourgeons de l'épinette est bien connue pour les derniers 200 à 300 ans dans plusieurs régions du Québec et de l'Ontario, grâce à l'analyse des cernes annuels de vieilles Épinettes blanches (Blais 1954, 1961, 1962, 1964, 1965; Turner 1952). La dernière épidémie, celle de 1974, a touché tout l'est de l'Amérique du Nord et elle est la plus documentée (Sanders *et al.* 1985). De toutes les épidémies connues, elle a couvert la plus grande superficie (Blais 1983a; Kettela 1983; Hardy *et al.* 1983) et ce fut la plus longue et la plus sévère (Blais 1980, 1981, 1983a; Moody 1981). Morin et Laprise (1990) ont montré que dans le nord du lac Saint-Jean, la dernière épidémie avait débuté dans ce secteur vers 1974. Le ralentissement de croissance associé à la dernière épidémie chez les sapins et les épinettes était localisé entre 1972 et 1984. Blais (1985) mentionnait que cette épidémie avait atteint la réserve faunique des Laurentides en 1972. Les réductions de croissance des arbres étaient enregistrées au même moment et avec autant d'intensité dans des secteurs atteignant le 50^e parallèle que dans la réserve des Laurentides (Morin 1995).

Les chutes de croissance constatées chez les sapins (1972 à 1985) et les épinettes (1963 à 1980) survivants de l'ancienne cormorandière de l'île Sainte-Geneviève correspondent en partie à la période connue de la dernière épidémie (1974 à 1988). Aucune étude sur l'impact de la Tordeuse des bourgeons de l'épinette n'a été menée dans le secteur des îles de Mingan ou dans des secteurs aussi nordiques. Certains résultats préliminaires de cette étude nous laissent croire que la dernière épidémie aurait atteint les îles de Mingan. Ces

réductions de croissance chez les sapins et les épinettes pourraient donc avoir été causées à la fois par la présence des cormorans ainsi que par l'épidémie de tordeuse. Cette réduction de croissance liée à la dernière épidémie s'observe également sur les courbes de croissance des arbres morts des cormorandières actives (figures 8 et 9).

Bédard (1987) mentionnait que les peuplements de sapins des îles de l'estuaire du Saint-Laurent ont été sévèrement affectés par l'épidémie de Tordeuse des bourgeons de l'épinette qui a connu son plus fort degré de sévérité entre 1977 et 1983 environ. Cet auteur soulignait également que la mortalité avait été considérable sur plusieurs sites mais la régénération avait été abondante. Par contre, les boisés affectés à la fois par la tordeuse et par les cormorans n'avaient pas survécu et avaient été remplacés par un taillis d'arbustes (Sureau pubescent, Cornouiller stolonifère (*Cornus stolonifera*) et framboisier).

5.3.3 Bétulaie blanche de l'île Sainte-Geneviève et herbaçaie à épilobes

Il y a plusieurs scénarios possibles pour expliquer l'histoire de ce site. Tout d'abord, la présence de charbons de bois est la preuve irréfutable qu'un feu s'est produit dans ce site. Ce feu est relativement récent puisque les charbons de bois n'étaient situés qu'à 11 cm de la surface. La conformation polycormique des Bouleaux à papier constitue un autre indice du passage d'un feu. Cette conformation est caractéristique de la régénération par rejets de souche du bouleau après feu. Ce feu a très probablement eu lieu à la fin des années 40 (1948) et a donné naissance aux bouleaux que l'on retrouve actuellement dans ce site (figure 11). Ce feu n'est pas répertorié parmi les feux ayant affecté les îles de l'archipel (Grondin *et al.* 1986a; Dryade 1986; Paradis 1989). Ce feu était probablement limité au secteur actuel de la bétulaie, ce qui expliquerait pourquoi les Épinettes blanches situées dans l'herbaçaie à

épilobes sont toujours vivantes. Une autre hypothèse est que le feu a atteint ce site mais n'était pas assez intense pour causer la mort des Épinettes blanches. Cependant, aucune cicatrice de feu qui aurait pu confirmer cette hypothèse n'était visible sur les épinettes.

Il y a également certains indices que l'épidémie de la Tordeuse des bourgeons de l'épinette aurait touché l'archipel de Mingan dans les années 40, ce qui pourrait expliquer la chute de croissance constatée chez les Épinettes blanches de l'herbaçaie à épilobes de 1941 à 1952 (figure 11). Le ralentissement de croissance associé à cette épidémie est localisé entre 1946 et 1955 au Québec méridional (Morin et Laprise 1990). L'épidémie aurait donc débuté vers 1944. Selon Hardy *et al.* (1986), cette épidémie a affecté une bonne partie de l'est de l'Amérique du Nord, mais avec moins d'intensité dans certains secteurs, comme la Côte Nord et le sud du Québec. Elle aurait épargné le centre de l'Ontario et Terre-Neuve (Blais 1983a). La Côte Nord n'aurait subi aucune invasion d'envergure antérieure à celle de 1975 depuis la fin du XIX^e siècle (Blais 1983b). Il n'en demeure pas moins que certains résultats, en plus de ceux des épinettes de l'herbaçaie à épilobes et de la bétulaie, nous laissent croire que cette épidémie aurait affecté certains secteurs de l'archipel de Mingan mais avec une intensité beaucoup moindre que dans le cas de l'épidémie de 1974.

Le fait d'avoir trouvé quelques cailloux au pied de certains arbres morts de la bétulaie blanche et dans l'herbaçaie à épilobes suggère que des cormorans aient utilisé ces sites pour nicher. Si on se fie à l'abondance de cailloux constatée dans les anciennes cormorandières plus jeunes, nous aurions dû en trouver beaucoup plus. Nous aurions peut-être trouvé plus de cailloux en échantillonnant les sites de manière systématique. Les grosses épinettes auraient survécu au passage des cormorans. Il est également possible que le site actuel de la bétulaie blanche n'ait supporté que quelques nids ce qui expliquerait la présence de cailloux en si faible quantité.

Un scénario possible est que l'herbacaie à épilobes était à l'origine une sapinière qui a été perturbée par quelques cormorans il y a environ 80 ans. Un feu s'est ensuite produit aux environs de 1948 et a ouvert le milieu. Ce feu aurait laissé les Épinettes blanches intactes et se serait étendu jusqu'au site de la bétulaie actuelle pour donner naissance aux bouleaux. Durant cette même période, les arbres ont été affectés par l'épidémie de la tordeuse de 1944, ce que tend à démontrer les réductions de croissance observées chez les Épinettes blanches.

Un échantillonnage systématique des cailloux dans l'herbacaie à épilobes et la bétulaie blanche serait nécessaire afin de vérifier s'il y a déjà eu une cormorandière dans ces sites et si cette colonie correspond à celle décrite par Lewis (1929).

Selon Grondin *et al.* (1983), l'île Sainte-Geneviève aurait subi des coupes à blanc sur une surface de 15,4 ha. Ces coupes auraient ouvert la voie à une herbacaie à Épilobes à feuilles étroites. Sur la carte que ces auteurs présentent, ces herbacées à épilobes et framboisier correspondent en fait presque exactement aux sites que l'on sait avoir été perturbés par les cormorans grâce aux photos aériennes. Dans un document ultérieur, Grondin *et al.* (1986) associaient plutôt ces surfaces aux cormorans. Nous n'avons d'ailleurs pas remarqué de souches dans ces sites comme l'on fait Grondin et Melançon (1980) dans des peuplements coupés de la Grosse île au Marteau. Grondin *et al.* (1986b) ont également trouvé de vieilles souches dans des peuplements coupés il y a environ 50 ans de l'île du Fantôme ainsi que sur l'île du Havre et la Petite Romaine. Si la sapinière originelle de l'herbacaie à épilobes avait été coupée, il serait étonnant que les gens aient laissé les grosses Épinettes blanches que l'on retrouve dans ce site. De toute évidence, la bétulaie blanche et l'herbacaie à épilobes ne résultent pas d'une coupe à blanc. Les effets des cormorans ou du feu sur la végétation ont été confondus avec ceux d'une coupe à blanc.

Une autre erreur d'interprétation se retrouve sur la carte forestière de l'île Sainte-Geneviève (Carte 1: 20 000, 12 L/3 N. E., ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, 1990) où une zone identifiée comme ayant subi une épidémie sévère correspond en fait exactement aux secteurs affectés par les cormorans. La défoliation causée par les cormorans a été confondue avec les effets d'une épidémie de la Tordeuse des bourgeons de l'épinette dans ce cas.

5.3.4 Petite île Sainte-Geneviève

Comme il a été mentionné précédemment, cette île aurait supporté une cormorandière au début du siècle. Grondin *et al.* (1986b) mentionnaient la présence de deux sapinières à Bouleaux blancs et *Epilobium angustifolium*, dont une âgée de 35 ans, résultant possiblement du passage des cormorans. Malgré nos efforts, nous n'avons pas localisé ces sites ni aucun site qui pourrait laisser croire à une ancienne cormorandière. Les plus anciennes photos aériennes de cette île, soit en 1961, ne montrent aucun dépérissement forestier visible.

5.4 Colonisation de l'archipel de Mingan par les cormorans

5.4.1 Île à Bouleaux du Large

Selon les données historiques et les photos aériennes que nous avons, cette île a été colonisée récemment par les cormorans (entre 1955 et 1960). Il est difficile de savoir si des cormorans étaient présents sur cette île au XIX^e siècle puisqu'il n'y a à peu près pas de données historiques pour cette période.

5.4.2 Île Sainte-Geneviève et Petite île Sainte-Geneviève

Comme on l'a vu précédemment, la présence de cormorans sur l'île Sainte-Geneviève remonterait aux environs de 1915. Les mêmes considérations quant aux informations sur le XIX^e siècle s'appliquent également dans ce cas. Selon certaines informations, la Petite île Sainte-Geneviève aurait été colonisée en 1990 en raison de la présence du Pygargue à tête blanche sur l'île Sainte-Geneviève qui aurait fait fuir une partie de la population de cormorans vers la Petite île Sainte-Geneviève. La colonie de cormorans de cette dernière île aurait été localisée pour la première fois en mai 1990 lors d'un survol aérien. Pourtant, nos résultats démontrent que six sapins sur neuf étaient déjà morts en 1990 et ces arbres avaient commencé à subir une réduction de croissance dès 1986-1987. Cette île aurait donc été colonisée bien avant 1990. Cependant, les données disponibles indiquent que les cormorans étaient absents de la Petite île Sainte-Geneviève en 1988 lors du dénombrement systématique de l'île pour les nids d'eiders. Il est possible que les nids de cormorans du site échantillonné n'aient pas été vus lors de cet inventaire. Les premiers rassemblements de nids de cormorans étaient probablement peu visibles au début et sont passés plutôt inaperçus jusqu'à ce que la population soit assez importante pour que les effets sur la végétation soient visibles.

Selon nos résultats et les données historiques (inventaires, photos aériennes), la colonisation des îles forestières de l'archipel de Mingan par les cormorans est un phénomène récent dans le sens où elle semble limitée ou avoir débuté au XX^e siècle. Il est bien sûr impossible à ce stade-ci de dire qu'il n'y a jamais eu de cormorandières dans l'archipel avant le XX^e siècle étant donné le manque d'informations sur le XIX^e siècle et les siècles antérieurs.

5.5 Rôle des cormorans comme mécanisme perturbateur naturel des écosystèmes forestiers

L'activité de nidification des cormorans en milieu forestier constitue sans aucun doute une source de perturbation très importante des peuplements forestiers des îles de l'archipel de Mingan occupées par les cormorans. La régénération de ces sites jusqu'à la forêt mature peut s'avérer longue car elle dépend de la quantité et de la proximité des arbres survivants, du type de peuplement avant l'arrivée des cormorans, ainsi que des autres perturbations qui ont pu affecter ces sites (feu, épidémie). Par exemple, si une épidémie ou un feu atteint et tue une grande quantité de sapins en périphérie de la colonie de cormorans, la régénération n'en sera que moins rapide car les arbres sources de graines disparaissent. Dans le cas d'une épidémie, la situation est moins critique puisque la régénération préétablie va croître et éventuellement les arbres vont commencer à produire des graines. Lorsque la végétation herbacée commencera à décliner, les semis qui auront réussi à s'implanter vont profiter des ouvertures et croître. Les semis de sapin supportent généralement de pousser à l'ombre de la végétation compétitrice (*Rubus*, *Prunus*, *Betula* et *Epilobium*) (Ibarzabal et Gagnon 1994). Nous manquons de données sur de très anciennes cormorandières où nous aurions pu constater l'état de la végétation et de la régénération résineuse.

À notre connaissance, il n'y a pas d'autres études qui ont été effectuées sur l'influence des cormorans sur le milieu forestier. Plusieurs auteurs ont déjà constaté l'impact des cormorans sur la végétation (Lewis 1929; Couillard, Grondin *et al.* 1983; Drapeau *et al.* 1984; Grondin *et al.* 1986a, 1986b; Bédard 1987; Léger et McNeil 1987). Une étude plus détaillée a porté sur l'impact des cormorans sur la végétation des îles Razades dans l'estuaire du Saint-Laurent (Reed 1990) et une autre sur la restauration d'un habitat détérioré par le cormoran sur ces îles (Lepage 1993). Cependant, les îles Razades ne sont pas des îles

forestières mais sont dominées par un couvert arbustif et herbacé. Notre étude est donc la seule à avoir examiné de près la régénération des anciennes cormorandières ainsi que l'impact des cormorans sur les patrons de croissance des arbres.

6. RECOMMANDATIONS

À la suite de cette étude, nous faisons les recommandations suivantes :

- Plusieurs îles de l'archipel sont dominées par des forêts semblables à celles de l'île à Bouleaux du Large, de l'île Sainte-Geneviève ou de la Petite île Sainte-Geneviève. Il est donc possible que d'autres îles aient supporté des colonies de Cormorans à aigrettes au XIX^e siècle ou avant. Il serait donc intéressant d'étendre l'échantillonnage à d'autres îles forestières de l'archipel et d'augmenter également le nombre de sites échantillonnés dans les anciennes cormorandières.
- La méthode de localisation des cormorandières que nous avons élaborée constitue un moyen sûr de s'assurer de la présence passée de cormorans dans un site. Cette méthode est celle qui a le plus de potentiel pour la recherche systématique d'anciennes mais surtout de très anciennes colonies (plus de 100 ans) et ce, grâce aux cailloux que l'on retrouve dans le profil de sol et qui sont inertes dans le processus de décomposition. Une revue approfondie de la littérature devrait être réalisée sur la présence de cailloux dans l'estomac des cormorans afin de mieux comprendre ce phénomène et s'assurer qu'il est universel.
- L'augmentation du nombre d'arbres échantillonnés dans les cormorandières actives permettrait de préciser davantage le délai de mortalité des arbres.
- Un échantillonnage systématique des cailloux dans l'herbaciaie à épilobes et la bétulaie blanche de l'île Sainte-Geneviève serait nécessaire afin de vérifier s'il y a déjà eu une cormorandière dans ces sites et si cette colonie correspond à celle décrite par Lewis (1929).

- Ce projet étant préliminaire, bien des sujets restent encore à explorer dont, entre autres, la caractérisation des différents stades évolutifs de la végétation après perturbation par les cormorans. Cette caractérisation pourrait se faire en comparant la végétation de colonies abandonnées de différents âges, ou en suivant la régénération à long terme de sites dans des cormorandières actuelles.

- Certaines nouvelles techniques permettent également de dater la présence d'azote d'origine animale dans les cernes de croissance d'un arbre (Jean-Luc Dupouey, comm. pers.). Cette technique permettrait de connaître l'année exacte de l'apport massif d'azote provenant des excréments des cormorans et améliorerait donc la précision de la datation de l'arrivée des cormorans dans un site.

- Peu de choses sont connues au sujet des perturbations et de la dynamique des peuplements forestiers des îles Mingan. Il est possible que les réductions de croissance des arbres soient dues dans certains cas à d'autres facteurs que les cormorans tels que les insectes défoliateurs, en particulier la Tordeuse des bourgeons de l'épinette et l'Arpenteuse de la Pruche. Des relevés historiques mentionnent que ces insectes ont pu atteindre la Côte Nord mais on ignore dans quelle mesure. Aucune étude n'a été réalisée sur ces insectes dans cette région. Mentionnons que, même si non présentés et/ou analysés dans le cadre de cette étude préliminaire, des échantillons ont été prélevés ailleurs dans l'archipel et sur la terre ferme et ce, dans des sites non perturbés. Certains résultats préliminaires nous portent à croire que la dernière épidémie de Tordeuse des bourgeons de l'épinette a atteint l'archipel de Mingan mais un échantillonnage beaucoup plus complet et important serait nécessaire pour tirer des conclusions certaines. Il est très probable que dans les anciennes cormorandières les arbres aient subi les effets de deux perturbations, soit une épidémie de tordeuse et le passage des cormorans. Il serait donc important d'établir la chronologie des épidémies de la Tordeuse des

bourgeons de l'épinette afin d'établir une comparaison des facteurs affectant la croissance des arbres entre les cormorandières et les sites non perturbés et d'avoir une meilleure idée des perturbations qui ont pu affecter les peuplements forestiers de ces îles.

7. CONCLUSION

D'après les résultats préliminaires obtenus, on peut dire que la présence des cormorans dans l'archipel de Mingan est un phénomène relativement récent. La colonisation par les cormorans des îles où l'on retrouve actuellement des colonies s'est faite au XX^e siècle. L'impact des cormorans sur la végétation est important et la croissance des arbres est très affectée. Les arbres présentent des réductions de croissance brusques et rapides et sont tués dans un délai de 3 à 4 ans après l'arrivée des cormorans. Il y avait absence de régénération résineuse dans les anciennes cormorandières échantillonnées. La régénération de ces sites par les conifères peut s'avérer longue en raison de la strate herbacée importante et dépendra de la quantité et de la proximité des arbres semenciers survivants.

La méthode de localisation des cormorandières que nous avons élaborée constitue un moyen sûr de s'assurer de la présence passée de cormorans dans un site. L'utilisation de la dendrochronologie afin de localiser des anciennes cormorandières est restreinte en raison de la longévité limitée des arbres. L'analyse des macrorestes constitue donc le seul moyen de localiser de très anciennes colonies. L'utilisation de cette méthode est avantageée par l'épaisseur élevée des dépôts de matière organique que l'on retrouve sur les îles.

RÉFÉRENCES

- Bédard, J. 1987. Plan de gestion des populations de Cormorans à aigrettes dans l'estuaire du Saint-Laurent. Rapport final soumis à Canards Illimités (Canada). Sauvagîles Ltée. 54 p.
- Bergeron, Y. et D. Charron. 1995. Le feu, cet indissociable ami de la forêt boréale. Quatre-Temps 19 : 24-26.
- Blais, J. R. 1954. The recurrence of spruce budworm infestations in the past century in the Lac Seul area of northwestern Ontario. Ecology 35 : 62-71.
- , 1961. Spruce budworm outbreaks in the Lower St. Lawrence and Gaspé regions. For. Chron. 37 : 192-202.
- , 1962. Collection and analysis of radial growth data from trees for evidence of spruce budworm outbreaks. For. Chron. 38 : 474-483.
- , 1964. History of spruce budworm outbreaks in the past two centuries in southeastern Québec and northern Maine. Dep. For. Can. For. Entomol. Pathol. Br. Bi-Mon. Prog. Rep. 20. p. 1-2.
- , 1965. Spruce budworm outbreaks in the past three centuries in the Laurentide Park, Québec. For. Sci. 11 : 130-138.
- , 1980. Condition du sapin et de l'Épinette blanche dans la région du parc des Laurentides en 1979 face à l'épidémie de la tordeuse et prévision des pertes. Can. Cent. Rech. For. Laurentides Rapp. Inf. LAU-X-43.
- , 1981. Mortality of balsam fir and white spruce following a spruce budworm outbreak in the Ottawa river watershed in Québec. Can. J. For. Res. 11 : 620-629.
- , 1983a. Trends in the frequency, extent, and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada. Can J. For. Res. 13 : 539-547.

- , 1983b. Les forêts de la Côte Nord au Québec sont-elles sujettes aux déprédations par la tordeuse? For. Chron. 59 : 17-20.
- , 1984. Réflexions sur l'épidémiologie de la Tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)) suite à 40 années d'étude. Rev. Entomol. Qué. 29 : 27-33.
- , 1985. Epidemiology of the spruce budworm in western Ontario : a discussion. For. Chron. 61 : 494-498.
- Blomme, C. 1979. Status and breeding success of Double-crested Cormorant in two North Channel (Lake Huron) colonies in 1979. Ont. Field Biol. 35 : 70-78.
- Brousseau, P. 1984. Inventaire des oiseaux marins de huit îles du secteur ouest de l'archipel de Mingan. Service canadien de la faune. 11 p.
- Chapdelaine, G. 1980. Onzième inventaire et analyse des fluctuations des populations d'oiseaux marins dans les refuges de la côte nord du Golfe Saint-Laurent. Canadian Field-Naturalist 94 : 34-42.
- , 1994. Fourteenth census of seabird populations in the sanctuaries of the north shore of the gulf of St. Lawrence, 1988-1993. Canadian Field-Naturalist sous presse.
- Chapdelaine, G. et A. Bourget. 1981. Distribution, abondance et fluctuations des populations d'oiseaux marins de l'archipel de Mingan (Golfe du Saint-Laurent, Québec). Naturaliste canadien 108 : 219-227.
- Chapdelaine, G. et P. Brousseau. 1984. Douzième inventaire des populations d'oiseaux marins dans les refuges de la Côte-Nord du golfe du Saint-Laurent. Canadian Field-Naturalist 98 : 178-183.
- Chapdelaine, G. et P. Brousseau. 1991. Thirteenth census of seabird populations in the sanctuaries of the north shore of the gulf of St. Lawrence, 1982-1988. Canadian-Field Naturalist 105 : 60-66.

- Clayden, S. 1995. Les lichens: une symbiose réussie. *Quatre-Temps* 19 : 33-36.
- Cook, E. R. 1985. A time-series analysis approach to tree-ring standardization. Ph. D. thesis, University of Arizona, Tucson. 175 p.
- Couillard, L., P. Grondin et collaborateurs. 1983. Les îles de Mingan, des siècles à raconter. Direction générale des publications gouvernementales du Ministère des communications, Gouvernement du Québec. 241 p.
- Desgranges, Jean-Luc. 1980. Compétition entre le Cormoran à aigrettes et le Grand Héron au moment de la nidification. *Naturaliste canadien* 107 : 199-200.
- Desgranges, Jean-Luc, G. Chapdelaine et P. Dupuis. 1984. Sites de nidification et dynamique des populations du Cormoran à aigrettes au Québec. *Can. J. Zool.* 62 : 1260-1267.
- Dion, L. 1986. La dynamique forestière des hauts sommets de Saint-Urbain (Charlevoix). Thèse de maîtrise, Université Laval, Québec, 109 p.
- Dix, R. L. et J. M. A. Swan. 1971. The roles of disturbance and succession in upland forest at Candle Lake, Saskatchewan. *Can. J. Bot.* 49 : 657-676.
- Dryade. 1986. Étude de l'importance du rôle du feu dans les parcs nationaux de la région du Québec. Rapport présenté à Parcs Canada. 172 p.
- Dusi, J. L. 1977. Impact of Cattle Egrets on an upland colony area. *Proceedings of the Colonial Waterbird Group*, p. 38-40.
- Frank, R. M. 1990. *Abies balsamea* (L.) Mill. Dans *Silvics of North America*. Volume 1. Conifères. pp. 26-35. United States Department of Agriculture, Forest Service, Agriculture Handbook 654, Washington DC, 675 p.
- Frazar, M. A. 1887. An ornithologist's summer in Labrador. *Ornithologist and Oölist* 12 : 1-3.

- Fritts, H. C. 1976. Tree rings and climate. Academic Press, New York.
- Grandtner, M. M. 1966. La végétation forestière du Québec méridional. Presses de l'Université Laval, Québec, 216 p.
- Grenier, A. 1987. Dynamique et état des populations de Cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) dans la réserve de parc national de l'archipel-de-Mingan (1986). Service de la conservation des ressources naturelles, Environnement Canada, Service des parcs, District de Mingan. 73 p.
- , 1993. État de la population de Cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) de la réserve de parc national de l'archipel-de-Mingan. Environnement Canada, Service des parcs, District de Mingan.
- Grondin, P. et M. Melançon. 1980. Étude phyto-écologique de la Grosse île au Marteau et de l'île à Samuel, archipel de Mingan. Études écologiques No 2, 227 p.
- Grondin, P., R. Chiasson et R. Thériault. 1986a. La végétation de l'archipel de Mingan, non-publié, Tome 1 : Présentation de la classification et description des habitats. Firme Dryade. 108 p.
- Grondin, P., R. Chiasson et R. Thériault. 1986b. La végétation de l'archipel de Mingan, Tome 2 : Présentation des îles. Firme Dryade. 91 p.
- Grondin, P., L. Couillard, D. Bouchard et R. Thériault. 1983. Brève description et cartographie de la végétation de l'archipel de Mingan. Ministère de l'environnement du Québec, Direction des réserves écologiques et des sites naturels, 147 p.
- Hardy, Y. J., A. Lafond et L. Hamel. 1983. The epidemiology of the current spruce budworm outbreak in Québec. For. Sci. 29 : 715-725.
- Hardy, Y., M. Mainville et D. M. Schmitt. 1986. An atlas of spruce budworm defoliation in eastern North America, 1938-1980. USDA For. Serv. Misc. Publ. 1449.

- Haynes, R. J. et K. M. Goh. 1978. Ammonium and nitrate nutrition of plants. *Biol. Rev.* 53 : 465-510.
- Heinselman, M. L. 1981. Fire and succession in the conifer forest of northern North America. *Dans Forest Succession. Éditeurs : D. C. West, H. H. Shugart et D. D. Botkins.* Springer-Verlag, New York, pp. 374-405.
- Hewitt, Oliver H. 1950. Fifth census of non-passerine birds in the bird sanctuaries of the north shore of the gulf of St. Lawrence. *Canadian Field-Naturalist* 64 : 73-76.
- Holmes, R. L. 1983. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bull.* 43 : 69-78.
- Holmes, R. L., R. K. Adams et H. C. Fritts. 1986. Tree-ring chronologies of Western North America: California, Eastern Oregon and Northern Great Basin. *Chronology Series VI.* Tucson, Univ. of Arizona. 40 p.
- Ibarzabal, J. et R. Gagnon. 1994. Évaluation du potentiel du brûlage dirigé comme outil d'aménagement des sapinières affectées par la Tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec. Rapport présenté au Ministère des Ressources Naturelles. Laboratoire d'écologie végétale, 58 p.
- Kettela, E. G. 1983. Historique en cartes de la défoliation causée par la Tordeuse des bourgeons de l'épinette dans l'est de l'Amérique du Nord de 1967 à 1981. *Serv. Can. For. Cent. Rech. For. Marit. Rapp. Inf. DPC-X-14.*
- Léger, C. et R. McNeil. 1987. Choix de l'emplacement des nids de Cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) aux îles de la Madeleine, Québec. *Can. J. Zool.* 65 : 24-34.
- Lemieux, L. 1956. Seventh census of nonpasserine birds in the bird sanctuaries of the north shore of the gulf of St. Lawrence. *Canadian Field-Naturalist* 70 : 183-185.
- Lepage, M. 1993. Restauration d'un habitat détérioré par le Cormoran à aigrettes aux Razades. *L'Euskarien*, hiver 1993 18-20.

- Lewis, H. F. 1925. The new bird sanctuaries in the gulf of St-Lawrence. Can. Field-Naturalist 39 : 177-179.
- , 1929. The natural history of the Double-crested cormorant (*Phalacrocorax auritus auritus* (Lesson)). Ph. D. Thesis, Cornell University, Ithaca, New York. 94 p.
- , 1931. Five years progress in the bird sanctuaries of the north shore of the gulf of St. Lawrence. Canadian Field-Naturalist 45 : 73-78.
- , 1937. A decade of progress in the bird sanctuaries of the north shore of the gulf of St. Lawrence. Canadian Field-Naturalist 51 : 51-55.
- , 1942. Fourth census of non-passerine birds in the bird sanctuaries of the north shore of the gulf of St. Lawrence. Canadian Field-Naturalist 56 : 5-8.
- Lock, A. R. et R. K. Ross. 1973. The nesting of the Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) and the Double-crested Cormorant (*Phalacrocorax auritus*) in Nova Scotia in 1971. Canadian Field-Naturalist 87 : 43-49.
- Lutz, H. J. 1956. Ecological effects of forest fires in interior Alaska. Tech. Bull. U. S. Dep. Agric., No 1133, 173 p.
- MacLean, D. A. 1984. Effects of spruce budworm outbreaks on the productivity and stability of balsam fir forests. For. Chron. 60 : 273-279.
- Maltack, M. R. 1989. Secondary dispersal of seed across snow in *Betula lenta*, a gap-colonizing tree species. J. Ecol. 77 : 853-869.
- Marquis, P. A. 1975. Seed storage and germination under northern hardwood forests. Can. J. For. Res. 5 : 478-484.
- McLeod, J. A. et G. F. Bondar. 1953. A brief study of the Double-crested Cormorant on lake Winnipegosis. Can. Field-Naturalist. 67 : 1-11.

- Mendall, H. L. 1936. The home-life and economic status of the Double-crested Cormorant, *Phalacrocorax auritus auritus* (Lesson.). Maine Bulletin 39 (3).
- Moisan, G. 1962. Eighth census of non-passerine birds in the bird sanctuaries on the north shore of the gulf of St. Lawrence. Canadian Field-Naturalist 76 : 78-81.
- Moisan, G. et R. W. Fyfe. 1967. Ninth census of non-passerine birds in the sanctuaries of the north shore of the gulf of St. Lawrence. Canadian Field-Naturalist 81 : 67-70.
- Moody, B. H. 1981. Damage by the present outbreak to the forests of Newfoundland to 1979 : immature stands. Dans Review of the spruce budworm outbreak in Newfoundland-its control and forest management implications. Can. For. Serv. Nfld. For. Res. Cent. Inf. Rep. N-X-205. p. 47-49.
- Morin, H. 1986. La régénération de l'Épinette blanche dans les étages montagnard, subalpin et alpin au Mont Jacques-Cartier, Québec. Nat. Can. 113 : 347-354.
- , 1990. Analyse dendroécologique d'une sapinière issue d'un chablis dans la zone boréale, Québec. Can. J. For. Res. 20 : 1753-1758.
- , 1994. Dynamics of balsam fir forests in relation to spruce budworm outbreaks in the boreal zone, Québec. Can. J. For. Res. 24 : 730-741.
- , 1995. La Tordeuse des bourgeons de l'épinette : importance des épidémies. Quatre-Temps 19 : 41-44.
- Morin, H. et D. Laprise. 1990. Histoire récente des épidémies de la Tordeuse des bourgeons de l'épinette au nord du lac Saint-Jean (Québec): une analyse dendrochronologique. Can. J. For. Res. 20 : 1-8.
- Nettleship, D. N. et A. R. Lock. 1973. Tenth census of seabirds in the sanctuaries of the north shore of the gulf of St. Lawrence. Canadian Field-Naturalist 87 : 395-402.

- Nienstaedt, H. et J. C. Zasada. 1990. *Picea glauca* (Moench) Voss *Dans* Silvics of North America. Volume 1. Conifers. pp. 204-226. United States Department of Agriculture, Forest Service, Agriculture Handbook 654, Washington DC, 675 p.
- Palmer, W. 1890. Notes on the birds observed during the cruise of the United States fish commission schooner *Grampus* in the summer of 1887. Proceedings of the United States National Museum 13 : 249-265.
- Paradis, S. 1989. Introduction au plan de gestion du feu de la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan. Parcs Canada, Service de la conservation des ressources naturelles, région du Québec, District Mingan.
- Parcs Canada. 1992. Réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan : plan de gestion. Service canadien des parcs, Environnement Canada, Ottawa, 95 p.
- , 1995. Étude du rôle des cormorans comme mécanisme naturel de perturbation des écosystèmes forestiers, réserve de parc national de l'archipel-de-Mingan. Instructions de travail. Service de la conservation des ressources naturelles. 4 p.
- Pilon, C., J. Burton et R. McNeil. 1983. Reproduction du Grand cormoran (*Phalacrocorax carbo*) et du Cormoran à aigrettes (*P. auritus*) aux îles de la Madeleine, Québec. Can. J. Zool. 61 : 524-530.
- Reed, A. 1990. L'état de la végétation et des populations d'oiseaux aquatiques aux îles Razades, 1989. L'Euskarien, printemps 1990 31-37.
- Rowe, J. S. 1972. Les régions forestières du Canada. Min. Env. Service canadien des forêts. Publication No 1300F, 172 p.
- Sanders, C. J., R. W. Stark, E. J. Mullins et J. Murphy. 1985. Recent advances in spruce budworm research. *Dans* Proceedings of the CANUSA Spruce Budworms Research Symposium, 16-20 sept. 1984, Bangor, Maine. *Éditeurs* : C. J. Sanders, R. W. Stark, E. J. Mullins et J. Murphy. Canadian Forestry Service, Ottawa.

- Schweingruber, F. H. 1989. Basics and applications of dendrochronology. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holland, 276 p.
- Siegel-Causey, D. et G. L. Hunt. 1981. Colonial defense behavior in Double-crested and Pelagic Cormorants. Auk 98 : 522-531.
- Swetnam, T. W., M. A. Thompson et E. K. Sutherland. 1985. Spruce budworms handbook. Using dendrochronology to measure radial growth of defoliated trees. USDA Agric. Handbook 639.
- Taverner, P. A. 1915. The Double-crested Cormorant (*Phalacrocorax auritus*) and its relation to the salmon industries on the Gulf of St. Lawrence. Museum Bulletin, No 13, Geological Survey, Canada.
- , 1929. Bird notes from the canadian Labrador, 1928. Can. Field-Naturalist 43 : 74-79.
- Tener, J. S. 1951. Sixth census of non-passerine birds in the bird sanctuaries of the north shore of the gulf of St. Lawrence. Canadian Field-Naturalist 65 : 65-68.
- Thomas, P. A. et R. W. Wein. 1985. Delayed emergence of four conifer species on postfire seedbeds in eastern Canada. Can. J. For. Res. 15 : 727-729.
- Townsend, C. W. et A. C. Bent. 1910. Additional notes on the birds of Labrador. Auk 27 : 1-18.
- Turner, K. B. 1952. The relation of mortality of balsam fir caused by the spruce budworm to forest composition in the Algoma Forest of Ontario. Can. Dep. Agric. Publ. 875.
- Victorin, M. 1964. Flore laurentienne. Deuxième édition revue par E. Rouleau. Les Presses de l'Université de Montréal, 925 p.