

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN RESSOURCES RENOUVELABLES

PAR
JULIE VALCOURT
BACHELIÈRE ÈS SCIENCES

DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DES CORMORANDIÈRES DE LA RÉSERVE
DE PARC NATIONAL DE L'ARCHIPEL-DE-MINGAN

Octobre 2000



Mise en garde/Advice

Afin de rendre accessible au plus grand nombre le résultat des travaux de recherche menés par ses étudiants gradués et dans l'esprit des règles qui régissent le dépôt et la diffusion des mémoires et thèses produits dans cette Institution, **l'Université du Québec à Chicoutimi (UQAC)** est fière de rendre accessible une version complète et gratuite de cette œuvre.

Motivated by a desire to make the results of its graduate students' research accessible to all, and in accordance with the rules governing the acceptance and diffusion of dissertations and theses in this Institution, the **Université du Québec à Chicoutimi (UQAC)** is proud to make a complete version of this work available at no cost to the reader.

L'auteur conserve néanmoins la propriété du droit d'auteur qui protège ce mémoire ou cette thèse. Ni le mémoire ou la thèse ni des extraits substantiels de ceux-ci ne peuvent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

The author retains ownership of the copyright of this dissertation or thesis. Neither the dissertation or thesis, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

Résumé

Les populations de Cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus* (Lesson)) de l'Amérique du Nord ont subi une hausse importante à partir de 1972 (Nisbet 1995). Les causes de cette augmentation ne sont pas bien connues et demeurent hypothétiques. L'acquisition de nouvelles connaissances permettrait une gestion plus efficace de cette ressource faunique qui détruit progressivement les écosystèmes forestiers de certaines îles de la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan. Cette recherche consiste à localiser d'anciennes cormorandières afin de déterminer si la présence de Cormorans à aigrettes en si grand nombre dans l'archipel est un phénomène récent (XX^e siècle) ou ancien. Afin de localiser les anciennes cormorandières, deux techniques ont été employées. D'une part, des structures d'âge ont été réalisées afin de déterminer l'origine des populations de sapins baumiers (*Abies balsamea* (L.) Mill.) présentes sur les îles. Ces structures d'âge unimodales ou bimodales révèlent que ces populations d'arbres ne sont pas issues du passage destructeur des Cormorans à aigrettes. En fait, il semble que la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)) soit à l'origine de ces peuplements. Les courbes de croissance révèlent d'ailleurs que les trois épidémies du siècle dernier ainsi que celle ayant sévi vers 1878 ont affecté les peuplements de l'archipel de Mingan. Cette technique de localisation est limitée par l'âge des arbres. D'autre part, des sondages pédologiques distribués sur des transects traversant les îles à Bouleaux du Large, Sainte-Geneviève et du Fantôme ont été réalisés afin de détecter la présence de cailloux au sein des profils de sol. Ces cailloux sont rejetés par les cormorans et s'accumulent aux pieds des arbres où ils nichent. Ces macrorestes ne sont habituellement pas présents dans les sols forestiers et représentent un signe privilégié de leur passage. Les cailloux retrouvés ont été localisés en surface des profils et étaient associés à des cormorandières actives, visibles sur les photographies aériennes ou citées dans la littérature. La recherche s'effectuait sur une longue période de temps, soit sur quelques milliers d'années selon les datations ¹⁴C. Grâce à cette technique, on peut constater qu'aucune colonie n'aurait donc existé sur ces îles avant le XX^e siècle. En bref, la présence en si grand nombre des Cormorans à aigrettes dans la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan est un phénomène récent possiblement d'origine anthropique.

Remerciements

Je désire remercier tous les gens qui ont contribué à la réussite de ce projet. Je tiens à remercier Ann Bouchard, Caroline Girard, Éric Girard et Guillaume Dallaire qui ont su garder leur bonne humeur malgré les difficultés rencontrées sur le terrain. Je désire exprimer ma reconnaissance à Cornelia Krause et Valérie Levasseur pour leur aide lors de l'interdation. Merci aussi à Damien Côté pour m'avoir secourue plus d'une fois dans mes moments de désespoir avec le logiciel *Mapinfo* et à Germain Savard pour m'avoir supportée dans mes misères avec l'informatique. Je voudrais remercier tous les gens de Parcs Canada ainsi que tous ceux du laboratoire d'écologie végétale qui ont contribué de près ou de loin à cette étude. Je remercie également le Conseil de recherche en sciences et en génie du Canada et le Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale pour leur apport financier.

Je tiens à remercier tout particulièrement deux personnes qui m'ont supportée dans les moments difficiles, soit Élizabeth Viens et Véronique Lemieux, sans qui, je n'y serais jamais arrivée. Je désire aussi dire merci à ma famille qui m'a toujours encouragée et soutenue tout au long de mes études. Enfin, je remercie sincèrement mon directeur, Hubert Morin, pour ses conseils judicieux, pour son appui et pour avoir cru en moi tout au long de ce projet ainsi que Réjean Gagnon pour ses mots d'encouragement.

Table des matières

<i>Résumé</i>	<i>ii</i>
<i>Remerciements</i>	<i>iii</i>
<i>Table des matières</i>	<i>iv</i>
<i>Liste des figures</i>	<i>vii</i>
<i>Chapitre 1 Introduction</i>	1
<i>Chapitre 2 Région étudiée</i>	10
2.1 Réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan	11
2.1.1 Localisation géographique	11
2.1.2 Conditions climatiques	13
2.1.3 Géologie et géomorphologie	13
2.1.4 Sols	14
2.1.5 Végétation	14
<i>Chapitre 3 Matériel et méthodes</i>	16
3.1 Choix des sites d'échantillonnage	17
3.2 Description des îles étudiées	17
3.2.1 Île à Bouleaux du Large	17
3.2.2 Île Sainte-Geneviève	18
3.2.3 Île du Fantôme	19
3.3 Localisation d'anciennes cormorandières par la dendroécologie	21
3.3.1 Inventaire de la végétation	21
3.3.2 Analyse dendroécologique	23
3.3.3 Utilisation du logiciel <i>Outbreak</i>	25

3.4 Localisation d'anciennes cormorandières à l'aide des macrorestes	26
3.4.1 Mise au point de la méthode d'échantillonnage	26
3.4.2 Transects réalisés pour détecter la présence de cailloux.....	28
3.4.3 Datation ^{14}C	30
<i>Chapitre 4 Résultats</i>	31
4.1 Analyse dendroécologique	32
4.1.1 Île à Bouleaux du Large (1997)	32
4.1.2 Île à Bouleaux du Large (1998)	34
4.1.3 Île Sainte-Geneviève (1997)	35
4.1.4 Île Sainte-Geneviève (1998)	37
4.2 Localisation d'anciennes cormorandières à l'aide des macrorestes	39
4.2.1 Île à Bouleaux du Large	39
4.2.1.1 Transects de l'île à Bouleaux du Large	39
4.2.1.2 Profondeurs relatives des sondages de l'île à Bouleaux du Large	43
4.2.2 Île Sainte-Geneviève	45
4.2.2.1 Transects de l'île Sainte-Geneviève	45
4.2.2.2 Profondeurs relatives des sondages de l'île Sainte-Geneviève	49
4.2.3 Île du Fantôme	51
4.2.3.1 Transects effectués sur l'île du Fantôme en 1997 et 1998	51
4.2.3.2 Profondeurs relatives des sondages pédologiques effectués sur l'île du Fantôme	52
<i>Chapitre 5 Discussion</i>	54
5.1 Analyse dendroécologique	55
5.1.1 Île à Bouleaux du Large (1997)	57
5.1.2 Île à Bouleaux du Large (1998)	58
5.1.3 Île Sainte-Geneviève (1997)	59
5.1.4 Île Sainte-Geneviève (1998)	60

5.2 Recherche d'anciennes cormorandières à l'aide des macrofossiles	61
5.2.1 Île à Bouleaux du Large.....	61
5.2.2 Île Sainte-Geneviève.....	63
5.2.3 Île du Fantôme	67
5.3 Causes possibles d'augmentation des populations de cormorans	69
<i>Chapitre 6 Conclusion</i>	71
<i>Chapitre 7 Références</i>	74

Liste des figures

Figure 1. Localisation de la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan et des îles à l'étude.	12
Figure 2. Localisation des inventaires de végétation effectués sur les îles a) à Bouleaux du Large et b) Sainte-Geneviève en 1997 et 1998.	22
Figure 3. Courbe de croissance, structure d'âge et pourcentages d'individus accusant une baisse de croissance pour les sapins baumiers récoltés en 1997 sur l'île à Bouleaux du Large.	33
Figure 4. Courbe de croissance, structure d'âge et pourcentages d'individus accusant une baisse de croissance pour les sapins baumiers récoltés en 1998 sur l'île à Bouleaux du Large.	35
Figure 5. Courbe de croissance, structure d'âge et pourcentages d'individus accusant une baisse de croissance pour les sapins baumiers récoltés en 1997 sur l'île Sainte-Geneviève.	36
Figure 6. Courbe de croissance, structure d'âge et pourcentages des individus accusant une baisse de croissance pour les sapins baumiers récoltés en 1998 sur l'île Sainte-Geneviève.	38
Figure 7. Emplacement des transects, des sondages pédologiques et des cailloux présents sur l'île à Bouleaux du Large. La délimitation de la cormorandière a été numérisée à partir des photographies aériennes de 1995.	42
Figure 8. Profondeurs relatives des sondages pédologiques effectués sur l'île à Bouleaux du Large. La délimitation de la cormorandière a été numérisée grâce aux photographies aériennes de 1995.	44
Figure 9. Emplacement des transects, des sondages pédologiques et des cailloux présents sur l'île Sainte-Geneviève. La délimitation de la cormorandière a été numérisée grâce aux photographies aériennes de 1995.	48
Figure 10. Profondeurs relatives des sondages pédologiques effectués sur l'île Sainte-Geneviève.	50
Figure 11. Profondeurs relatives des sondages pédologiques réalisés sur les transects de l'île du Fantôme	53

Chapitre 1

Introduction

L'archipel de Mingan, désigné réserve de parc national en 1984, est un lieu de prédilection pour la nidification de plusieurs espèces d'oiseaux marins (Chapdelaine et Bourget 1981; Pelly 1996). Les premières observations d'oiseaux marins nichant dans l'archipel ont été rapportées en 1861 (Bryant 1861). Aujourd'hui, 11 espèces d'oiseaux aquatiques nichent dans l'archipel dont le Cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus* (Lesson)) (Chapdelaine et Bourget 1981). À la fin du XIX^e siècle et au début du XX^e siècle, le Cormoran à aigrettes a été persécuté massivement en Amérique du Nord (Lewis 1929). Il a aussi été affecté par des contaminants introduits dans le milieu aquatique (Bédard 1987). Plusieurs colonies ont ainsi été abandonnées (Lewis 1929) et les effectifs ont chuté tragiquement. Suite à cette baisse, dès les années 1970-1980, les populations de cormorans de l'Amérique du Nord ont subi une hausse importante (Milton et Austin-Smith 1983; Scharf et Shugart 1981; Hatch 1984; Ludwig 1984; Vermeer et Rankin 1984; Craven et Lev 1987; Chapdelaine et Bédard 1995; Nisbet 1995). Selon les deux derniers inventaires réalisés en 1993 et 1998-1999 dans les refuges de la Côte-Nord du golfe du Saint-Laurent (île du Corossol, refuge de Watshishou et refuge des îles Sainte-Marie), le nombre d'individus est passé de 3 472 à 2 830 (Rail communication personnelle). Dans la région des Grands Lacs, les populations de cormorans sont toujours en croissance (Blokpoel et Weseloh 1999). Quant à l'archipel de Mingan, l'inventaire des colonies nichant sur les îles forestières pour l'année 2000 n'est pas encore complété (Roberge communication personnelle). Cependant, sur les îlots dénudés situés à l'est du parc, la population de cormorans est passée de 188 couples en 1991 à 526 couples en 2000 (Roberge communication personnelle). En 1986, 1 277 couples nicheurs ont été dénombrés

dans l'archipel (Grenier 1987). En 1991, 1 528 couples ont été comptés (Grenier 1993). En 1991, la population était estimée à 27 300 couples dans le fleuve, l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (Chapdelaine et Bédard 1995). Selon les dernières estimations, la population en 1999 devait être de 28 000 couples (Rail communication personnelle). Au cours des dernières années, il semble donc que la population du Saint-Laurent se stabilise. Le contrôle des colonies de l'estuaire instauré en 1989 (Bédard *et al.* 1995) a sûrement joué un rôle dans ce phénomène.

Le Cormoran à aigrettes fait son nid près de l'eau et préfère les endroits où les prédateurs terrestres ne peuvent pas l'atteindre comme les îles, les îlots ou les falaises (Bédard 1987). Il peut aussi choisir des endroits lui offrant une meilleure protection contre les intempéries et les grands vents (Léger et McNeil 1987). Sur les îles de Mingan, les cormorans forment des colonies occupant, entre autres, les forêts situées près de petites étendues d'eau. Ils érigent leur nid dans la cime des arbres (Couillard *et al.* 1983). En 1990, 50 % des colonies du Saint-Laurent nichaient d'ailleurs dans les arbres, 37 % au sol et 13 % sur les falaises (Chapdelaine et Bédard 1995). Il semble que les cormorans nichant dans le faîte des arbres ont un plus grand succès que ceux au sol : le pillage par les goélands, le dérangement humain et la dispersion des jeunes étant moins élevés (Desgranges *et al.* 1984; Bédard 1987). Selon Cleary (1977), les couples arboricoles amènent un plus grand nombre de jeunes à l'envol. Devant un choix, il est probable que les cormorans préfèrent nicher dans les arbres plutôt qu'au sol (Lock et Ross 1973).

L'augmentation du nombre de cormorans a provoqué une dégradation plus marquée de la végétation dans les sites de nidification. En effet, les colonies arboricoles de Cormorans à aigrettes se reconnaissent après quelques années au dépérissement forestier (Alvo 1995). En l'espace de trois à quatre ans, les arbres sur lesquels nichent les cormorans et la végétation arbustive et herbacée sous-jacente au nid meurent (Potvin *et al.* 1996). Le sol et les parties de l'arbre situés sous le nid sont couverts de guano (Lemmon *et al.* 1994). Des analyses de sol réalisées dans une colonie de Cormorans à aigrettes suggèrent que les dommages causés aux arbres sont peut-être dus à un excès de nitrogène d'ammonium (Lemmon *et al.* 1994). Les excréments de cet oiseau perturbent l'équilibre ionique du sol et causent la mort de la végétation (Dusi 1977). L'addition d'azote, dont une partie est sous forme ammoniacale, est toxique pour les plantes (Haynes et Goh 1978). En absorbant l'azote par les racines, les plantes sécrètent en échange des ions H^+ , ce qui contribue à acidifier le sol (Bédard 1987). Lorsque la végétation meurt, la baisse du pH se poursuit, car les excréments contiennent des acides organiques qui, malgré leur faible solubilité, entretiennent des conditions d'acidité (Bédard 1987). De plus, lorsque les cormorans fabriquent leur nid, ils arrachent des branches d'arbres, ce qui ne contribue pas à leur survie (Léger et McNeil 1987). Lorsque l'habitat devient trop dégradé, les colonies se déplacent et les superficies affectées augmentent graduellement (Bédard 1987; Léger et McNeil 1987). Cette détérioration de la végétation est apparente sur trois îles de l'archipel de Mingan, soit sur les îles à Bouleaux du Large et Sainte-Geneviève ainsi que sur la Petite île Sainte-Geneviève.

Dans l'archipel de Mingan, les superficies affectées par les excréments des cormorans s'agrandissent à chaque année. Or, dans un parc national, certains règlements régissent les interventions des gestionnaires. La loi sur les parcs nationaux, originellement promulguée en 1930, réglementait l'utilisation des parcs et leur protection dans le but de les conserver intacts pour la jouissance des générations futures. Depuis 1988, des modifications ont été apportées à cette loi. L'une d'elles stipule que la primauté dans le plan de gestion d'un parc national sera accordée au maintien de l'intégrité écologique (Parcs Canada 1994). La gestion des ressources naturelles visera donc à protéger le patrimoine naturel en s'efforçant de maintenir intact le milieu naturel. Cependant, une gestion active pourra être autorisée lorsque les processus naturels auront été détériorés et qu'une manipulation sera considérée comme souhaitable pour restaurer l'intégrité écologique. La protection et la gestion des systèmes naturels des parcs doit donc prévoir la possibilité d'intervenir si la recherche confirme que l'activité humaine a détérioré la structure et le fonctionnement des écosystèmes (Parcs Canada 1994). Puisque le Cormoran à aigrettes détruit progressivement la végétation de certaines îles de l'archipel de Mingan et en simplifie la structure et la composition en espèces (Ishida 1996; Potvin *et al.* 1996), il importe de déterminer si l'augmentation des populations est naturelle ou due à des facteurs anthropiques afin de gérer adéquatement cette ressource. L'étude de Potvin *et al.* (1996) a démontré, dans le cas de deux colonies, que même après 30 et 34 ans, il n'y avait aucune régénération résineuse. À l'origine, le Cormoran à aigrettes nichait fort probablement surtout au sol et dans les falaises. Il aurait commencé à nicher dans les arbres dans le but de mieux se protéger contre certains prédateurs tels que le renard, le vison, etc. La

nidification arboricole pourrait également être la conséquence de perturbations d'origine anthropique (Alvo 1995). D'après Lewis (1929), la maladresse du cormoran dans les arbres, due à ses doigts palmés, viendrait appuyer cette hypothèse.

L'objectif de cette étude consiste à localiser d'anciennes cormorandières afin de vérifier si l'augmentation en si grand nombre des Cormorans à aigrettes est récente (XX^e siècle) ou ancienne (avant le XX^e siècle) dans la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan. En fait, cette étude vise à rechercher des évidences d'anciennes cormorandières qui suggèrent qu'il y a déjà eu présence de populations élevées de cormorans dans le passé. En effet, on sait que l'augmentation des populations observée est récente, mais on ne sait pas si ce phénomène s'est déjà produit naturellement dans le passé. Si c'est le cas, alors, l'augmentation récente fait peut-être partie d'un cycle naturel; sinon, la cause est peut-être liée à l'action humaine. En se basant sur des travaux antérieurs effectués par Potvin *et al.* en 1996, on peut supposer que la présence de Cormorans à aigrettes en grand nombre dans l'archipel est récente. À l'aide des deux techniques utilisées pour cette étude, soit la dendroécologie et les macrorestes, des traces d'anciennes cormorandières pourront être retrouvées si on admet le fait que les cormorans ont toujours niché dans les arbres.

Afin de retracer d'anciennes cormorandières, la dendroécologie et l'étude des macrorestes peuvent être utilisées. Les structures d'âge réalisées à partir des sapins baumiers (*Abies balsamea* (L.) Mill) présents sur les îles informent sur l'origine du peuplement. Selon Dix et Swan (1971), après un incendie ou une perturbation ayant des

effets similaires (cormorandières), la probabilité d'un retour rapide à une composition floristique identique à celle qui prévalait auparavant est faible dans un peuplement dominé par le sapin baumier. Cet oiseau détruit en l'espace de quelques années les arbres sur lesquels ils nichent ainsi que la régénération présente au sol (Potvin *et al.* 1996). Après l'abandon du milieu par les cormorans, seulement les arbres survivants présents sur le pourtour et à l'intérieur de la colonie seront responsables de l'ensemencement du site en sapins baumiers puisque la banque de semis sera détruite. Le temps de recolonisation d'un site dépendra donc de la proximité et de l'abondance de la source de graines (Ibarzabal et Gagnon 1994). La population de sapins régénérée après le passage des cormorans devrait donc présenter une structure inéquienne. Dans le cas de la régénération suite à une perturbation comme la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)) (TBE), les populations de sapins seront unimodales ou bimodales (Morin 1994). Le sapin est une espèce bien adaptée au passage des épidémies de cet insecte (Morin et Laprise 1990).

Dans le but de vérifier la nature des perturbations ayant touché les peuplements, les courbes de croissance sont utilisées. Par exemple, le ralentissement de la croissance associée à une épidémie est typique. Il est graduel au début et atteint son point le plus bas, puis l'arbre retrouve lentement sa croissance normale (Blais 1962). La chute de croissance associée aux cormorans est brusque et rapide et les arbres sont tués en l'espace de quelques années (Potvin *et al.* 1996). De plus, la chronologie des épidémies de la TBE dressée pour les derniers 300

ans permet de distinguer les baisses de croissance associées à la TBE de celles des cormorans puisqu'elles coïncident avec des périodes particulières.

L'utilisation des macrorestes est une technique de localisation qui permet de remonter beaucoup plus loin dans le temps que la dendroécologie. Cette méthode fait appel à un indicateur identifiable dans le milieu même après plusieurs années. Les plumes, les excréments ou les restes de nourriture se décomposent trop rapidement pour être utilisés comme indicateur. Par contre, lorsque les cormorans se nourrissent, ils ingèrent des cailloux qui sont ensuite rejetés (Potvin *et al.* 1996). Comme ces vestiges typiques n'existent habituellement pas naturellement en milieux forestiers, il s'agit d'un marqueur efficace permettant de reconstituer l'évolution des cormorandières dans l'archipel. Cette technique de localisation d'anciennes cormorandières avait été proposée par Potvin *et al.* en 1996. Une autre espèce de cormoran, soit *Phalacrocorax fuscescens*, et le Cormoran à aigrettes ingurgitent ces cailloux qui sont ensuite expulsés sous forme de pelotes de nourriture indigeste enveloppées dans un mucus sécrété par l'estomac (Van Tets 1975; Ainley *et al.* 1981; Barret communication personnelle; Hatch communication personnelle). La présence de ces cailloux a été signalée lors d'un inventaire de Cormorans à aigrettes effectué au lac Winnipegosis en 1987 et 1988 où quelques nids contenaient des roches (Hobson 1989). Lewis (1929) a aussi constaté la présence de cailloux dans l'estomac de jeunes cormorans et d'adultes. Ces macrorestes s'accumulent à la base des nids et/ou dans les nids et permettent de vérifier la présence de colonies de cormorans (Potvin *et al.* 1996; Barrett communication personnelle). Les cailloux accumulés sont enfouis sous la matière

végétale qui se dépose progressivement au sol. Par la suite, les cailloux peuvent être localisés à des niveaux stratigraphiques particuliers du sol et deviennent les témoins d'anciennes cormorandières.

Le rôle de cette ingestion de cailloux n'a pas encore été déterminé. Cependant, plusieurs hypothèses sont mises de l'avant pour expliquer ce phénomène. Quelques chercheurs mentionnent que ces roches permettraient de pulvériser certains aliments difficiles à digérer ou seraient simplement dérivées des proies ingérées par l'oiseau (Zonfrillo communication personnelle). Il semblerait que des cailloux soient saisis accidentellement avec les poissons pêchés sur des fonds de gravier (Taverner 1915; Lewis 1929). Chez l'espèce *Phalacrocorax fuscus*, les cailloux sont rejettés régulièrement chez les cormorans se nourrissant dans la mer et très rarement chez ceux s'alimentant en eaux douces (Van Tets 1975). Il est probable que l'ingestion de cailloux chez cette espèce et chez le Cormoran à aigrettes serve à compenser la densité de l'eau de mer lors des plongées (Van Tets 1975; Zonfrillo communication personnelle). Une autre hypothèse stipule que ces cailloux seraient ingérés volontairement.

Chapitre 2

Région étudiée

2.1 Réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan

2.1.1 Localisation géographique

La réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan est située dans le golfe du Saint-Laurent au nord de l'île d'Anticosti et de part et d'autre du village de Havre-Saint-Pierre (Figure 1). Cet archipel occupe une superficie de 97 km² (Couillard *et al.* 1983) et longe la Moyenne Côte-Nord sur plus de 80 km (Patrimoine canadien 1995; Pelly 1996). Les îles de Mingan sont situées un peu au-dessus du 50^e degré de latitude nord et sont presque totalement encastrées entre les 63^e et 64^e degré de longitude ouest (Gauthier-Larouche 1981). La réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan comprend 36 îles de 0,01 km² ou plus et 500 îlots et récifs (Paradis 1989).

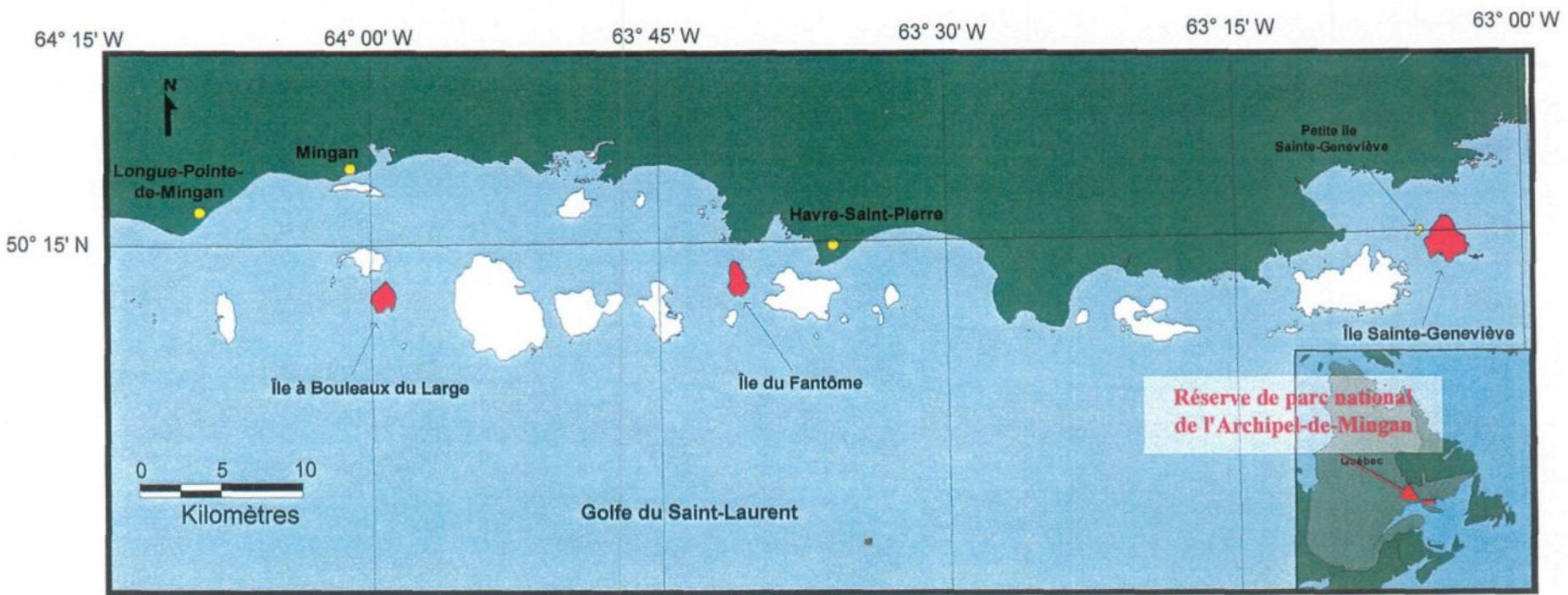


Figure 1. Localisation de la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan et des îles à l'étude.

2.1.2 Conditions climatiques

Le climat de la Minganie est principalement influencé par les courants froids du Labrador et par la rencontre des masses d'air en provenance de la mer et du continent (Parcs Canada 1983; Couillard *et al.* 1983). Ainsi, les îles sont couramment masquées sous un brouillard ou enrobées d'une atmosphère à très haute teneur en humidité. Le climat tempéré maritime et mi-nordique des îles est donc caractérisé par un été plus froid et un hiver plus chaud et plus long qu'à l'intérieur du continent (Couillard *et al.* 1983).

2.1.3 Géologie et géomorphologie

Les formations géologiques de l'archipel de Mingan résultent de l'accumulation de particules minérales et de débris d'organismes marins qui se sont solidifiés au fond de la mer (Grondin *et al.* 1986a). Cet entassement de matière a engendré plus de 130 m de roches sédimentaires tributaires de deux transgressions marines. D'abord, il y a environ 500 millions d'années, une mer recouvrait le Bouclier canadien, ce qui a contribué à édifier les roches de la Formation de Romaine. Cette série sédimentaire a une épaisseur de près de 80 m et est composée de dolomie et d'un peu de shales calcaireux. Après la première submersion marine, une autre mer vint recouvrir le continent au cours de l'Ordovicien moyen, ce qui édifica la Formation de Mingan, d'une épaisseur de plus de 50 m. Cette roche est composée de différents calcaires et divers shales et grès. La plupart des fossiles retrouvés dans l'archipel sont présents dans les roches calcaires de la Formation de Mingan.

Des mouvements de l'écorce terrestre ont ensuite modifié les strates de roches en les fissurant et les plissant faiblement, ce qui entraîna la formation de multiples rivières qui contribuèrent à éroder le sol (Couillard *et al.* 1983). Quant à la morphologie de l'archipel, elle est caractérisée par un alignement de deux cuestas dont les fronts font face à la Côte-Nord du Saint-Laurent, alors que les revers, faiblement inclinés, sont orientés vers le sud (Environnement Canada 1986).

2.1.4 Sols

La forêt repose généralement sur les dépôts de plage d'épaisseur variable (0,1 à 2 m) constitués de sable moyen et grossier ainsi que de gravier. L'humus s'accumule directement sur le roc à quelques endroits (Grondin et Melançon 1980). Le dépôt de tourbe résultant de l'accumulation de la matière végétale est habituellement peu à moyenement décomposé et son épaisseur varie de 0,5 à 2,5 m (Grondin et Melançon 1980).

2.1.5 Végétation

Plusieurs variables influencent le type de végétation retrouvée en un endroit donné. Dans la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan, le climat maritime, la nature calcaire de l'assise rocheuse, la texture des dépôts de plage, le relief, le drainage et les conditions d'exposition représentent les facteurs écologiques affectant le plus la végétation. L'interaction de ces divers facteurs a modelé six grandes unités phisyonomiques de

végétation qui sont les suivantes en ordre décroissant de superficie : la forêt, la tourbière, la lande, le littoral, le lac et la falaise (Grondin *et al.* 1983).

Le milieu forestier est l'habitat le mieux représenté dans l'archipel. Il recouvre 56 % de la superficie totale des îles de Mingan. Ce domaine est principalement composé de sapins baumiers, d'épinettes blanches (*Picea glauca* (Moench) Voss) et d'épinettes noires (*Picea mariana* (Mill. BSP.) qui s'associent avec d'autres plantes pour former 17 groupements végétaux (Grondin *et al.* 1983; Paradis 1989). La sapinière à *Pleurozium* et épinette blanche représente le groupement végétal le plus commun dans l'archipel puisqu'il occupe près de 60 % de la forêt (Grondin *et al.* 1983).

Dans la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan, près de 500 espèces de plantes vasculaires, 150 espèces de mousses et 190 espèces de lichens ont été répertoriées. De plus, une quarantaine d'éléments floristiques confèrent un cachet intéressant à la flore de l'archipel par leur caractère de rareté ou de distribution phytogéographique (Environnement Canada 1986).

Chapitre 3

Matériel et méthodes

3.1 Choix des sites d'échantillonnage

Afin de procéder à un échantillonnage représentatif, quelques îles susceptibles d'avoir abrité d'anciennes cormorandières ont été choisies. Parmi la quarantaine d'îles présentes dans l'archipel, trois ont été sélectionnées. Les îles à Bouleaux du Large, Sainte-Geneviève et du Fantôme ont été échantillonnées, car elles possèdent des critères typiques d'îles ayant pu supporter des colonies nichant dans les arbres. En effet, les îles à Bouleaux du Large et Sainte-Geneviève abritent des colonies de Cormorans à aigrettes. En observant la disposition des nids de cormorans sur ces îles, il est possible de constater que les colonies se concentrent principalement autour de petits lacs. L'île du Fantôme représente une île hypothétique ayant pu permettre la nidification des Cormorans à aigrettes en raison de la présence de lacs. De plus, ces trois îles sont forestières, un critère de sélection essentiel puisque les colonies arboricoles sont étudiées.

3.2 Description des îles étudiées

3.2.1 Île à Bouleaux du Large

L'île à Bouleaux du Large est située à une latitude de 50°13' N et à une longitude de 64°00' O. Sur cette île, d'une superficie de 229,25 ha, l'habitat forestier est dominant (140 ha) et est constitué de sapinière à *Pleurozium schreberi* et de sapinière à *Dryopteris austriaca* (Gauthier-Larouche 1981; Grondin *et al.* 1986a). Certains secteurs de l'île ont été grandement perturbés par le passage des Cormorans à aigrettes et d'autres sont présentement occupés par

des couples nicheurs. Dans les lieux détruits depuis longtemps par les excréments acides des cormorans, l'épilobe à feuilles étroites (*Epilobium angustifolium* L) s'est installé. Dans les sites occupés actuellement par les cormorans, la végétation est complètement détruite. Sur les côtés est et ouest, une bande d'arbres rabougris fait face au vent extrême venant du large. Quelques tourbières, surtout minérotrophes, sont localisées au centre et au centre nord de l'île. Quant aux landes, elles sont situées au sud-est et au sud-ouest. Les falaises présentes sur l'île à Bouleaux du Large sont assez imposantes dans la partie nord-ouest. En ce qui concerne le littoral, il est graveleux et caillouteux, ce qui est caractéristique des îles où prédomine le calcaire (Grondin *et al.* 1986b). Une couche d'humus épaisse (40 cm en moyenne) ne cesse de s'accumuler en raison des conditions défavorables à la décomposition. Le type de sol est caractérisé par un podzol humique (Grondin *et al.* 1986a).

3.2.2 Île Sainte-Geneviève

L'île Sainte-Geneviève, qui occupe une superficie de 5,3 km², est située à l'extrême est de l'archipel à une latitude de 50°15' N et une longitude de 63°04' O (Gauthier-Larouche 1981; Grondin *et al.* 1986b). Cette île forestière, caractérisée par un relief en cuesta orienté du nord vers le sud, est dominée par la sapinière à *Pleurozium schreberi*. Environ 337,5 ha des 531,75 ha de l'île sont occupés par la forêt (Grondin *et al.* 1986b). Trois principales zones de tourbières ombrotrophes et minérotrophes entrecoupées de plusieurs lacs parsèment la forêt. Les landes sont peu représentées sur cette île et sont localisées dans la partie ouest. Quant aux falaises, elles sont passablement imposantes dans l'ouest et le nord, celles du nord se situant parmi les plus hautes de l'archipel. Le littoral est principalement

constitué de roc. L'humus épais (40 cm en moyenne) repose habituellement sur des roches sédimentaires dolomitiques. Les sols forestiers des îles dolomitiques correspondent en général au folisol typique (Grondin *et al.* 1986b).

Il s'agit d'une île ayant été utilisée pour la nidification du Cormoran à aigrettes au cours des dernières années. En effet, selon la littérature, près de 15 ha de la forêt de cette île avait été perturbée par la présence de cet oiseau marin en 1983 (Grondin *et al.* 1986b). En 1928, Lewis (1929) mentionnait la présence d'une colonie de cormorans sur la pointe sud-est de l'île. Aujourd'hui, une centaine de couples occupent l'île Sainte-Geneviève (Roberge communication personnelle). Il semble que la majorité des cormorans ait abandonné leur site de nidification pour s'installer progressivement sur la Petite île Sainte-Geneviève. Cette colonisation aurait débuté en 1990, alors qu'une Pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) avait établi son nid près des colonies, ou même avant, selon le patron de mortalité d'arbres étudiés en 1996 par Potvin *et al.*

3.2.3 Île du Fantôme

L'île du Fantôme est localisée à une latitude de 50°14' N et une longitude de 63°41' O (Gauthier-Larouche 1981). Cette île forestière est dominée par les sapinières à *Pleurozium schreberi* et à *Dryopteris austriaca*. En fait, le domaine de la forêt occupe 156,5 ha de la superficie totale de l'île qui est de 213,0 ha (Grondin *et al.* 1986b). Il semble que plusieurs sapins ont été coupés comme le révèlent la présence de plusieurs souches

distribuées au sein de la forêt et la rareté d'épinettes blanches, une espèce beaucoup plus commune dans les peuplements naturels. Cette coupe aurait été réalisée il y a 50 ans. Par contre, dans la partie est de l'île, les arbres sont âgés de plus de 70 ans, ce qui suggère que cette portion de l'île soit naturelle. Quant aux sols de cette île, ils sont principalement composés de podzols humiques et de quelques podzols humo-ferriques. Des tourbières minérotrophes prennent place au sein de cette forêt, les tourbières ombrotrophes étant plus rares. En ce qui concerne les landes, elles sont restreintes à la partie sud. Le littoral est composé de roc calcaire qui s'érode progressivement au sud et de cailloux sur le reste de l'île. Quant aux falaises, elles sont limitées aux régions est et ouest (Grondin *et al.* 1986b).

3.3 Localisation d'anciennes cormorandières par la dendroécologie

3.3.1 Inventaire de la végétation

Lors des étés 1997 et 1998, quatre inventaires de végétation ont été effectués sur les îles à Bouleaux du Large et Sainte-Geneviève (Figure 2 a et b). Ces sites ont été choisis, car la forêt qui y est présente est typique de celle utilisée habituellement pour la nidification arboricole des cormorans. Ces sites sont donc très susceptibles d'avoir déjà abrité d'anciennes cormorandières. De plus, ces inventaires sont situés près des cormorandières connues (Figure 2 a et b). En 1997, un quadrat de 10 m x 10 m a été érigé sur chacune des îles étudiées à l'aide d'une boussole et de topofil. Au sein de ces parcelles d'échantillonnage, cinquante arbres ont été carottés à l'aide d'une sonde de Pressler. Les individus de plus de trois centimètres de diamètre à hauteur de poitrine (dhp) ont été échantillonnés à une hauteur de 30 cm. La végétation arborescente, arbustive, herbacée et muscinale a été identifiée et le pourcentage de recouvrement de chaque espèce a été déterminé. Ces informations sur la végétation ont été utilisées pour une autre étude réalisée par M^{me} Isabelle Simard (1999). En 1998, deux autres inventaires ont été effectués sur les deux mêmes îles. La méthode utilisée était la même, mais les dimensions des quadrats étaient de 15 m x 15 m en raison d'un nombre élevé d'arbres pourris au sein de la parcelle, ce qui ne permettait pas l'échantillonnage de cinquante arbres.

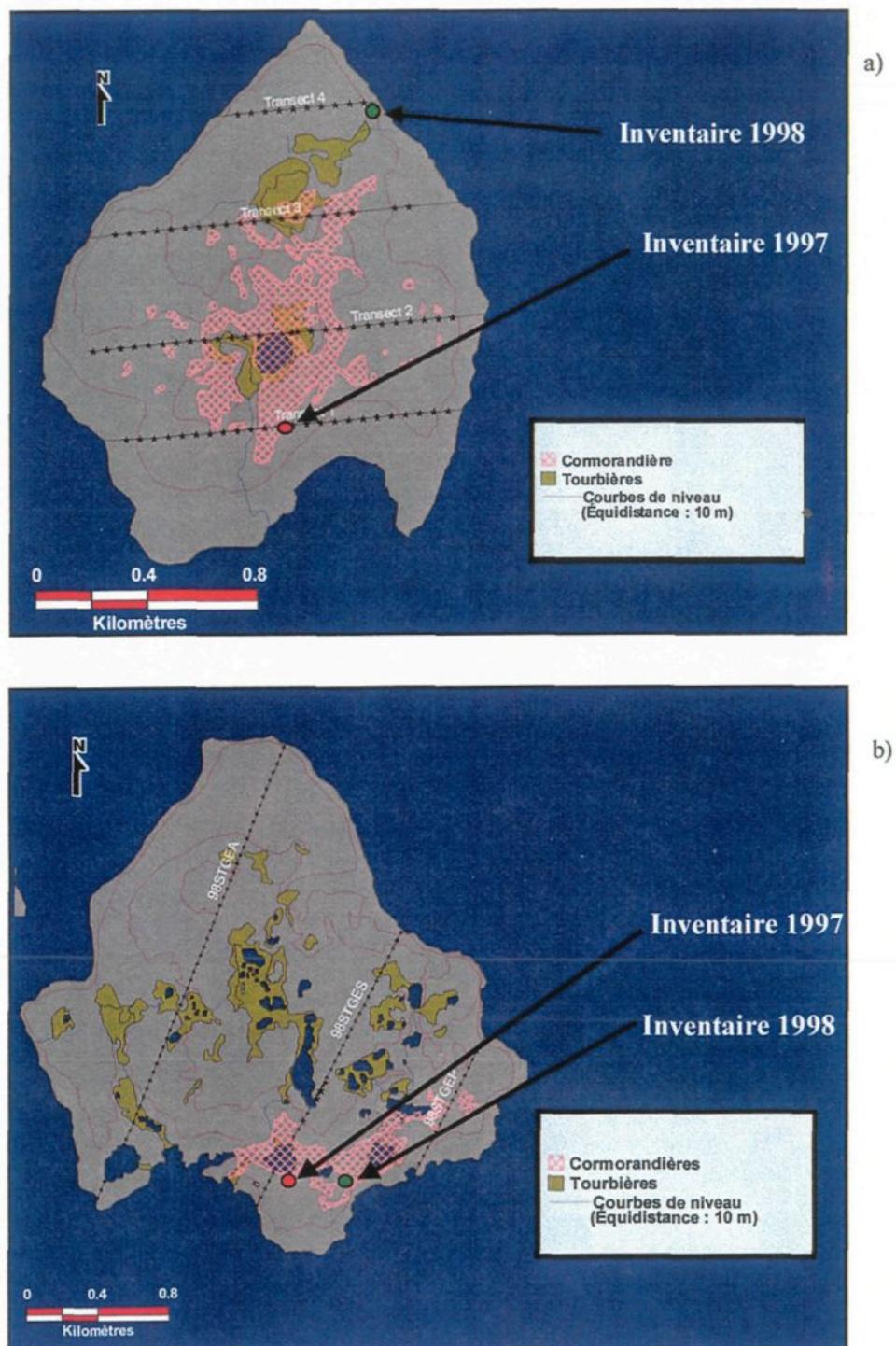


Figure 2. Localisation des inventaires de végétation effectués sur les îles a) à Bouleaux du Large et b) Sainte-Geneviève en 1997 et 1998.

3.3.2 Analyse dendroécologique

L'analyse dendroécologique a été utilisée pour repérer la présence d'anciennes cormorandières. Les structures d'âge ont servi à déterminer l'origine des populations de sapins baumiers présentes sur les îles étudiées. Les courbes de croissance ont permis de différencier les baisses de croissance liées aux épidémies de la TBE de celles associées au passage du Cormoran à aigrettes.

L'analyse des échantillons a été réalisée en suivant la méthode proposée par Blais (1962) et par Swetman *et al.* (1985). Les deux cents échantillons récoltés dans les quatre quadrats ont été sablés ou coupés à l'aide d'une lame de rasoir afin de dénombrer les cernes de croissance annuelle au binoculaire. À chaque décennie, un trait a été tiré afin de faciliter la mesure des cernes au micromètre. La largeur des anneaux de croissance des individus les plus vieux des quatre sites a été mesurée par le déplacement d'une table dendrométrique (*Henson*) sous une loupe binoculaire, avec une précision de 0,01 mm, ou à l'aide du logiciel *MacDendro*. Les mesures ont été automatiquement enregistrées. Les données ont ensuite été présentées sous forme graphique où l'abscisse correspondait aux années et l'ordonnée à la largeur des cernes. Les courbes correspondant à chacun des échantillons de sapins baumiers ont été synchronisées visuellement entre elles sur une table lumineuse de manière à ce qu'il y ait correspondance entre les variations annuelles (interdatation). Lorsque les échantillons d'un même quadrat pouvaient être interdatés entre eux, une courbe moyenne arithmétique était calculée afin de mieux représenter les variations annuelles. La courbe moyenne avait pour

effet d'atténuer les variations de croissance spécifiques à seulement un individu (Schweingruber 1988). L'interdatation visuelle a permis d'identifier l'absence de certains cernes lors d'années où l'arbre n'a pas formé d'anneau ou des cernes très minces. La valeur de 0,00 mm était alors ajoutée à l'année du cerne manquant afin de maintenir une synchronisation entre les différentes courbes. Lorsque le cerne était présent, mais très mince, la valeur de 0,01 mm lui était assignée. Dans tous les sites d'échantillonnage, sauf celui de 1997 effectué sur l'île à Bouleaux du Large, les 25 plus vieux individus ont été mesurés au *Henson* ou au *MacDendro*. La courbe moyenne pour les échantillons interdataables a ensuite été dressée. Pour le site de 1997 sur l'île à Bouleaux du Large, presque tous les échantillons, soit 45 individus, ont été mesurés et ont servi à faire la courbe de croissance.

Suite à l'interdatation visuelle, les résultats ont été validés à l'aide du programme informatique nommé *Cofecha*. L'analyse statistique effectuée grâce à ce programme permettait de vérifier si chaque échantillon démontrait une corrélation acceptable avec la courbe moyenne (Holmes 1983). Cette comparaison des corrélations entre les courbes indiquait l'endroit, pour chacun des échantillons, où il y avait des erreurs d'interdatation. Lorsque des erreurs étaient dénotées, les courbes étaient revérifiées sur table lumineuse et les échantillons étaient observés au binoculaire afin de déceler une défaillance au niveau du décompte des cernes ou des cernes de croissance très minces. Une standardisation des données a enfin été réalisée afin d'atténuer les variations à long terme causées par des facteurs écologiques comme l'âge de l'arbre, le microsite ainsi que certaines variations individuelles (Schweingruber 1989; Morin et Laprise 1990). Le logiciel de traitement de données *Arstan* a

permis cette standardisation. Ce logiciel a transformé chaque mesure des cernes en indices de croissance pour permettre le calcul d'une chronologie avec différents individus (Cook 1985). L'indice de croissance correspond au quotient de la largeur mesurée d'un cerne de croissance sur la largeur calculée d'après une courbe théorique. Cette étape a été réalisée en utilisant un modèle de régression consistant en une droite horizontale passée au sein de la courbe moyenne de chacun des sites d'échantillonnage (Morin 1994). Ce modèle permettait de comparer les courbes entre elles et n'enlevait pas les reprises de croissance.

3.3.3 Utilisation du logiciel *Outbreak*

Afin de vérifier la proportion d'arbres affectés par une perturbation ayant entraîné une baisse de croissance importante, comme la TBE, le logiciel *Outbreak* a été utilisé (Holmes et Swetman 1996). Ce logiciel a permis de vérifier, pour chacune des courbes dendroécologiques des quatre sites d'échantillonnage, le pourcentage d'arbres ayant accusé une baisse de croissance associée à la TBE. L'arbre était considéré comme étant affecté par une épidémie lorsque la variation d'écart type correspondait à -1,28 et que la baisse de croissance avait une durée minimum de huit ans, soit la durée minimale des épidémies dans la région du nord du Lac Saint-Jean.

3.4 Localisation d'anciennes cormorandières à l'aide des macrorestes

3.4.1 Mise au point de la méthode d'échantillonnage

Dans le but de localiser d'éventuelles anciennes cormorandières dans l'archipel, les cailloux régurgités par le Cormoran à aigrettes ont été utilisés. L'étude de Potvin *et al.* effectuée en 1996 avait permis de déceler la présence de cailloux sur le sol des cormorandières actives et inactives. Ces macrorestes sont des marqueurs fiables du passage des cormorans, car ils se conservent dans le sol forestier où ils ne sont habituellement pas présents. Grâce à ces vestiges inertes, d'anciennes cormorandières peuvent donc être retracées. En effet, la matière organique située au même niveau stratigraphique que les cailloux permet de dater les anciennes colonies par une datation radiocarbone.

Afin de vérifier si le phénomène de régurgitation de ces cailloux était caractéristique aux cormorans, des colonies actives et anciennes localisées dans la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan ont été visitées. D'abord, la colonie de Cormorans à aigrettes nichant présentement sur la Petite île Sainte-Geneviève, une île située au nord-ouest de l'île Sainte-Geneviève, a d'abord été inspectée (Figure 1). Sur cette île, de multiples cailloux ont été retrouvés aux pieds de tous les arbres abritant des nids. Ensuite, selon les photographies aériennes, l'île à Bouleaux du Large aurait été colonisée par le Cormoran à aigrettes entre 1955 et 1961 (Potvin *et al.* 1996). Les photographies aériennes de 1961 montrent les premiers signes de dégradation de la végétation causée par la présence des Cormorans à aigrettes à l'est du lac à Canards. Selon l'inventaire effectué en 1960, douze individus ont été recensés sur

l'île à Bouleaux du Large et leur nidification a été confirmée en 1980 (Moisan 1962; Desgranges *et al.* 1984). Selon la théorie et les photographies aériennes, la présence de cette colonie sur l'île à Bouleaux du Large depuis déjà plusieurs années est connue et permettait de tester la méthode d'échantillonnage envisagée. Dans cette ancienne cormorandière, selon l'étude effectuée par Potvin *et al.* en 1996 et les constatations faites en 1997 lors de la détermination de la méthode, plusieurs cailloux ont effectivement été recensés à la base des chicots, et ce, en assez grande quantité. Il en est de même pour la colonie de l'île Sainte-Geneviève (Potvin *et al.* 1996).

Des sondages pédologiques ont donc été réalisés dans l'ancienne cormorandière de l'île à Bouleaux du Large à tous les 25 m afin de détecter la présence de cailloux. Cette technique a permis de retrouver ces macrorestes dans au moins 50 % des trous effectués. Afin de prouver l'établissement passé de colonies, il n'était pas nécessaire de retrouver des cailloux dans tous les sondages. En fait, la localisation de ces macrorestes dans seulement un sondage aurait permis d'atteindre le but de la recherche qui consiste à vérifier la présence de populations de Cormorans à aigrettes avant le siècle dernier au sein de l'archipel. Dans l'archipel, les cormorandières ont habituellement une envergure de 300 m. En creusant à tous les 25 m, sur une distance de 300 m, douze pédons auraient alors été effectués dans une cormorandière. Par contre, lorsque la méthode a été expérimentée sur le terrain, six sondages étaient suffisants pour détecter des cailloux dans l'ancienne cormorandière. En creusant douze sondages, la méthode s'avérait inutilement longue pour parvenir au but fixé. Des trous ont donc été creusés sur les îles à tous les 50 m. Lorsque des cailloux étaient retrouvés dans un

seul sondage, de petits trous étaient réalisés de manière aléatoire et rapprochée autour de ce sondage afin de confirmer, par d'autres cailloux, la présence d'une ancienne cormorandière à cet emplacement.

3.4.2 Transects réalisés pour détecter la présence de cailloux

Des transects ont été tracés à l'aide d'une boussole sur les îles à Bouleaux du Large, Sainte-Geneviève et du Fantôme. Ces transects ont été espacés d'environ 350 m ou disposés selon l'agencement des lacs présents sur les îles. En effet, en Minganie, les cormorandières sont souvent localisées à la périphérie de petits lacs (Couillard *et al.* 1983). En consultant les cartes et les photographies aériennes, les tourbières ont été évitées dans la mesure du possible puisque d'anciennes cormorandières avaient beaucoup moins de chance de s'y retrouver. Le long de chacun de ces transects, des sondages ont été effectués à tous les 50 m dans le sol afin de détecter la présence de cailloux. De plus, lors de l'examen du profil de sol, une attention était portée à la présence d'horizons particuliers. En effet, dans les anciennes cormorandières des îles à Bouleaux du Large et Sainte-Geneviève, une couche d'aiguilles d'environ cinq centimètres jonchait le sol. Habituellement, les cailloux régurgités par les cormorans étaient retrouvés dans cette couche d'aiguilles. Lors de la décomposition de cette couche caractéristique du passage destructif des Cormorans à aigrettes, il est probable qu'une discontinuité stratigraphique ait été créée. Lorsque la profondeur du sol et l'emplacement du sondage le permettaient, les sondages étaient réalisés de manière à obtenir une alternance de deux sondages d'environ 30 cm x 30 cm avec un sondage d'au moins 60 cm par 60 cm. Dans

quelques cas, le sol peu profond permettait de distinguer plus difficilement les roches du profil de ceux du substrat minéral et, à quelques reprises, l'endroit où devait être creusé un sondage correspondait à une tourbière. Dans ces cas-ci, les sondages de grande dimension étaient reportés à l'emplacement suivant. Lorsque l'épaisseur de l'humus était trop importante (environ 70 cm et plus), les petits sondages étaient creusés seulement sur une profondeur d'environ 35 cm. De cette manière, la présence de cailloux était vérifiée dans le profil de sol seulement en surface. Dans l'ensemble des grands pédons, un échantillon de sol a été récolté à l'endroit correspondant au contact entre les couches organique et minérale. Quelques-uns de ces échantillons de sol ont servi à dater l'installation initiale de la végétation sur les îles étudiées. Afin de dater les anciennes cormoranières, l'humus situé au même niveau stratigraphique que les cailloux a été échantillonné afin de procéder à une datation ^{14}C (datation radiocarbone). Quelques notes ont aussi été prises lorsqu'un sondage était réalisé. Les profondeurs du sondage ainsi que de l'échantillon, les dimensions du sondage, la nature du fond et le type de peuplement présent sur le lieu d'échantillonnage ont été notés. Une remarque était aussi inscrite lorsqu'il y avait présence de charbon de bois. Lorsque les cormorans étaient détectables par leurs cris, par leur présence ou par la dégradation de la végétation, une note était inscrite.

3.4.3 Datation ^{14}C

Parmi les échantillons de sol recueillis à l'été 1997, cinq ont été choisis afin de procéder à une datation ^{14}C . Ces échantillons d'humus, récoltés au niveau du contact entre les couches organique et minérale, ont été sélectionnés en se basant sur la profondeur à laquelle ils ont été puisés et sur l'altitude du lieu de sondage. Les points les plus élevés des îles de Mingan ont débuté leur émergence depuis 7 200 ans, ce qui se poursuit de nos jours à un rythme constamment décéléré d'à peine quelques millimètres par siècle (Couillard *et al.* 1983). Considérant que les endroits les plus hauts ont été exondés avant ceux de moindre altitude, il était donc intéressant de choisir des lieux plus élevés afin de connaître l'année approximative la plus juste correspondant à l'installation initiale de la végétation. Les échantillons amassés étaient d'une épaisseur d'environ deux centimètres. De plus, la quantité nécessaire de matériel organique devait correspondre à un poids d'au moins 20 g lorsque séché. Sur le terrain, les échantillons ont été placés dans des sacs de plastique sur lequel le numéro et la profondeur du sondage ainsi que la date de la récolte ont été inscrits.

Les échantillons ont été congelés avant d'être séchés dans l'étuve. La congélation permettait de conserver les échantillons en évitant la contamination par divers types d'organismes. Ces derniers auraient eu pour effet de rajeunir les datations ^{14}C . Les cinq échantillons sélectionnés, soit trois sur l'île à Bouleaux du Large, un sur l'île Sainte-Geneviève et un sur l'île du Fantôme, ont ensuite été datés dans un laboratoire spécialisé dans ce domaine (Beta analytic Inc.) grâce à une datation standard.

Chapitre 4

Résultats

4.1 Analyse dendroécologique

En 1997 et 1998, quatre inventaires de la végétation, soit deux par île, ont été réalisés sur les îles à Bouleaux du Large et Sainte-Geneviève (Figure 2). Pour chaque site, les échantillons amassés ont permis de dresser une structure d'âge, une courbe de croissance et un histogramme illustrant l'affectation des individus par des perturbations telles que la TBE.

4.1.1 Île à Bouleaux du Large (1997)

La structure d'âge présentée à la figure 3 a été dressée à partir de 49 échantillons. Parmi ceux-ci, la moelle était apparente sur 18 échantillons. La structure d'âge est de type unimodale. Autour de 1935, la plupart des individus ont débuté leur croissance. Quelques arbres se sont installés avant cette date. La courbe de croissance a été dressée à partir de 45 individus. Cette courbe et les pourcentages d'arbres affectés par une perturbation permettent l'identification de trois baisses majeures, soit entre 1909 et 1920, 1931 et 1942 ainsi qu'entre 1974 et 1984. L'affectation de 100 % des individus entre 1860 et 1864 est attribuable au fait que peu d'individus composent cette partie de la courbe (Figure 3).

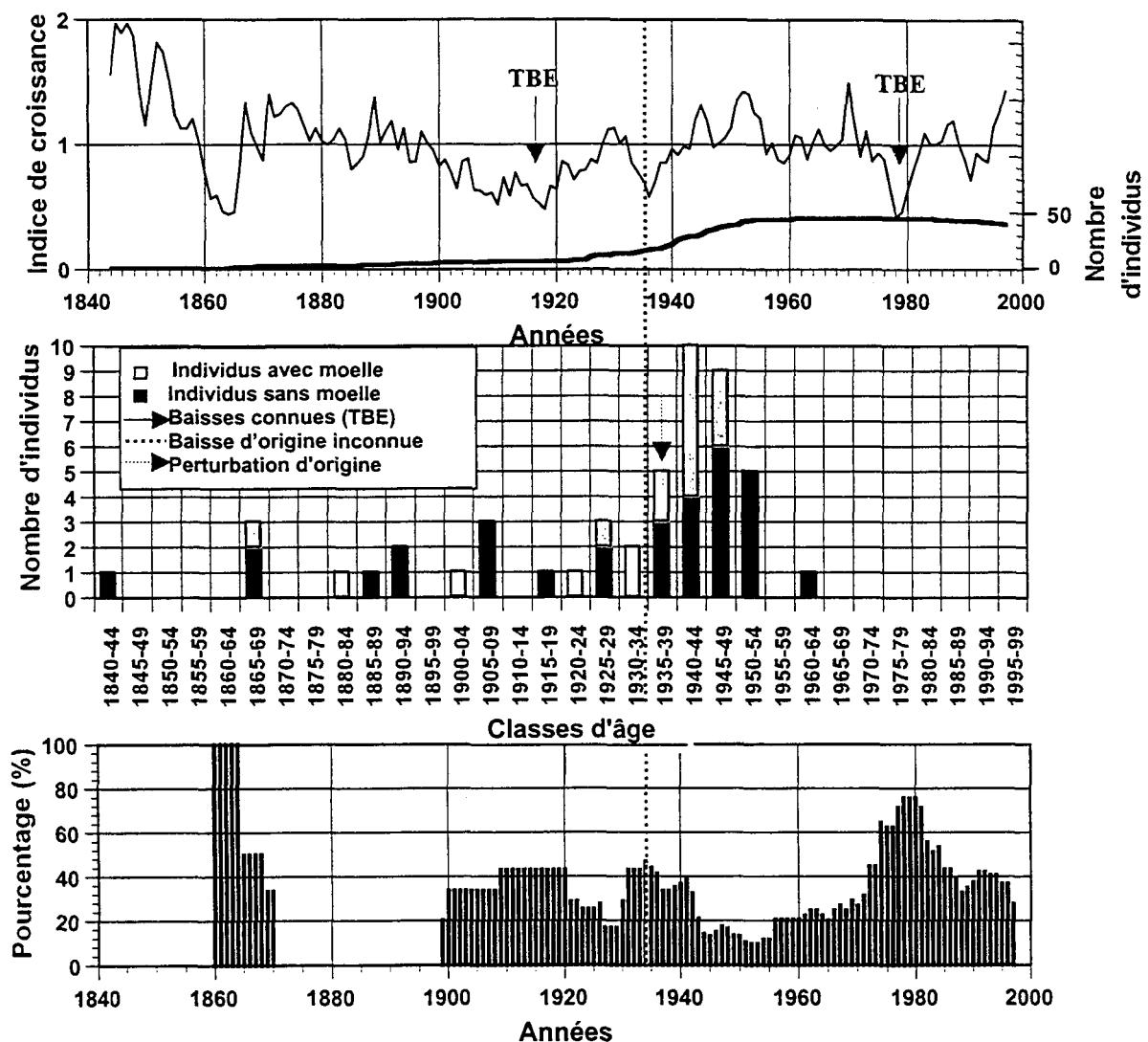


Figure 3. Courbe de croissance, structure d'âge et pourcentages d'individus accusant une baisse de croissance pour les sapins baumiers récoltés en 1997 sur l'île à Bouleaux du Large.

4.1.2 Île à Bouleaux du Large (1998)

La structure d'âge dressée pour les 50 sapins baumiers échantillonnés en 1998 est bimodale. Parmi ceux-ci, la moelle était visible seulement sur quatre échantillons. Sur les autres, l'ensemble des individus étaient échantillonnés près du cœur. Vers 1880, plusieurs individus de sapins baumiers ont débuté leur croissance. Après cette première installation, on peut en observer une autre peu marquée vers 1910. La courbe de croissance a été réalisée grâce à 24 individus échantillonnés dans la parcelle. La courbe de croissance et les seuils d'affectation permettent l'identification de deux baisses majeures, soit entre 1912 et 1924 ainsi qu'entre 1974 et 1985. L'affectation de 100 % des arbres entre 1862 et 1873 résulte du fait que peu d'individus composent cette partie de la courbe (Figure 4).

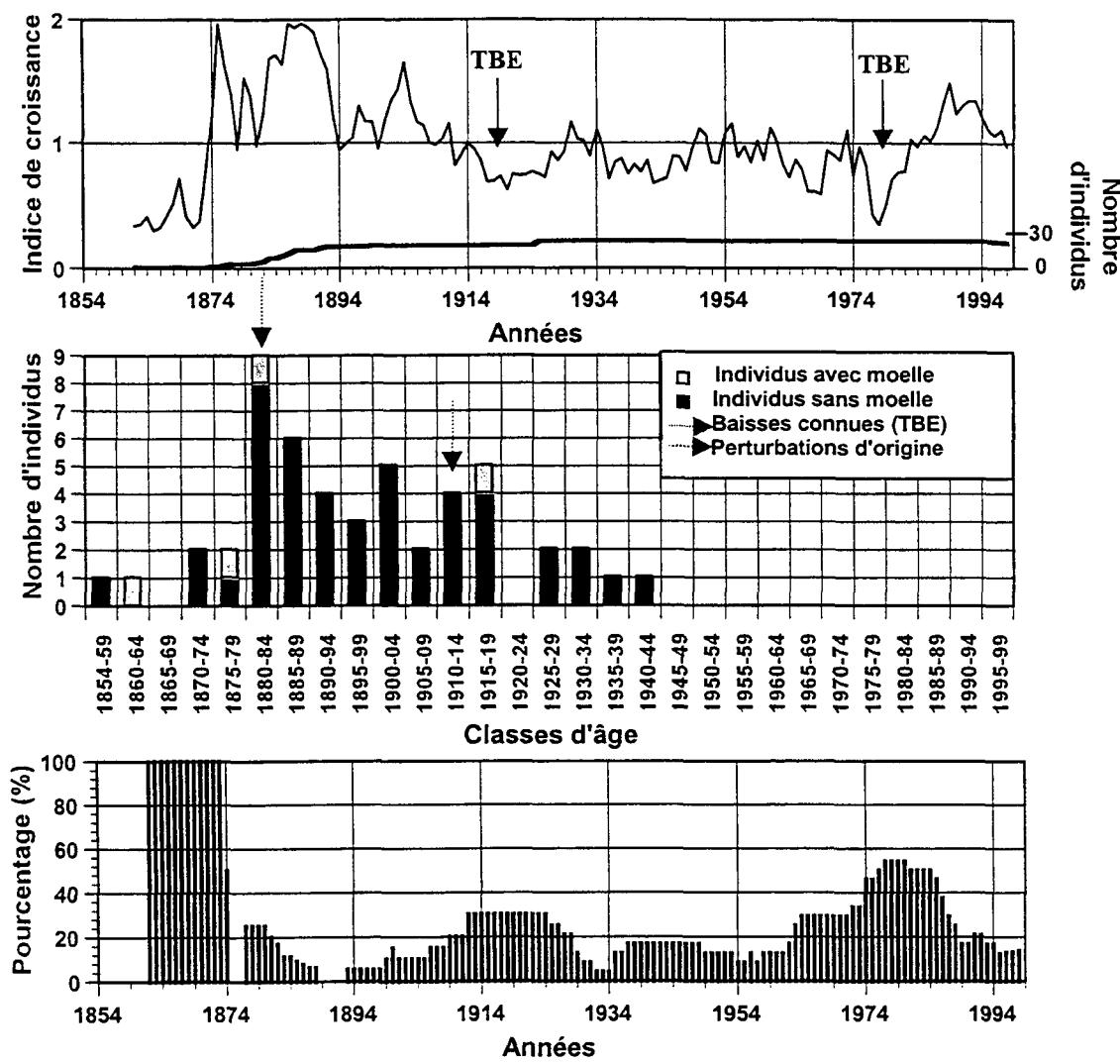


Figure 4. Courbe de croissance, structure d'âge et pourcentages d'individus accusant une baisse de croissance pour les sapins baumiers récoltés en 1998 sur l'île à Bouleaux du Large.

4.1.3 Île Sainte-Geneviève (1997)

Une structure d'âge a été dressée à partir des 50 échantillons récoltés (Figure 5). La moelle était visible sur huit échantillons. Les autres arbres ont été échantillonnés près du

œur. La structure d'âge est équienne unimodale. Entre 1945 et 1949, plusieurs individus de sapins baumiers ont débuté leur croissance. La courbe de croissance réalisée à partir de 24 individus et les pourcentages d'arbres affectés ne révèlent qu'une croissance sous la normale, pas nécessairement liée à l'action de la TBE (Figure 5).

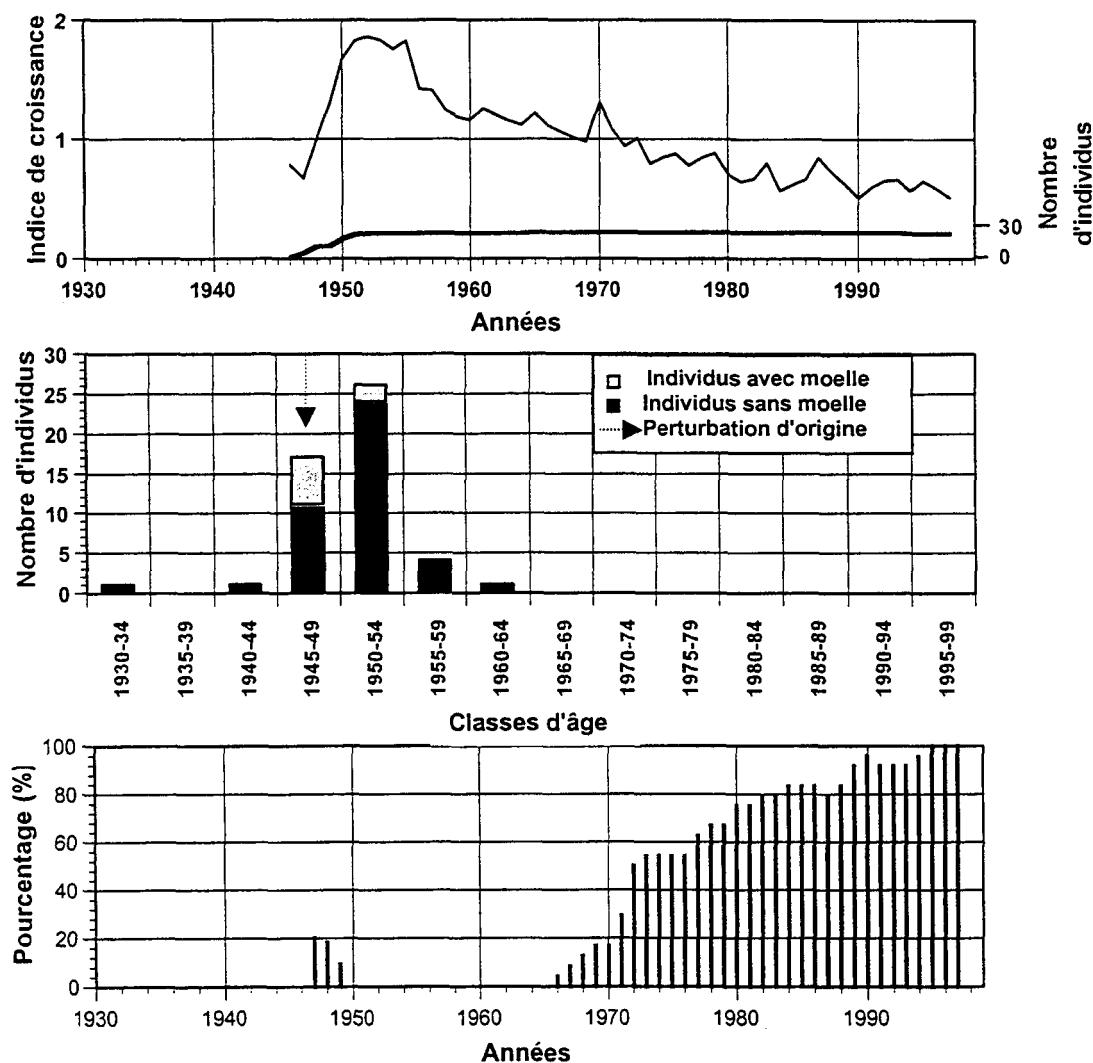


Figure 5. Courbe de croissance, structure d'âge et pourcentages d'individus accusant une baisse de croissance pour les sapins baumiers récoltés en 1997 sur l'île Sainte-Geneviève.

4.1.4 Île Sainte-Geneviève (1998)

La structure d'âge a été dressée à partir de 36 échantillons (Figure 6). Parmi ceux-ci, la moelle était apparente sur six échantillons. Sur les autres, la moelle était absente, mais le carottage a été effectué près du cœur. La structure d'âge est unimodale. La majorité des sapins baumiers ont débuté leur croissance vers 1925 et cette installation s'est poursuivi jusqu'en 1949. La courbe de croissance a été effectuée à partir de 18 individus. Grâce à cette courbe, il est possible de distinguer une baisse de croissance plus marquée entre 1970 et 1982. De plus, en observant la courbe, il semble que quelques sapins baumiers aient repris leur croissance vers 1928. Les baisses observées grâce aux seuils d'affectation et qui ne correspondent pas aux épidémies de la TBE indiquent qu'au cours de ces années, la croissance était sous la normale.

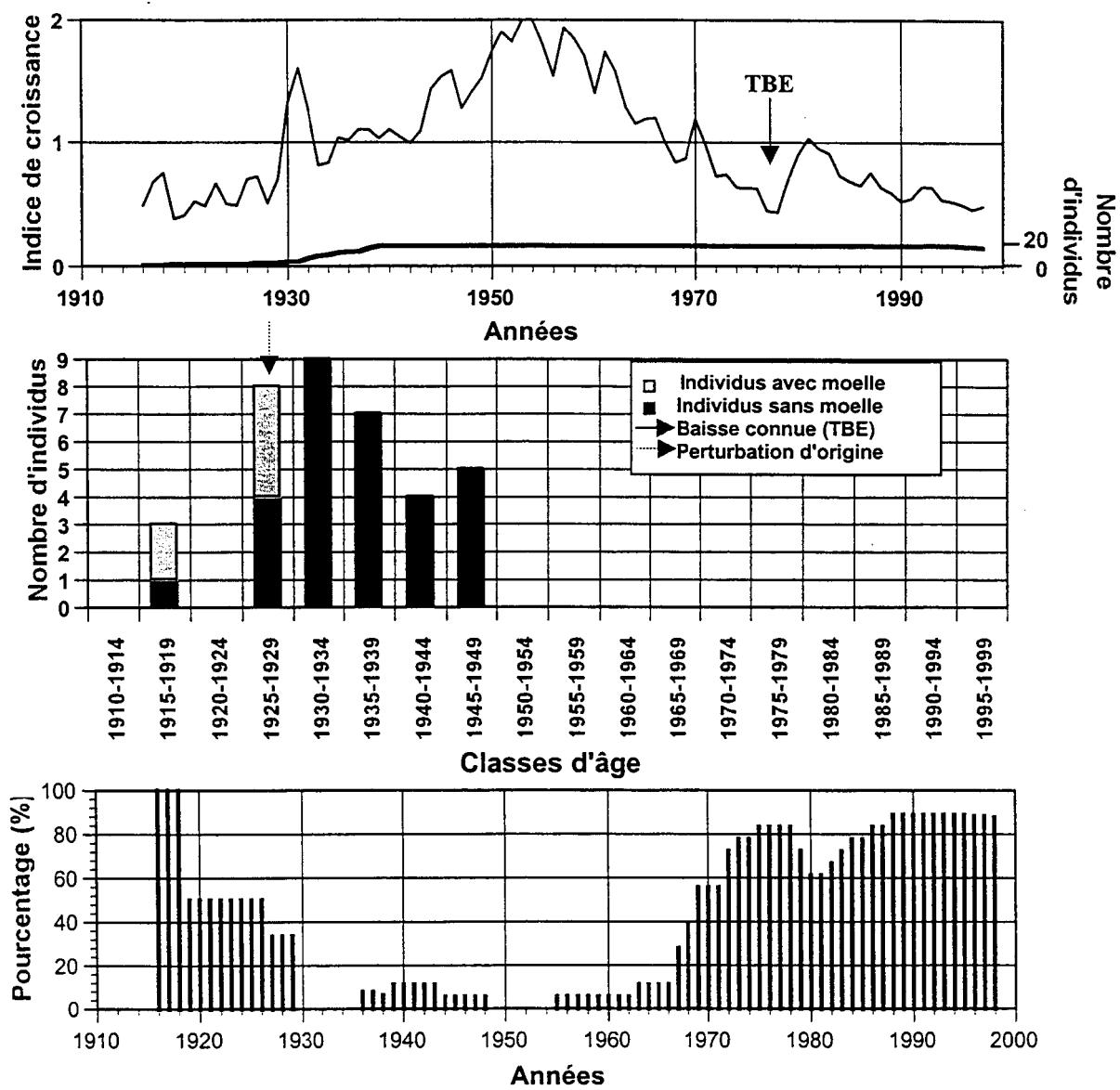


Figure 6. Courbe de croissance, structure d'âge et pourcentages des individus accusant une baisse de croissance pour les sapins baumiers récoltés en 1998 sur l'île Sainte-Geneviève.

4.2 Localisation d'anciennes cormorandières à l'aide des macrorestes

Les cartes présentées permettent de localiser les transects effectués sur les îles à Bouleaux du Large, Sainte-Geneviève et du Fantôme. Les sondages pédologiques sont distants de 50 mètres dans la majorité des cas. Pour les trois îles, les cailloux retrouvés sont attribuables à des cormorandières actives, visibles sur les photographies aériennes ou citées dans la littérature. La profondeur relative de chacun des sondages est illustrée directement sur les transects à l'aide d'histogrammes. La localisation des échantillons de matériel organique datés par radiométrie est aussi indiquée sur les figures.

4.2.1 Île à Bouleaux du Large

4.2.1.1 Transects de l'île à Bouleaux du Large

Au cours de l'été 1997, quatre transects ont été faits sur l'île à Bouleaux du Large (Figure 7). Ces transects ont été parcourus en suivant un azimut de 265° en direction ouest ou 85° en direction est. Parmi les 82 sondages effectués sur cette île, 16 profils de sol contenaient des cailloux en surface. À certains endroits, la présence de cormorans détectables par leurs cris, par leur présence ou par la dégradation de la végétation a été notée.

Le premier transect, situé au sud de l'île (transect 1), mesurait environ 1 300 m. Il a été parcouru de l'est vers l'ouest selon un azimut de 265°. Les deux cents derniers mètres

ont cependant été tracés selon un angle de 268°. Au total, 24 sondages pédologiques ont été creusés dont huit étaient de grande dimension. Dans huit sondages, un échantillon de matériel organique a été puisé à l'endroit correspondant au contact entre les couches organique et minérale. Au début, la technique utilisée consistait à effectuer un sondage de grande dimension en alternance avec un plus petit. Après avoir traversé 450 m, cette technique a été modifiée. Il est bon de mentionner que le site sondé à 100 m aurait dû être un grand sondage, mais son emplacement ne permettait pas le creusage sur une grande superficie. Le dernier endroit de recherche de cailloux a été réalisé à environ 140 m de la plage en raison de l'abondance des arbres rabougris qui rendait le creusage impossible. Parmi les échantillons de sol amassés, l'échantillon 1.19 a été daté. L'âge évalué pour cet échantillon est de 4 000 +/- 80 années BP (before present) (Beta-120139). Des cailloux ont été retrouvés en surface de cinq sondages très près ou à l'intérieur de la cormorandière. Cette technique a permis de délimiter plus précisément la cormorandière.

Le deuxième transect traversait le lac à Canards situé au centre de l'île. Il a été effectué en deux parties. La section est du lac a été réalisée selon un azimut de 85° en partant du lac. Cette partie du transect mesurait environ 600 m. Le premier sondage a été fait à 30 m de la rive est du lac. En alternant des sondages de grande et de plus faible dimension, 13 sites ont été creusés. Un échantillon de matière organique a été récolté dans six de ces sondages. Quant à la partie ouest du deuxième transect, elle a été parcourue selon un azimut de 265° en débutant près du lac. Treize sondages ont été réalisés sur une distance d'environ 650 m, ce qui a permis d'en creuser sept de grande envergure. La

méthode utilisée pour faire cette partie du transect était la même que celle décrite pour le secteur est du lac. Des cailloux ont été retrouvés en surface de huit sondages pédologiques présents sur l'ensemble du transect 2. L'échantillon de matériel organique 2.10 était âgé de 1 890 +/- 70 années BP (Beta-120140). À quelques endroits, la présence de cormorans a été notée.

L'ensemble du troisième transect a été parcouru avec un azimut de 85° en direction est. Vingt-deux sondages ont été creusés sur cette virée mesurant approximativement 1 150 m. Parmi ces 22 sites, 6 étaient de grande dimension et ont été échantillonnés à la base. En surface du profil de sol de trois sondages, des cailloux ont été retrouvés à l'intérieur ou très près des limites de la cormorandière. À quelques endroits sur la virée, la présence de cormorans a été décelée. Selon la datation ^{14}C , l'échantillon 3.7 était âgé de 3 100 +/- 70 années BP (Beta-120141).

Le quatrième transect réalisé sur cette île mesurait environ 580 m. Il a été parcouru de l'est vers l'ouest avec un azimut de 265°, ce qui a permis de faire dix sondages dont trois ont été échantillonnés à la base. À 550 m, aucun sondage n'a été réalisé, car la densité des arbres ne permettait pas le creusage. Aucun caillou et signe de dégradation de la végétation par les excréments n'ont été décelés sur ce transect.



Île Bouleaux du Large

Légende

Macrofossiles

- ☆ Absence de cailloux
- Présence de cailloux
- ◆ Présence de cormorans ou végétation affectée

Autres éléments

- ▨ Cormorandière
- Tourbières
- Courbes de niveau (Équidistance : 10 m)

Échelle

1 : 15 000

0 0.4 0.8

Kilomètres

Numérisation effectuée par Parcs Canada
Projection : MTM zone 5 (NAD 27)

Julie Valcourt, mars 1999

Figure 7. Emplacement des transects, des sondages pédologiques et des cailloux présents sur l'île à Bouleaux du Large. La délimitation de la cormorandière a été numérisée grâce aux photographies aériennes de 1995.

4.2.1.2 Profondeurs relatives des sondages de l'île à Bouleaux du Large

Les profondeurs relatives de 81 des 82 sondages réalisés sur les quatre transects sont présentées sur la figure 8 sous forme d'histogrammes. La profondeur totale de neuf de ces lieux d'échantillonnage n'a pas été déterminée, seulement une profondeur minimum apparaît sur la figure 8. Le sondage le plus profond était de 1,3 m, mais il ne s'agit que d'une épaisseur de matière organique minimum puisque le fond n'a pas été atteint. Le trou le moins profond était de 19 cm. Parmi les 81 sondages, 73 % étaient plus creux que 39 cm et 48 % étaient plus profonds que 51 cm. La profondeur moyenne des sondages est de 54 cm en incluant ceux localisés dans les tourbières et de 51 cm dans le cas contraire.

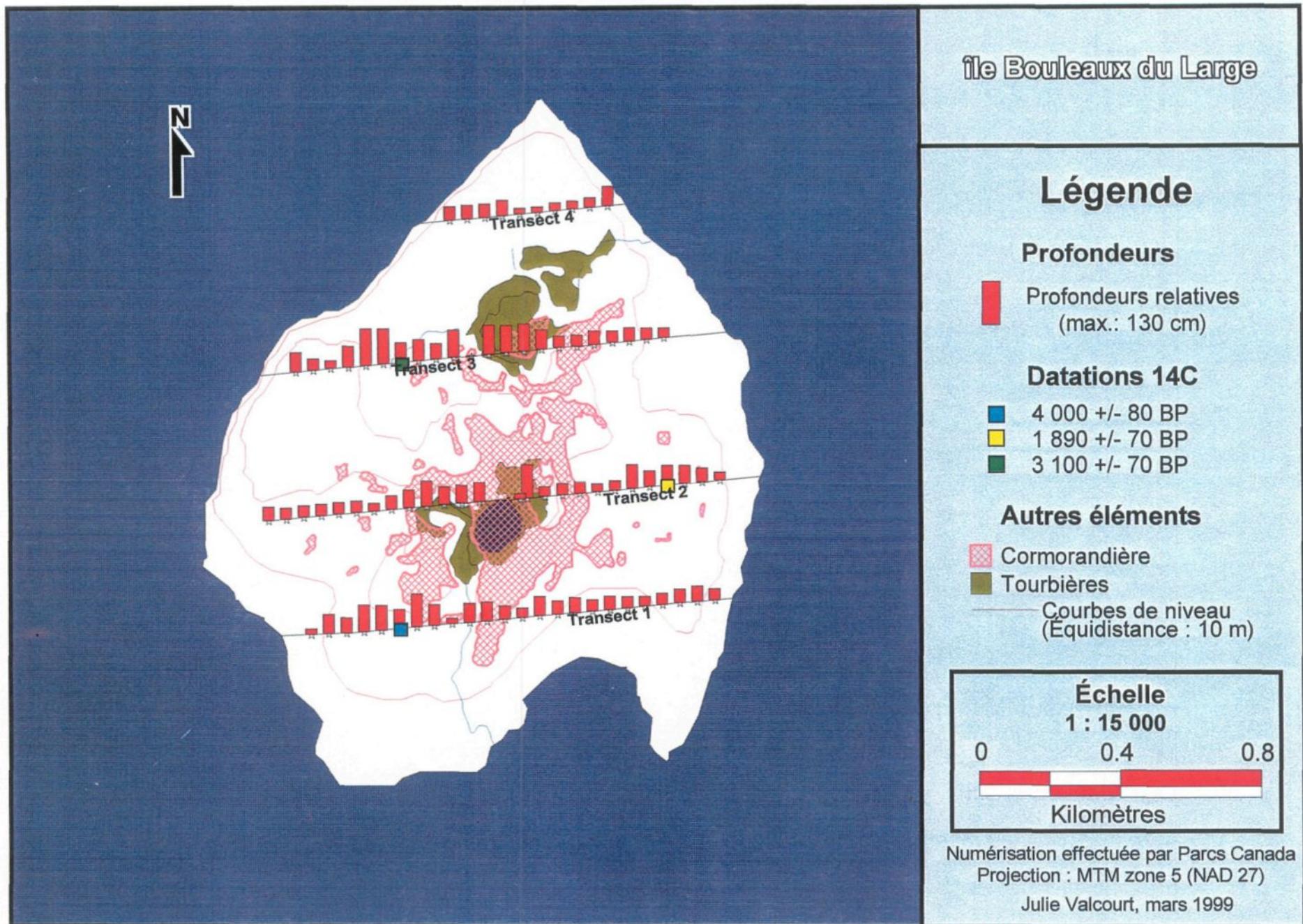


Figure 8. Profondeurs relatives des sondages pédologiques réalisés sur les transects de l'île à Bouleaux du Large. La délimitation de la cormorandière a été numérisée grâce aux photographies aériennes de 1995.

4.2.2 Île Sainte-Geneviève

4.2.2.1 Transects de l'île Sainte-Geneviève

Trois transects ont été tracés sur l'île Sainte-Geneviève. Ces transects ont été disposés selon l'emplacement des lacs et dans le but d'éviter les tourbières. Le transect 98STGES a été partiellement commencé à l'été 1997. Les sondages réalisés sur les transects 98STGEA, 98STGEP et la suite de 98STGES ont été creusés durant l'été 1998.

D'abord, le transect situé le plus à l'ouest (98STGEA) a été échantillonné selon un azimut de 22° en direction nord-est. Le point de départ se situe environ au centre de l'île, soit au niveau du petit lac présent à l'ouest, car cet endroit était facile d'accès à partir du campement. Ce transect mesure environ 2 500 m en ne considérant pas la largeur du lac situé au nord-ouest de l'île. Un sondage de 77 cm par 80 cm a d'abord été creusé près du petit lac. Ensuite, en se dirigeant de part et d'autre de ce sondage, des points d'échantillonnage ont été faits à tous les 50 m. Les sondages ont été creusés de manière à obtenir une alternance de deux petits sondages et d'un de plus grande envergure. Par contre, dans certains cas, la profondeur du sol et l'emplacement du sondage ne permettaient pas de creuser un pédon de grande dimension et de récolter un échantillon. Dans ces cas-ci, de petits sondages ont été réalisés et aucun échantillon n'était récolté. Lorsque le sondage suivant était plus creux et plus accessible, un trou de grande dimension était alors fait et un échantillon était prélevé. Aucun caillou n'a été décelé sur ce transect. L'ensemble de la

virée comprend 49 sondages pédologiques. De plus, deux points d'échantillonnage situés dans des tourbières n'ont pas été creusés.

Ensuite, le transect disposé au centre de l'île, 98STGES, a été réalisé à partir du lac de forme allongée situé au nord de l'ancienne cormorandière en accusant un angle de 27° en direction nord-est. La section échantillonnée entre le lac présent dans l'ancienne cormorandière et le lac de forme allongée mesure 230 m et a été tracée selon un azimut de 31° nord en 1997. Sur cette même portion de transect, trois sondages ont été creusés de l'autre côté du lac allongé. La partie située au sud du lac à cormorans mesure 215 m et a été échantillonnée du lac vers la rive, soit 207° en direction sud-ouest. La longueur totale de ce parcours est d'environ 1 535 m en omettant les distances correspondant aux lacs. L'ensemble de la virée 98STGES comprend 32 sondages et un site d'échantillonnage où seulement la profondeur a été notée puisqu'il était situé dans une tourbière. Comme pour le transect 98STGEA, dans certains cas, la profondeur du sol et l'emplacement du sondage ne permettaient pas de creuser un pédon de grande dimension et de récolter un échantillon. Au sein du profil de quatre sondages, des cailloux ont été retrouvés près de la limite de la cormorandière et en surface. La datation ^{14}C de l'échantillon 6.3 correspond à un âge de 5 350 +/- 70 années BP (Beta-120142).

Enfin, le transect situé à l'est de l'île a été parcouru selon un azimut de 22° du sud vers le nord de l'île. Ce dernier, nommé 98STGEP, mesure approximativement 835 m. Parmi les 16 sondages effectués sur cette distance, seulement quatre étaient de plus grande

envergure. La faible profondeur et la présence d'une tourbière n'ont pas permis d'échantillonner cinq grands sondages comme la méthodologie le prescrivait. Des cailloux ont été localisés en surface de trois sondages et autour de ces derniers. Les cailloux retrouvés dans ces trois sondages étaient présents en assez grand nombre. Dans le sondage situé à 600 mètres de la rive, un caillou a été retrouvé. Quatre petits sondages de 20 cm x 20 cm ont alors été creusés autour de celui-ci afin de trouver d'autres cailloux. Des macrorestes étaient présents dans trois de ces quatre petits sondages. Les cailloux présents étaient localisés en surface des profils, soit majoritairement entre quatre et cinq centimètres et à environ deux centimètres du dessus dans le cas d'un des sondages. La végétation herbacée présente dans ce secteur étaient composée principalement d'épilobes à feuilles étroites et de fougères. Les arbres présents étaient des bouleaux à *papier* (*Betula papyrifera* Marsh.) ainsi que quelques sapins baumiers et épinettes blanches. Des chicots étaient érigés dans le secteur où les cailloux ont été retrouvés. Dans plusieurs sondages de ce transect, des charbons de bois ont été retrouvés entre 11 et 15 cm de la surface du profil ainsi qu'au fond.

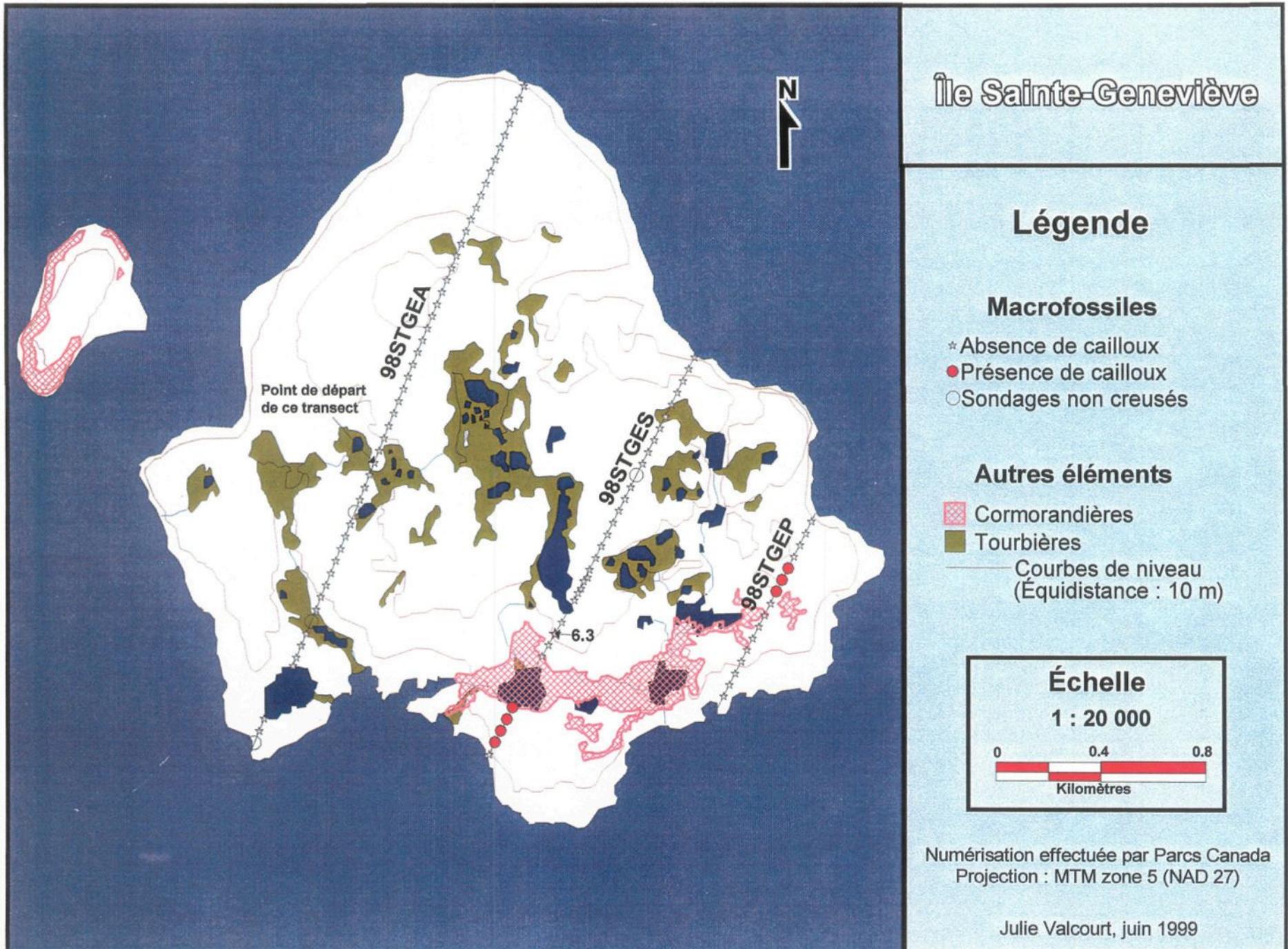
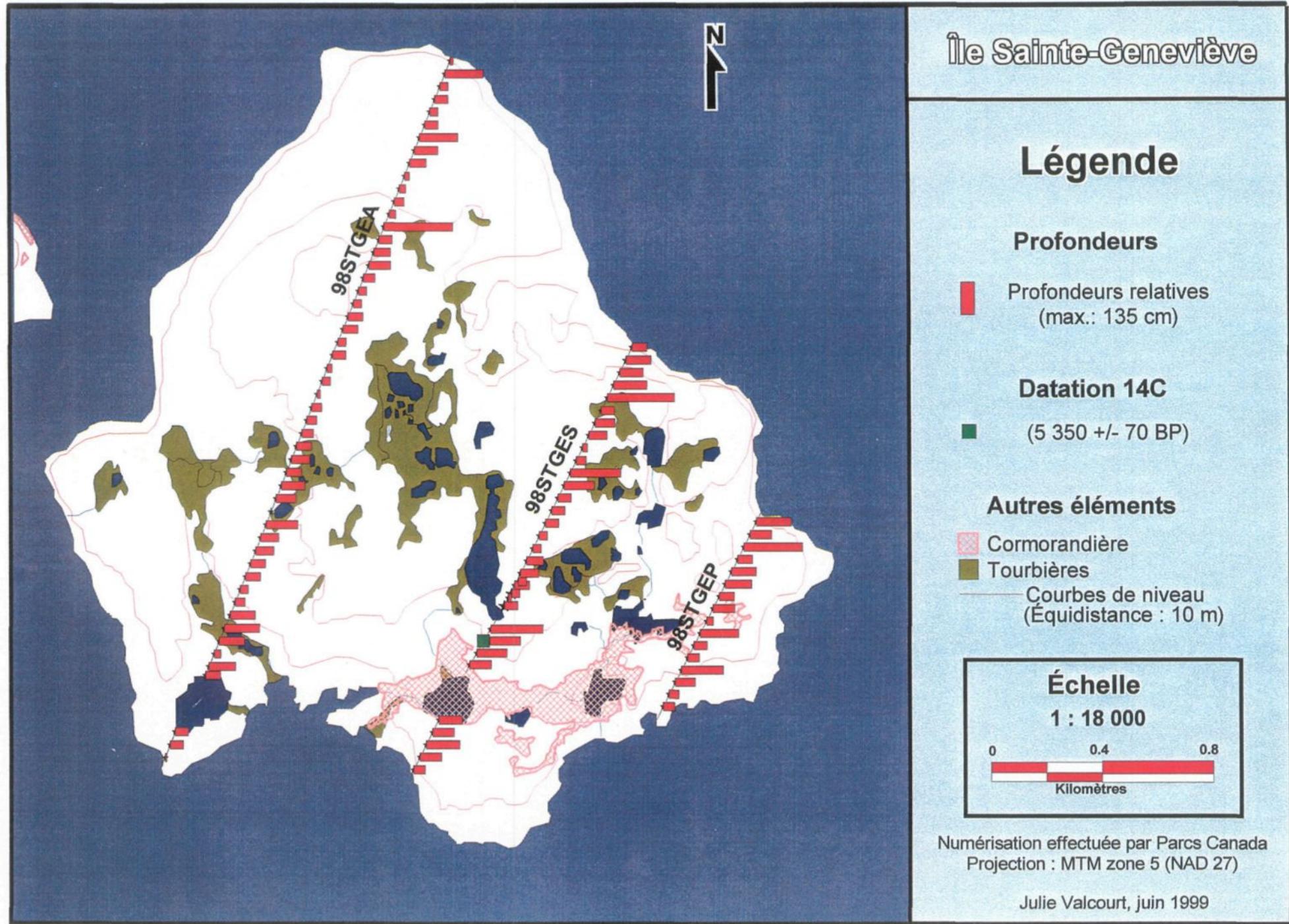


Figure 9. Emplacement des transects, des sondages pédologiques et des cailloux présents sur l'île Sainte-Geneviève. La délimitation de la cormoranderie a été numérisée grâce aux photographies aériennes de 1995.

4.2.2.2 Profondeurs relatives des sondages de l'île Sainte-Geneviève

Les profondeurs relatives des sondages pédologiques creusés sur l'île Sainte-Geneviève sont illustrées sous forme d'histogrammes à la figure 10. Parmi les 101 emplacements de sondage, quatre n'ont pas été creusés. La profondeur de deux de ces sites a été notée, l'épaisseur de matière organique minimum a été attribuée à un des sites et l'autre est demeuré indéterminé. Parmi ces sondages, 42 % avaient plus de 34 cm de profondeur et 24 % étaient plus creux que 48 cm (en considérant les sondages situés dans les tourbières). Le sondage le plus profond était de 135 cm et le moins creux était de 3 cm. La profondeur moyenne des sondages est de 37,5 cm si l'on considère les sondages effectués dans les tourbières et de 32,6 cm dans le cas contraire.



4.2.3 Île du Fantôme

4.2.3.1 Transects effectués sur l'île du Fantôme en 1997 et 1998

L'île du Fantôme représente le portrait typique d'une île où des cormorandières sont habituellement retrouvées avec la présence de lacs et de forêts conifériennes. Les transects ont donc été disposés selon l'emplacement des lacs. À l'été 1997, les transects 98FAN9 et 98FAN10 ont été faits. Ceux-ci ont été dirigés selon un azimut de 138°. Sur le transect 98FAN10, 27 sondages pédologiques ont été creusés. Sur la virée 98FAN9, 29 sondages ont été réalisés. Aucun caillou n'a été localisé au sein des profils de sol des sondages réalisés sur cette île en 1997.

Entre les 16 et 29 août 1998, trois transects ont été tracés sur l'île du Fantôme afin de compléter l'échantillonnage débuté en 1997. Ces transects ont été disposés près des deux lacs présents sur l'île. D'abord, le transect 98FAN11 a été tracé selon un azimut de 182° en direction sud, de l'intérieur de l'île vers sa berge, à partir d'un point situé à 700 m de la rive. Le long de ce transect, 14 sondages ont été creusés dont 5 étaient des pédons de plus grandes dimensions. Ensuite, le 17 août 1998, le transect 98FAN12 a été fait. Il a été réalisé selon un azimut de 298° à partir de la pointe est du lac situé au nord de l'île. Sur ce transect, mesurant environ 460 m, 8 sondages ont été faits. Parmi ces huit sites d'échantillonnage, seulement deux sondages pédologiques de grande dimension ont été creusés, car dans la plupart des cas, la matière organique était mince, ce qui nuisait à la

prise d'échantillon. Enfin, le transect 98FAN14 a été tracé près du lac situé au sud de l'île. Il a été dirigé selon un azimut de 47° et il mesure 700 m. Cette virée a permis l'échantillonnage de 14 sondages dont 3 étaient de grande envergure.

Aucun caillou n'a été retrouvé au sein des sondages pédologiques effectués sur l'ensemble de l'île.

4.2.3.2 Profondeurs relatives des sondages pédologiques effectués sur l'île du Fantôme

Les profondeurs relatives de chacun des sondages présents sur cette île sont illustrées à la figure 11. Un total de 92 sondages ont été faits sur l'île du Fantôme. Parmi ceux-ci, quelques-uns avaient seulement une épaisseur minimum. Parmi ces sondages, 38 % avaient plus de 32 cm, 20 % étaient plus creux que 41 cm et 42 % étaient moins profonds que 23 cm. La profondeur moyenne des sondages étaient de 32,7 cm en incluant ceux situés dans les tourbières et de 31 cm en les excluant. Le sondage le plus profond était de 136 cm et le moins creux avait 8 cm. Une datation ^{14}C à partir d'un échantillon récolté sur le transect 98FAN10 (sondage 10.9) a donné un âge de 490 +/- 60 années BP (Beta-120143).

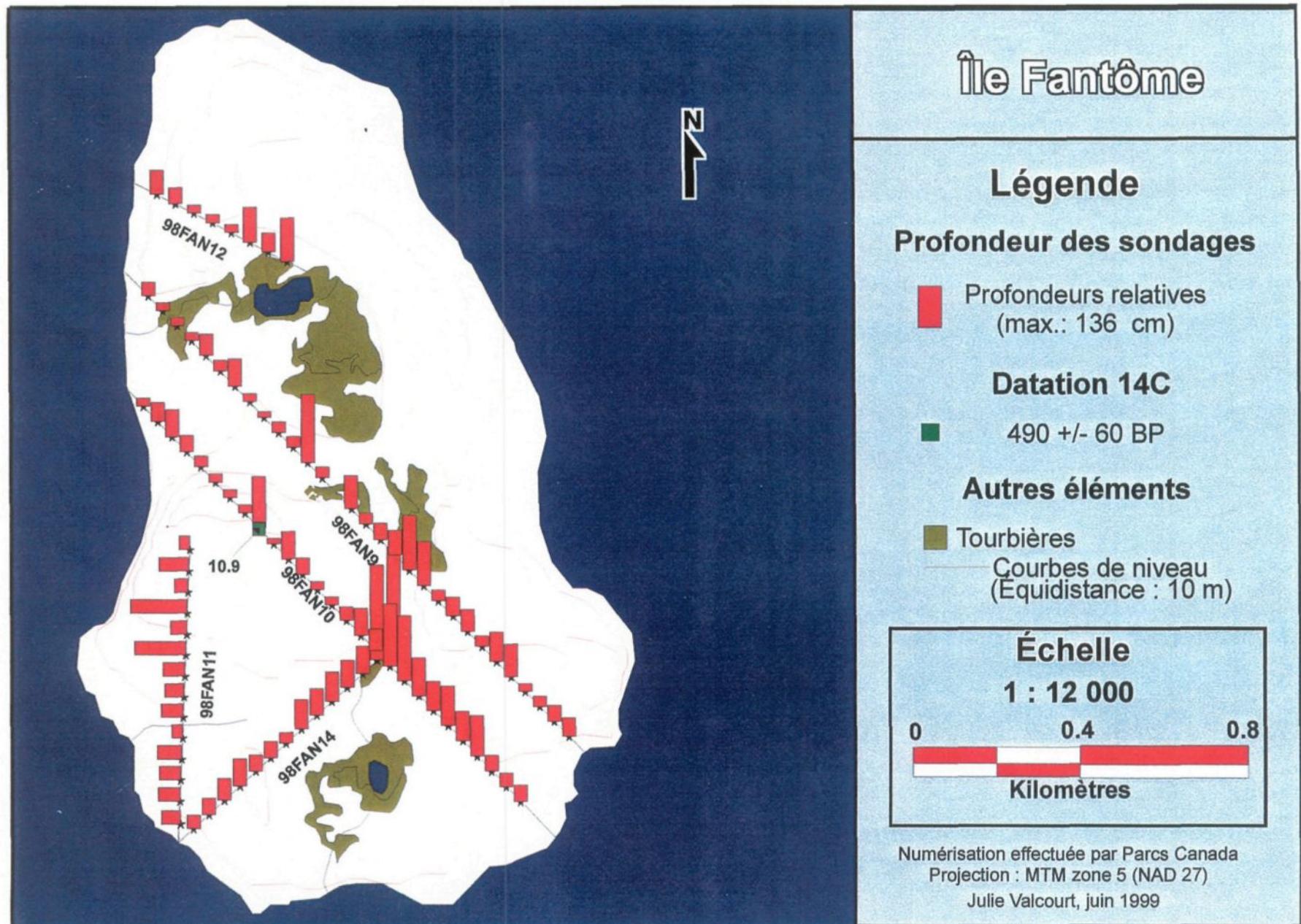


Figure 11. Profondeurs relatives des sondages pédologiques réalisés sur les transects de l'île du Fantôme.

Chapitre 5

Discussion

5.1 Analyse dendroécologique

Les quatre structures d'âge réalisées à partir des sapins baumiers échantillonnés sur les îles à Bouleaux du Large et Sainte-Geneviève sont unimodales ou bimodales. Le type de perturbation qui a donné naissance à ces populations de sapins n'est probablement pas le passage destructeur des Cormorans à aigrettes, car la population de sapins régénérée suite à cette perturbation serait inéquienne. Les structures d'âge obtenues laissent croire que l'origine des peuplements de sapins baumiers sur les îles à Bouleaux du Large et Sainte-Geneviève est associée à un événement ponctuel majeur comme les épidémies de la TBE. En effet, suite au passage de cet insecte défoliateur, des populations de sapins baumiers unimodales ou bimodales se régénèrent à partir des sapins préétablis (Morin 1994). De plus, les dates de perturbation coïncident relativement bien avec les épidémies décrites pour les deux derniers siècles à partir de plusieurs recherches dendrochronologiques (Blais 1954, 1957, 1958, 1962, 1965, 1981: Krause et Morin 1995; Morin 1994; Morin et Laprise 1990, 1993). Les forêts de sapins baumiers sont bien adaptées aux épidémies de la TBE (Morin et Laprise 1990). La TBE agit comme un mécanisme cyclique qui permet à la régénération préétablie de sapin de se développer lors de la mort des adultes (Morin 1995). Les populations de sapins baumiers des quatre sites à l'étude ne sont pas nécessairement toutes issues de la même épidémie de la TBE en raison du phénomène de trouées créées par le passage de cet insecte défoliateur (Morin 1994).

La réalisation de structures d'âge à partir d'échantillons prélevés à l'aide d'une sonde de Pressler comporte une certaine imprécision. En effet, le prélèvement des échantillons à une hauteur de 30 cm implique l'absence de plusieurs cernes. Les carottes permettent quelques fois de voir les reprises de croissance, mais pas les périodes de suppression. À partir de cette technique d'échantillonnage, on pouvait donc visualiser les années d'épidémies, mais l'âge de l'arbre était sous-estimé de plusieurs années. En raison de cette imprécision, les individus semblent s'installer durant les périodes épidémiques sur les structures d'âges, alors qu'ils étaient probablement établis avant la perturbation. De plus, contrairement à une population inéquienne, une population équienne est caractérisée par des arbres de même âge. Par contre, la méthode d'échantillonnage utilisée peut occasionner des différences pouvant aller jusqu'à une vingtaine d'années. Il faut donc considérer cette imprécision lors de l'analyse des structures d'âge.

L'analyse dendroécologique a permis de déterminer l'origine des populations de sapins baumiers dans quatre secteurs des îles à Bouleaux du Large et Sainte-Geneviève. Cette technique a le désavantage d'être limitée par l'âge des arbres. Cette méthode a permis de remonter environ 150 ans en arrière sur l'île à Bouleaux du Large et à moins de 100 ans sur l'île Sainte-Geneviève. La recherche de macrofossiles permettait de faire un recul dans le temps beaucoup plus important, soit de l'ordre des milliers d'années. À noter qu'en raison de la difficulté rencontrée pour interdater certains arbres, seulement 111 des 120 individus mesurés pour les quatre sites ont été utilisés pour faire les courbes de croissance.

5.1.1 Île à Bouleaux du Large (1997)

La structure d'âge des sapins baumiers échantillonnés sur l'île à Bouleaux du Large en 1997 révèle une installation massive entre 1935 et 1955. Cette installation est probablement associée à la baisse de croissance observée entre 1931 et 1942 sur la courbe de croissance. Cette baisse ne peut pas être reliée avec certitude à la TBE. Cette chute de croissance était visible sur les courbes de la Gaspésie et de Mingan vers 1940, mais ne correspondait pas au profil caractéristique d'une épidémie (Simard 1999). Cependant, il est bon de noter que l'analyse des macrorestes, lors de l'étude de Simard (1999), avait permis de localiser une plus forte concentration de résidus de matériel digestif associé à la TBE pour ces années. De plus, selon l'étude de Potvin *et al.* (1996), des indices laissaient supposer qu'une épidémie de la TBE aurait touché l'archipel dans les années 40. Dans le Québec méridional, la baisse de croissance associée à cette épidémie est située entre 1946 et 1955 (Morin et Laprise 1990). La reprise de croissance des sapins visible vers 1935 sur la structure d'âge est probablement associée à cette perturbation locale.

Vers 1925, on constate que quelques individus ont aussi repris leur croissance. L'épidémie du début du XX^e a peut-être créé une ouverture de couvert qui a favorisé la reprise de croissance des semis de sapins préétablis. Cependant, cette cohorte aurait été affectée par une seconde infestation (1931 à 1942), ce qui expliquerait la présence de peu d'individus entre 1925 et 1934. Malgré le fait que l'épidémie ayant sévi entre 1909 et 1920 soit peu perceptible sur la courbe de croissance, 43 % des sapins baumiers utilisés pour

effectuer la courbe ont subi une baisse de croissance associée à la TBE pour ces années (Figure 3). Selon la théorie, au Saguenay-Lac-Saint-Jean, entre 1909 et 1923, une épidémie de la TBE a sévi (Morin 1994). Selon la courbe dendrochronologique réalisée pour la Gaspésie, lors de cette épidémie, il y aurait eu une reprise de croissance suivie d'une nouvelle vague de défoliation (Simard 1999). Par contre, sur la courbe des épinettes blanches de Simard 1999, seulement la deuxième vague survenue en 1918 est détectée. Il est bon de noter que la présence d'individus avant 1909 est peut-être due au fait que les épidémies ayant perturbé ce site ont laissé des survivants. Quant à la perturbation ayant touché le site entre 1974 et 1984, elle est associée à l'épidémie de la TBE du siècle dernier qui a sévi dans la région de Mingan vers 1978 (Simard 1999).

5.1.2 Île à Bouleaux du Large (1998)

La structure d'âge réalisée grâce aux échantillons récoltés sur l'île à Bouleaux du Large en 1998 est bimodale. L'ensemble des individus sont assez dispersés sur la structure d'âge, mais le patron d'installation n'est cependant pas attribuable aux Cormorans à aigrettes. Sa précision aurait pu être améliorée en atteignant la moelle pour chacun des sapins baumiers. La perturbation ayant donné naissance à cette population de sapins baumiers s'est produite vers 1880. Une épidémie de la TBE aurait atteint l'archipel de Mingan en 1878 (Simard 1999). Cette épidémie est donc probablement à l'origine de cette population de sapins baumiers. Les individus échantillonnés dans ce quadrat, étant trop jeunes, ne permettent pas de visualiser cette perturbation sur la courbe de croissance.

Sur la courbe de croissance réalisée à partir de ces échantillons et grâce aux seuils d'affectation par la TBE, il est possible de distinguer deux baisses de croissance assez importantes. Entre 1912 et 1924, tout près de 30 % des sapins ont été affectés et entre 1974 et 1985, entre 46 et 54 % des arbres ont subi l'influence d'une perturbation. Ces deux périodes correspondent assez bien avec les deux épidémies qui ont sévi entre 1909 et 1923 ainsi qu'entre 1974 et 1988 (Morin 1994). Elles étaient d'ailleurs visibles sur les courbes de Mingan et de la Gaspésie (Simard 1999). L'impact de l'épidémie de 1912-1924 est aussi apparente sur la structure d'âge et il explique l'implantation de plusieurs individus entre 1910 et 1920.

5.1.3 Île Sainte-Geneviève (1997)

La structure d'âge réalisée à partir des 50 échantillons de sapins baumiers est équienne unimodale. Une perturbation semble s'être produite vers 1945. La perturbation étant à l'origine de ce peuplement de sapins baumiers n'est pas l'impact dévastateur des Cormorans à aigrettes. Malgré le fait que les sapins étaient beaucoup trop jeunes pour enregistrer la baisse de croissance associée à ces années, on peut supposer que l'épidémie ayant sévi au Saguenay-Lac-Saint-Jean entre 1944 et 1953 (Morin 1998) se soit rendue aux îles de Mingan et ait affecté les populations de sapins baumiers. Cette épidémie n'était pas clairement visible sur la courbe des épinettes blanches de Mingan (Simard 1999). Par contre, comme mentionné précédemment, lors de l'analyse macrofossile effectuée par Simard (1999), une hausse du nombre de résidus de digestion de la TBE associée à cette période a été notée

dans deux profils de l'île Sainte-Geneviève. Il est aussi possible que l'élément ayant perturbé ce site dans ces années soit un chablis.

5.1.4 Île Sainte-Geneviève (1998)

La structure d'âge et la courbe de croissance réalisées à partir des individus de l'île Sainte-Geneviève en 1998 montrent qu'une perturbation a affecté ce site vers 1928. Probablement que l'épidémie ayant sévi entre 1909 et 1923 a affecté ce secteur de l'île. Des sapins se sont d'ailleurs installés avant 1928. La courbe de croissance montre aussi une reprise de croissance de plusieurs individus après 1928. Puisque cette date ne correspond pas exactement avec la période épidémique, il est aussi possible qu'un chablis ait causé cette reprise. Quant à la dépression observable vers 1970, on peut la relier à l'épidémie de la fin du siècle dernier. Par contre, la baisse ne semble pas caractéristique d'une épidémie. Lors de l'interdation, on pouvait d'ailleurs constater que les individus de ce site semblaient avoir réagi de façon très individualiste devant les perturbations. L'interdatation de ce site a été très difficile et n'est peut-être pas aussi juste que pour les autres sites.

5.2 Recherche d'anciennes cormorandières à l'aide des macrofossiles

5.2.1 Île à Bouleaux du Large

Selon les données historiques et les photographies aériennes, cette île a été colonisée par le Cormoran à aigrettes entre 1955 et 1960 (Potvin *et al.* 1996). En 1960, la présence de 12 individus avait été notée lors d'un des inventaires quinquennaux effectués dans les refuges de la Côte-Nord (Moisan 1962). Les premiers signes de dépérissement forestier dans l'ancienne cormorandière de l'île apparaissaient sur les photos de 1961 à l'est du lac à Canards (Potvin *et al.* 1996). La nidification n'a cependant été confirmée qu'en 1980 (Desgranges *et al.* 1984). Suite à la recherche de cailloux, la présence de colonies datant d'avant le XX^e siècle n'a pas été décelée sur l'île à Bouleaux du Large. Les sondages pédologiques creusés sur cette île ont seulement permis de détecter des cailloux à l'intérieur et aux limites de la cormorandière connue. Les macrofossiles retrouvés dans les 16 sondages de cette île étaient localisés en surface et ont donc été associés à la présence de cormorans répertoriée à partir de 1961. Les secteurs affectés ou ayant été affectés par les cormorans ont été numérisés à partir des photographies aériennes de 1995. L'échantillonnage ayant été réalisé en 1997, il est probable que la cormorandière ait pris de l'expansion au cours de ces deux années, ce qui expliquerait le fait que certains cailloux aient été retrouvés un peu à l'extérieur des limites. Cette technique semble donner plus de détails, ce qui permet de délimiter plus précisément la cormorandière. Afin d'optimiser cette méthode, il serait intéressant d'employer un système de positionnement global par satellites (GPS). L'utilisation d'un GPS permettrait aussi de localiser le début des transects

de façon plus précise. En effet, le début de ces derniers était difficile à repérer sur le terrain et à identifier sur les cartes.

Les datations ^{14}C effectuées révèlent que la recherche de cailloux couvrait une longue période de temps. En effet, les échantillons datés sont âgés de 4 000 +/- 80, de 1 890 +/- 70 et de 3 100 +/- 70 années BP. L'installation de la végétation sur cette île date donc de plusieurs milliers d'années. Si d'anciennes colonies avaient pris place sur cette île avant le siècle dernier, elles auraient été facilement décelables par la technique employée.

De plus, les profondeurs relatives des sondages pédologiques montrent que l'épaisseur de l'humus sur cette île est importante, ce qui permettait de vérifier aisément la présence de cailloux dans le profil. En effet, les profondeurs relatives de 81 des 82 sondages réalisés sur cette île démontrent l'importance de l'accumulation de la matière végétale morte. Parmi ces sondages, 73 % étaient plus profonds que 39 cm et tout près de la moitié, soit 48 %, était plus creux que 51 cm. Au Québec, l'épaisseur de matière organique est rarement de plus de 20 cm (Morin communication personnelle). Selon une étude réalisée au nord du lac Saint-Jean dans des sapinières, 28 profils de sol avaient entre 10 et 20 cm (Potelle 1995). Une couche d'humus d'épaisseur moyenne de 40 cm ne cesse de s'accumuler sur cette île sous l'influence de conditions climatiques défavorables à la décomposition de la matière organique en raison d'une forte humidité atmosphérique et du froid (Grondin *et al.* 1986a). Lors de l'étude effectuée par Potvin *et al.* (1996), l'humus d'un des sites était d'une épaisseur de plus d'un mètre.

Sur l'île à Bouleaux du Large, la présence d'un grand nombre de Cormorans à aigrettes serait récente. Aucun caillou n'a permis de déceler la présence de colonies datant d'avant le XX^e siècle.

5.2.2 Île Sainte-Geneviève

Une colonie, évaluée à 500 individus, existait sur l'île Sainte-Geneviève au printemps 1928 (Lewis 1929). Cet auteur situait cette colonie sur la pointe la plus au sud-est de l'île. Il mentionnait aussi l'existence de cette colonie en 1921, mais notait qu'aucun cormoran ne nichait sur cette île en 1909 (Lewis 1929). Il est possible que la colonie localisée sur les îlots rocheux formant la Cormoraillère Sainte-Geneviève située à moins de deux kilomètres au sud de l'île Sainte-Geneviève se soit déplacée suite à une persécution annuelle faite par les villageois (Lewis 1929). Un total de 408 cormorans nichaient en 1909 sur le plus grand des îlots de la Cormoraillère (Townsend et Bent 1910). Au début des années 1990, il semble que les cormorans aient abandonné leur site de nidification pour s'installer progressivement sur la Petite île Ste-Geneviève (Potvin *et al.* 1996). Selon Potvin *et al.* (1996), cette colonisation aurait débuté avant 1990, car des sapins avaient commencé leur réduction de croissance vers 1986-1987. Selon les constatations effectuées en 1999 et en 2000, la population de la Petite île Sainte-Geneviève semble toujours en croissance (Paradis communication personnelle).

La présence de Cormorans à aigrettes sur cette île avant le siècle dernier n'a pas été décelée grâce à la recherche de cailloux effectuée en 1997 et 1998. Les cailloux répertoriés sur le transect 98STGES sont situés près de l'ancienne colonie. Sur les photographies de 1967, le secteur situé près du bord du lac était colonisé par les cormorans, ce qui n'était pas visible sur les photos de 1961 (Potvin *et al.* 1996). Les cailloux retrouvés près du lac seraient donc associés à cette colonie qui s'est installée entre 1962 et 1967. Les cailloux retrouvés sont cependant localisés à l'extérieur des limites de la cormorandière numérisées à partir des photographies de 1995. Il est peu probable que cette colonie ait subi une expansion importante entre 1995 et 1998, puisque cette île est beaucoup moins utilisée. Dans la délimitation des colonies, la technique utilisée semble donc plus précise que l'interprétation à partir des photographies aériennes. En effet, la végétation où les cailloux ont été retrouvés semblait être affectée seulement par endroit et dans une moindre mesure que dans les secteurs fortement détériorés par les excréments des cormorans. Le milieu était plus ouvert, mais plusieurs sapins baumiers étaient encore vivants. Quelques arbres avaient probablement supporté quelques nids et le nombre d'oiseaux n'était pas assez imposant pour détruire complètement la végétation arborescente.

Les cailloux localisés dans les profils de sol de trois sondages pédologiques présents sur le transect 98STGEP ont aussi été associés à une colonie de Cormorans à aigrettes du XX^e siècle. Cette colonie est probablement celle mentionnée par Lewis en 1928 (1929). Quelques cailloux avaient déjà été trouvés au pied de certains arbres morts de la bétulaie blanche et dans l'herbaçaire à épilobes présentes dans ce secteur de l'île (Potvin *et al.* 1996).

Les cailloux retrouvés dans les trois sondages du transect 98STGEP et dans les petits sondages dispersés aléatoirement étaient présents en assez grand nombre. La végétation herbacée, composée d'épilobes et de fougères, et la présence de chicots donnaient un indice de la présence passée d'une colonie de cormorans. Dans plusieurs sondages de ce transect, des charbons de bois ont été retrouvés entre 11 et 15 cm en surface du profil ainsi qu'au fond. Selon l'étude de Potvin *et al.* (1996), des charbons de bois ont été retrouvés à 11 cm de la surface et au contact du dépôt de plage. Selon la même étude, un scénario proposé pour expliquer les perturbations de ce secteur était que l'herbaçaire à épilobes était à l'origine une sapinière qui aurait été perturbée par quelques cormorans il y a environ 80 ans. Un feu aurait ouvert le milieu vers 1948. Cette étude mentionnait aussi que l'épidémie de la TBE, ayant sévi entre 1946 et 1955 au Québec méridional (Morin et Laprise 1990), aurait affecté ce site vers 1941. En observant les résultats de la présente étude, un autre scénario peut être proposé. Les cormorans semblent s'être installés suite au passage du feu, car les cailloux étaient localisés en surface. Il est possible qu'il y ait eu un feu de faible intensité qui n'aurait pas tué les arbres présents sur le site. Les Cormorans à aigrettes auraient pu nicher par la suite dans ces arbres. Les cailloux ne semblaient pas être présents au sein d'une couche d'aiguilles comme c'était le cas dans la cormorandière de l'île à Bouleaux du Large. Les arbres avaient peut-être déjà perdu en grande partie leurs aiguilles avant le passage des cormorans, peut-être suite au feu. Le feu daterait probablement d'avant 1948 puisqu'une colonie occupait déjà le secteur entre 1921 et 1927. À moins que cette partie de l'île ait été colonisée après ces années. Un autre feu aurait brûlé le secteur

plusieurs années auparavant, ce qui explique la présence de charbon de bois au fond des profils.

La profondeur des sondages effectués sur l'île Sainte-Geneviève était moins importante que celle de l'île à Bouleaux du Large. Malgré tout, 42 % des sites d'échantillonnage avaient plus de 34 cm de profondeur et 24 % étaient plus creux que 48 cm. La plupart des trous permettaient donc de rechercher les cailloux au sein du profil. Par contre, à certains endroits où la matière organique s'était très peu accumulée, par exemple pour le sondage de trois centimètres, la recherche de cailloux était plus difficile en raison du mélange de la matière organique avec les roches et le sable du fond. Cependant, dans la majorité des cas, lorsqu'il y avait mélange avec le sol minéral, il était relativement facile de différencier les cailloux du fond de ceux ingurgités par les cormorans, car ces derniers sont habituellement de forme arrondie (Potvin *et al.* 1996). L'accumulation de la matière organique semblait donc moins importante sur cette île. Malgré le fait que les sondages étaient moins profonds, la recherche couvrait une longue période de temps. En effet, la datation ^{14}C révèle que l'installation de la végétation sur cette île date d'au moins 5 350 ans +/- 70 années BP. Selon ce résultat, cette île aurait émergé des eaux du golfe Saint-Laurent avant l'île à Bouleaux du Large. L'île Sainte-Geneviève a d'ailleurs une altitude plus élevée. Il serait tout de même bien d'avoir d'autres datations ^{14}C de cette île afin de préciser davantage l'année d'installation de la végétation. La datation de deux échantillons de déjections de la TBE situés à 42-44 cm et 37-38 cm de profondeur sur l'île Sainte-Geneviève a donné des dates de 1 040 +/- 50 et 1 190 +/- 50 années BP (Simard

1999). Ces échantillons étaient âgés d'au moins un millier d'années et n'étaient pas situés au fond des profils, ce qui confirme le fait que les sols de cette île sont âgés de quelques milliers d'années.

En bref, les cailloux localisés sur cette île indiquent le passage des cormorans au cours du siècle dernier. L'augmentation des colonies de cormorans connue de nos jours n'aurait donc pas existé sur cette île avant le XX^e siècle.

5.2.3 Île du Fantôme

Aucun caillou n'a été retrouvé au sein des profils de sol effectués sur les cinq transects de l'île du Fantôme. Les cormorans n'auraient donc pas niché sur cette île au cours des derniers siècles. Les profils de sol de cette île étaient un peu moins profonds que ceux de l'île Sainte-Geneviève. Parmi ces sondages, 38 % avait plus de 32 cm et 20 % était plus creux que 41 cm. Dans l'ensemble des sondages, s'il y avait eu des cailloux, ils auraient été visibles et relativement faciles à différencier de ceux du fond. Cependant, dans 42 % des cas, les sondages étaient moins profonds que 23 cm. Dans ces cas-ci, l'examen du profil était plus difficile et la prise d'échantillon était impossible en raison du mélange entre les matières organique et minérale. Malgré le fait que les sondages avaient sensiblement la même profondeur moyenne que ceux de l'île Sainte-Geneviève, la datation ¹⁴C est très différente. La datation de l'échantillon de cette île indique un âge de 490 +/- 60 années BP. Afin de préciser ce résultat, il serait préférable d'obtenir d'autres datations. Malgré le fait

que cet âge soit beaucoup moins élevé que pour les autres îles, cette espace de temps était suffisant pour vérifier la présence de cormorans en grand nombre dans l'archipel au cours des 500 dernières années.

5.3 Causes possibles d'augmentation des populations de cormorans

D'après les résultats de cette étude, la présence de Cormorans à aigrettes en grand nombre dans l'Archipel-de-Mingan serait un phénomène datant du XX^e siècle. Il est donc possible que cette augmentation des populations de Cormorans à aigrettes soit liée à des causes humaines. En effet, si le phénomène était naturel, il est probable qu'il se serait produit dans le passé de façon cyclique comme c'est le cas pour plusieurs populations animales. Selon Hatch (1995), l'histoire des Cormorans à aigrettes peut être expliquée en grande partie par ses interactions habituellement négatives avec les humains. Des études approfondies seraient nécessaires pour déterminer quels facteurs exercent un effet sur cet oiseau. Malgré ce manque de connaissances flagrant, plusieurs auteurs tentent d'expliquer le phénomène d'augmentation des populations en formulant des hypothèses.

Selon plusieurs auteurs, l'augmentation des populations de Cormorans à aigrettes serait engendrée par une baisse du dérangement humain et de la persécution humaine (Vermeer et Rankin 1984; Suter 1995; Chapdelaine et Bédard 1995; Hatch 1995). Spécialement durant la deuxième moitié du siècle, les cormorans ont été persécutés en grande partie parce que les pêcheurs croyaient qu'ils nuisaient aux pêcheries commerciales (Lewis 1929 et 1957; Bédard 1987; Alvo 1995). On récoltait aussi les œufs et chassait parfois les cormorans pour sa chair (Alvo 1995). L'attitude des gens envers cet oiseau semble avoir bouleversé sa dynamique naturelle. En effet, les colonies établies sur les îles rocheuses, facilement accessibles par les humains, ont accusé des baisses pendant que

celles localisées sur des îles forestières ont subi une hausse (Chadelaine et Bédard 1995). Un changement graduel dans l'attitude sociale a conduit à la réduction de la persécution. Puisque l'espèce a un haut potentiel de reproduction et une longévité marquée (Milton et Austin-Smith 1983), la population a augmenté.

La réduction de la contamination par les organochlorines, des changements environnementaux et génétiques ainsi que l'amélioration des conditions d'alimentation ont pu aussi influencer la croissance des populations de cormorans (Suter 1995). L'augmentation dans les stocks de petits poissons relevant d'une surpêche commerciale des poissons prédateurs a peut-être exercé un impact sur les populations de Cormorans à aigrettes (Chadelaine et Bédard 1995). De plus, l'aquiculture s'est développée de façon exponentielle au cours des dernières décennies, spécialement en Amérique du Nord (Price et Nickum 1995). Le développement accru de cette industrie attire beaucoup de cormorans en terres d'hivernage, ce qui augmente peut-être leur chance de survie (Weseloh et Ewins 1994). Le cormoran est une espèce opportuniste qui s'adapte et qui est hautement attiré par des concentrations de nourriture (Duffy 1995).

Chapitre 6

Conclusion

La dendroécologie a permis de déterminer l'origine des peuplements de sapins baumiers présents sur les îles à Bouleaux du Large et Sainte-Geneviève. D'après les structures d'âge effectuées sur ces îles, les populations de sapins baumiers ne seraient pas issues du passage destructeur des Cormorans à aigrettes. En effet, il semble qu'elles se soient installées, comme dans la majorité des régions du Québec, suite aux épidémies de la TBE ayant sévi durant le dernier siècle et à la fin du XIX^e siècle. Grâce aux courbes de croissance et aux structures d'âge, on peut voir que les trois épidémies du siècle dernier auraient affecté les sapins baumiers de ces îles, soit celles ayant sévi vers 1910, 1940 et 1973. L'épidémie de 1868 semble avoir touché le site de 1998 sur l'île à Bouleaux du Large. Cette technique avait le désavantage d'être limitée par l'âge des arbres et ne permettait donc pas de remonter aussi loin dans le temps que les macrorestes.

La localisation d'anciennes cormorandières par l'utilisation des cailloux régurgités par le Cormoran à aigrettes s'est avérée une technique efficace si l'on admet que cet oiseau a toujours niché dans les arbres. Cette méthode suggère que l'augmentation des populations observée en Amérique du Nord depuis le début des années 70 ne s'est pas produite avant le XX^e siècle au sein de l'archipel de Mingan. En effet, les cailloux localisés sur les îles à Bouleaux du Large et Sainte-Geneviève ont été associés à des cormorandières connues datant du dernier siècle. Quant à l'île du Fantôme, aucun caillou n'y a été retrouvé. L'épaisseur de matière organique appréciable présente sur les îles permettait de rechercher assez facilement les macrorestes. De plus, les datations ¹⁴C ont révélé que la recherche de cailloux s'échelonnait sur quelques milliers d'années, sauf sur

l'île du Fantôme où la datation révélait un âge de l'ordre de quelques centaines d'années. Cette technique semble plus juste pour délimiter les cormorandières que les photographies aériennes puisque les secteurs peu affectés par les colonies peuvent être décelés.

Nos résultats suggèrent que l'augmentation des populations de cormorans n'est pas un phénomène cyclique qui s'est produit dans le passé. Peut-on associer cette augmentation à des causes anthropiques, comme le suggèrent bon nombre d'hypothèses citées dans la littérature? Devra-t-on intervenir sur les populations si le phénomène s'accentue? La population se stabilisera-t-elle au cours des prochaines années? La population en viendra-t-elle à épuiser son approvisionnement en nourriture, à dépasser la capacité de son habitat ou sera-t-elle affaiblie par la maladie ou la prédateur? D'après les prédictions récentes, il semble que la population de Cormorans à aigrettes du Saint-Laurent se stabilise. Par contre, dans l'archipel, la colonie de la Petite île Sainte-Geneviève semble encore en augmentation. De plus, selon l'inventaire de 2000, la population située sur les îlots dénudés du secteur est du parc a subi une hausse importante depuis 1991. Cette étude a permis de démythifier un peu l'histoire passée des Cormorans à aigrettes dans l'archipel de Mingan. Elle a aussi montré qu'il existe un manque de connaissances concernant cette espèce, ce qui permettrait de prendre les bonnes décisions quant aux actions à poser dans l'avenir.

Chapitre 7

Références

- Ainley, D.G., Anderson, D.W. et Kelly, P.R. 1981. Feeding ecology of marine cormorants in southwestern North America. *Condor. The Cooper Ornithological Society.* **83** : 120-131.
- Alvo, R., (Sous la direction de Gauthier, J. et Aubry, Y). 1995. Cormoran à aigrettes - Les oiseaux nicheurs du Québec méridional : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux et Service canadien de la faune. Montréal. p. 231 à 235.
- 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.
- Bédard, J., Nadeau, A. et Lepage, M. 1995. Double-crested Cormorant Culling in the St. Lawrence River Estuary. *Colonial Waterbirds.* **18 (Special Publication 1)** : 78-85.
- 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.
- Blais, J.R. 1957. Some relationships of the spruce budworm, *Choristoneura fumiferana* (Clem.) to black spruce, *Picea mariana* (Moench) Voss. *For. Chron.* **33** : 364-372.
- Blais, J.R. 1958. Effects of defoliation by spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)) on radial growth at breast height of balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill.) and white spruce (*Picea glauca* (Moench) Voss.) *For. Chron.* **33** : 39-47.
- Blais, J.R. 1962. Collection and analysis of radial growth data from trees for evidence of spruce budworm outbreaks. *For. Chron.* **38** : 474-483.

- Blais, J.R. 1965. Spruce budworm Outbreaks in the past three centuries in the Laurentides park, Québec. *For. Sci.* **11(2)** : 130-138.
- Blais, J.R. 1981. Recurrence of Spruce budworm outbreaks for two hundred years in western Québec. *For. Chron.* **57** : 273-275.
- Blokpoel, H. et Weseloh, D.V. 1999 (printemps). Aperçu du statut et de la conservation des oiseaux marins au Canada - Grands Lacs du Canada. Tendances chez les oiseaux - Résultats des études ornithologiques nationales et régionales au Canada. Numéro des oiseaux marins. N° 7. p. 1 à 8.
- Bryant, H. 1861. Remarks on some of the birds that breed in the Gulf of St. Lawrence. *Proc. Boston Soc. Nat. Hist.* **8** : 65-75.
- Chapdelaine, G. et Bédard, J. 1995. Recent changes in the abundance and distribution of the Double-crested cormorant in the St. Lawrence river, estuary and gulf, Québec, 1978-1990. *Colonial Waterbirds.* **18 (Special publication 1)** : 70-77.
- Chapdelaine, G. et Bourget, A. 1981. Distribution, abundance et fluctuations des populations d'oiseaux marins de l'archipel de Mingan (Golfe du Saint-Laurent, Québec). *Nat. Can.* **108** : 219-227.
- Cleary, L. 1977. Succès de reproduction des Cormorans à aigrettes *Phalacrocorax auritus*, sur trois îles du St-Laurent en 1975 et 1976. Thèse de M. Sc. non publiée. Université Laval. Ste-Foy. Québec.
- Cook, E.R. 1985. A time-series analysis approach to tree-ring standardization. Ph. D. thesis. University of Arizona. Tucson. 175 p.

- Couillard, L., Grondin, P. 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.
- Craven, S.R. et Lev, E. 1987. Double-crested Cormorants in the Apostle Islands, Wisconsin, USA : population trends, food habits, and fishery depredations. *Colonial Waterbirds*. **10** (1) : 64-71
- Desgranges, J.-L., Chapdelaine, G. et Dupuis, P. 1984. Sites de nidification et dynamique des populations du Cormoran à aigrettes au Québec. *Can. J. Zool.* **62** : 1260-1267.
- Dix, R.L. et Swan, J.M.A. 1971. The roles of disturbance and succession in upland forest at Candle Lake, Saskatchewan. *Can. J. Bot.* **49** : 657-676.
- Duffy, D.C. 1995. Why is the Double-crested Cormorant a Problem? Insights from Cormorant Ecology and Human Sociology. *Colonial Waterbirds*. **18** (Special publication 1) : 25-32.
- Dusi, J.L. 1977. Impact of Cattle Egrets on an upland colony area. *Proceedings of the Colonial Waterbird Group*. p. 38-40.
- Environnement Canada. 1986. Réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan. Propositions de mises en valeur. Service des parcs. 23 p.
- Gauthier-Larouche, G. 1981. Origine et formation de la toponymie de l'archipel de Mingan. *Études et recherches toponymiques*. Québec. 165 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.

- Grenier, A. 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., Chiasson, R. et Thériault, R. 1986a. La végétation de l'archipel de Mingan-non-publié - Tome 1 : présentation de la classification et description des habitats. Groupe Dryade. 108 p.
- Grondin, P., Chiasson, R. et Thériault, R. 1986b. La végétation de l'archipel de Mingan- Tome 2 : présentation des îles. Groupe Dryade . 91 p.
- Grondin, P., Couillard, L., Bouchard, D. et Thériault, R. 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.
- Grondin, P. et Melançon, M. 1980. Étude phyto-écologique de la Grosse île au Marteau et de l'île à Samuel, archipel de Mingan. Études écologiques. N° 2. 227 p.
- Hatch, J.J. 1984. Rapid increase of Double-crested Cormorant nesting in southern New England. American Birds. **38** : 984-988.
- Hatch, J.J. 1995. Changing populations of Double-crested Cormorants. Colonial Waterbirds. **18 (Special Publication 1)** : 8-24.
- Haynes, R.J. et Goh, K.M. 1978. Ammonium and nitrate nutrition of plants. Biol. Rev. **53** : 465-510.
- Hobson, K.A. 1989. Pebbles in nests of Double-crested Cormorants - Short communications. Wilson Bull. **101 (1)** : 107-108.

- Holmes, R.L. 1983. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bull.* **43** : 69-78.
- Holmes, S.R.L. et Swetman, T.W. 1996. Dendroecology program library : program Outbreak user's manuel. Laboratory of Tree-Ring Research. Université of Arizona. Tucson. 8 p.
- Ibarzabal, J. et Gagnon, R. 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 de l'UQAC. 58 p.
- Ishida, A. 1996. Effects of the common cormorant, *Phalacrocorax carbo*, on evergreen forests in two nest sites at Lake Biwa, Japan. *Ecological Research.* **11** (2) : 193-200.
- Krause, C. et Morin, H. 1995. Changes in radial increment in stems and roots of balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill.) after defoliation by spruce budworm. *For. Chron.* **71** : 747-754.
- Léger, C. et McNeil, R. 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.
- Lemmon, C.R., Bugbee, G., Stephens, G.R. 1994 (January). Tree damage by nesting Double-crested Cormorants in Connecticut. *The Connecticut Warbler.* **14** (1) : 27-30.
- Lewis, H.F. 1929. The natural history of the Double-crested Cormorant (*Phalacrocorax auritus auritus* (Lesson)). Ph. D. Thesis, Cornell University, Ithaca, New York. 94 p.

- Lewis, H.F. 1957. Report on investigation of complaints against cormorants in Nova Scotia in 1957. Internal report, Nova Scotia Department of Lands and Forests. Wildlife Division, Kentville, Nova Scotia.
- Lock, A.R. et Ross, R.K. 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.
- Ludwig, J.P. 1984. Decline, resurgence and population dynamics of Michigan and Great Lakes Double-crested Cormorants. Jack-Pine Warbler. **62** : 90-102.
- Milton, G.R. et Austin-Smith, P.J. 1983. Changes in the abundance and distribution of Double-crested (*Phalacrocorax auritus*) and Great Cormorants (*P. carbo*) in Nova Scotia. Colonial Waterbirds. **6** : 130-138.
- 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.
- Morin, H. 1994. Dynamics of balsam fir forests in relation to spruce budworm outbreaks in the Boreal Zone of Quebec. Can. J. For. Res. **24** : 730-741.
- Morin, H. 1995. La Tordeuse des bourgeons de l'épinette : importance des épidémies. Quatre-Temps. **19** : 41-44.
- Morin, H. 1998. Importance et évolution des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans l'est du Canada : l'apport de la dendrochronologie. Géogr. Phys. Quat. **52** : 237-244.
- Morin, H. et Laprise, D. 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.

- Morin, H. et Laprise, D. 1993. Chronology of spruce budworm outbreaks near Lake Duparquet, Abitibi region, Québec. *Can. J. For. Res.* **23** : 1497-1506.
- Nisbet, I. C. T. 1995. Biology, Conservation and Management of the Double-crested Cormorant : Symposium Summary and Overview. *Colonial Waterbirds.* **18 (Special Publication 1)** : 247-252.
- 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. 1983. L'Archipel de Mingan - Projet de Parc national - Esquisse d'aménagement. 15 p.
- Parcs Canada. 1994. Principes directeurs et politiques de gestion. Patrimoine canadien. 127 p.
- Patrimoine canadien. 1995. Archipel-de-Mingan-La Minganie est fille de l'eau. *Journal Le Macareux.* 39 p.
- Pelly, F.D. 1996 (September-October). Treasured Island. *Canadian Geographic.* p. 36-46.
- Potelle, B. 1995. Potentiel de l'analyse des macrorestes pour détecter les épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans des sols de sapinières boréales. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Chicoutimi. 83 p.
- Potvin, J. Morin, H., Gagnon, R. et Savard, G. 1996. 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. Université du Québec à Chicoutimi. 78 p.

Price, I.M. et Nickum, J.G. 1995 Aquaculture and birds : the context for controversy
Colonial Waterbirds. **18 (Special publication 1)** : 33-45.

Ross, R.K. 1973. A comparison of the feeding and nesting of the Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo* L.) and Double-crested Cormorant (*P. auritus* Lesson) in Nova Scotia. Unpubl. M. Sc. Thesis, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia.

Schweingruber, F.H. 1988. Tree rings. Kluwer academic publishers. Holland. 276 p.

Schweingruber, F.H. 1989. Basics and applications of dendrochronology. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. Holland. 276 p.

Sharf, W.C. et Shugart, G.W. 1981. Recent increases in Double-crested Cormorants in the United States Great Lakes. American Birds. **35** : 910-911.

Simard, I. 1999. Histoire des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) dans l'Archipel-de-Mingan par analyses macrofossiles et dendrochronologiques. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Chicoutimi. 65 p.

Suter, W. 1995. Are cormorants *Phalacrocorax carbo* wintering in Switzerland approaching carrying capacity? An analysis of increase patterns and habitat choice. Ardea. **83** : 255-266.

Swetman, T.W., Thompson, M.A. et Sutherland, E.K. 1985. Spruce budworms handbook. Using dendrochronology to measure radial growth of defoliated trees. USDA. Agric. Handbook. 639 p.

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. Geological Survey. Canada. No 13.

Townsend, C.W. et Bent, A.C. 1910. Additional notes on the birds of Labrador. *Auk.* **27** : 1-18.

Van Tets, G.F. 1975. Further observations on the taking of pebbles by black-faced cormorants. *Emu.* **76 (3)** : 151-152.

Vermeer, K. et Rankin, L. 1984. Population trends in nesting Double-crested and Pelagic Cormorants in Canada. *The Murrelet.* **65** : 1-9.

Weseloh, D.V.C. et Ewins, P.J. 1994. Characteristics of a Rapidly Increasing colony of Double-crested Cormorants (*Phalacrocorax auritus*) in Lake Ontario : population size, reproductive parameters and band recoveries. *J. Great Lakes Res.* **20 (2)** : 443-456.