

ANNIE-SYLVIE DESAULNIERS

**LA FRAGMENTATION DES TOURBIÈRES:
SON IMPACT SUR L'ÉVOLUTION DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES**

Mémoire
présenté
à la Faculté des études supérieures
de l'Université Laval
pour l'obtention
du grade de maître en Aménagement du territoire
et en développement régional (M.ATDR)

Département d'aménagement
FACULTÉ D'AMÉNAGEMENT, D'ARCHITECTURE ET DES ARTS VISUELS
UNIVERSITÉ LAVAL

AVRIL 2000

Résumé

Les tourbières du Québec méridional sont exploitées à des fins horticoles depuis le début du 20^e siècle. Après exploitation, il ne reste habituellement que de petites parcelles naturelles de dimensions variables. Ces parcelles sont utiles comme refuges faunique et floristique. Le but de cette étude est de quantifier l'impact de la fragmentation sur les communautés végétales de deux grandes tourbières (Rivière-Ouelle et Rivière-du-Loup). Grâce à un système de positionnement géographique et à la méthode de relevés phytosociologiques de Braun-Blanquet, nous avons comparé la végétation actuelle (1998) des tourbières avec celle recensée dans les mêmes sites en 1965-66. L'exploitation des tourbières ne semble pas avoir d'impact significatif sur l'évolution des communautés végétales des fragments tourbeux résiduels, sauf dans le cas des petites parcelles forestières qui sont susceptibles d'être envahies par *Rhododendron canadense*. Le nombre et la superficie des mares dans la tourbière de Rivière-Ouelle, qui recèlent une partie importante de la biodiversité du site, fluctuent selon le régime des précipitations et des températures. Cependant, les mares en bordure des zones exploitées semblent sujettes à un assèchement, peu importe les conditions climatiques qui prévalent, ce qui menace leurs communautés végétales particulières.

Annie-Sylvie Desaulniers
Candidat

Claude Lavoie
Directeur de recherche

Remerciements

Le présent mémoire est le résultat du soutien et de l'assistance de plusieurs personnes. Ainsi, je suis particulièrement reconnaissante envers M. Claude Lavoie, professeur au département d'aménagement de l'Université Laval, qui, par ses commentaires judicieux, sa grande disponibilité et son encouragement a su me transmettre en plus de ses connaissances, le goût de la recherche et le souci d'un travail de qualité. Convaincue que son enseignement me sera profitable au niveau des études supérieures et sur le marché du travail, je désire souligner le dévouement et l'enthousiasme qu'il a démontrés tout au long de mon projet de recherche et dont il ne cesse de faire preuve envers ses étudiants.

Je désire remercier M. Robert Gauthier, professeur au département de phytologie et conservateur de l'Herbier Louis-Marie de l'Université Laval, pour les données historiques issues de son mémoire de maîtrise, pour son assistance sur le terrain et pour son aide précieuse au niveau de l'identification des sphaignes. Mes sincères remerciements s'adressent également à M. Gauthier et à M. Paul Villeneuve, professeur au département d'aménagement de l'Université Laval, pour leur participation à titre d'évaluateurs du mémoire. Un grand merci à Mme Kathleen Marcoux, étudiante à la maîtrise au département d'aménagement de l'Université Laval, pour son aide sur le terrain et à M. Marc Girard, étudiant à la maîtrise au département de géographie de l'Université Laval, pour la compilation cartographique à la base du système d'information géographique. Merci à M. Claude Roy, de l'Herbier Louis-Marie, pour son assistance dans l'identification des bryophytes et des lichens et à Mme Michelle Garneau (Herbier Louis-Marie) pour son aide au niveau de l'identification des carex et des graminées.

Cette recherche a été rendue possible grâce à des subventions du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) et de l'industrie canadienne de la tourbe (Association canadienne de mousse de tourbe inc., Association des producteurs de tourbe du Québec inc., Compagnie de tourbe Fafard ltée, Fafard et frères ltée, La mousse acadienne, Premier Horticulture ltée, Tourbières Berger inc., Tourbières Lambert inc., SunGro Horticulture inc.) à Claude Lavoie, ainsi que grâce à des bourses

d'études du CRSNG et de la Fondation de l'Université Laval décernées à Annie-Sylvie Desaulniers.

Je tiens à remercier famille et amis pour votre encouragement et votre admiration. Merci à ma mère, Hélène Gilbert-Côté, pour le modèle de courage et de détermination qu'elle me procure, son amour et son soutien de tous les instants; à mon père, Guy A. Côté, pour la curiosité qu'il m'a inculquée et l'exemple de réussite qu'il demeure; à mes deux soeurs, Sonia et Claudia Desaulniers, dont les encouragements ne cessent de me stimuler. Je n'oublie pas non plus ma grand-mère, Adrienne Gagnon-Côté et ma tante, Suzanne Côté, pour leur support et leur hospitalité. Merci à tous mes collègues et au personnel du département d'aménagement de l'Université Laval.

Table des matières

Résumé.....	i
Remerciements.....	ii
1. Introduction.....	1
2. Région d'étude.....	6
3. Sites d'étude.....	9
4. Méthodologie.....	13
4.1 Reconstitution historique des activités d'exploitation.....	13
4.2 Échantillonnage de la végétation.....	13
4.3 Reconstitution historique de l'évolution des mares et du climat.....	16
5. Résultats.....	17
5.1 Reconstitution historique des activités d'exploitation.....	17
5.2 Communautés végétales: 1998 vs 1965-66.....	20
5.2.1 Indices de similarité: Rivière-Ouelle.....	20
5.2.2 Indices de similarité: Rivière-du-Loup.....	26
5.2.3 Analyse par espèce.....	27
5.2.3.1 Éricacées arbustives.....	28
5.2.3.2 Sphaignes.....	28
5.2.4 Influence des erreurs de relocalisation ou de l'écart entre les dates d'échantillonnage.....	34
5.3 Reconstitution historique de l'évolution des mares et du climat.....	36
6. Discussion.....	42
6.1 Communautés végétales: 1998 vs 1965-66.....	42
6.2 Reconstitution historique de l'évolution des mares et du climat.....	45
7. Recommandations.....	47
8. Références citées.....	49
9. Annexe A.....	54
10. Annexe B.....	58
11. Annexe C.....	128

Liste des figures

Figure 1. Localisation des tourbières à l'étude (région du Bas-Saint-Laurent, Québec)	7
Figure 2. Aperçu de la grande parcelle non exploitée de la tourbière de Rivière-Ouelle en 1965-66 et 1998.....	11
Figure 3. Répartition et pourcentage des surfaces à l'état naturel des tourbières de Rivière-Ouelle et de Rivière-du-Loup en 1961 et en 1995	18
Figure 4. Date approximative du début des activités d'exploitation à la tourbière de Rivière-Ouelle, selon les secteurs	19
Figure 5. Date approximative du début des activités d'exploitation à la tourbière de Rivière-du-Loup, selon les secteurs	21
Figure 6. Indice de similarité de Morisita-Horn pour chaque station d'échantillonnage	22
Figure 7. Changement de recouvrement pour <i>Rhododendron canadense</i> à la tourbière de Rivière-Ouelle, 1998 vs 1965-66.....	29
Figure 8. Changement de recouvrement pour <i>Kalmia angustifolia</i> à la tourbière de Rivière-Ouelle, 1998 vs 1965-66.....	30
Figure 9. Changement de recouvrement pour <i>Chamaedaphne calyculata</i> à la tourbière de Rivière-Ouelle, 1998 vs 1965-66.....	31
Figure 10. Changement de recouvrement pour <i>Sphagnum fuscum</i> à la tourbière de Rivière-Ouelle, 1998 vs 1965-66	32
Figure 11. Changement de recouvrement pour <i>Sphagnum rubellum</i> à la tourbière de Rivière-Ouelle, 1998 vs 1965-66	33
Figure 12. Reconstitution historique de l'évolution des mares à la tourbière de Rivière-Ouelle.....	37
Figure 13. Dynamique de la surface des mares à la tourbière de Rivière-Ouelle.....	38
Figure 14. Précipitations totales annuelles des 12 mois précédant le mois de juin d'une année donnée (sauf pour 1986 et 1987 en raison de données manquantes), précipitations totales des mois de juin (sauf pour 1986) et températures moyennes des mois de juin (sauf pour 1987) pour la période 1920-95 à la station météorologique de La Pocatière	39
Figure 15. Précipitations neigeuses totales entre le mois d'octobre précédant la prise de la photographie aérienne et le mois d'avril de l'année de la photographie, pour la période 1920-95 à la station météorologique de La Pocatière.	41

Liste des tableaux

Tableau 1. Répartition des stations d'échantillonnage selon la valeur de leur indice de similarité, par groupements végétaux, dans les tourbières de Rivière-Ouelle et de Rivière-du-Loup	23
Tableau 2. Indice de similarité de Morisita-Horn des trois stations-réplicats (10, 20 et 40 m) par rapport à la station initiale (1998)	35

Liste des annexes

Annexe A. Variables environnementales par station d'échantillonnage.....	54
Annexe B. Relevés de végétation des stations d'échantillonnage: tourbière de Rivière- Ouelle.....	58
Annexe C. Relevés de végétation des stations d'échantillonnage: tourbière de Rivière-du- Loup.....	128

1. Introduction

La dégradation des habitats naturels résultant des activités humaines est l'une des plus grandes menaces au maintien de la diversité biologique de la planète (Meffe et Carroll 1994). Une des principales manifestations de cette dégradation de l'environnement est la transformation d'écosystèmes naturels en terres agricoles ou en sites industriels, urbains ou périurbains. Les espèces, qu'elles soient animales ou végétales, sont affectées par la modification des caractéristiques biophysiques des écosystèmes. Elles sont aussi menacées par la fragmentation de leurs habitats.

Un territoire est fragmenté lorsqu'une vaste superficie constituée d'habitats naturels (*e.g.* une forêt) est divisée en parcelles de plus petites dimensions éloignées les unes des autres au sein d'une matrice (*e.g.* des terres agricoles) dont la nature diffère beaucoup de celle des écosystèmes initiaux (Wilcove *et al.* 1986, Kattan *et al.* 1994). Cette matrice est en général peu favorable à la reproduction ou même à la survie des espèces colonisant les milieux non perturbés (Kalkhoven 1993). Pour leur part, les espèces présentes au sein des fragments sont confrontées à une multitude de facteurs qui nuisent à la survie de leurs populations (Andrén 1994, Meffe et Carroll 1994, Collinge 1996). Les populations à l'intérieur des fragments sont modifiées par la taille des parcelles, le temps écoulé depuis leur isolement, la distance qui sépare les fragments des fragments voisins et le degré de connexion entre ceux-ci (Saunders *et al.* 1991, Collinge 1996). Ces modifications se manifestent de diverses façons, mais surtout par une perte de diversité en espèces, une chute de la taille des populations et un envahissement des fragments par des espèces exotiques ou parasites (Meffe et Carroll 1994).

Depuis que le phénomène de la fragmentation a suscité l'intérêt des écologistes, beaucoup d'efforts ont été faits pour comprendre et quantifier ses effets sur la dynamique de population des espèces. La plupart des travaux traitant de la fragmentation des habitats naturels ont eu pour objet d'étude des espèces animales, soit les arthropodes (Abensperg-Traun *et al.* 1996), les amphibiens (Marsh et Pearman 1997, Hager 1998), les oiseaux (Wilcove *et al.* 1986, Robinson *et al.* 1992, Andrén 1994, Kattan *et al.* 1994, Robinson 1999) et les mammifères (Saunders *et al.* 1991, Bierregaard *et al.* 1992, Andrén 1994,

Collinge 1996, Turner et Corlett 1996). À titre d'exemple, on a montré que l'abondance relative des grenouilles des forêts du nord de l'Équateur est beaucoup plus importante dans les parcelles forestières de grandes dimensions (200 ha) que dans les parcelles isolées (0,25-5,3 ha) situées à leur périphérie (Marsh et Pearman 1997). On a aussi observé que les oiseaux forestiers du Midwest américain nichant dans de petites parcelles forestières sont beaucoup plus affectés par le parasitisme que leurs congénères nichant dans de vastes forêts (Robinson *et al.* 1995). Les mammifères de grande taille, qui utilisent un vaste territoire pour se nourrir et se reproduire, ne peuvent survivre à l'intérieur de petits fragments, ce qui les pousse à s'aventurer hors de ceux-ci, dans des lieux peu propices à leur survie (Meffe et Carroll 1994). Par exemple, au cours des 150 dernières années, 99,8% des forêts naturelles de l'île de Singapour ont été coupées. La réserve naturelle de Bukit Timah, qui préserve une des dernières forêts de l'île, n'abrite aucun des grands carnivores et herbivores qui colonisaient l'île au siècle dernier (Turner et Corlett 1996).

Les impacts de la fragmentation des habitats sur les plantes sont moins bien connus, car le temps de réaction des communautés végétales est plus long que celui des communautés animales. Il est toutefois fort probable que la fragmentation d'un paysage exerce une influence sur le cortège floristique initial, ne serait-ce que par la perte d'habitats qu'elle occasionne (Collinge 1996). La matrice de terres exploitées dans laquelle se trouvent les fragments ne possède plus les conditions biophysiques nécessaires à la survie d'une végétation typique des environnements naturels. Au sein même des fragments, la survie des espèces végétales peut être menacée par la trop forte réduction de la taille des populations, par l'isolement de ces dernières et par l'envahissement par les espèces exotiques (Brothers et Spingarn 1992, Robinson *et al.* 1992, Turner *et al.* 1994, Jules 1998).

Quoique peu nombreux, la plupart des travaux sur l'impact de la fragmentation sur les plantes indiquent clairement qu'à moyen ou à long terme, la fragmentation modifie la composition et l'abondance des espèces floristiques. Par exemple, lors de sa création en 1894, le parc Middlesex Fells situé dans la région métropolitaine de Boston (États-Unis) contenait 422 espèces de plantes vasculaires. Au cours des 100 années qui suivirent, le parc fut progressivement, puis complètement isolé par une trame urbaine. En 1993, 155 des 422 espèces du parc étaient disparues, et la proportion d'espèces exotiques avait augmentée

de façon significative, passant de 17 à 26% (Drayton et Primack 1996). Le Singapore Botanic Gardens' Jungle, un fragment de forêt tropicale de 4 ha situé à Singapour, a perdu 51% de ses espèces de plantes au cours du 20^e siècle. Le parc est maintenant dominé par une seule espèce d'arbre et la prolifération des plantes grimpantes compromet sérieusement la régénération des autres espèces (Turner *et al.* 1996). Dans le Jura suisse, la fragmentation des prairies calcaires entre 1950 et 1985 a eu un impact sérieux sur les plantes vasculaires. Des 1 181 populations de 185 espèces de plantes vasculaires recensées en 1950, 462 avaient disparues en 1985 (Fisher et Stöcklin 1997). Dans les montagnes Siskiyou, en Oregon (États-Unis), 98% des individus de *Trillium ovatum* sont disparus entre 1949 et 1995 à la suite d'opérations forestières intensives, essentiellement en raison d'un phénomène de fragmentation du couvert forestier (Jules 1998).

En contrepartie, certains travaux récents montrent que plusieurs communautés végétales naturelles présentes au sein de paysages fragmentés peuvent se maintenir dans le temps et dans l'espace. Il n'y a en effet aucune preuve que le morcellement des habitats naturels affecte la survie de 203 espèces de plantes forestières dans l'ouest de la Belgique et le nord de la France. Dans ces régions, la diversité des habitats au sein des fragments importe davantage pour la survie des populations que la superficie même des fragments (Honnay *et al.* 1999).

On constate donc que les effets de la fragmentation sur la biodiversité des écosystèmes terrestres sont bien documentés et continuent de susciter l'intérêt. Par contre, les écosystèmes humides fragmentés ont fait l'objet d'un nombre relativement limité de travaux (Findlay et Houlihan 1997). Pourtant, aux latitudes tempérées, les milieux humides, et plus particulièrement les tourbières, ont été l'objet d'une fragmentation croissante au cours du 20^e siècle. Dans le sud du Québec, l'exploitation de la tourbe à des fins horticoles est une industrie importante, principalement dans la région du Bas-Saint-Laurent. Les tourbières sont préalablement asséchées au moyen de canaux de drainage, puis transformées en vastes champs dénudés de végétation où la tourbe est récoltée à l'aide d'aspirateurs géants. En général, la quasi-totalité de la superficie d'une tourbière est exploitée. Il ne reste habituellement que de petites parcelles naturelles (non exploitées) de

dimensions variables entourées de zones exploitées, abandonnées ou fortement perturbées. Une tourbière est donc très fragmentée à la suite de son exploitation.

Malgré leurs petites dimensions et leur isolement, les secteurs tourbeux demeurés à l'état naturel et situés en général au pourtour de la tourbière sont très importants. On y trouve une source de diaspores utile pour restaurer les sites exploités. Ils constituent également des refuges pour la faune et la flore au cours de la période d'exploitation. On ignore toutefois si leur intégrité écologique est modifiée par les activités d'exploitation avoisinantes.

L'intégrité écologique des parcelles tourbeuses résiduelles peut être affectée de deux façons. En premier lieu, si la superficie des parcelles est trop faible, le cortège floristique peut s'appauvrir avec le temps car on présume que de telles parcelles ne peuvent supporter une flore très complexe. En effet, les populations y sont de plus petite taille, plus isolées, et donc plus susceptibles à l'extinction. De plus, une petite parcelle contient en général une moins grande diversité d'habitats, et donc est moins susceptible d'abriter un cortège floristique très diversifié (Bierregaard *et al.* 1992, Turner et Corlett 1996, Young *et al.* 1996, Collinge 1998, Jules 1998,). En second lieu, si les caractéristiques physico-chimiques des parcelles sont affectées de façon substantielle par les activités d'exploitation avoisinantes, la succession naturelle des communautés végétales peut se modifier de façon telle que les communautés qui se développent dans les parcelles 20 à 30 ans après leur isolement ne sont pas nécessairement représentatives des communautés qui caractérisent un écosystème intègre.

La plupart des études portant sur la fragmentation des écosystèmes traitent du problème avec une perspective spatiale. En ce qui nous concerne, nous possédons des données historiques nous permettant aussi d'aborder la question avec une perspective temporelle. En 1965-66, une étude phytosociologique des tourbières du Bas-Saint-Laurent a été entreprise par Gauthier (1967). Son étude visait à décrire les associations végétales des tourbières et à les mettre en relation avec les caractéristiques physiques et chimiques de la tourbe. Des relevés de végétation très détaillés ont été effectués pour un grand nombre de stations d'échantillonnage dans les cinq tourbières visitées. Chaque station

d'échantillonnage a aussi été positionnée de façon très précise sur des photographies aériennes prises en 1961 (échelle: 1: 15 840). Or, à l'époque du travail de Gauthier (1967), les tourbières du Bas-Saint-Laurent étaient peu fragmentées. C'est au cours des décennies subséquentes que le processus de fragmentation et d'isolement des parcelles tourbeuses s'est accéléré. Plusieurs stations d'échantillonnage sont disparues en raison de l'expansion des activités d'exploitation, mais un grand nombre de sites subsistent toujours à l'état naturel. Ces sites ont une valeur inestimable car ils permettent d'évaluer de façon précise comment les communautés végétales évoluent à la suite de leur isolement dans des parcelles de tailles variées.

Le but principal de cette recherche est de quantifier l'impact à moyen terme de la fragmentation de deux grandes tourbières québécoises visitées par Gauthier (1967) en 1965-66 sur les communautés végétales des parcelles résiduelles. Les objectifs poursuivis sont: 1) de décrire la végétation actuelle (1998) des tourbières (présence-absence et abondance des espèces) et la comparer aux relevés historiques de 1965-66, 2) de déterminer quelles sont les espèces les plus affectées par le phénomène de la fragmentation et 3) de déterminer si les petites parcelles résiduelles parviennent à conserver une flore représentative des milieux tourbeux. À ce titre, l'hypothèse de travail qui est testée est que les communautés végétales isolées dans de petites parcelles (<100 hectares) sont davantage affectées (perte de biodiversité) par le drainage et l'exploitation des terres avoisinantes que ne le sont les communautés des parcelles de plus grandes dimensions (100-1 000 hectares). D'autre part, nous voulons déterminer si les mares que l'on trouve dans les tourbières et qui recèlent une proportion significative de la biodiversité des sites tourbeux, sont affectées par le processus de fragmentation et par la présence d'exploitations à leur voisinage immédiat. Grâce à une approche de reconstitution historique de l'évolution des mares, nous voulons tester l'hypothèse que ces dernières sont fortement affectées (assèchement) par l'exploitation des terres avoisinantes.

2. Région d'étude

Les deux tourbières à l'étude, Rivière-Ouelle et Rivière-du-Loup, se trouvent dans la région du Bas-Saint-Laurent, au Québec (Fig. 1). De façon plus précise, elles sont situées dans la plaine agricole bordant la rive sud du fleuve Saint-Laurent. Cette plaine est une étroite bande de terre recouverte pour l'essentiel de sable, de silt ou d'argile marine (Fulton 1995). Le glacier s'est retiré de la région il y a environ 12 000 ans, mais la plaine fut ensuite submergée par les eaux de la mer de Goldthwaith. Ce n'est qu'à la suite du retrait des eaux marines que la végétation postglaciaire s'est établie, vers 9 500 ans BP. Les données macrofossiles et polliniques indiquent que la végétation moderne s'est développée après 8 000 ans BP (Richard *et al.* 1992). Sur les sites mésiques et xériques, la végétation forestière est dominée principalement par les érables à sucre (*Acer saccharum*), les bouleaux jaunes (*Betula alleghaniensis*) et les sapins baumiers (*Abies balsamea*). De grandes tourbières ombrotrophes se sont développées dans les dépressions humides et sont dominées par l'épinette noire (*Picea mariana*), les éricacées arbustives et les sphaignes (Gauthier et Grandtner 1975, Grondin 1996).

La station météorologique la plus proche de la région d'étude se situe à La Pocatière (47°21'N., 70°02'O.), à environ 12 km au sud-ouest de la tourbière de Rivière-Ouelle. La température annuelle moyenne est de 4,2°C, la température moyenne du mois le plus froid (janvier) est de -11,3°C, et celle du mois le plus chaud (juillet) de 18,8°C. Les précipitations totales moyennes sont de 930 mm, 30% de celles-ci tombant sous forme de neige (Environment Canada 1993).

La colonisation du territoire par les Européens a débuté à la fin du 17^e siècle. À Rivière-Ouelle et à Rivière-du-Loup, les premiers colons se sont établis respectivement en 1672 et en 1683 (Laberge 1993, Morin 1993a). L'occupation du territoire, particulièrement dans la région de Rivière-Ouelle, fut très rapide. Vers 1720, toutes les terres bordant le fleuve Saint-Laurent étaient occupées. En 1815, presque toutes les terres de la plaine agricole autour de Rivière-Ouelle étaient défrichées et cultivées (Laberge 1993). Dans la région de Rivière-du-Loup, la colonisation fut lente entre 1683 et 1810, mais prit par la suite une expansion rapide au cours de la première moitié du 19^e siècle (Morin 1993b).

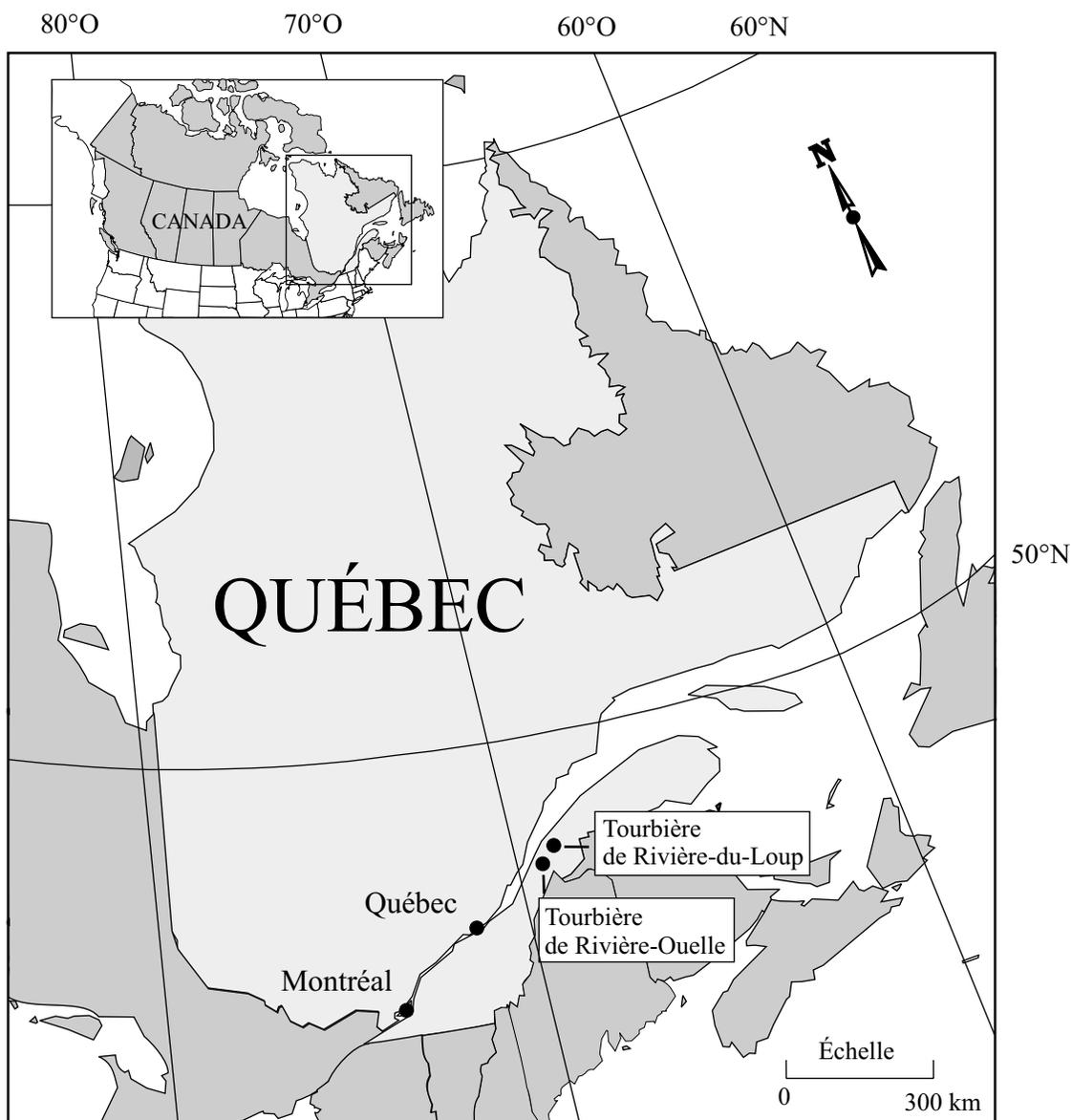


Figure 1. Localisation des tourbières à l'étude (région du Bas-Saint-Laurent, Québec).

Autour de Rivière-du-Loup, presque toutes les terres ayant une bonne valeur agricole étaient défrichées à la fin du 19^e siècle (Fortin 1993). Aujourd'hui, le paysage de la plaine du Bas-Saint-Laurent est constitué pour l'essentiel de terres en culture avec çà et là des petits boisés de ferme et des friches. Les grandes tourbières ombrotrophes constituent toujours un élément important du paysage, mais la plupart de celles-ci sont, ou ont été dans un passé récent, exploitées pour la production de tourbe horticole (Desrochers *et al.* 1998, Lavoie et Saint-Louis 1999).

3. Sites d'étude

La présente étude s'intéresse aux tourbières de Rivière-Ouelle et de Rivière-du-Loup (Fig. 1). Il s'agit de deux tourbières ombrotrophes (bog) où l'apport en éléments nutritifs est assuré exclusivement par les précipitations atmosphériques. La tourbière de Rivière-Ouelle (47°28'N., 69°57'O.) occupe une superficie de 1 655 ha à une altitude moyenne de 15 m. La végétation de surface, décrite en détail par Gauthier (1967), est surtout constituée de vastes étendues ouvertes dominées par les sphaignes et les éricacées. Les espèces de sphaignes les plus fréquentes sont *Sphagnum angustifolium*, *S. capillifolium*, *S. fuscum*, *S. magellanicum* et *S. rubellum*. Les principales espèces d'éricacées sont *Chamaedaphne calyculata*, *Kalmia angustifolia*, *Ledum groenlandicum*, *Rhododendron canadense*, *Vaccinium angustifolium* et *V. oxycoccus*. La strate herbacée recouvre une faible partie de la superficie de la tourbière et est constituée essentiellement de *Carex limosa*, *C. oligosperma*, *C. trisperma*, *Eriophorum spissum* et *E. virginicum*. Des lichens (*Cladina mitis*, *C. rangiferina*, *C. stellaris*), des mousses (*Aulacomnium palustre*, *Dicranum polysetum*, *D. undulatum*, *Pleurozium schreberi*, *Polytrichum strictum*) et quelques hépatiques (*Mylia anomala*, *Ptilidium ciliare*) contribuent, avec les sphaignes, à la formation d'un tapis compact à la surface du sol.

Des îlots forestiers parsèment la tourbière. L'épinette noire forme des bosquets denses qui s'étendent par marcottage. D'autres espèces arborescentes ou arbustives, dont le pin gris (*Pinus banksiana*), le mélèze laricin (*Larix laricina*), le thuya occidental (*Thuja occidentalis*) et l'aulne rugueux (*Alnus rugosa*), forment ça et là quelques groupements denses.

On trouve au centre de la tourbière près d'une centaine de mares de superficie variable. Le cortège floristique y est très diversifié et est constitué de plusieurs espèces de milieu humide. Les nénuphars (*Nuphar variegatum*) colonisent les eaux libres. En bordure des mares, on trouve *Sphagnum cuspidatum*, *S. magellanicum*, *Carex limosa*, *Eriophorum angustifolium* et *E. spissum*, alors que les platières entourant les étendues d'eau sont recouvertes de *Sphagnum angustifolium*, *S. capillifolium*, *S. majus* et *S. rubellum*. Au-delà des tapis de plantes aquatiques, certaines espèces d'herbacées prolifèrent, dont *Drosera*

rotundifolia, *Rhynchospora alba*, *Sarracenia purpurea*, *Scheuchzeria palustris* et *Utricularia cornuta*.

La diversité des habitats dans la tourbière de Rivière-Ouelle favorise la survie d'espèces de sphaignes rares au Québec, telles *Sphagnum flavicomans*, *S. linbergii*, *S. riparium* et *S. pulchrum* (Gauthier 1967). On y trouve aussi une plante vasculaire rare, soit *Gaylussacia dumosa* var. *bigeloviana*. La tourbière de Rivière-Ouelle constitue une des quatre localités où on trouve cette plante au Québec (Gauthier 1983).

La tourbière de Rivière-Ouelle se distingue des autres grandes tourbières du Bas-Saint-Laurent par une vaste surface continue ayant échappé à l'exploitation de la tourbe (Fig. 2). La tourbière appartient à un seul propriétaire (Tourbières Lambert inc.) qui a entrepris son exploitation en 1935 (Lavoie et Saint-Louis 1999). Les activités d'exploitation se sont intensifiées au cours des années 1960. En 1995, les secteurs en exploitation, situés au sud-ouest de la tourbière, occupaient une superficie de 495 ha, ce qui représente 30% de la superficie totale.

La deuxième tourbière, celle de Rivière-du-Loup (47°48'N., 69°30'O.), a une superficie de 3 375 ha et est située à une altitude moyenne de 100 m. La pessière à sphaignes est le groupement végétal qui occupe la plus grande superficie (Gauthier 1967). L'épinette noire y croît en densité variable avec le mélèze. Les éricacées subsistent difficilement sous un couvert forestier dense mais prolifèrent dans les autres circonstances. Les principales éricacées rencontrées sont *Chamaedaphne calyculata*, *Kalmia angustifolia*, *Ledum groenlandicum*, *Rhododendron canadense* et *Vaccinium angustifolium*. D'autres espèces d'arbustes se trouvent souvent dans la pessière à sphaignes, telles *Nemopanthus mucronata*, *Viburnum cassinoides* et *Aronia melanocarpa*.

Le milieu forestier est en général plus sec que le milieu ouvert et le recouvrement de la strate herbacée y est variable. On y trouve fréquemment *Carex trisperma* et *Gaultheria hispidula*, de même que *Drosera rotundifolia*, *Eriophorum spissum*, *Rubus chamaemorus*, *Sarracenia purpurea* et *Vaccinium oxycoccos*.



1965

(photographie: Robert Gauthier)



1998

(photographie: Annie-Sylvie Desaulniers)

Figure 2. Aperçu de la grande parcelle non exploitée de la tourbière de Rivière-Ouelle en 1965 et en 1998. Ces photographies correspondent à la station no 5888.

La composition de la strate muscinale varie selon les conditions d'ensoleillement et d'humidité. Les sphaignes s'installent en colonies denses dans les milieux les plus humides, où on trouve *Sphagnum angustifolium*, *S. capillifolium*, *S. fallax*, *S. fuscum* et *S. magellanicum*. Le couvert de sphaignes devient presque inexistant en milieu fermé. Dans de telles conditions, ce sont plutôt les mousses (*Dicranum undulatum*, *Pleurozium schreberi*, *Polytrichum strictum*) et certains lichens qui prolifèrent.

Les groupements forestiers de thuya, de mélèze et de pin occupent les terres abandonnées, les bordures de routes et les pourtours de la tourbière. Les aulnaies denses sont nombreuses près des bordures de la tourbière et de part et d'autre des ruisseaux. On trouvait à l'époque (jusqu'en 1985) dans la tourbière quelques mares, mais elles sont complètement disparues aujourd'hui en raison des activités d'exploitation de la tourbe.

La tourbière de Rivière-du-Loup a été passablement perturbée au cours du 20^e siècle par les activités d'extraction de la tourbe (dès *ca* 1940), la coupe de bois, les feux, la construction résidentielle et le défrichage à des fins agricoles. La végétation actuelle de la tourbière est composée principalement de parcelles forestières. Il ne reste que quelques îlots de tourbières ouvertes à sphaignes de petites dimensions. La tourbière était déjà exploitée au tiers de sa superficie en 1965-66. Près de 57% de la superficie de la tourbière était en exploitation en 1995 pour la production de tourbe horticole. Au contraire de la tourbière de Rivière-Ouelle, on trouve à Rivière-du-Loup six exploitants, ce qui a favorisé le développement rapide de cette industrie sur place.

4. Méthodologie

Le but principal de l'étude étant de quantifier l'impact de la fragmentation de deux grandes tourbières sur leurs communautés végétales, la démarche méthodologique est basée sur 1) la reconstitution historique de l'évolution des activités d'exploitation, 2) l'échantillonnage de la végétation des tourbières afin de déterminer les changements survenus au sein des communautés végétales résiduelles et 3) la reconstitution historique de l'évolution des mares de la tourbière de Rivière-Ouelle.

4.1 Reconstitution historique des activités d'exploitation

Une carte de l'évolution des activités d'exploitation (extraction de la tourbe) a été réalisée en comparant, grâce à des photographies aériennes couvrant les deux tourbières, les superficies exploitées à différentes époques. À cet égard, il y avait pour chaque tourbière une couverture photographique abondante s'échelonnant sur 70 ans pour la tourbière de Rivière-Ouelle (1927, 1948, 1950, 1961, 1963, 1970, 1974, 1978, 1979, 1980, 1983, 1985, 1990, 1991, 1995 et 1996) et sur 49 ans pour la tourbière de Rivière-du-Loup (1948, 1961, 1963, 1968, 1970, 1971, 1974, 1978, 1979, 1983, 1985, 1987, 1990, 1991, 1995 et 1996). Le périmètre des zones exploitées telles qu'elles apparaissent sur les photographies a été reproduit à la main sur une carte de référence avec le plus de précision possible. La physionomie générale des tourbières, les canaux de drainage et les routes apparaissant sur les photographies ont servis de points de repère.

4.2 Échantillonnage de la végétation

Tous les sites que Gauthier (1967) avait échantillonnés au cours des étés 1965 et 1966 et qui n'ont pas été défrichés, ont été revisités au cours de l'été 1998 (Fig. 2). La position des sites d'échantillonnage a été retranscrite sur des photographies aériennes récentes prises en 1995 (échelle: 1: 15 000) pour déterminer s'ils étaient toujours à l'état naturel et pour faciliter le repérage sur le terrain. De plus, ils ont été géoréférencés au sein d'un système d'information géographique (ou SIG) grâce au logiciel MapInfo[®]. Une fois un site repéré sur le terrain, il a été échantillonné de la même façon qu'en 1965-66, soit grâce à la

méthode phytosociologique développée par Braun-Blanquet (1932). Les relevés de végétation ont été effectués dans des quadrats de 5 x 5 m pour lesquels on a dressé l'inventaire floristique (plantes vasculaires et invasculaires) pour plusieurs strates végétales. Pour les plantes ligneuses, les strates suivantes ont été considérées: arborescente supérieure (strate située à plus de 250 cm de hauteur), arborescente inférieure (250-200 cm), arbustive supérieure (200-50 cm) et arbustive inférieure (0-50 cm). Les autres espèces de plantes ont été regroupées au sein des strates herbacée (plantes vasculaires non ligneuses) et muscinale (mousses, sphaignes et lichens). Nous avons attribué un indice de recouvrement pour chaque espèce dans chaque strate (recouvrement global exprimé en pourcentage de la surface du sol) selon l'échelle phytosociologique de Braun-Blanquet (1932): + (<1%), 1 (1-5%), 2 (6-25%), 3 (26-50%), 4 (51-75%) et 5 (76-100%). L'évaluation du pourcentage de recouvrement a fait l'objet d'un consensus par deux observateurs. Chaque site a été positionné de façon très précise (± 5 m) grâce à un système de positionnement géographique (GeoExplorer II), puis inséré au sein du SIG, ce qui a permis de comparer la position respective des stations d'échantillonnage.

Bien qu'un très grand soin ait été apporté à la relocalisation des sites sur le terrain, il fut néanmoins difficile, particulièrement en milieu ouvert (manque de repères) et en milieu forestier (horizon limité) de retrouver la position exacte d'un certain nombre de sites d'échantillonnage. En conséquence, plusieurs sites ont été échantillonnés en 1998 à une certaine distance des sites originaux de 1965-66, ce qui engendre une source d'erreur potentielle au niveau de la reconstitution de l'évolution de la végétation. En effet, certaines espèces pourraient être considérées manquantes par rapport aux relevés historiques sans pour autant avoir été victimes d'une extinction (Fisher et Stöcklin 1997). Pour estimer l'importance de cette erreur, nous avons sélectionné quatre stations d'échantillonnage pour lesquelles la relocalisation sur le terrain était problématique. Dans chaque tourbière, un site en milieu ouvert et un site en milieu forestier ont été sélectionnés. Après avoir fait le relevé à l'endroit prétendument relocalisé avec exactitude, nous avons fait trois nouveaux relevés, soit un à une distance de 10, 20 et 40 m du relevé original. Ces distances constituent une évaluation raisonnable des erreurs possibles de relocalisation. La végétation des trois stations supplémentaires a ensuite été comparée à celle de la première station pour

déterminer si les communautés végétales se ressemblent. Si tel est le cas, une erreur de relocalisation a peu d'impact sur l'analyse comparative dans son ensemble. Dans le cas contraire, les résultats de l'analyse doivent être interprétés avec prudence (Fischer et Stöcklin 1997).

Pour comparer les relevés de végétation entre eux, les classes d'abondance ont été converties en pourcentages de recouvrement, pourcentages correspondant à la médiane de chaque classe. L'indice de similarité de Morisita-Horn (C_{mH}) a ensuite été calculé pour chaque site d'échantillonnage (comparaison du relevé de 1998 avec celui de 1965-66) grâce aux pourcentages de recouvrement de toutes les espèces trouvées en 1965-66 et/ou en 1998. Il s'agit de la façon la plus simple de comparer une paire de sites au niveau de la similarité de leur composition en espèces et de l'abondance respective de celles-ci (Magurran 1988). L'indice de Morisita-Horn a été préféré à celui de Sorenson (plus couramment utilisé en écologie) puisqu'il prend davantage en considération l'importance relative de chacune des espèces dans le calcul. L'indice de Morisita-Horn est en effet le seul parmi un vaste ensemble d'indices de similarité à ne pas être influencé par la richesse en espèces et la taille de l'échantillon (Wolda 1981). Il est cependant influencé par l'espèce la plus abondante du relevé (Magurran 1988) et discerne davantage les similarités au niveau de la structure de la végétation que les subtilités dans la composition en espèces. À cet égard, il est important de noter que nous avons considéré comme autant d'espèces distinctes une même espèce ligneuse trouvée dans deux ou plusieurs strates différentes dans un relevé de végétation donné. D'autre part, les espèces ayant un couvert très faible (<1%) en 1965-66 et en 1998 n'ont pas été considérées lors du calcul des indices. Il s'agit pour la plupart de bryophytes ou de jeunes pousses d'herbacées très difficilement détectables sur le terrain et dont l'identification est problématique, même en laboratoire. Compte tenu des erreurs possibles de relocalisation, la présence ou l'absence de telles espèces a une faible signification dans le cadre de la présente étude.

La nomenclature des plantes est celle de Marie-Victorin (1997) pour les plantes vasculaires, sauf pour *Chamaedaphne calyculata* qui suit celle de Kartesz (1994), Anderson *et al.* (1990) pour les mousses, Stotler et Crandall-Stotler (1977) pour les

hépatiques, Anderson (1990) pour les sphaignes et Esslinger et Egan (1995) pour les lichens.

4.3 Reconstitution historique de l'évolution des mares et du climat

Pour la tourbière de Rivière-Ouelle, on a reconstitué l'évolution du nombre de mares (sèches ou avec eau libre) présentes entre 1948 et 1995 à l'intérieur d'un quadrat d'une superficie de 144 ha. Ce quadrat inclut toutes les mares qui étaient encore présentes en 1995 dans la tourbière. Le quadrat est bordé à l'ouest par la zone d'exploitation, et à l'est, au sud et au nord par de vastes étendues de tourbière non défrichées. Des canaux de drainage sont présents au nord (à 600 m de distance) et à l'ouest (à 100 m de distance) du quadrat. Un étroit canal de drainage, peu visible sur les photographies aériennes, constitue la limite sud du quadrat.

Le dénombrement des mares dans le quadrat s'est effectué grâce à une série de photographies aériennes comparables, c'est-à-dire prises à la même période de l'année (fin du printemps): 1948 (23 juin), 1974 (7 juin), 1983 (20 juin), 1991 (6 juin) et 1995 (16 juin). Nous avons ajouté à cette liste une photographie aérienne prise en 1961 (le 19 septembre), afin de combler une période de temps (1949-1973) sans photographie aérienne printanière. Les mares ont été numérotées et leur statut (avec eau libre ou asséchée) déterminé pour chaque photographie. De plus, nous avons comparé la superficie des mares entre les années de prise de photographies aériennes. Sur chaque photographie, nous avons déterminé si chaque mare était plus grande, plus petite ou identique par rapport à la photographie précédente. Ce suivi des mares a été analysé en tenant compte des données météorologiques disponibles pour la région d'étude. La station météorologique de La Pocatière a fourni les données de précipitations et de températures pour la période 1920-95. Cette station est celle qui, pour le Bas-Saint-Laurent, fournit la plus longue série météorologique en continu. En outre, elle n'a jamais changé d'emplacement depuis 1920.

5. Résultats

5.1 Reconstitution historique des activités d'exploitation

À la tourbière de Rivière-Ouelle, près de 88% du territoire était non perturbé en 1961, alors que 66% de la surface n'était pas exploitée en 1995 (Fig. 3). La tourbière a donc subi une perte de 22% de sa superficie naturelle au cours d'une période de 34 ans. Une bonne partie de la tourbière n'a cependant pas été exploitée et occupe, encore aujourd'hui, une grande superficie au nord-est du site. D'autre part, plusieurs fragments résiduels sont localisés dans la partie sud (autour des installations industrielles) et de part et d'autre des chemins d'accès.

Les activités d'extraction de la tourbe à Rivière-Ouelle se concentrent dans la partie sud-ouest de la tourbière. Les premières parcelles mises en exploitation sont localisées en bordure des routes. Ces parcelles se sont progressivement étendues pour atteindre les superficies actuelles (Fig. 4). Dès le début des années 1940, les premières traces de l'exploitation de la tourbe sont visibles sur le terrain. Les premiers canaux de drainage sont creusés, ce qui a pour effet de diviser la tourbière en deux parties (nord-ouest et sud-est). En 1948, quelques parcelles sont déjà exploitées pour la tourbe selon les méthodes artisanales. Ce n'est que plus tard, au début des années 1960, que s'intensifient les activités d'exploitation. Ce sont tout d'abord les secteurs faciles d'accès, près des routes et des canaux de drainage, qui sont ouverts. Les activités se concentrent dans trois secteurs, à partir desquels s'agrandiront progressivement les parcelles en exploitation. Durant les années 1960, quelques parcelles supplémentaires sont défrichées. Entre 1970 et 1979, la mécanisation des procédés d'extraction permet de défricher de plus grandes superficies où la ressource est jugée de bonne qualité. C'est durant cette décennie que sont mis en exploitation le plus grand nombre d'hectares de tourbière (170 ha). Dans les années 1980, les activités progressent plus profondément dans la tourbière, là où le milieu est ouvert (sans arbre) et facile d'accès. Entre 1990 et 1995, aucune nouvelle parcelle n'est défrichée. En 1995, les secteurs en exploitation situés au sud-ouest de la tourbière occupent une superficie de 495 ha.

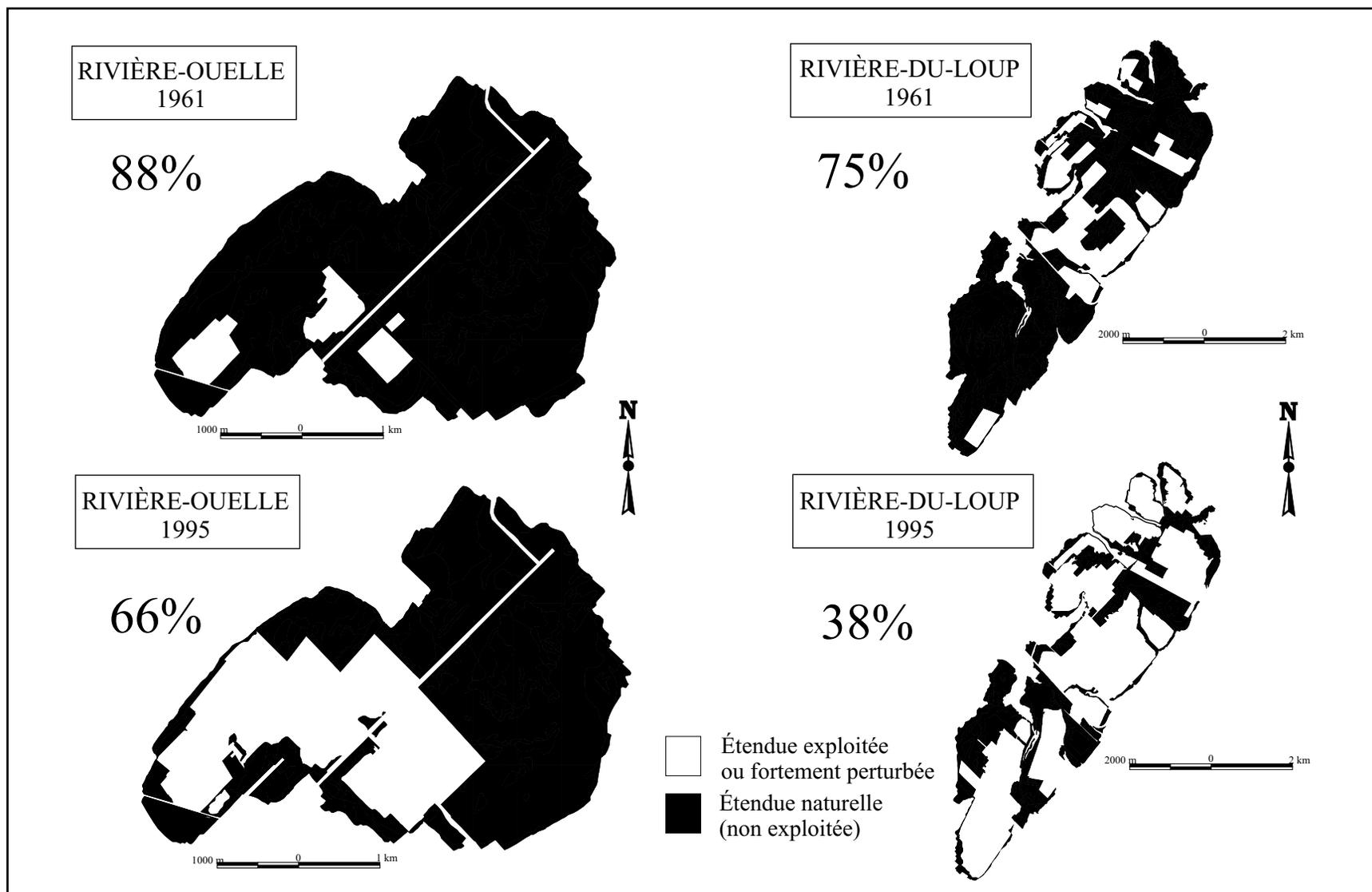


Figure 3. Répartition et pourcentage des surfaces à l'état naturel des tourbières de Rivière-Ouelle et de Rivière-du-Loup en 1961 et en 1995.

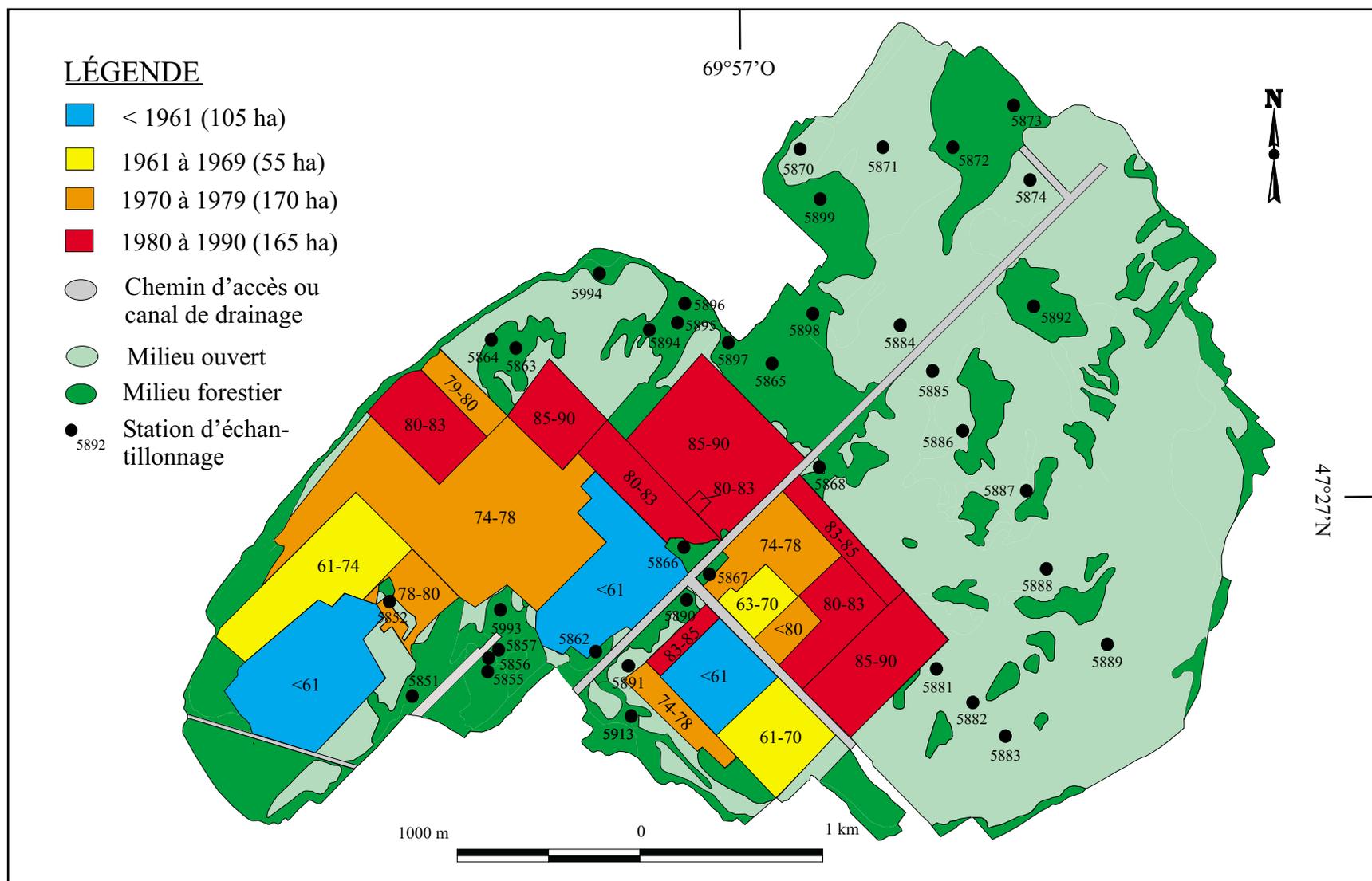


Figure 4. Date approximative du début des activités d'exploitation à la tourbière de Rivière-Ouelle, selon les secteurs (les années sont indiquées d'après les deux derniers chiffres).

À la tourbière de Rivière-du-Loup, près de 75% du territoire était non perturbé en 1961, alors que 38% de la surface n'était pas exploitée en 1995 (Fig. 3). La tourbière a donc subi une perte de 37% de sa superficie naturelle au cours d'une période de 34 ans. L'exploitation de la tourbe a débuté au début des années 1940. Cependant, ce n'est que plus tard, dans les années 1960, que cette activité devient importante. On défriche alors de vastes étendues de tourbière (1 075 ha) sur l'ensemble du site (Fig. 5). Entre 1970 et 1979, les activités se poursuivent et quelques parcelles de dimensions plus restreintes sont ouvertes à proximité de celles déjà en exploitation. Une bonne partie des étendues résiduelles avec sphaignes sont mises en exploitation entre 1980 et 1990. Depuis 1991, la prospection de futurs sites d'exploitation se fait sur des terres moins favorables (plus boisées).

5.2 Communautés végétales: 1998 vs 1965-66

La relocalisation des 101 stations d'échantillonnage de Gauthier (1967) sur les photographies aériennes de 1995 a permis de constater qu'un total de 57 stations (38 à la tourbière de Rivière-Ouelle, 19 à la tourbière de Rivière-du-Loup) n'ont pas été défrichées et sont maintenant situées au sein de parcelles de superficies variées.

5.2.1 Indices de similarité: Rivière-Ouelle

Les indices de similarité varient à Rivière-Ouelle entre 0,004 et 0,96. On remarque (Fig. 6) que 90% des stations (Tab. 1) avec un indice de similarité faible ($<0,50$) sont situées en milieu forestier et que 82% des stations en milieu ouvert ont un indice élevé ($>0,50$).

Les 21 stations à similarité faible ($<0,50$) de la tourbière de Rivière-Ouelle (sur 38 stations d'échantillonnage) sont essentiellement des aulnaies à sphaignes ($n=7/7$; stations no 5851, 5857, 5894, 5897, 5899, 5993 et 5994) ou des pessières à sphaignes ($n=6/11$; stations no 5855, 5868, 5872, 5882, 5887 et 5898). Les autres stations sont des pinèdes tourbeuses ($n=4/6$; stations no 5862, 5863, 5866 et 5890), des tourbières ouvertes à sphaignes ($n=2/11$; stations no 5852 et 5891) ou des mélèzins à sphaignes ($n=2/3$; stations no 5865 et 5895). Douze des 21 stations ont un indice inférieur à 0,25.

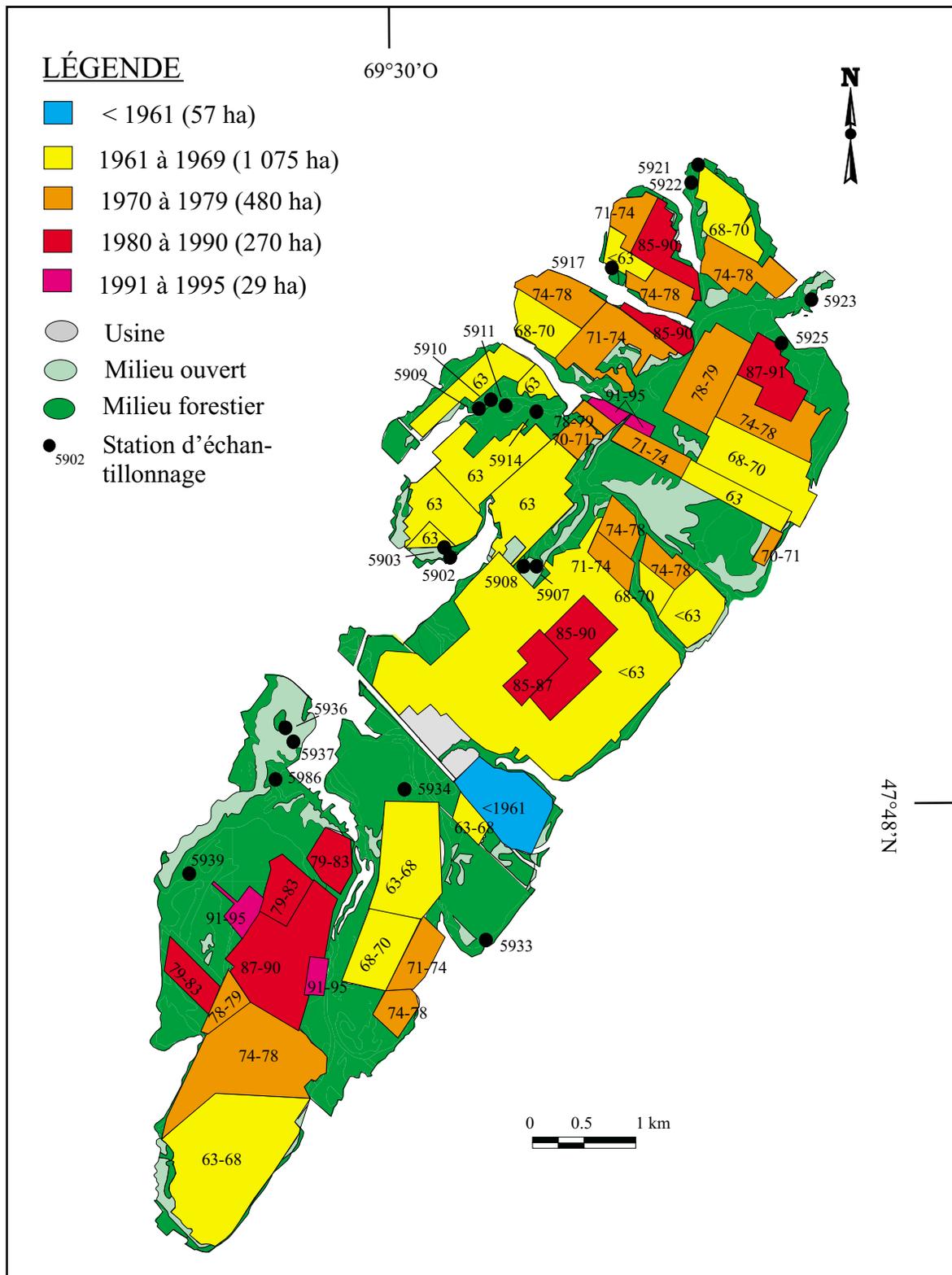


Figure 5. Date approximative du début des activités d'exploitation à la tourbière de Rivière-du-Loup, selon les secteurs (les années sont indiquées d'après les deux derniers chiffres).

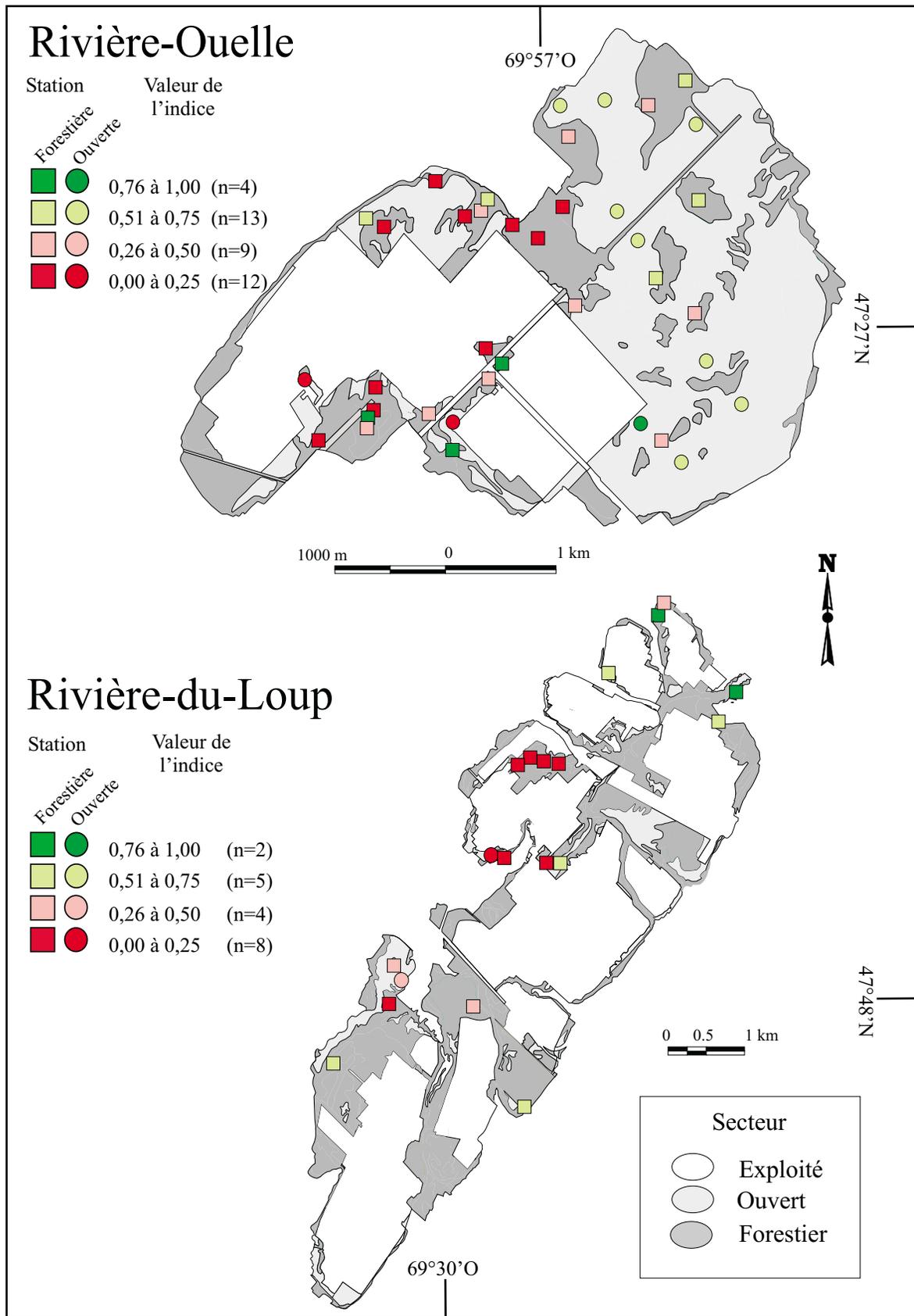


Figure 6. Indice de similarité de Morisita-Horn pour chaque station d'échantillonnage. Plus la valeur de l'indice est élevée, plus la similarité entre le relevé de 1965-66 et celui de 1998 est grande.

Tableau 1. Répartition des stations d'échantillonnage selon la valeur de leur indice de similarité, par groupements végétaux, dans les tourbières de Rivière-Ouelle et de Rivière-du-Loup.

Indice de similarité	Rivière-Ouelle			Rivière-du-Loup		
		Forestier	Ouvert		Forestier	Ouvert
>0,50	17	8	9	7	7	0
<0,50	21	19	2	12	10	2
Total	38	27	11	19	17	2

Parmi les aulnaies à sphaignes ayant une similarité faible, on remarque dans la plupart des sites (5/7) l'augmentation de la densité du couvert arborescent et arbustif en aulne rugueux et autres espèces associées, telles *Amelanchier bartramiana*, *Aronia melanocarpa*, *Nemopanthus mucronata* et *Viburnum cassinoides*. L'indice de recouvrement des quatre principales espèces d'éricacées (*Chamaedaphne calyculata*, *Kalmia angustifolia*, *Ledum groenlandicum*, *Rhododendron canadense*) diminue dans une majorité de sites (4/7), passant d'un indice de classe 2 (6-25%), 3 (26-50%) ou 4 (51-75%) à un indice de classe + (<1%) ou 1 (1-5%). Le couvert en sphaignes au sol est presque inexistant, et dans bon nombre de sites (5/7), le couvert a chuté fortement (classe 2 ou 3 à absence totale) entre 1965 et 1998.

Les six pessières à sphaignes ayant une similarité faible ont toutes subi une baisse du recouvrement en éricacées, plus particulièrement en *Chamaedaphne calyculata*. L'indice de recouvrement de cette espèce varie entre 2 et 4 en 1965, alors qu'en 1998, l'arbuste est soit absent (4/6), soit moins présent. D'autre part, trois des six stations affichent une baisse du recouvrement de *Sphagnum rubellum* (no 5855: 26-50 à 0%; no 5868: 51-75 à <1%; no 5882: 76-100 à 1-5%). Cette baisse est associée à une hausse comparable de *Sphagnum magellanicum* (no 5855: <1 à 26-50%; no 5868: 6-25 à 26-50%; no 5872: 6-25 à 51-75%; no 5882: 6-25 à 26-50%).

Quatre stations à similarité faible (no 5862, 5863, 5866 et 5890) se trouvent dans des pinèdes tourbeuses. Toutes ces stations ont subi une baisse de recouvrement en *Kalmia angustifolia*. Les indices qui variaient entre 4 (51-75%) et 5 (76-100%) en 1965 ont une valeur de 1 (1-5%) en 1998, sauf pour une station (no 5890) où la valeur est de 3 (26-50%). Dans trois des stations, *K. angustifolia* est remplacé comme espèce arbustive dominante par *Rhododendron canadense*.

On compte au nombre des stations ayant un indice de similarité faible deux stations en milieu ouvert (no 5852 et 5891). La première (no 5852) a connu une hausse marquée du recouvrement en *Chamaedaphne calyculata*, qui domine maintenant le parterre arbustif (51-75%), alors que *Kalmia angustifolia* est passé d'un recouvrement de 76-100% à 6-25%. De plus, le couvert de *Sphagnum capillifolium* a chuté de 51-75% à 5-25%. Dans le second

site (no 5891), la strate arbustive d'éricacées n'a pas changé de façon significative, au contraire de la strate muscinale qui comprend en 1998 davantage de lichens et de *S. capillifolium* (1965-66: 0%; 1998: 26-50%), cette sphaigne ayant remplacé *Sphagnum rubellum* (1965: 76-100%; 1998: 0%) comme espèce dominante de la strate.

Dans un des mélèzins à sphaignes (no 5865), le couvert de *Kalmia angustifolia* a augmenté de 1-5 à 25-50%, alors que celui des autres éricacées, telles *Chamaedaphne calyculata* et *Ledum groenlandicum*, a diminué. On observe une baisse du recouvrement de *Sphagnum rubellum* et *Sphagnum magellanicum* au profit de *Sphagnum angustifolium* et *Sphagnum fuscum*. Le deuxième mélèzin (no 5895) arbore une végétation forestière avec des espèces telles *Picea mariana* et *Viburnum cassinoides* en sous-étage. L'aulne rugueux n'est plus présent en 1998, alors qu'il atteignait un indice de 4 (51-75%) en 1965. Le mélèze a, pour sa part, augmenté son recouvrement d'un indice de 3 (26-50%) à 4 (51-75%). Les sphaignes se maintiennent mais avec un recouvrement faible (1-25%).

Les 17 stations à similarité forte (>0,50) de la tourbière de Rivière-Ouelle sont principalement localisées dans les groupements ouverts à sphaignes (n=9/11; stations no 5870, 5871, 5874, 5881, 5883, 5884, 5885, 5888 et 5889) et de pessières à sphaignes (n=5/11; stations no 5856, 5864, 5873, 5886 et 5892). Deux stations sont des pinèdes tourbeuses (n=2/6; stations no 5867 et 5913) et une station est un mélèzin à sphaignes (n=1/3; station no 5896).

Les neuf stations en milieu ouvert sont, pour la plupart, situées dans la grande parcelle non exploitée de la tourbière. Le recouvrement en éricacées est demeuré sensiblement le même pour la plupart des stations entre 1965 et 1998. La strate muscinale, et plus particulièrement les sphaignes, ont néanmoins subi certains changements. Ainsi, *Sphagnum fuscum* a un recouvrement à la hausse dans les stations no 5870, 5871, 5874, 5881, 5883, 5888 et 5889, alors que le couvert de *Sphagnum rubellum* a diminué dans les stations no 5870, 5883, 5888 et 5889. Pour leur part, les cinq stations en pessières à sphaignes (no 5856, 5864, 5873, 5886 et 5892) ont connu quelques changements subtils mais néanmoins perceptibles. Par exemple, le couvert de *Chamaedaphne calyculata*, *Kalmia*

angustifolia et *Ledum groenlandicum* a en général diminué, alors que le couvert arborescent est plus dense en 1998 qu'en 1965.

5.2.2 Indices de similarité: Rivière-du-Loup

Les indices de similarité des stations de la tourbière de Rivière-du-Loup varient entre 0,12 et 0,96. Plus de la moitié des stations (12 sur 19) ont un indice de similarité inférieur à 0,50 (Tab. 1, Fig. 6). Les 12 stations à similarité faible se trouvent principalement dans des groupements de pessières à sphaignes (n=4/8; stations no 5908, 5909, 5910 et 5911). Les autres stations sont des aulnaies à sphaignes (n=2/2; stations no 5902 et 5986), des mélèzins à sphaignes (n=2/3; stations no 5914 et 5921), des pinèdes tourbeuses (n=2/4; stations no 5934 et 5936) ou des tourbières ouvertes à sphaignes (n=2/2; stations no 5903 et 5937). Huit des douze stations ont un indice inférieur à 0,25.

Dans les pessières à indice faible, la strate arborescente est demeurée fournie entre 1965 et 1998. La composition de la strate arbustive a cependant été modifiée. En général, le couvert de *Chamaedaphne calyculata*, *Kalmia angustifolia* et *Ledum groenlandicum* a diminué, alors que celui de *Rhododendron canadense* a augmenté. Les espèces de la strate herbacée présentes en 1965 sont disparues, sauf dans la station no 5911 où persiste *Cornus canadensis*. Toutes ces stations ont subi une hausse significative du couvert en *Pleurozium schreberi* et une baisse de celui en lichens et/ou en sphaignes.

Dans les deux aulnaies à sphaignes, la majorité des espèces ont subi une baisse de recouvrement entre 1965-66 et 1998, les principales touchées étant les espèces herbacées et les sphaignes. Par exemple, dans l'une des aulnaies (no 5902), des espèces d'herbacées autrefois abondantes (*Calamagrostis canadensis*, *Carex canescens* et *Dryopteris spinulosa*) sont disparues ou ont en 1998 un couvert très faible. La strate muscinale y est presque inexistante. Dans l'autre aulnaie (5986), le couvert de l'espèce dominante, l'aulne rugueux, a diminué (76-100 à 6-25%). Le couvert de *Carex stricta* a aussi chuté de façon marquée (76-100 à 0%).

Dans les deux mélèzins (no 5914 et 5921), la perte des espèces les plus abondantes est responsable de la chute de l'indice de similarité. Dans la station no 5914, la strate

arbustive a un couvert moindre en 1998; elle est maintenant dominée par *Rhododendron canadense* et *Vaccinium angustifolium*. Les herbacées y sont aussi moins diversifiées. Dans la station no 5921, les espèces les plus abondantes en 1966 (*Alnus rugosa*, *Calamagrostis canadensis*, *Climacium dendroides* et *Thalictrum pubescens*) sont complètement disparues. Dans les deux aulnaies, les sphaignes ont été remplacées par *Pleurozium schreberi*.

Les deux pinèdes (no 5934 et 5936) affichent un indice faible en raison d'un changement de composition de la strate arbustive (no 5934: baisse du couvert de *Ledum groenlandicum* et de *Vaccinium angustifolium* et hausse de celui de *Kalmia angustifolia* et *Rhododendron canadense*) ou de la perte complète de la strate herbacée (no 5936). Les deux stations en milieu ouvert à sphaignes (no 5903 et 5937) ont subi une augmentation du recouvrement des principales éricacées, telles *Chamaedaphne calyculata*, *K. angustifolia*, *Ledum groenlandicum*, et *R. canadense*. De plus, à la station no 5903, on observe une augmentation sensible du couvert de *Sphagnum capillifolium* (de 0 à 26-50%), alors que celui de *Sphagnum rubellum* diminue de façon drastique (de 76-100 à 1-5%).

Les sept stations à similarité forte (>0,50) de la tourbière de Rivière-du-Loup sont principalement localisées dans les groupements de pessières à sphaignes (n=4/8; stations no 5917, 5923, 5925 et 5939). Deux stations sont des pinèdes tourbeuses (n=2/4; stations no 5907 et 5922) et une station est un mélèzin à sphaignes (n=1/3; station no 5933). Ainsi, dans la station no 5923, la diversité floristique est demeurée faible. Les relevés de 1966 et de 1998 de la station no 5917 diffèrent peu, à l'exception d'une hausse de la diversité en espèces herbacées. Les deux autres pessières (no 5925 et 5939) ont subi une baisse du recouvrement en éricacées et en sphaignes. Les deux pinèdes affichent une densité en arbustes moindre en 1998 qu'en 1966, alors que la strate muscinale du mélèzin a subi une baisse de sa diversité et de son recouvrement.

5.2.3 Analyse par espèce

Une analyse plus raffinée a été effectuée en regardant les changements du couvert d'un certain nombre d'espèces entre 1965-66 et 1998, particulièrement dans la tourbière de Rivière-Ouelle où le nombre de stations est beaucoup plus élevé. Seules les espèces où les changements sont les plus significatifs sont présentées ci-dessous. D'autre part, les stations

pour lesquelles le couvert de l'espèce est très faible (<1%) en 1965-66 et en 1998 n'ont pas été retenues.

5.2.3.1 ÉRICACÉES ARBUSTIVES

Dans la tourbière de Rivière-Ouelle, le couvert de *Rhododendron canadense* a augmenté entre 1965-66 et 1998 dans 10 des 17 stations où l'espèce est présente (Fig. 7). Le phénomène est particulièrement prononcé dans les petites parcelles tourbeuses entourées d'exploitations du sud-ouest de la tourbière. D'autre part, dans les 35 stations où l'espèce était présente, le couvert de *Kalmia angustifolia* a régressé dans 16 de celles-ci (Fig. 8). Il a subi une baisse notable dans les pessières à sphaignes et les pinèdes tourbeuses. Tout comme pour le *R. canadense*, le phénomène est particulièrement prononcé dans les petites parcelles tourbeuses entourées d'exploitations du sud-ouest de la tourbière de Rivière-Ouelle. Le couvert de *K. angustifolia* a par contre augmenté dans 11 stations. Finalement, le couvert de *Chamaedaphne calyculata* a diminué de façon sensible dans 19 des 31 stations où l'espèce était présente en 1965-66. Il n'a augmenté que dans 9 stations d'échantillonnage (Fig. 9).

5.2.3.2 SPHAIGNES

Le couvert de *Sphagnum fuscum* a augmenté à Rivière-Ouelle entre 1965-66 et 1998 dans tous les sites où l'espèce est présente (Fig. 10), sauf deux (14/16). Tous les sites sont répartis au sein de la grande étendue non exploitée de la tourbière. Le couvert de *Sphagnum rubellum* a diminué dans la même tourbière entre 1965-66 et 1998 dans 13 des 21 sites où l'espèce est présente (Fig. 11). Pour sa part, le couvert de *Sphagnum magellanicum* a diminué de façon prononcée au sein de plusieurs stations où l'espèce figurait en 1965-66.

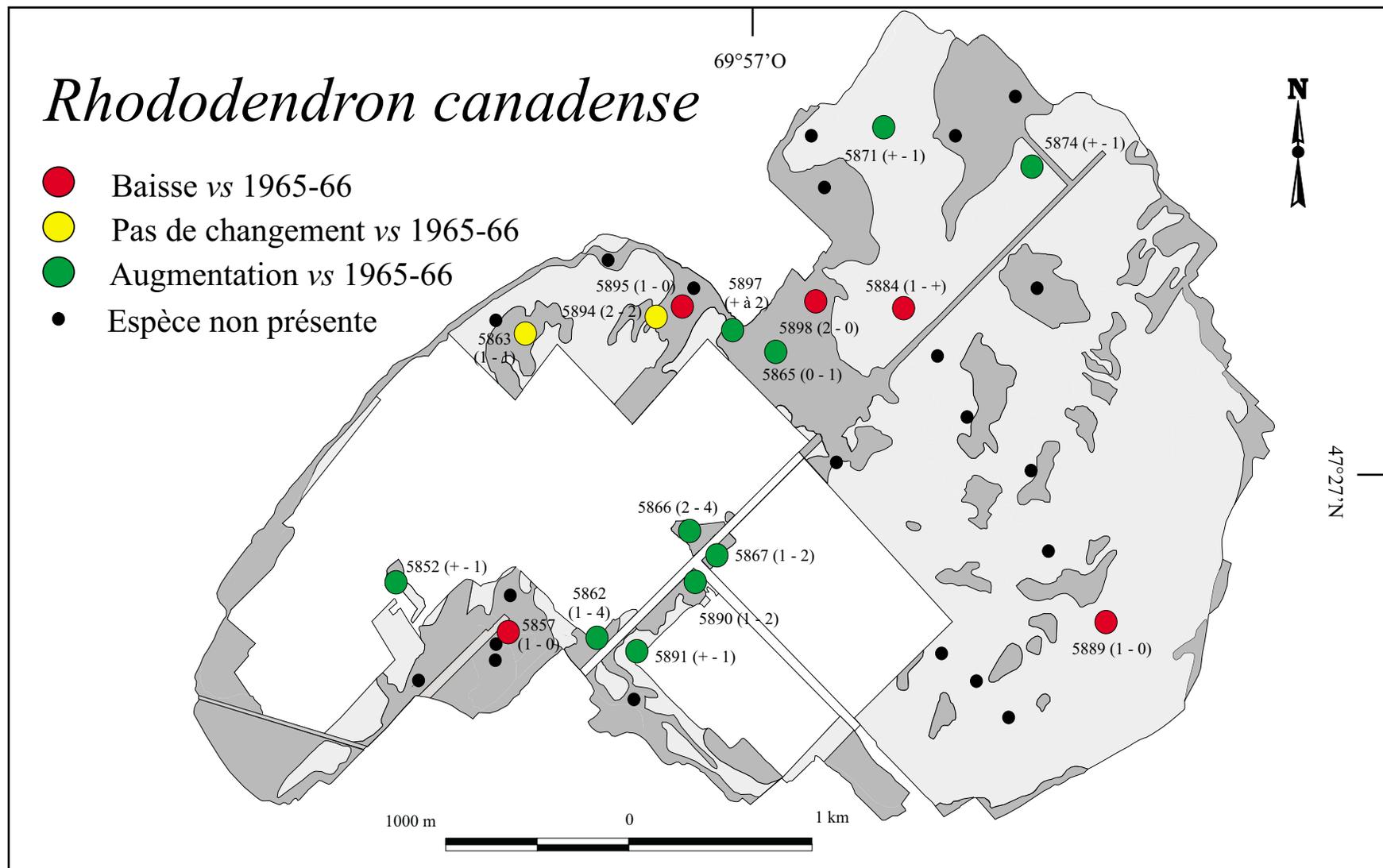


Figure 7. Changement de recouvrement pour *Rhododendron canadense* à la tourbière de Rivière-Ouelle, 1998 vs 1965-66. Les indices de recouvrement de l'espèce en 1965-66 et en 1998 sont indiqués entre parenthèses.

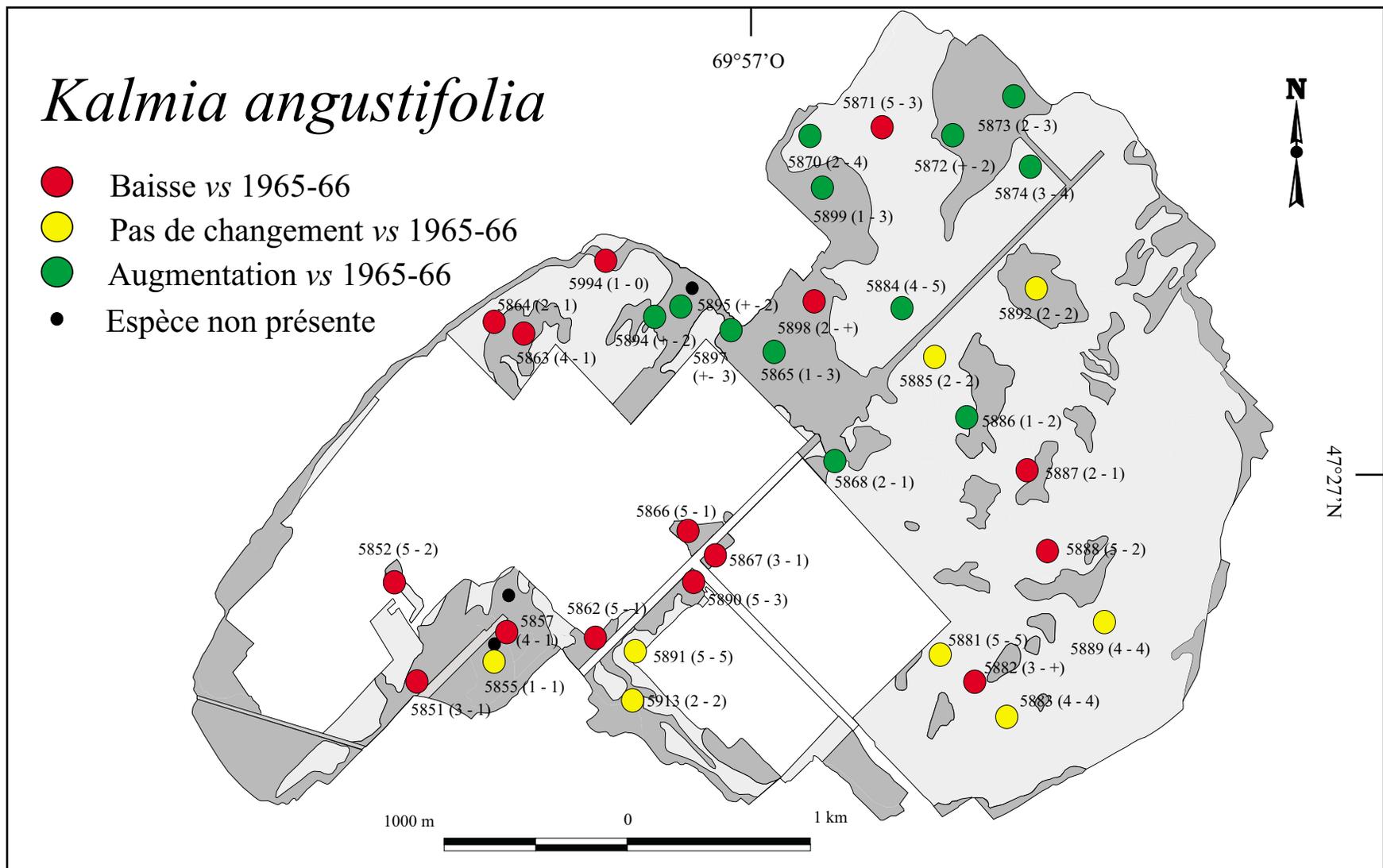


Figure 8. Changement de recouvrement pour *Kalmia angustifolia* à la tourbière de Rivière-Ouelle, 1998 vs 1965-66. Les indices de recouvrement de l'espèce en 1965-66 et en 1998 sont indiqués entre parenthèses.

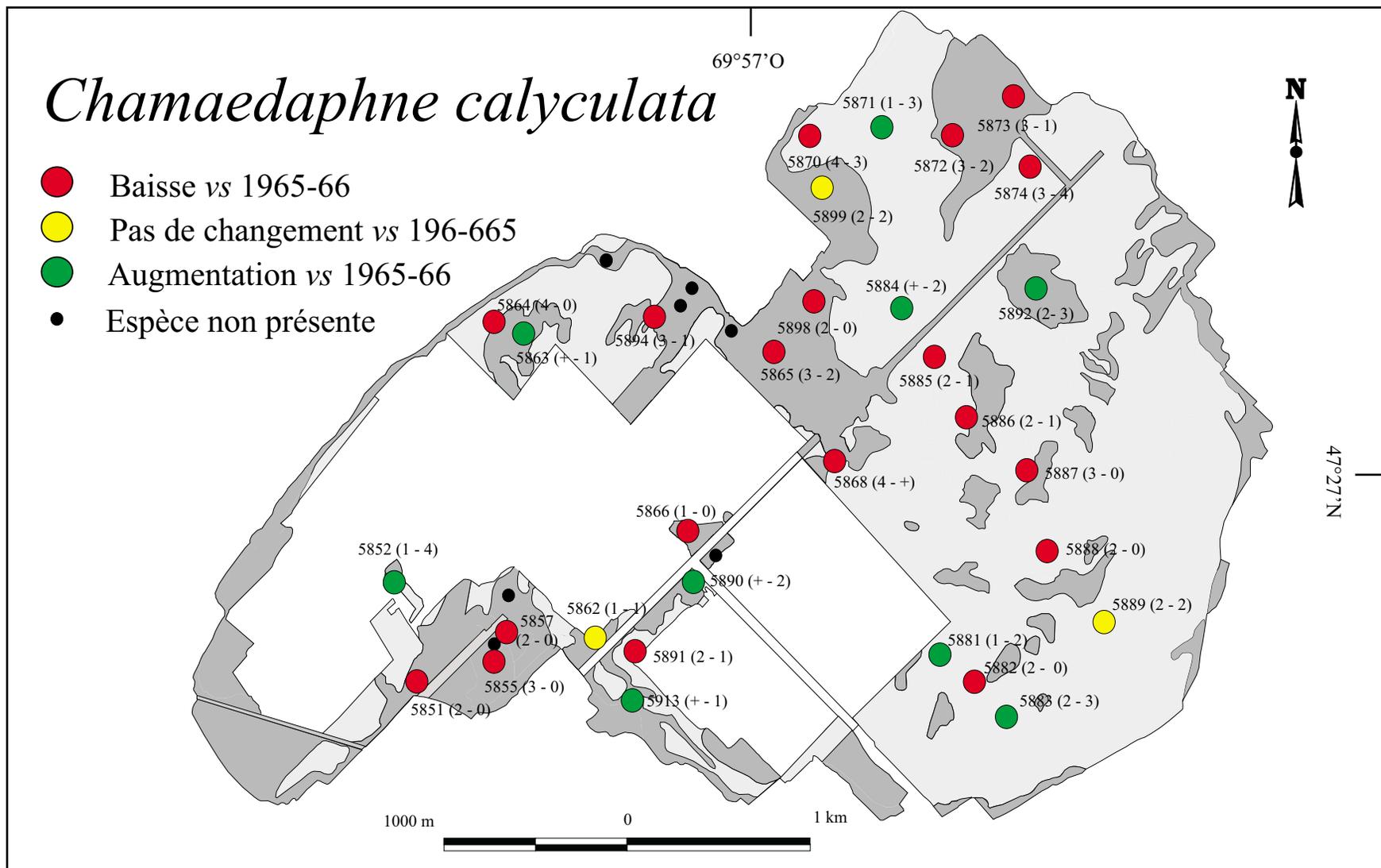


Figure 9. Changement de recouvrement pour *Chamaedaphne calyculata* à la tourbière de Rivière-Ouelle, 1998 vs 1965-66. Les indices de recouvrement de l'espèce en 1965-66 et en 1998 sont indiqués entre parenthèses.

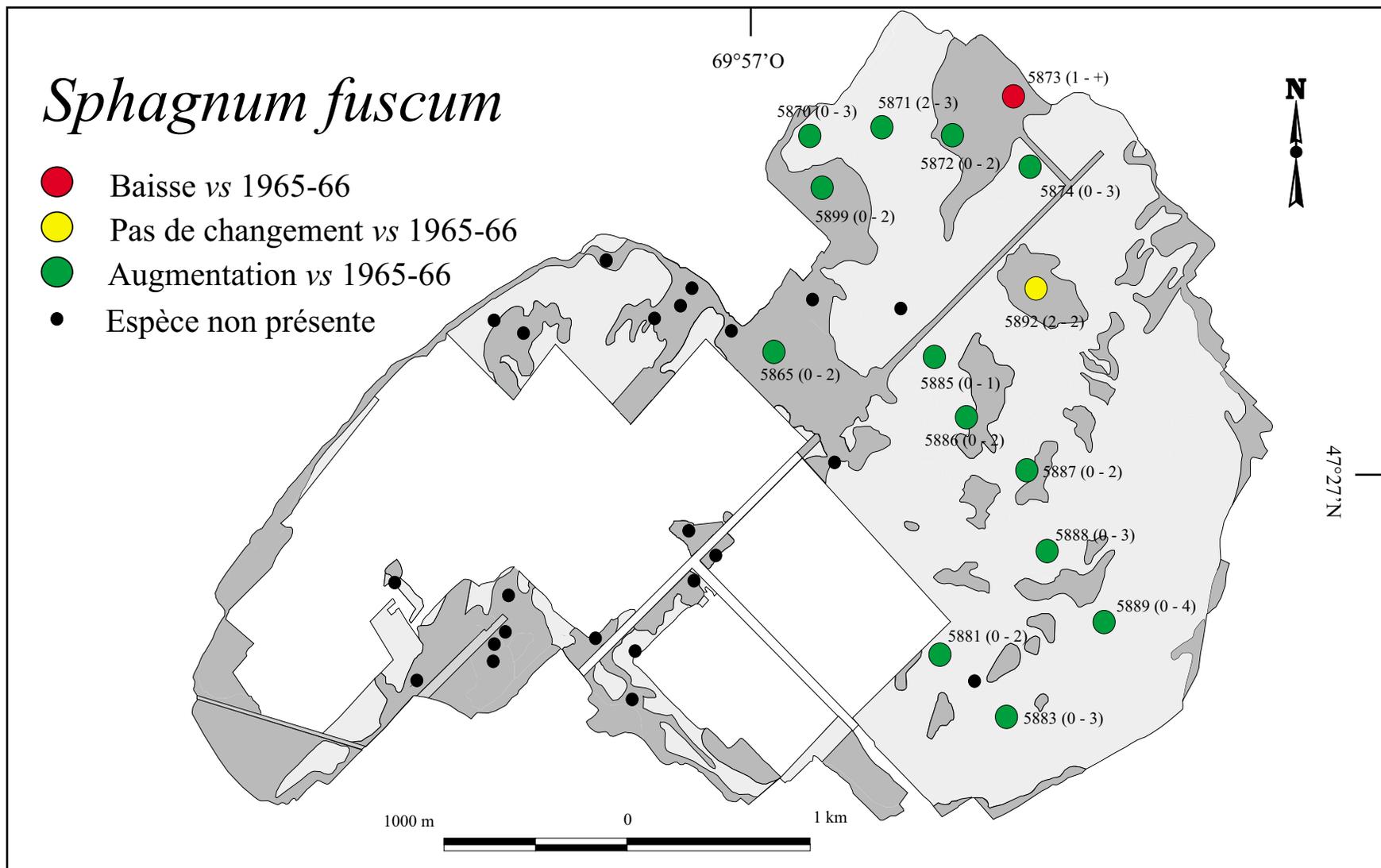


Figure 10. Changement de recouvrement pour *Sphagnum fuscum* à la tourbière de Rivière-Ouelle, 1998 vs 1965-66. Les indices de recouvrement de l'espèce en 1965-66 et en 1998 sont indiqués entre parenthèses.

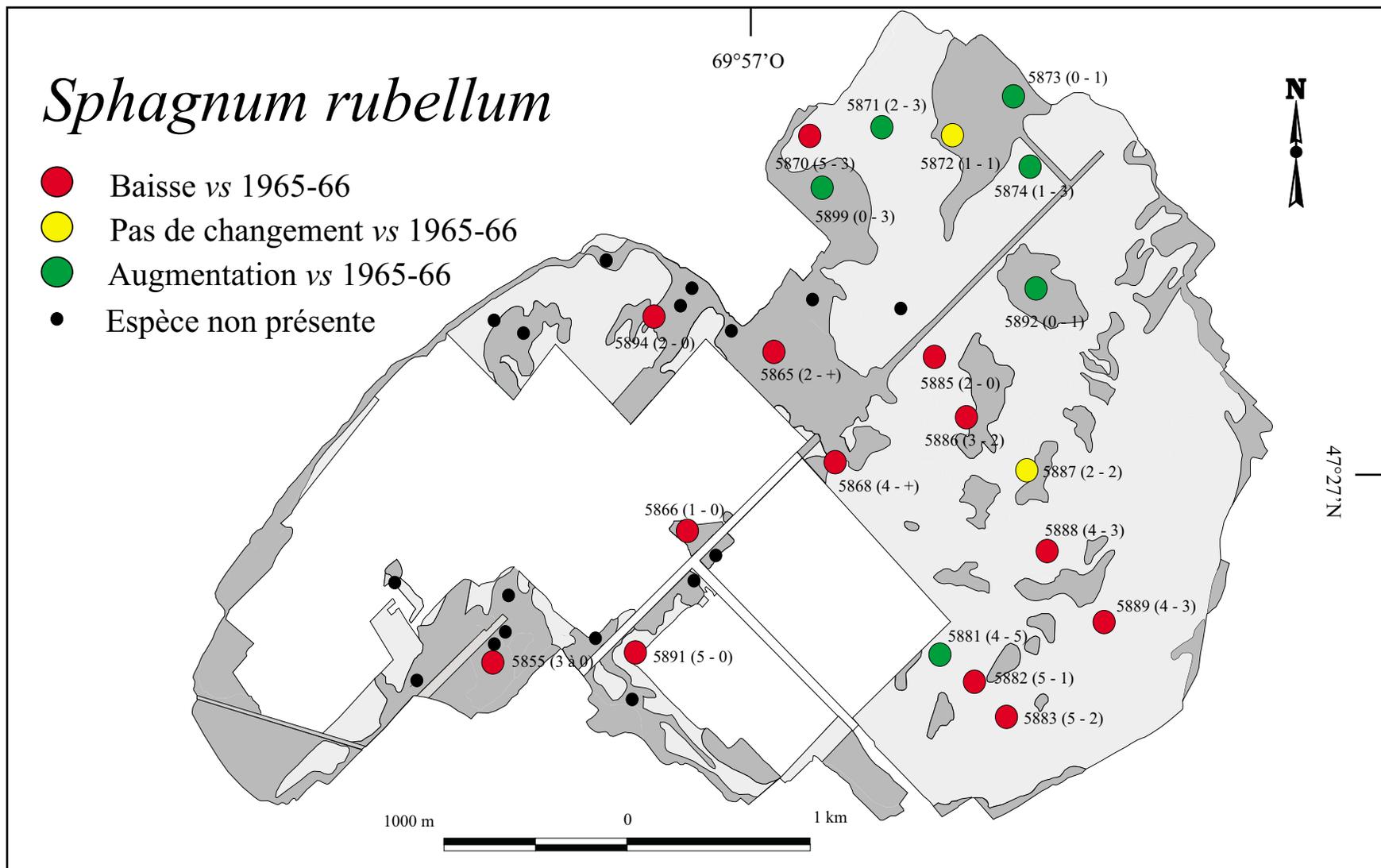


Figure 11. Changement de recouvrement pour *Sphagnum rubellum* à la tourbière de Rivière-Ouelle, 1998 vs 1965-66. Les indices de recouvrement de l'espèce en 1965-66 et en 1998 sont indiqués entre parenthèses.

5.2.4 Influence des erreurs de relocalisation ou de l'écart entre les dates d'échantillonnage.

Pour les deux tourbières à l'étude, 93% des stations, soit 53 sur 57, ont une erreur de relocalisation moindre ou égale à 40 mètres (calculs effectués grâce au SIG). De plus, 63% des stations ont une erreur de relocalisation inférieure ou égale à 25 m. L'erreur de relocalisation moyenne (\pm écart-type) pour les stations des deux tourbières est de $24,9 \pm 14,7$ m. Les erreurs de relocalisation varient entre 6 (stations no 5874, 5903 et 5923) et 89 m (station no 5886). Les erreurs de relocalisation les plus élevées ont été commises dans les groupements forestiers. Les quatre stations avec une erreur >40 m sont situées dans des pessières à sphaignes et un mélèzin. Quoiqu'il en soit, une régression linéaire entre l'importance de l'erreur de relocalisation et l'indice de similarité de Morisita-Horn pour les paires de relevés a révélé l'absence de relation entre ces deux variables ($R^2=0,0026$).

Pour s'assurer que l'erreur de relocalisation n'a pas une influence majeure sur les relevés de végétation, nous avons comparé entre eux les indices de Morisita-Horn pour les quatre stations pour lesquelles nous avons fait trois stations-réplicats situées à 10, 20 et 40 m de distance de la station initiale (celle relocalisée avec le plus de précision possible). En milieu ouvert, les indices de similarité entre les stations-réplicats et la station initiale sont très élevés ($\geq 0,76$), quelle que soit la distance où l'on se trouve (Tab. 2). En milieu forestier, les indices sont aussi élevés ($\geq 0,69$) à la station no 5939 à Rivière-du-Loup, mais un peu plus bas à Rivière-Ouelle, surtout à 10 et 20 m de distance. Cependant, pour cette dernière station, le recouvrement des espèces les plus abondantes varie peu entre les réplicats et l'indice demeure toujours au-dessus d'une valeur de 0,50.

Une autre source d'erreur possible entre les relevés de 1965-66 et de 1998 est la date d'échantillonnage. Nous avons calculé la différence en jours entre la date du relevé de 1965-66 et celui de 1998. La différence entre les relevés varie de 4 à 71 jours. La différence moyenne (\pm écart-type) pour l'ensemble des stations est de $35,7 \pm 15,6$ jours. Près de 38% des stations ont une différence entre les dates inférieure à 30 jours. Une régression linéaire entre l'écart en jours pour l'échantillonnage et l'indice de similarité de Morisita-Horn pour les paires de relevés a révélé l'absence de relation entre ces deux variables ($R^2=0,0007$).

Tableau 2. Indice de similarité de Morisita-Horn des trois stations-réplicats (10, 20 et 40 m) par rapport à la station initiale (1998).

Station	Tourbière	Type de milieu	Indice de similarité de Morisita-Horn selon la distance de la station initiale		
			10 m	20 m	40 m
5888	Rivière-Ouelle	Ouvert	0.77	0.79	0.80
5903	Rivière-du-Loup	Ouvert	0.80	0.77	0.76
5865	Rivière-Ouelle	Forestier	0.58	0.54	0.74
5939	Rivière-du-Loup	Forestier	0.94	0.88	0.69

5.3 Reconstitution historique de l'évolution des mares et du climat

Dans le secteur de la tourbière de Rivière-Ouelle qui a été étudié pour ses mares, il y a eu au cours de la seconde moitié du 20^e siècle un grand total de 97 mares. En 1948, le nombre de mares avec eau libre est de 69 (Fig. 12). Ce sont principalement des mares de petites dimensions qui sont alors asséchées. On observe peu de changements en 1961 par rapport à 1948. Par contre, la quasi-totalité des mares (96) sont avec eau libre en 1974. Un très petit nombre de mares avec eau libre est observé en 1983 (54). Il est un peu plus élevé en 1991 (75), puis décroît en 1995 (51). En 1995, plusieurs mares qui n'avaient jamais été asséchées auparavant, situées en bordure des sites exploités, sont sans eau libre. Certaines de ces mares n'étaient pas visibles sur le terrain en 1998, bien qu'il s'agisse de mares de grandes dimensions.

La comparaison de la superficie des mares entre les années (Fig. 13) a aussi été effectuée. Les mares avaient sensiblement la même superficie en 1948 et en 1961. Par contre, 28 mares étaient plus grandes en 1974 par rapport à 1961. En 1983, la superficie des mares chute considérablement: 58 mares sont plus petites en 1983 qu'en 1974. Aucune mare n'a une plus grande superficie en 1983 par rapport à 1974. En 1991, 22 mares ont une superficie plus grande qu'en 1983. Entre 1991 et 1995, 30 mares ont diminué de superficie et une seule a vu sa superficie augmenter. Les changements sont principalement observés dans les mares de grandes dimensions situées près de l'exploitation.

La moyenne des précipitations totales annuelles (\pm écart-type) entre 1920 et 1995 à la station météorologique de La Pocatière est de 955 ± 152 mm. Nous avons calculé, pour la période 1920-95, les précipitations totales pour les douze mois précédant le moment de la prise de la photographie aérienne (Fig. 14). En 1948, les précipitations totales des douze mois qui précèdent la prise de la photographie (juin) sont en deçà de la moyenne annuelle. En 1961, cette valeur atteint 893 mm pour les douze mois qui précèdent le mois de septembre (mois de la prise de la photographie). Pour 1974, 1983, 1991 et 1995, les précipitations totales des douze mois qui précèdent la prise des photographies (juin) sont

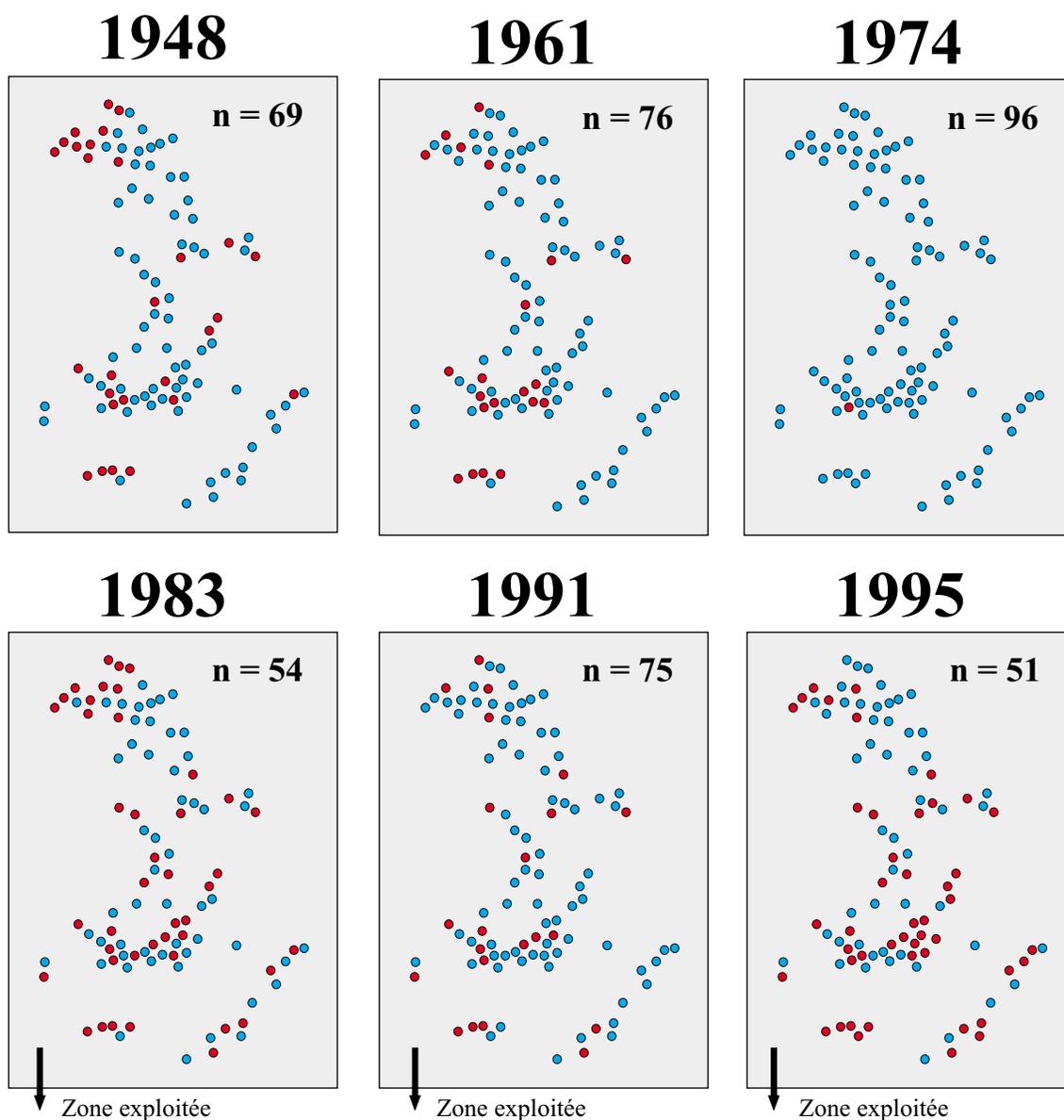
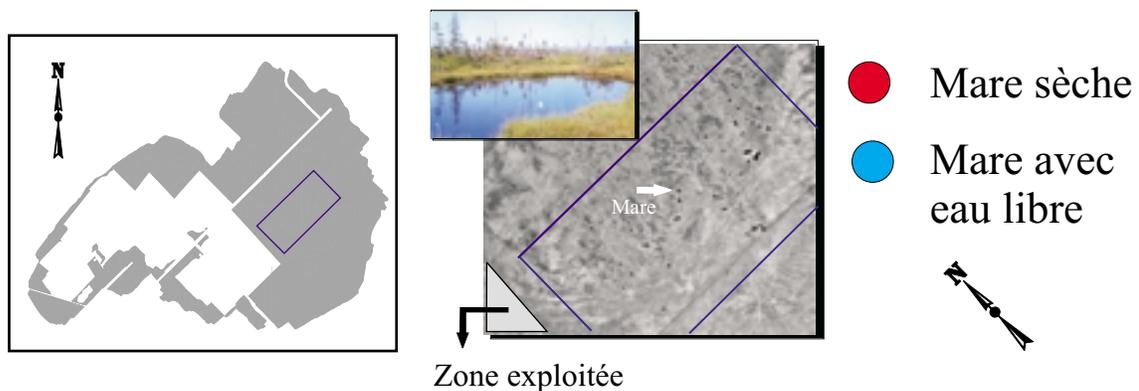


Figure 12. Reconstitution historique de l'évolution des mares à la tourbière de Rivière-Ouelle (n=nombre de mares avec eau libre). Le nombre total de mares s'élève à 97. L'exploitation des parcelles tourbeuses avoisinantes a débuté en 1983-85.

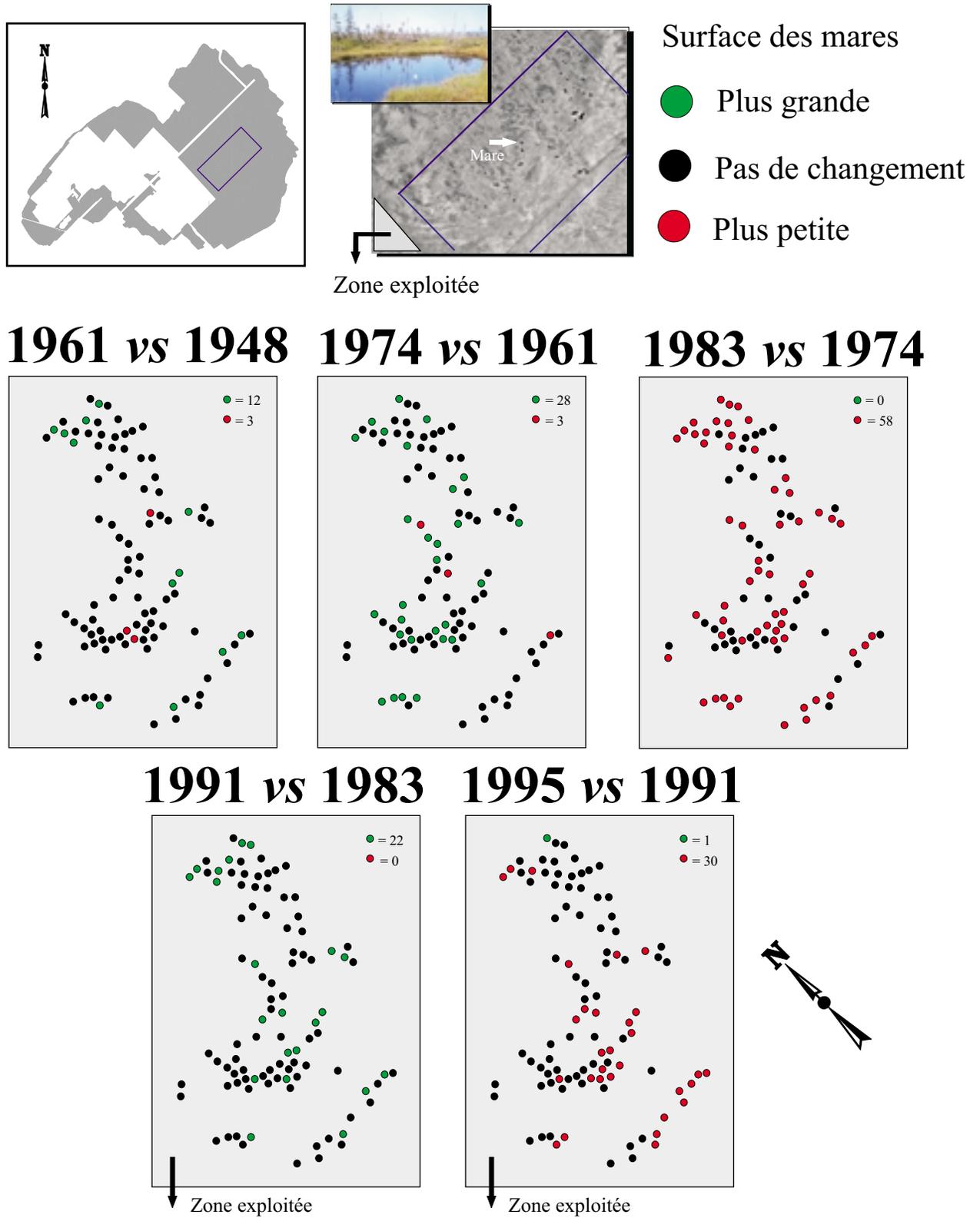


Figure 13. Dynamique de la surface des mares à la tourbière de Rivière-Ouelle. Dans cette analyse, on compare la surface des mares d'une photographie aérienne d'une année donnée avec celle de la photographie d'une année précédente.

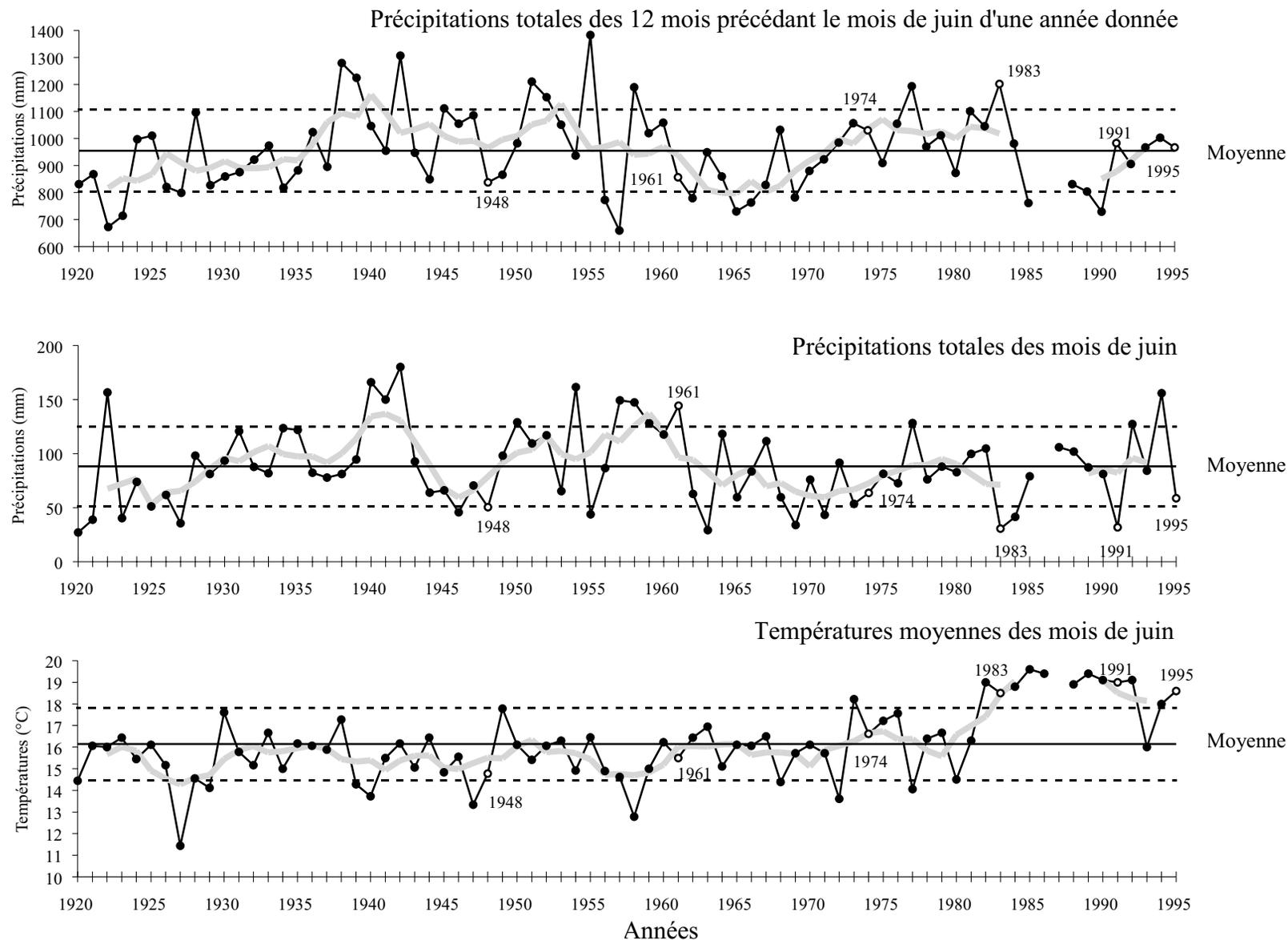


Figure 14. Précipitations totales des 12 mois précédant le mois de juin d'une année donnée (sauf pour 1986 et 1987 en raison de données manquantes), précipitations totales des mois de juin (sauf pour 1986) et températures moyennes des mois de juin (sauf pour 1987) pour la période 1920-95 à la station météorologique de La Pocatière. La courbe en grisé correspond à la moyenne mobile sur cinq ans. Les années de prise de photographie aérienne sont indiquées par un cercle ouvert.

plus élevées que la moyenne annuelle, particulièrement en 1983 où elles sont supérieures à une valeur d'un écart-type.

La moyenne des précipitations des mois de juin (\pm écart-type) pour la période 1920-95 est de 88 ± 37 mm, et la moyenne des températures des mois de juin (\pm écart-type) pour la même période est de 16 ± 2 °C. Les précipitations totales pour le mois de juin sont en dessous de la moyenne pour toutes les années de prise de photographie (1948, 1974, 1983, 1991 et 1995), sauf en 1961 où les précipitations sont nettement supérieures à la moyenne.

Le mois de juin des années 1983 et 1991 a été particulièrement sec. Les précipitations totales du mois de septembre 1961 (mois de la prise de la photographie) sont de 77 mm, soit légèrement en bas de la moyenne pour ce mois (91 mm). D'autre part, les températures moyennes du mois de juin sont nettement plus élevées en 1983, 1991 et 1995 que pour les autres années.

La moyenne des précipitations neigeuses totales (\pm écart-type) entre 1920 et 1995 à la station météorologique de La Pocatière est de 281 ± 79 cm (Fig. 15). Ces précipitations correspondent à la somme des précipitations tombées sous forme de neige entre le mois d'octobre précédant la prise de la photographie aérienne et le mois d'avril de l'année de la photographie. Pour toutes les années de prise de photographies aériennes, la somme des précipitations neigeuses totales se situe à l'intérieur d'un écart-type autour de la moyenne. Après une légère augmentation entre les hivers 1947-48 et 1960-61, la quantité de neige tombée atteint un maximum durant l'hiver 1973-74 pour se rétablir à des niveaux semblables à la moyenne au cours des hivers 1982-83 et 1990-91. Les précipitations neigeuses de 1994-95 atteignent les niveaux de 1947-48, soit un peu en deçà de la moyenne.

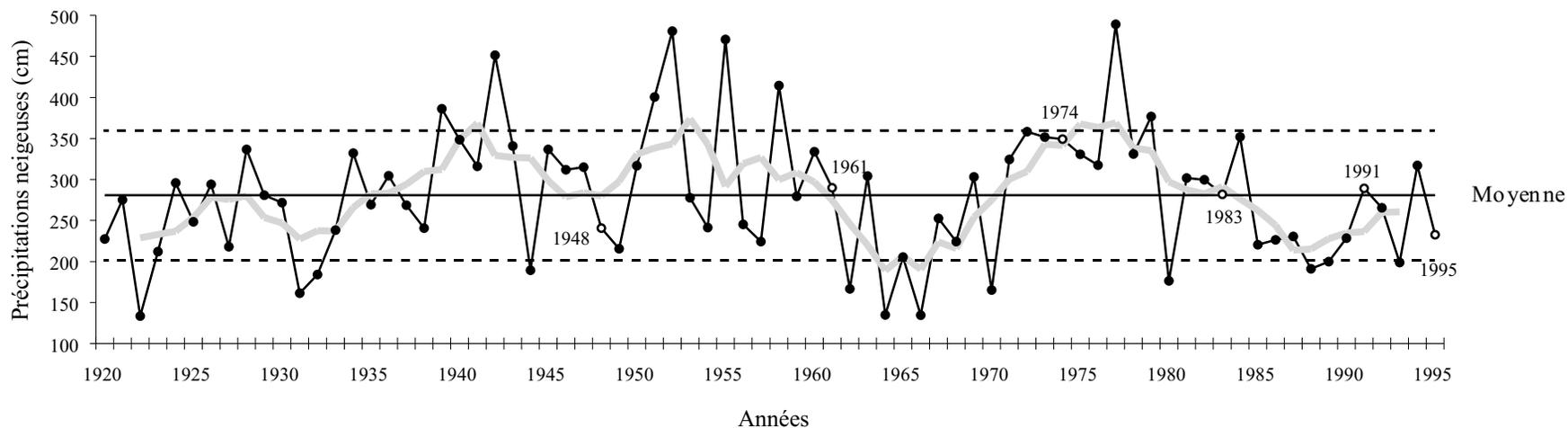


Figure 15. Précipitations neigeuses totales entre le mois d'octobre précédant la prise de la photographie aérienne et le mois d'avril de l'année de la photographie, pour la période 1920-95 à la station météorologique de La Pocatière. La courbe en grisé correspond à la moyenne mobile sur cinq ans. Les années de prise de photographie aérienne sont indiquées par un cercle ouvert.

6. Discussion

6.1 Communautés végétales: 1998 vs 1965-66

Parmi les problèmes potentiels associés à la comparaison des relevés de végétation de 1998 avec ceux de 1965-66, on note l'erreur de relocalisation et la date d'échantillonnage. Aucun site n'a été relocalisé avec exactitude (au mètre près), mais l'erreur de relocalisation est en deçà de 40 m dans la très grande majorité des cas. Or, la végétation des sites tourbeux, qu'ils soient ouverts ou forestiers, varie peu au sein de cette distance. De plus, l'absence de relation significative entre l'importance de l'erreur de relocalisation et l'indice de similarité de Morisita-Horn pour les paires de relevés suggère que ce type d'erreur influence peu la comparaison des relevés de 1998 avec ceux de 1965-66. D'autre part, l'absence de relation significative entre l'écart en jours pour la date d'échantillonnage et l'indice de similarité pour les paires de relevés suggère que ce type d'erreur n'influence pas non plus les résultats de l'étude.

Les indices de similarité de Morisita-Horn utilisés dans ce travail sont très sensibles aux changements de recouvrement des espèces dominantes (Magurran 1988). Ils permettent surtout de distinguer les stations d'échantillonnage qui ont beaucoup changé entre 1965-66 et 1998 de celles qui ont connu relativement peu de changements au cours de la même période. La similarité entre les relevés de végétation de 1965-66 et de 1998 est plus grande pour les sites de la tourbière de Rivière-Ouelle (particulièrement dans la grande parcelle non exploitée) que pour ceux de la tourbière de Rivière-du-Loup. De plus, les relevés de 1998 faits dans les sites ouverts sont en général très similaires à ceux de 1965-66, au contraire des relevés en provenance des sites forestiers. Il semble donc que les sites forestiers situés dans de petites parcelles non exploitées ou en bordure d'un site exploité sont ceux qui ont changé le plus entre 1965-66 et 1998. Le phénomène est-il attribuable à l'exploitation et la fragmentation des tourbières, à la succession végétale naturelle au sein d'une communauté forestière ou à une combinaison des deux facteurs?

Des 19 stations en milieu forestier à avoir un indice de similarité faible à la tourbière de Rivière-Ouelle, 14 d'entre elles ont subi des changements qui sont probablement

attribuables à la succession végétale naturelle: le peuplement forestier a vieilli, et les espèces arbustives et arborescentes ont changé de strate de végétation (par exemple, de la strate arbustive inférieure en 1965-66 à la strate arbustive supérieure en 1998). Dans ces stations, la composition en espèces a changé, mais il s'agit surtout du remplacement d'espèces peu tolérantes à l'ombre, comme *Chamaedaphne calyculata* et *Kalmia angustifolia*, par des espèces typiques des milieux forestiers, comme *Pleurozium schreberi* (Gauthier et Grandtner 1975, Ireland 1982, Fleurbec 1987, Anderson *et al.* 1990). Cela n'exclut pas que la présence de sites d'extraction de la tourbe à proximité des sites d'échantillonnage ait pu avoir un certain impact sur la densification du couvert forestier, mais l'analyse des données ne permet pas de détecter un signal clair à cet égard.

Dans trois pinèdes de la tourbière de Rivière-Ouelle localisées au sein de toutes petites parcelles non exploitées de moins de 3 ha (stations no 5862, 5866 et 5890), il y a eu un changement radical de la composition de la strate arbustive: *Rhododendron canadense* a remplacé *Kalmia angustifolia* comme espèce dominante. Compte tenu 1) que le *R. canadense* est une espèce commune au sein des microhabitats secs et des sites perturbés, incendiés ou drainés de façon artificielle (Fleurbec 1987) et 2) que Gauthier (1967) et Gauthier et Grandtner (1975), dans leur inventaire exhaustif des grandes tourbières ombrotrophes du Bas-Saint-Laurent en 1965-66 (à une époque où les tourbières étaient peu perturbées), n'ont détecté aucun groupement végétal où le rhododendron domine la strate arbustive, cela suggère que la prolifération du rhododendron n'est pas d'origine naturelle. Enfin, dans le cas de deux stations forestières de la tourbière de Rivière-Ouelle (no 5872 et 5897), il est difficile de statuer sur les causes à l'origine des changements observés.

À la tourbière de Rivière-du-Loup, on trouve dix stations à similarité faible en milieu forestier. Pour huit d'entre elles, les changements observés sont vraisemblablement attribuables à l'évolution naturelle des peuplements. Toutefois, pour deux des huit stations (no 5909 et 5910), il est possible que l'exploitation de sites tourbeux voisins ait contribué à modifier la succession naturelle, car le *Rhododendron canadense* est nettement plus abondant en 1998 qu'en 1965-66. On ne peut statuer de façon claire sur les causes à l'origine des changements observés dans les deux autres stations (no 5914 et 5986).

Est-ce dire que les milieux ouverts situés dans de petits fragments n'ont pas été affectés par l'exploitation des sites avoisinants? Le nombre de sites permettant de répondre à cette question n'est pas très élevé: deux à Rivière-Ouelle (stations no 5852 et 5891) et un autre à Rivière-du-Loup (station no 5903). Dans ces sites, les indices de similarité sont très faibles (0,03-0,16). La végétation de la strate muscinale de la parcelle no 5852 (superficie: 1 ha) est fortement altérée par la déposition de poussière de tourbe en provenance des sites voisins en exploitation: la surface du sol est recouverte à cet endroit d'environ 5 cm d'épaisseur de tourbe fine, ce qui nuit à la croissance et à la survie des mousses et des sphaignes (D. Campbell, données non publiées). Dans les deux autres sites, le principal changement observé est le remplacement de l'espèce de sphaignes dominante en 1965 (*Sphagnum rubellum*) par une autre espèce de sphaignes (*Sphagnum capillifolium*) en 1998. La niche écologique de *S. rubellum* se situe dans les premiers centimètres au dessus de la nappe phréatique (Gignac et Vitt 1990), au contraire de *S. capillifolium* qui croît plutôt sur les buttes de sphaignes, hors d'atteinte de la nappe phréatique (Andrus *et al.* 1983, Gignac et Vitt 1990). Ce remplacement suggère donc un certain assèchement du milieu entre 1965 et 1998.

Le couvert d'une autre espèce de sphaignes indicatrices de milieux plus secs, *Sphagnum fuscum*, a grandement augmenté dans la presque totalité des sites de la grande parcelle non exploitée de la tourbière de Rivière-Ouelle. Cette sphaigne croît principalement sur les buttes, au dessus du niveau de la nappe phréatique (Gauthier 1967, Andrus *et al.* 1983). Quoique la hausse du couvert de *S. fuscum* et de *Sphagnum capillifolium* suggère un certain assèchement de plusieurs sites d'échantillonnage, il faut interpréter ce résultat avec prudence: la hausse pourrait être attribuable à un phénomène de succession naturelle, soit une augmentation du nombre de microhabitats (buttes) favorables à l'installation de ces sphaignes au fur et à mesure que s'opère la croissance du tapis de sphaignes dans les tourbières. Cette croissance du tapis et l'augmentation du nombre de buttes pourraient être en bonne partie attribuables à la croissance même de *S. fuscum* et *S. capillifolium* (Soro *et al.* 1999).

En résumé, la méthode historique utilisée dans ce travail ne permet pas de conclure que l'exploitation des tourbières a un impact significatif sur l'évolution des communautés

végétales des fragments tourbeux résiduels, sauf dans le cas des petites parcelles forestières qui sont susceptibles d'être envahies par *Rhododendron canadense*. Ce résultat est contraire à celui obtenu dans d'autres études portant sur la flore des fragments de tourbières au Québec et au Nouveau-Brunswick. Ces dernières montrent que le couvert en sphaignes est plus réduit dans les fragments résiduels et que bon nombre de parcelles ouvertes se sont transformées en fragments forestiers depuis 1940. Il est probable que le drainage des sites exploités voisins (sites d'extraction de la tourbe et terres agricoles) soit responsable de ces phénomènes (Poulin *et al.* 1999, Pellerin et Lavoie 2000). Le drainage semble en effet avoir une influence sur le niveau de la nappe phréatique des parcelles résiduelles, influence qui se fait sentir sur une distance de 15 à 60 m du canal de drainage (Prévost *et al.* 1997, Poulin *et al.* 1999). Les espèces de milieux humides (sphaignes) sont les premières à être influencées par la proximité d'un canal de drainage, alors que les espèces de milieux secs (arbres, arbustes) profitent des nouvelles conditions d'assèchement (Laine *et al.* 1995).

Si le drainage a une influence palpable sur la végétation des fragments résiduels, comment se fait-il que nous n'avons pas été en mesure de la détecter dans ce travail? Ceci est probablement attribuable à la disponibilité des données. En effet, un nombre limité de stations sont demeurées inexploitées depuis 1965-66 et elles ne se situent pas toutes dans des petites parcelles susceptibles d'avoir été perturbées par l'exploitation de la tourbe. De plus, au moment d'effectuer les relevés en 1965-66, il est possible que les effets des perturbations dus à l'exploitation se soient déjà matérialisés, les activités d'extraction ayant débuté au cours des années 1940. Enfin, compte tenu de la réponse plus lente des végétaux aux perturbations, les impacts de la fragmentation sur les communautés végétales ne sont peut-être pas, à l'heure actuelle, encore détectables partout.

6.2 Reconstitution historique de l'évolution des mares et du climat

Dans le quadrat étudié à Rivière-Ouelle, le nombre de mares avec eau libre fluctue beaucoup entre les années de prise de photographie aérienne. Le nombre très élevé (96) de mares avec eau libre en juin 1974 origine en partie des précipitations totales (des douze mois précédant le mois de la prise de la photographie) plus élevées que la moyenne. De

plus, en 1973-74, les précipitations neigeuses sont très abondantes, ce qui contribue probablement à remplir d'eau les mares. Il importe aussi de noter que la photographie de 1974 a été prise au début du mois de juin, soit après la fonte des neiges et avant la période estivale. Le nombre de mares avec eau libre atteint 54 en 1983 alors que les précipitations neigeuses de l'hiver 1982-83 sont alors similaires à celles de l'hiver 1960-61. De plus, en 1983, les températures du mois de juin sont très élevées (plus d'un écart-type au dessus de la moyenne) et les précipitations du même mois particulièrement basses. Tous ces facteurs ont probablement contribué à abaisser le niveau d'eau des mares.

Ceci étant dit, il est remarquable de constater le petit nombre de mares avec eau libre présent en 1995 (51), d'autant plus que ce sont de grandes mares qui sont alors asséchées. Ce sont surtout les mares situées près de la zone exploitée qui sont sans eau libre ou qui ont une superficie réduite. Or, les conditions climatiques en 1995 semblent comparables à celles de 1983 et 1991. L'exploitation des parcelles tourbeuses avoisinantes ayant débuté en 1983-85, il est possible que les mares les plus proches des sites exploités soient sous l'influence du drainage. Compte tenu de la distance appréciable qui sépare les mares des zones exploitées (100 m au minimum), cela suggère que l'influence du drainage sur les sites non exploités se fait sentir sur de plus grandes distances que ce qui a été déterminé jusqu'à ce jour (Prévost *et al.* 1997, Poulin *et al.* 1999). Si ce phénomène est réel, il s'étendrait jusqu'à plus de 1 000 m au delà du canal de drainage.

7. Recommandations

La présente étude donne une valeur pratique aux recherches sur la fragmentation. Elle porte sur un territoire toujours en exploitation où le processus de fragmentation est en cours et où les initiatives de gestion respectueuses de l'environnement doivent être faites en tenant compte de la poursuite des activités d'exploitation. Les conséquences négatives de l'exploitation de la tourbe sur l'intégrité de l'écosystème peuvent être atténuées par le biais d'une gestion de la ressource visant à assurer le maintien des espèces de milieux tourbeux et à diminuer les effets indésirables du drainage sur la biodiversité. Nous recommandons en conséquence les éléments suivants.

1. Regrouper les parcelles à exploiter.

Le choix des parcelles à exploiter devrait être fait de façon à concentrer les zones d'extraction de la tourbe dans une partie de la tourbière, tout en laissant en un même lieu une grande parcelle non exploitée.

2. Éviter de créer des parcelles résiduelles de petites dimensions.

Les petites parcelles résiduelles parviennent difficilement à conserver leur intégrité écologique en raison des perturbations avoisinantes auxquelles elles doivent faire face. Pendant l'exploitation, il est recommandé de ne pas laisser de petites parcelles (<10 ha) isolées parmi les sites exploités.

3. Bloquer les canaux de drainage après exploitation.

Le blocage des canaux de drainage permettrait de rehausser la nappe phréatique et favoriserait le retour des espèces de milieux humides dans les parcelles résiduelles.

4. Conserver un certain nombre de tourbières dans leur totalité.

Dans une perspective de conservation, les tourbières devraient être considérées dans leur totalité. En effet, bien que les parcelles résiduelles puissent préserver une certaine partie de la biodiversité des tourbières, leur caractère dynamique et l'incertitude entourant l'évolution de leur végétation font en sorte qu'il serait imprudent de ne se fier qu'à ces

parcelles pour conserver le patrimoine biologique des sites tourbeux. À l'échelle régionale, un certain nombre de tourbières devraient donc être préservées dans leur totalité pour le bénéfice des générations futures.

5. Poursuivre les relevés écologiques.

Il serait souhaitable d'entreprendre des études écologiques visant à décrire la végétation dans le but d'en évaluer les changements à long terme. À ce titre, de plus amples recherches seront nécessaires afin de mieux comprendre la réponse des espèces végétales de tourbières à la fragmentation. Par exemple, le suivi des populations de *Rhododendron canadense* est particulièrement pertinent, dans la mesure où cette plante semble être une espèce indicatrice d'un niveau de perturbation sévère.

8. Références citées

- Abensperg-Traun, M., Smith, G.T., Arnold, G.W., et Steven, D.E. 1996. The effect of habitat fragmentation and livestock-grazing on animal communities in remnants of gimlet *Eucalyptus salubris* woodland in Western Australian wheatbelt. I. Arthropods. *Journal of Applied Ecology*, **33**: 1281-1301.
- Anderson, L.E., Crum, H.A., et Buck, W.R. 1990. List of the mosses of North America north of Mexico. *Bryologist*, **93**: 448-499.
- Anderson, L.E. 1990. A checklist of *Sphagnum* in North America, north of Mexico. *Bryologist*, **93**: 500-501
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, **71**: 355-366.
- Andrus, R.E., Wagner, D.J., et Titus, J.E. 1983. Vertical zonation of *Sphagnum* mosses along hummock-hollow gradients. *Canadian Journal of Botany*, **61**: 3128-3139.
- Bierregaard, R.O., Jr., Lovejoy, T.E., Kapos, V., Augusto dos Santos, A., et Hutchings, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience*, **42**: 859-866.
- Braun-Blanquet, J. 1932. Plant sociology. The study of plant communities. Stechert-Hafner Service Agency Inc., New York.
- Brothers, T.S., et Spingarn, A. 1992. Forest fragmentation and alien plant invasion of Central Indiana old-growth forests. *Conservation Biology*, **6**: 91-100.
- Collinge, S.K. 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*, **36**: 59-77.
- Collinge, S.K. 1998. Spatial arrangement of habitat patches and corridors: clues from ecological field experiments. *Landscape and Urban Planning*, **42**: 157-168.
- Desrochers, A., Rochefort, L., et Savard, J.-P.L. 1998. Avian recolonization of eastern Canadian bogs after peat mining. *Canadian Journal of Zoology*, **76**: 989-997.
- Drayton, B., et Primack, R.B. 1996. Plant species lost in an isolated conservation area in Metropolitan Boston from 1894 to 1993. *Conservation Biology*, **10**: 30-39.
- Esslinger, T.L., et Egan, R.S. 1995. A sixth checklist of the lichen-forming, lichenicolous, and allied fungi of the continental United States and Canada. *Bryologist*, **98**: 467-549.

- Environment Canada. 1993. Canadian climate normals, 1961-1990. Québec. Atmospheric Environment Service, Ottawa.
- Findlay, C.S., et Houlihan, J. 1997. Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology*, **11**: 1000-1009.
- Fischer, M., et Stöcklin, J. 1997. Local extinctions of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950-1985. *Conservation Biology*, **11** : 727-737.
- Fleurbec. 1987. Plantes sauvages des lacs, rivières et tourbières. Fleurbec éditeur, Saint-Augustin.
- Fortin, J.-C. 1993. Colonisation et commercialisation de l'agriculture. *Dans Histoire du Bas-Saint-Laurent. Éditeurs*: J.-C. Fortin et A. Lechasseur. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec, p. 429-472.
- Fulton, R.J. 1995. Surficial materials of Canada. Geological Survey of Canada, Ottawa, Carte no 1880A.
- Gauthier, R. 1967. Étude écologique de cinq tourbières du Bas-Saint-Laurent. Mémoire de maîtrise. Département d'écologie et de pédologie, Faculté de foresterie et de géodésie, Université Laval, Sainte-Foy.
- Gauthier, R. 1983. *Gaylussacia dumosa* (Andr.) T. et G. var. *bigeloviana* Fern. Nouveau dans la flore du Québec. *Naturaliste canadien*, **110**: 411-420.
- Gauthier, R., et Grandtner, M. 1975. Étude phytosociologique des tourbières du Bas Saint-Laurent, Québec. *Naturaliste canadien*, **102**: 109-153.
- Gignac, L.D. et Vitt, D.H. 1990. Habitat limitations of *Sphagnum* along climatic, chemical, and physical gradients in mires of western Canada. *Bryologist* **93**: 7-22.
- Grondin, P. 1996. Domaine de l'érablière à bouleau jaune. *Dans Manuel de foresterie. Éditeurs*: J.A. Bédard et M. Côté. Presses de l'Université Laval et Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Québec, p. 183-196.
- Hager, H.A. 1998. Area-sensitivity of reptiles and amphibians: are there indicator species for habitat fragmentation?. *Écoscience*, **5**: 139-147.
- Honnay, O., Hermy, M., et Coppin, P. 1999. Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological Conservation*, **87**: 73-84.
- Ireland, R.R. 1982. Moss flora of the Maritime Provinces. National Museums of Canada, National Museum of Natural Sciences, Ottawa.

- Jules, E.S. 1998. Habitat fragmentation and demographic change for a common plant: trillium in old-growth forest. *Ecology*, **79**: 1645-1656.
- Kalkhoven, J.T.R. 1993. Survival of populations and the scale of the fragmented agricultural landscape. *Dans Landscape ecology and agroecosystems. Éditeurs: R.G.H. Bunce, L. Ryszkowski et M.G. Paoletti. Lewis Publishers, Boca Raton, p.83-90.*
- Kartesz, J.T. 1994. A synonymized checklist of the vascular flora of the United States, Canada, and Greenland. 2^{ème} édition. Volume 1 - Checklist. Biota of North America Program of the North Carolina Botanical Garden, Timber Press, Portland.
- Kattan, G.H., Alvarez-López, H., et Giraldo, M. 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology*, **8**: 138-146.
- Laberge, A. 1993. D'un territoire inoccupé à un espace saturé. *Dans Histoire de la Côte-du-Sud. Éditeur: A. Laberge. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec, p. 53-84.*
- Laine, J., Vasander, H., et Laiho, R. 1995. Long-term effects of water level drawdown on the vegetation of drained pine mires in southern Finland. *Journal of Applied Ecology*, **32**: 785-802.
- Lavoie, C., et Saint-Louis, A. 1999. The spread of gray birch (*Betula populifolia*) in eastern Quebec: landscape and historical considerations. *Canadian Journal of Botany*, **77**: 859-868.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton.
- Marie-Victorin, F. 1997. Flore laurentienne. 3^{ème} édition. Presses de l'Université de Montréal, Montréal.
- Marsh, D.M., et Pearman, P.B. 1997. Effects of habitat fragmentation on the abundance of two species of Leptodactylid frogs in an Andean montane forest. *Conservation Biology*, **11**: 1323-1328.
- Meffe, G.K., Carroll, C.R., et collaborateurs. 1994. Principles of conservation biology. Sinauer Associates, Sunderland.
- Morin, Y. 1993a. La lente ouverture d'une région marginale, 1653-1790. *Dans Histoire du Bas-Saint-Laurent. Éditeurs: J.-C. Fortin et A. Lechasseur. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec, p. 99-132.*

- Morin, Y. 1993b. Une nouvelle région de colonisation au Québec, 1790-1830. *Dans Histoire du Bas-Saint-Laurent. Éditeurs: J.-C. Fortin et A. Lechasseur. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec, p. 133-172.*
- Pellerin, S., et Lavoie, C. 2000. Peatland fragments of southern Québec: recent evolution of their vegetation structure. *Canadian Journal of Botany*, **78** (sous presse).
- Poulin, M., Rochefort, L., et Desrochers, A. 1999. Conservation of bog plant species assemblages: assessing the role of natural remnants in mined sites. *Applied Vegetation Science*, **2**: 1-12.
- Prévost, M., Belleau, P., et Plamondon, A.P. 1997. Substrate conditions in a treed peatland: responses to drainage. *Écoscience*, **4**: 543-554.
- Richard, P.J.H., Larouche, A.C., et Lortie, G. 1992. Paléophytogéographie et paléoclimats postglaciaires dans l'ouest du Bas-Saint-Laurent, Québec. *Géographie physique et Quaternaire*, **46**: 151-172.
- Robinson, G.R., Holt, R.D., Gaines, M.S., Hamburg, S.P., Johnson, M.L., Fitch, H.S., et Martinko, E.A. 1992. Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. *Science*, **257**: 524-526.
- Robinson, S.K., Thompson III, F.R., Donovan, T.M., Whitehead, D.R., et Faaborg, J. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science*, **267**: 1987-1990.
- Robinson, W.D. 1999. Long-term changes in the avifauna of Barro Colorado Island, Panama, a tropical forest isolate. *Conservation Biology*, **13**: 85-97.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., et Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, **5**: 18-32.
- Soro, A., Sundberg, S., et Rydin, H. 1999. Species diversity, niche metrics and species associations in harvested and undisturbed bogs. *Journal of Vegetation Science*, **10**: 549-560.
- Stotler, R., et Crandall-Stotler, B. 1977. A checklist of the liverworts and hornworts of North America. *Bryologist*, **80**: 405-428.
- Turner, I.M., Chua, K.S., Ong, J.S.Y., Soong, B.C., et Tan, H.T.W. 1996. A century of plant species loss from an isolated fragment of lowland tropical rain forest. *Conservation Biology*, **10**: 1229-1244.
- Turner, I.M., et Corlett, R.T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution*, **11**: 330-333.

- Turner, I.M., Tan, H.T.W., Wee, Y.C., Ibrahim, A.B., Chew, P.T., et Corlett, R.T. 1994. A study of plant species extinction in Singapore: lessons for the conservation of tropical biodiversity. *Conservation Biology*, **8**: 705-712.
- Wolda, H. 1981. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia*, **50**: 296-302.
- Wilcove, D.S., McLellan, C.H., et Dobson, A.P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. *Dans Conservation biology. The science of scarcity and diversity.* Éditeur: M.E. Soulé. Sinauer Associates, Sunderland.
- Young, A., Boyle, T., et Brown, T. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology and Evolution*, **11**: 413-418.

9. Annexe A

Variables environnementales par station d'échantillonnage

Variables environnementales

Indice de similarité de Morisita-Horn

Erreur de relocalisation 1998 vs 1965-66

Épaisseur du dépôt de tourbe

Abréviations des groupements végétaux

Ac:	Aulnaie à carex
As:	Aulnaie à sphaignes
Msch:	Mélèzin à sphaignes et chamaedaphne
Mt:	Mélèzin à thuya
Mtal:	Mélèzin à thuya et aulne
PNk:	Pinède tourbeuse à kalmia
PNI:	Pinède tourbeuse à ledum
Psch:	Pessière à sphaignes et chamaedaphne
Psk:	Pessière à sphaignes et kalmia
Psi:	Pessière à sphaignes et ledum
Psn:	Pessière à sphaignes et nemopanthus
Tch:	Tourbière à sphaignes et chamaedaphne
Tk:	Tourbière à sphaignes et kalmia
TI:	Tourbière à sphaignes et ledum

10. Annexe B

Relevés de végétation des stations d'échantillonnage: tourbière de Rivière-Ouelle

Abréviations des strates de végétation

As	Strate arborescente supérieure
Ai	Strate arborescente inférieure
as	Strate arbustive supérieure
ai	Strate arbustive inférieure
h	Strate herbacée
m	Strate muscinale

Correspondance des indices de recouvrement

0	< 1%
1	1 à 5%
2	6 à 25%
3	26 à 50%
4	51 à 75%
5	76 à 100%

* espèce apparaissant à l'extérieur du quadrat

11. Annexe C

Relevés de végétation des stations d'échantillonnage: tourbière de Rivière-du-Loup

Abréviations des strates de végétation

As	Strate arborescente supérieure
Ai	Strate arborescente inférieure
as	Strate arbustive supérieure
ai	Strate arbustive inférieure
h	Strate herbacée
m	Strate muscinale

Correspondance des indices de recouvrement

0 < 1%

1 1 à 5%

2 6 à 25%

3 26 à 50%

4 51 à 75%

5 76 à 100%

* espèce apparaissant à l'extérieur du quadrat