

**RÉPARTITION VERTICALE DES COMMUNAUTÉS DE
PLANTES AQUATIQUES EN FONCTION DES
VARIATIONS DES NIVEAUX D'EAU
DU SAINT-LAURENT**

Rapport ST-236

Répartition verticale des communautés de plantes aquatiques en fonction des variations des niveaux d'eau du Saint-Laurent

Christiane Hudon, Jean-Pierre Amyot et Céline Plante

Recherche sur les écosystèmes fluviaux

Centre Saint-Laurent

Conservation de l'environnement

Environnement Canada

Centre Saint-Laurent
Conservation de l'environnement
Environnement Canada

Août 2004

COMMENTAIRES DES LECTEURS

Veillez adresser vos commentaires sur le contenu du présent rapport au Centre Saint-Laurent, Conservation de l'environnement, Environnement Canada – Région du Québec, 105, rue McGill, 7^e étage, Montréal (Québec), H2Y 2E7.

On devra citer la publication comme suit :

Hudon, C., J.-P. Amyot et C. Plante. 2004. *Répartition verticale des communautés de plantes aquatiques en fonction des variations des niveaux d'eau du Saint-Laurent*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-236, 201 pages.

Publié avec l'autorisation du ministre de l'Environnement

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2005

N° de catalogue En152-1/236-2005F

ISBN 0-662-70696-X

Perspective de gestion

Ce rapport décrit la méthodologie d'échantillonnage et les résultats d'études menées en 1999, 2000, 2001 et 2002 sur 14 milieux humides du Saint-Laurent (entre Cornwall et le lac Saint-Pierre). Les bas niveaux extrêmes observés en 1999 et en 2001 ont entraîné de fortes variations des communautés de plantes qui ont été mises en évidence par les analyses. Les résultats identifient les communautés de plantes situées entre les milieux les plus « terrestres » (prairie humide) et les plus « aquatiques » (herbier submergé); elles constituent la bande de végétation la plus sensible aux variations du niveau de l'eau. Les relations entre les communautés de plantes et les différentes variables hydrologiques déterminant leur présence ont ensuite été quantifiées. Ces résultats ont permis de modéliser l'abondance et la distribution des principales communautés végétales dans les milieux humides qui sont des habitats importants pour les espèces animales. Enfin, ces connaissances permettront d'évaluer les effets environnementaux de différents scénarios de régularisation des débits sortants du lac Ontario vers le fleuve Saint-Laurent.

Management Perspective

This report describes the sampling method and the results of surveys carried out on 14 St. Lawrence River wetlands located between Cornwall, Ontario, and Lake Saint-Pierre, Quebec, in 1999, 2000, 2001 and 2002. The extremely low water levels recorded in 1999 and 2001 generated strong variations in wetland plant communities, which are highlighted in the analyses. The results identify the plant communities growing in the area between the most "terrestrial" (wet meadow) to the most "aquatic" (submerged aquatic vegetation) environments; this is the wetland fringe most susceptible to water level variations. The plant communities were then quantitatively linked to the different hydrologic variables determining their occurrence. This information allowed us to model the abundance and spatial distribution of the major plant communities present in wetlands, which are key habitats for different faunal groups. With this knowledge, we will be able to assess the environmental effects of different scenarios for regulating outflow from Lake Ontario into the St. Lawrence River.

Remerciements

Nous tenons à remercier le personnel du Centre Saint-Laurent et les étudiants qui ont participé aux activités de terrain et de laboratoire : Alain Armellin, Michel Arseneau, Fanny Delisle, Martin Jean, Stéphane Légaré, Cédric Lemay, Alain Patoine, Dominique Poulin, Karen Sundberg et Chantal Vis.

L'aide de Martin Jean et les conseils de Pierre Gagnon ont grandement facilité l'analyse statistique des données. Guy Létourneau, Caroline Savage et Martin Jean nous ont aimablement fait partager leurs connaissances de la distribution des peuplements végétaux du fleuve. Plusieurs diagrammes ont été patiemment dessinés par Denise Séguin. Nous remercions enfin Michèle Létienne-Prévost et Sophie Lalonde pour l'édition finale du texte.

Résumé

Les années 1999 à 2002 constituent une période très particulière du point de vue de l'hydrologie lorsqu'on la compare avec la moyenne des 10 (figure 3) ou des 40 années précédentes (tableau 3). Les saisons 1999 et 2001 ont été anormalement basses tandis que le niveau d'eau des saisons 2000 et 2002 se rapprochait des valeurs moyennes (1960-2002) (tableau 3). La comparaison avec les patrons journaliers des 10 années précédentes (figure 3) révèle la très faible amplitude des crues printanières et les étiages extrêmes de fin d'été des années 1999 à 2002 (figure 4). Ces conditions ont engendré un assèchement marqué des milieux humides du Saint-Laurent en comparaison des périodes précédentes. Notons que les faibles débits de 1999 et 2001 sont du même ordre de grandeur que ceux anticipés par les scénarios de changements climatiques pour le Saint-Laurent et les Grands Lacs, avec une réduction chronique du débit de 20 % à 40 % et une baisse du niveau moyen de un mètre (Mortsch, 1998; Lofgren *et al.*, 2002; RNC, 2002). En relation avec les objectifs fixés, ce rapport présente les résultats suivants :

IDENTIFIER LES GROUPE DE PLANTES RIVERAINES DU SAINT-LAURENT

- a) Au cours des quatre années d'études de terrain, 207 espèces de plantes ont été recensées entre Cornwall et Trois-Rivières (14 sites, 630 quadrats).
- b) Le nombre total d'espèces et la diversité H sont plus faibles en 1999 et en 2000 qu'en 2001 et 2002, ce qui indique que les grands écarts interannuels de niveau ont engendré une augmentation générale de la diversité à tous les sites. Cette tendance reflète la diminution des espèces hydrophytes obligatoires au profit des espèces facultatives des milieux humides en réponse aux bas niveaux de 1999 et 2001.
- c) Parmi les 76 taxa les plus fréquents (plus de 1 % de toutes les observations), on distingue quatre catégories de plantes dont l'abondance relative ou la distribution varie (ou non) en fonction des variations interannuelles de niveau (tableau 13, figure 26, annexe 8).
- d) Sept communautés de plantes correspondant à un gradient continu de profondeur et d'élévation ont été identifiées à partir de l'analyse de groupement, soit : 1) la prairie humide; 2) la prairie annuelle; 3) les marais peu profonds (marais dispersé, marais fermé et marais dense); 4) le marais mixte; 5) la vasière dénudée; 6) le marais ouvert; 7) l'herbier submergé (figure 27).

COMPARER LES GROUPES DE VÉGÉTATION ACTUELS AVEC LES ASSOCIATIONS DÉCRITES AVANT LA RÉGULARISATION

- a) Nos résultats correspondent aux connaissances qualitatives antérieures des milieux humides, décrites dans le passé par les nombreux travaux des naturalistes oeuvrant sur les milieux riverains du fleuve Saint-Laurent et d'ailleurs.
- b) Avant la régularisation des niveaux, les assemblages de plantes de rivage à différents sites de la vallée du Saint-Laurent ont été décrits en fonction des variations saisonnières du niveau de l'eau par Cléonique-Joseph (1936), Marie-Victorin (1934, 1943a, 1943b), Rouleau (1945) et Dansereau (1945, 1959), avec abondance de commentaires sur l'écologie des principales espèces (tableau 16, figure 33, annexe 9).
- c) La comparaison des associations végétales de la vallée du Saint-Laurent avant 1959 et dans les conditions actuelles révèle :
 - La diminution de peuplements typiques dominés autrefois par *Calamagrostis canadensis*, *Spartina pectinata*, *Zizania aquatica* et *Equisetum* spp. Ces peuplements semblent avoir été déplacés ou remplacés par des assemblages dominés par *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis*, *Lythrum salicaria* et *Schoenoplectus lacustris*;
 - Aucune différence marquée n'est perceptible dans les peuplements dominants de marais mixtes et de marais ouverts (comprenant les plantes à feuilles flottantes);
 - La prolifération de *Myriophyllum* spp., d'algues filamenteuses et de plusieurs espèces de *Potamogeton* dans les herbiers submergés résulte vraisemblablement de l'eutrophisation du milieu aquatique;
 - Certaines associations végétales particulières sont observées et résultent probablement de l'usage des îles comme pâturage estival pour les animaux domestiques et en réponse aux bas niveaux extrêmes des années 1999 et 2001.

ÉVALUER L'IMPORTANCE RELATIVE DES CARACTÉRISTIQUES DES SÉDIMENTS ET DES VARIABLES CLIMATIQUES ET PHYSIQUES

- a) Les caractéristiques des sédiments varient entre les sites et entre les années (annexe 11), mais n'expliquent que 11,5 % de la variance totale entre les communautés végétales (tableau 14). Les marais ouverts et les herbiers submergés correspondent aux zones sablonneuses, tandis que les marais peu profonds et les prairies humides coïncident avec les zones de sédiments plus fins et plus riches en matières organiques (figure 28A).
- b) Les précipitations cumulées étaient inversement corrélées avec l'ensoleillement et le nombre de degrés-jours cumulés. Ces variables expliquaient le mieux les différences entre les herbiers submergés en permanence et les groupes de plantes appartenant aux vasières dénudées (prédominantes au cours des années de bas niveaux) (figure 28B).
- c) Les milieux abrités où l'eau est claire coïncidaient avec les groupes dominés par les plantes flottantes (marais ouverts). Cependant, les variables environnementales

expliquaient seulement 9,6 % de la variance totale et n'exerçaient donc qu'un effet marginal sur les communautés de plantes.

MODÉLISER LES RELATIONS ENTRE CHAQUE GROUPE DE VÉGÉTATION ET LES VARIABLES HYDROLOGIQUES

- a) Des 54 variables hydrologiques initialement calculées (tableau 9), neuf variables (tableau 14) avaient un effet significatif sur les communautés végétales.
- b) Les conditions d'immersion des quadrats expliquent 45 % de la variance expliquée par le modèle : l'élévation du quadrat par rapport au niveau moyen d'eau du mois de juillet, le nombre de jours d'immersion à moyen (saison précédente), court (49 jours) et très court (14 jours) termes et la profondeur moyenne de la saison précédente y sont principalement corrélés. Cet axe (axe 1 de l'ACC) distingue le mieux les groupes de végétation des milieux secs (prairie humide) des herbiers constamment submergés.
- c) La variabilité du niveau, exprimée par plusieurs valeurs d'écart-type de profondeur et d'élévation (tableau 14), explique 25 % de la variance. Cet axe (axe 2 de l'ACC) définit les différences entre les assemblages de plantes de faible profondeur, caractérisés par de faibles (marais mixtes) ou de fortes (vasière dénudée) variations saisonnières et interannuelles de niveau (figure 28C).
- d) Une fois l'effet des variables environnementales enlevé (10 %), les variables hydrologiques expliquent 25 % de la variance totale des données.
- e) Des neuf variables hydrologiques précédemment identifiées, quatre ressortent de l'analyse hiérarchique comme facteurs définissant le mieux les groupes de végétation : la position verticale, soit l'élévation par rapport au niveau moyen de juillet, la profondeur moyenne de la saison précédente, l'écart-type de la profondeur de la saison en cours et le nombre de jours submergés de la saison précédente (figure 29).
- f) La performance du modèle hiérarchique CART pour classier adéquatement chaque groupe de végétation variait selon les groupes : la prairie humide (71 % bien classifié), la prairie annuelle (70 %), la vasière dénudée (79 %), les marais mixtes (58 %), les marais peu profonds (marais dispersés, fermés et denses) (45 %), les marais ouverts (84 %) et les herbiers submergés (24 %).
- g) Un examen rapide des variations interannuelles des quatre variables identifiées dans notre modèle pour la période 1913-2002 à Montréal (figure 30) suggère que les milieux humides ont subi d'importantes modifications au cours du xx^e siècle. Par exemple, un quadrat situé à une élévation de 0,5 m ZC aurait pu être, selon les époques, un marais ou une prairie humide.

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Les milieux humides que nous observons maintenant sont le résultat de la somme de toutes les pressions qui ont agi au cours des années : les modifications apportées aux rives et au

lit du fleuve, le contrôle des embâcles, la régularisation du niveau, les espèces végétales introduites, les apports de contaminants et d'éléments nutritifs. Néanmoins, les données hydrologiques à long terme (tableau 1), les descriptions des effets majeurs des embâcles dans le passé (annexe 10) et la description détaillée des associations végétales antérieures à la régularisation (section 5.9, annexe 9) permettent d'obtenir une image de ce que les milieux humides du Saint-Laurent ont déjà été et de les comparer avec leur état actuel.

À l'avenir, nous pourrions envisager les différents facteurs qui influencent les milieux humides du point de vue de notre capacité à les contrôler et à les modifier, de façon à favoriser des milieux humides diversifiés et en santé. On peut distinguer trois grands types de facteurs intervenant dans les conditions environnementales passées et futures qui influencent directement ou indirectement les milieux humides du Saint-Laurent :

- L'ensemble des modifications faites aux rives et au lit du fleuve jusqu'à présent, telles que le chenal de navigation et les empiétements actuels sur les rives, ont des effets cumulatifs majeurs, qui font cependant désormais partie intégrante de l'environnement fluvial et avec lesquelles on devra composer à l'avenir;
- Les facteurs qui sont impossibles à gérer ou à prévoir de façon certaine (jusqu'à présent), tels que le bilan des apports hydriques à moyen et à long terme du bassin Saint-Laurent–Grands Lacs, y compris les changements climatiques;
- Les facteurs qui peuvent être « gérés » (quoique parfois à un coût très élevé), comme la régularisation du débit et des niveaux, la demande en eau, les apports d'éléments nutritifs et de contaminants et les propositions pour continuer le dragage et accroître les dimensions de la Voie maritime.

Ces facteurs ne peuvent pas être traités séparément puisqu'ils interagissent les uns avec les autres, particulièrement en conditions de faibles apports hydriques au bassin. Pour les décennies à venir, les changements climatiques sont fortement susceptibles de modifier le niveau moyen et le marnage saisonnier du lac Ontario et du Saint-Laurent et, par voie de conséquence, leurs milieux humides (Mortsch, 1998). Dans ce contexte, la régularisation prend un poids d'autant plus grand qu'elle devient l'outil principal par lequel seront amplifiés ou mitigés les effets d'une pénurie d'eau, comme le prévoient les scénarios de changements climatiques. Par exemple, en conditions de faibles apports hydriques et d'évapotranspiration élevée, la régularisation du lac Ontario pourrait être utilisée pour réduire, voire éliminer, la crue du Saint-Laurent au printemps pour maintenir artificiellement un niveau d'étiage plus élevé dans le fleuve

en automne. Cette pratique contribuerait à réduire encore davantage l'amplitude saisonnière des niveaux du Saint-Laurent, tout en stabilisant autant que possible le niveau du lac Ontario, avec des répercussion néfastes pour les milieux humides en amont comme en aval. D'autre part, si le mode de régularisation permettait au niveau du lac Ontario de baisser pendant les périodes de faibles apports hydriques au bassin, la pression pour retenir l'eau « en réserve » en amont au printemps serait d'autant diminuée. Pour les milieux humides, les variations du niveau imposées par les apports naturels nets au bassin, s'approchant le plus possible des conditions non régularisées, restent cependant le meilleur mode de gestion environnemental.

Abstract

The hydrological characteristics of the St. Lawrence River were quite distinctive during the period 1999 to 2002 compared to 10 (Figure 3) or even 40 (Table 3) years previous. Water levels in summer 1999 and 2001 were unusually low, whereas they were close to the long-term average (1960–2002) in 2000 and 2002 (Table 3). An examination of daily levels for the 10 preceding years (Figure 3) revealed the very small amplitude of spring floods and the low water levels in late summer of 1999 and 2002 (Figure 4), which generated drought-like conditions in St. Lawrence River wetlands. It is noteworthy that the low discharges observed in 1999 and 2001 were in the same order of magnitude as the chronically low average conditions anticipated in climate change scenarios for the Great Lakes–St. Lawrence Basin, with a reduction of about 40% in annual discharge and a 1-m drop in average water level (Mortsch 1998; Lofgren et al. 2002; NRC 2002). Following are the initial objectives of this study and the highlights of our results:

IDENTIFY ST. LAWRENCE RIVERINE PLANT ASSEMBLAGES

- a) Over the four field seasons, 207 plant species were identified between Cornwall, Ontario, and Trois-Rivières, Quebec (15 sites, 630 quadrats).
- b) Species richness and diversity H were lower in 1999 and 2000 than in 2001 and 2002, indicating that large interannual differences in water levels led to a general increase in diversity at all sites. This tendency reflects a decrease in the number of obligatory wetland species and an increase in facultative wetland species, particularly as a response to the low levels of 1999 and 2001.
- c) Among the 76 most frequent taxa ($> 1\%$ of all observations), four plant categories can be distinguished according to their response (or lack thereof) to interannual variations in water level, either in terms of relative abundance or distribution (Table 13, Figure 26, Appendix 8).
- d) Seven plant assemblages corresponding to a continuous gradient of elevation and water depth were identified from a cluster analysis: (1) wet meadow, (2) annual meadow, (3) mudflat, (4) mixed marsh with narrow-leaved vegetation, (5) open marshes with floating-leaved vegetation, (6) other marshes and, (7) submerged vegetation (Figure 27).

COMPARE PLANT ASSEMBLAGES UNDER CURRENT AND PRE-REGULATION CONDITIONS

- a) Our results correspond with previously acquired qualitative studies of littoral riverine plant assemblages documented for the St. Lawrence River and other temperate environments.
- b) Pre-regulation plant associations for various locations in the St. Lawrence River Valley were described in relation to seasonal water level variations by Cléonique-Joseph (1936), Marie-Victorin (1934, 1943a, 1943b), Rouleau (1945) and Dansereau (1945, 1959), who provided plentiful information on major species composition and ecology (Table 16, Figure 33, Appendix 9).
- c) Comparison of the major plant assemblages in the St. Lawrence River before and after 1959 reveals:
 - The reduction in several plant assemblages commonly observed in the past, including *Calamagrostis canadensis*, *Spartina pectinata*, *Zizania aquatica*, and *Equisetum* spp. These assemblages appear to have been displaced or replaced by assemblages dominated by *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*, *Lythrum salicaria* and *Schoenoplectus lacustris*.
 - No difference in dominant species assemblages were observed for marshes or submerged vegetation with floating leaves.
 - Proliferation of *Myriophyllum* spp., filamentous algae and several species of *Potamogeton* in submerged vegetation could result from eutrophication.
 - Previously undocumented species assemblages were observed in recent data, probably as a result of the use of islands as summer pasture for domestic animals and due to the extremely low water levels observed in 1999 and 2001.

EVALUATE THE RELATIVE IMPORTANCE OF OTHER ENVIRONMENTAL VARIABLES

- a) Sediment characteristics varied among sites and years (Appendix 11), but explained only 11.5% of total variance among plant assemblages (Table 14). Submerged plants and deep marshes corresponded to sandy substrates, whereas shallow marshes and wet meadows coincided with zones of finer sediments with higher organic matter contents (Figure 28A).
- b) Cumulative precipitation was inversely correlated with sunshine and cumulative degree-days; these variables best explained the differences between submerged vegetation and plants belonging to transition zones which predominated during dry years (Figure 28B).
- c) Sheltered areas with high water clarity coincided with groups dominated by submerged vegetation with floating leaves. However, environmental variables explained only 9.6% of total variance, suggesting their marginal effect on plant assemblages.

MODEL RELATIONSHIP BETWEEN PLANT ASSEMBLAGES AND HYDROLOGICAL VARIABLES

- a) Nine (Table 14) of the 54 hydrological variables initially computed (Table 9) were identified as having a determining relationship with plant assemblages.
- b) Immersion conditions of quadrats explained 45% of total variance in model: height (elevation with respect to mean level in July), number of days underwater (previous season), short (49 days) and very short (14 days) term, and mean depth of previous growing season are particularly correlated. This axis distinguishes best between wet meadows (dried early in the season) and submerged plants (constantly wet).
- c) Water level variability, including several measurements of standard deviation of depth and elevation (Table 14), explain 25% of the model variance. This axis defines differences between shallow aquatic plant assemblages, which are characterized by either small (mixed marshes) or large (mudflats) seasonal and interannual water level variations (Figure 28C).
- d) Once the effect of environmental variables (10%) is removed, hydrological variables explain 25% of the total variance in observations.
- e) Of the nine previously identified hydrological variables, four are highlighted in the hierarchical analysis as factors best defining plant associations: height (elevation with respect to mean level in July), depth of the previous growing season, the standard deviation of depth of the current season and number of days underwater during the previous growing season (Figure 29).
- f) The performance of the CART hierarchical model to adequately classify each plant association varied among groups: wet meadow (71% properly classified), annual meadow (70%), mudflat (79%), mixed marsh (58%), shallow marshes (scattered, closed and dense) (45%), open marsh (84%) and submerged aquatic vegetation (24%).
- g) A quick examination of interannual variations in the four variables identified in the CART model for the 1913–2002 period at Montreal (Figure 30) suggests that wetlands underwent major changes during the 20th century. For example, a quadrat located at an elevation of 0.5 m CD could have supported, at one time or another, a marsh or a wet meadow.

GENERAL CONCLUSIONS

The St. Lawrence River wetlands that we see today are the product of the cumulative pressures at play over many years: alterations to the river bed and shoreline, control of ice jams, water level regulation, introduction of exotic species, and inflows of nutrients and contaminants. Nevertheless, long-term hydrological records (Table 1), reports on the major effects of past ice jams (Appendix 10) and detailed descriptions of pre-regulation plant assemblages (Appendix 9,

Section 5.9) provide an image of what St. Lawrence wetlands once were and to compare this picture against their current state.

In the future, we could consider the various factors influencing wetlands from the viewpoint of our ability to control and modify them, so as to favour healthy and diversified wetland habitats. Factors directly or indirectly influencing St. Lawrence River wetlands can be divided into three major categories:

- The sum of all changes made to the shorelines and river bed to date — the ship channel and encroachment on banks, for example — which have had a considerable cumulative effect, but which have now become an integral part of the fluvial environment and will remain so for the foreseeable future;
- Factors which cannot, as of yet, be managed or reliably forecast in the long term, such as the hydrological balance of the Great Lakes–St. Lawrence watershed, including climate change;
- Factors that can be “managed” (albeit sometimes at a great cost), including level and discharge regulation, water demands, inflow of contaminants and nutrients, proposals for further dredging and increasing the shipping capacity of the St. Lawrence Seaway.

These factors cannot be treated individually because they interact with each other, especially under conditions of low water inputs. In the coming decades, climate change is very likely to reduce the average level and seasonal amplitude of Lake Ontario and the St. Lawrence River and, consequently, affect wetlands (Mortsch 1998). Regulation therefore takes on greater importance in that it becomes the main tool by which the effects of low water supplies will be amplified or mitigated as forecast by climate change scenarios. For example, under conditions of low water input and increased evapotranspiration, Lake Ontario could be regulated in such a way to reduce (or eliminate) spring flooding in the St. Lawrence River by temporarily storing water to sustain fall discharge. This practice would further reduce the seasonal amplitude of water levels in the river, while stabilizing Lake Ontario water levels as much as possible — both of which have negative effects on wetlands upstream and downstream. Alternatively, if regulation allowed Lake Ontario levels to drop during periods of low inputs to the basin, the pressure to store water upstream in the spring would decrease. For wetlands, the closest approximation to a natural (unregulated) discharge and flow regime remains the most environmentally sound management approach.

Table des matières

RÉSUMÉ	V
ABSTRACT	X
LISTE DES FIGURES	XIX
LISTE DES TABLEAUX	XXI
DÉFINITIONS	XXII
LISTE DES LABORATOIRES, FOURNISSEURS OU COLLABORATEURS	XXIV
1 INTRODUCTION	1
1.1 Contrôle hydrologique des communautés riveraines	1
1.1.1 Marécages	2
1.1.2 Prairies humides	3
1.1.3 Marais	3
1.1.4 Plantes submergées	4
1.2 Effets hydrologiques et environnementaux cumulatifs subis par le Saint-Laurent fluvial au cours du XX ^e siècle	4
1.3 Objectifs	7
2 AIRE D'ÉTUDE	8
2.1 Description du milieu	8
2.1.1 Morphologie des rives	8
2.1.2 Masses d'eau	10
2.1.3 Variations saisonnières des niveaux	11
2.1.4 Conditions climatiques	11
2.1.4.1 Ensoleillement, degrés-jours de croissance et précipitations	14
2.1.4.2 Indice d'assèchement	17
3 MATÉRIEL ET MÉTHODES	19
3.1 Méthodologie sur le terrain	19
3.2 Choix des sites	19
3.3 Positionnement des transects et des quadrats	21
3.3.1 Système de référence géographique	23
3.3.2 Systèmes de positionnement	23
3.4 Élévation, profil vertical et zone de rivage	24
3.5 Relevés de la végétation	26
3.6 Caractérisation des sols et des sédiments	27
3.6.1 Échantillonnage	29
3.6.2 Traitement des échantillons en laboratoire	30
3.6.3 Analyse granulométrique	30
3.6.4 Analyse de la teneur en matières organiques	31

3.6.5	Analyse du pH	31
3.6.6	Analyse du phosphore total	31
3.6.7	Analyse de l'azote organique Kjeldahl	31
3.6.8	Contrôle de qualité des analyses chimiques et granulométriques	32
3.7	Caractéristiques hydrologiques	32
3.8	Localisation des transects et profil vertical	34
4	DESCRIPTION DES SITES D'ÉCHANTILLONNAGE	35
4.1	Lac Saint-François	35
4.1.1	Lac Saint-François – Pointe Dupuis	35
4.1.2	Lac Saint-François – Pointe Mouillée	36
4.2	Lac des Deux Montagnes	38
4.2.1	Lac des Deux Montagnes – Île Hay	39
4.2.2	Lac des Deux Montagnes – Baie des Indiens	40
4.3	Fleuve Saint-Laurent – Corridor fluvial	41
4.3.1	Fleuve Saint-Laurent – Boucherville	42
4.3.2	Fleuve Saint-Laurent – Pointe-aux-Trembles	44
4.3.3	Fleuve Saint-Laurent – Île aux Cerfeuil	45
4.3.4	Fleuve Saint-Laurent – Verchères	47
4.4	Lac Saint-Pierre	49
4.4.1	Rive nord du lac Saint-Pierre – Rivière du Loup et Pointe-du-Lac	53
4.4.2	Rive sud du lac Saint-Pierre – Zone d'exclusion de la Défense nationale	54
4.5	Analyse des données	57
5	RÉSULTATS ET DISCUSSION	61
5.1	Conditions hydrologiques et météorologiques au cours de la période d'étude	61
5.2	Distribution verticale des plantes émergentes et submergées	62
5.3	Diversité spécifique	62
5.4	Abondance des plantes émergentes et submergées	64
5.5	Réponses des espèces végétales aux variations des niveaux	66
5.5.1	Plantes dont l'abondance relative et la distribution verticale ne varient pas	68
5.5.2	Plantes dont seule la distribution verticale varie d'une année à l'autre	68
5.5.3	Plantes dont seule l'abondance relative varie d'une année à l'autre	69
5.5.4	Plantes dont l'abondance relative et la distribution verticale varient d'une année à l'autre	70
5.6	Détermination des variables expliquant les différences entre les communautés de plantes	70
5.6.1	Caractéristiques des sédiments	71
5.6.2	Variables climatiques et environnementales	73
5.6.3	Variables hydrologiques	73
5.7	Modèle prédictif des communautés de plantes à partir de l'hydrologie	76
5.8	Description des classes de milieux humides	81

5.8.1	Prairie humide (classe 1)	81
5.8.2	Prairie annuelle (classe 2)	81
5.8.3	Vasière dénudée (classe 3)	82
5.8.4	Marais (classes 4, 5, 6, 8, 9)	82
5.8.4.1	Marais ouvert à végétation flottante (classe 5)	84
5.8.4.2	Marais peu profond dispersé à grands scirpes (classe 4)	84
5.8.4.3	Marais mixte à plantes émergentes à feuilles étroites (classe 6)	85
5.8.4.4	Marais peu profond fermé à plantes émergentes agressives (classe 9)	85
5.8.4.5	Marais peu profond dense à plantes émergentes robustes (classe 8)	85
5.8.5	Végétation submergée en eau peu profonde (classe 7)	86
5.9	Zonation des communautés de plantes en fonction des variations des niveaux d'eau	86
5.9.1	Conditions actuelles	86
5.9.2	Conditions de la pré-régularisation	88
6	CONCLUSION ET ÉTAPES SUBSÉQUENTES	91
6.1	Identification des groupes de plantes riveraines du Saint-Laurent	91
6.2	Comparaison des groupes de végétation actuels avec les associations décrites avant la régularisation	92
6.3	Évaluation de l'importance relative des autres variables environnementales	92
6.4	Modélisation des relations entre chaque groupe de végétation et les variables hydrologiques	93
6.5	Conclusions générales	93
6.6	Prochaines étapes	95
	RÉFÉRENCES	97
	ANNEXES	103
1	Niveaux d'eau et caractéristiques climatiques entre le début de la saison de croissance des plantes et le moment où le site a été échantillonné, de 1999 à 2002	104
2	Localisation et caractéristiques des transects	107
3	Répartition des transects échantillonnés pour la zonation verticale des plantes dans les herbiers, de 1999 à 2002	109
4	Élévations normalisées relativement au zéro des cartes (ZC) et au niveau d'eau du jour (observées) pour l'ensemble des espèces végétales entre 1999 et 2002	111
5	Recouvrement et hauteur de l'ensemble des espèces végétales entre 1999 et 2002	117
6	Hauteurs estimées des espèces végétales submergées et à feuilles flottantes aux différents sites	123

7	Variations interannuelles (1999-2002) de la richesse spécifique, du nombre d'espèces hydrophytes facultatives et obligatoires ainsi que de l'indice de diversité H en fonction de la distance le long des transects	124
8	Patrons de variations d'abondance et d'élévation d'espèces végétales	131
9	Comparaison des groupes et associations d'espèces végétales recensées sur les rives du Saint-Laurent avant la régularisation par Dansereau (1959) et Cléonique-Joseph (1936) et les groupes identifiés dans les conditions actuelles (1999-2002)	143
10	Interactions de l'effet des glaces, des embâcles, des fluctuations de niveaux, de l'érosion et de la végétation	149
11	Caractéristiques des sédiments à chaque site échantillonné en 2000 et 2001	152
12	Caractéristiques physico-chimiques des 45 paires de duplicatas analysés	154
13	Article scientifique de Hudon <i>et al.</i> , 2005	163

Liste des figures

1	Portion du fleuve Saint-Laurent à l'étude et localisation des sites échantillonnés	9
2	Niveaux d'eau (zéro des cartes) à cinq stations hydrométriques de référence entre les mois d'avril et d'octobre	12
3	Variations journalières (du 1 ^{er} janvier 1990 au 30 septembre 2002) du niveau d'eau selon le zéro des cartes à la jetée n° 1 du port de Montréal	15
4	Variations interannuelles du niveau d'eau selon le zéro des cartes à la jetée n° 1 du port de Montréal durant la période d'étude (1999-2002) et niveau moyen à long terme (1960-2002)	16
5	Cumul des heures d'ensoleillement, des degrés jours de croissance, des précipitations et de l'assèchement au cours de la saison de croissance des plantes (1999-2002)	18
6	Localisation des sites d'échantillonnage dans la zone d'exclusion du Centre d'essais et d'expérimentation en munitions de la Défense nationale (secteur sud du lac Saint-Pierre)	20
7	Dimension d'un quadrat d'échantillonnage (1 m × 2 m) et positionnement le long du transect	22
8	Projection géographique de type Mercator transverse universel indiquant les bandes (axe X) et les fuseaux (axe Y)	24
9	Profil d'une station hydrométrique	25
10	Coupe schématique d'un transect où A représente la distance horizontale de la zone de rivage, et B, le dénivelé entre les niveaux moyens à long terme du mois de juin (haut niveau) et de septembre (bas niveau)	26
11	Localisation et profil vertical du transect à la pointe Dupuis, lac Saint-François	36
12	Localisation et profil vertical du transect à la pointe Mouillée, lac Saint-François	37
13	Localisation et profil vertical du transect à l'île Hay, lac des Deux Montagnes	40
14	Localisation et profil vertical du transect à la baie des Indiens, lac des Deux Montagnes	41
15	Localisation et profil vertical du transect à Boucherville	43
16	Localisation et profil vertical du transect à Pointe-aux-Trembles	45
17	Localisation et profil vertical du transect à l'île aux Cerfeuil	46
18	Localisation et profil vertical du transect aux îles de Verchères	48

19	Localisation des transects au lac Saint-Pierre et limite des plantes émergentes formant un couvert continu (ligne noire continue) et un couvert épars (ligne pointillée) à la fin de l'été 2000	50
20	Localisation et profil vertical du transect à la rivière du Loup, lac Saint-Pierre	51
21	Localisation et profil vertical du transect à la pointe Lussaudière, lac Saint-Pierre	52
22	Localisation et profil vertical du transect à la pointe d'Henri, lac Saint-Pierre	53
23	Localisation et profil vertical du transect à Baie-du-Febvre, lac Saint-Pierre	54
24	Localisation et profil vertical du transect à Pointe-du-Lac, lac Saint-Pierre	55
25	Localisation et profil vertical du transect à la pointe aux Raisins, lac Saint-Pierre	56
26	Types de variations interannuelles d'élévation et d'abondance relative observés chez quatre espèces végétales des milieux humides du Saint-Laurent	67
27	Caractérisation de sept communautés de plantes à partir de A) l'élévation observée (intervalle de confiance à 95 %) et B) l'élévation mise au zéro des cartes	72
28	Analyse canonique des correspondances reliant les sept groupements végétaux avec A) les caractéristiques des sédiments, B) les variables environnementales, et C) les variables hydrologiques, après avoir extrait l'effet des variables environnementales	74
29	Modèle hiérarchique permettant de reconstituer les principales communautés de plantes des rives du Saint-Laurent à partir des conditions hydrologiques agissant sur chaque parcelle de territoire	77
30	Valeurs à long terme (1913-2002) des quatre variables utilisées dans l'arbre de décision pour une parcelle dont l'élévation est de 50 cm ZC	80
31	Schéma général montrant la localisation des communautés végétales en conditions de niveaux moyens (2000 et 2002)	87
32	Schéma général montrant la localisation et le déplacement des communautés végétales en conditions de bas niveaux (1999 et 2001)	87
33	Schéma général de la localisation des associations végétales au lac Saint-Louis	90

Liste des tableaux

1	Nombre de jours pour chaque intervalle de 50 cm de niveau et pour chaque période de 10 ans au port de Montréal (jetée n° 1)	5
2	Localisation des stations hydrométriques de référence et élévation des repères de nivellement	13
3	Niveau d'eau estival (zéro des cartes) en 1999, 2000, 2001 et 2002 et niveau moyen à long terme (1960 à 2002)	14
4	Fréquence d'échantillonnage et nombre d'espèces végétales identifiées chaque année	21
5	Cotes de recouvrement et surface d'occupation correspondante utilisées dans l'estimation de l'abondance des espèces de plantes	27
6	Regroupement des espèces similaires	28
7	Nombre d'échantillons de sol et de sédiments récoltés pour la caractérisation granulométrique, physique et chimique	29
8	Méthodes analytiques et limites de détection utilisées pour la caractérisation des sédiments	30
9	Variables décrivant l'histoire hydrologique de chaque quadrat échantillonné	33
10	Sommaire des principales caractéristiques de chaque herbier	57
11	Résultats des analyses de variances sur les résidus de la richesse en espèces, du nombre d'hydrophytes obligatoires, facultatives et de la diversité <i>H</i>	63
12	Effectif et abondance relative des 76 taxa regroupés les plus fréquemment trouvés (> 1 % des quadrats), échantillonnés en 1999, 2000, 2001 et 2002	65
13	Caractéristiques des types de variations de l'abondance relative et de la distribution verticale des espèces	69
14	Résultats des analyses des correspondances	75
15	Caractéristiques des neuf classes de milieux humides issues du modèle hiérarchique basé sur les variables hydrologiques	83
16	Description des espèces formant les associations végétales du lac Saint-Louis avant les modifications anthropiques majeures	89

Définitions

Coefficient d'extinction k . – L'intensité lumineuse diminue dans l'eau selon l'équation suivante : $I_d = I_0 e^{-kd}$ où l'intensité de la lumière à la surface (I_0) diminue exponentiellement avec la profondeur (d). La constante qui contrôle le taux d'extinction est la clarté de l'eau (k) qui s'obtient en transformant l'équation précédente ($k = \ln(I_d / I_0) / -d$). La valeur de k est petite quand l'eau est claire.

Déclinaison magnétique. – Angle entre le nord géographique ou nord vrai (direction dans laquelle se trouve l'extrémité nord de l'axe de rotation de la terre) et le nord magnétique (direction dans laquelle pointe l'aiguille d'une boussole) à un lieu d'observation. Cet angle varie dans l'espace et dans le temps, en raison du phénomène de la migration du pôle Nord magnétique (voir le site Internet : <www.geolab.nrcan.gc.ca/geomag/mirp_f.shtml>).

Disque de Secchi. – Disque de 20 cm de diamètre dont les quadrants alternent du blanc au noir. Il est descendu dans l'eau jusqu'à ce qu'un observateur ne puisse plus le voir. La profondeur où le disque disparaît est appelée profondeur de Secchi et représente une mesure de la transparence de l'eau.

GPS (*Global Positioning System*) (Système de positionnement global). – Méthode de positionnement fondée sur l'observation d'une constellation de 24 satellites en orbite géostationnaire au-dessus de la Terre. Un récepteur spécialement conçu à cette fin, stationné sur un point de la surface terrestre, mesure la distance entre ce point et trois ou plusieurs satellites. Les coordonnées de ce point sont déterminées au moyen de calculs géométriques basés sur le principe de la triangulation. Le système GPS peut fournir des données géodésiques précises sur n'importe quel point de la surface terrestre.

NAD83 (*North American Datum 1983*) (Système de référence nord-américain de 1983). – Le NAD83 est un système de référence basé sur l'ellipsoïde de référence GRS80; il s'agit d'un système géocentrique sans point d'origine ni direction initiale, qui remplace le système de référence nord-américain de 1927.

Nivellement. – Opération de levé qui consiste à déterminer l'altitude de points ou d'objets par rapport à un niveau de référence déterminé (ici le zéro des cartes marines).

Repère de nivellement (*benchmark*). – Disque de laiton ou de bronze portant des inscriptions, de forme généralement arrondie, fixé dans une base en béton, dans le substratum rocheux ou dans toute autre structure permanente, et qui sert à matérialiser un point dont on a mesuré avec précision la hauteur par rapport à une surface de référence reconnue (SRIGL85).

Saison de croissance. – Période où la température moyenne quotidienne est supérieure à 5 °C correspondant au besoin thermique de l'activité biochimique et métabolique des végétaux. À nos latitudes, la saison de croissance débute généralement la première semaine d'avril pour se terminer à la fin de septembre. À titre d'exemple, au cours d'une saison, on enregistre normalement entre 2000 et 2400 unités de degrés-jours de croissance pour le sud du Québec, environ 1800 entre Trois-Rivières et Québec et seulement 1400 pour Val-d'Or et Roberval.

SRIGL85 (Système de référence international des Grands Lacs 1985) (*International Great Lakes Datum 1985 [IGLD85]*). – Ce système établi conjointement par le Canada et les États-Unis en 1955, puis réajusté en 1985, indique l'élévation des points de référence (ou du niveau de l'eau en un point donné) par rapport au niveau moyen de la mer, tel que mesuré à Pointe-au-Père en 1985.

UTM (*Universal Transverse Mercator*). – Système de quadrillage métrique qui permet d'attribuer une paire de coordonnées unique à n'importe quel point de la surface terrestre compris entre 84° de latitude nord et 80° de latitude sud. Basé sur la projection transverse de Mercator, il est couramment utilisé sur la plupart des cartes topographiques civiles et militaires à grande échelle. Les coordonnées UTM d'un point peuvent être exprimées à un mètre près par une valeur alphanumérique à 15 caractères, mais elles sont généralement déterminées avec une précision de 100 m. Ce quadrillage découpe le globe en 60 fuseaux de 6° de largeur, numérotés de 1 à 60 vers l'est à partir du méridien de 180°. Chaque fuseau est lui-même découpé en 22 bandes horizontales de 8° de hauteur, qui ont reçu les lettres C à X du sud au nord. Dans chaque fuseau, on calcule une projection transverse de Mercator et on fixe un méridien central. On superpose un quadrillage kilométrique ayant pour origine le point d'intersection de l'équateur et du méridien central. Ce quadrillage mesure 1 000 000 m dans l'axe est-ouest et 20 000 000 m dans l'axe nord-sud, le méridien central coïncidant avec la ligne de 500 000 m. Dans chaque zone, la forme et la dimension des carrés du quadrillage sont constantes (d'où le qualificatif « universel »). Les coordonnées des points ont la forme suivante : numéro du fuseau (de 1 à 60) accompagné de la lettre correspondant à la bande (C à X), suivis de deux lettres désignant le carré de 100 km le plus proche, suivies à leur tour des valeurs d'abscisse et d'ordonnée mesurées à partir du coin sud-ouest du carré de 100 km. On emploie un rapporteur de coordonnées pour faciliter la détermination de ces valeurs. Selon l'échelle de la carte, les coordonnées peuvent être exprimées à un mètre près. Par exemple, pour exprimer des coordonnées à ce niveau de précision, on peut utiliser la notation suivante : « 11U NF 84000/55400 », où 11U désigne le fuseau et la bande, NF, le carré de 100 km, 84000, l'abscisse et 55400, l'ordonnée (les éléments se lisent toujours dans cet ordre). Pour déterminer la position d'un point situé dans une région polaire non couverte par le quadrillage UTM, on peut utiliser le système de quadrillage universel polaire stéréographique (UPS). Dans la présente étude, les coordonnées X et Y sont associées à la zone 18T (fuseau et bande, respectivement).

Zéro des cartes (ZC) (*Chart Datum [CD]*). – En 1926, les États membres de l'Organisation hydrographique internationale se sont mis d'accord pour que le zéro des cartes soit une surface plane si basse que la marée ne tombera pratiquement jamais au-dessous. Il représente le niveau de référence auquel sont rapportées les profondeurs inscrites sur une carte marine.

NMM (Niveau moyen de la mer). – Hauteur moyenne de la surface de la mer calculée pour l'ensemble des stades de la marée et qui est utilisée comme surface de référence pour la mesure de l'altitude.

Liste des laboratoires, fournisseurs ou collaborateurs

D^r Mireille Bouchard, département de géographie de l'Université du Québec à Montréal
<bouchard.mireille@uqam.ca>.

Laboratoire Bodycote (Technitrol inc., Division Envirolab), 1818, route de l'Aéroport, Sainte-Foy, G2G 2P8, (418) 871-8722.

CD-ROM Hydat d'Environnement Canada, fourni par Greenland International Consulting Inc., 7880 rue Keele, bureau 100, Concord, Ontario, L4K 4G7, (905) 738-1818.

Service des données sur le milieu marin (SDMM) – Marine Environmental Data Service (MEDS), ministère des Pêches et des Océans, 1202-200 rue Kent, Ottawa, Ontario, K1A 0E6, (613) 990-0231.

<www.meds-sdmm.dfo-mpo.gc.ca/meds/Home_e.htm>

1 Introduction

1.1 CONTRÔLE HYDROLOGIQUE DES COMMUNAUTÉS RIVERAINES

L'hydrologie est de loin le facteur déterminant de la structure et de la composition des communautés de plantes riveraines et a été reconnue comme telle de très longue date (Marie-Victorin, 1934, 1943a; Dansereau, 1945, 1959). Dans le cas du fleuve Saint-Laurent, comme pour de nombreux cours d'eau des régions tempérées, la régularisation des niveaux a engendré une hausse des minimums estivaux (pour maintenir la navigation commerciale) et une baisse des maximums de la crue printanière (pour minimiser les inondations des riverains) (Hudon, 1997). L'amplitude des variations saisonnières du niveau joue un rôle majeur dans la détermination des communautés ripariennes, dont la distribution peut changer substantiellement en réponse aux changements des niveaux minimaux et maximaux, même si le niveau annuel moyen reste stable entre les années (Auble *et al.*, 1994). Selon leur étagement sur le rivage, les communautés végétales sont plus ou moins sensibles aux niveaux maximaux de crue printanière (plantes ligneuses et émergentes herbacées) ou minimaux d'étiage estival (plantes submergées).

La composition spécifique de la végétation est couramment utilisée pour délimiter la ligne des hautes eaux (Reed, 1988), qui fait l'objet d'une réglementation provinciale (Gauthier, 1997) et a servi maintes fois dans le passé dans un contexte juridique (Bouchard, 2003). Bien que les relations entre l'hydrologie et les communautés végétales aient été abondamment décrites de manière qualitative, il existe relativement peu d'études quantitatives permettant de prédire les communautés de plantes à partir de certaines caractéristiques précises de l'hydrogramme (par exemple, la durée, le moment ou la hauteur de la crue ou de l'étiage) (Painter et Keddy, 1992; Bedford, 1996; Toner et Keddy, 1997). Ces relations sont pourtant essentielles pour évaluer les impacts de différentes méthodes de gestion des débits et des niveaux des cours d'eau.

Les variations de niveau à l'échelle saisonnière, interannuelle et décennale déterminent la position verticale de chacun des groupes de végétation qui forment des bandes parallèles le long du rivage (Keddy, 2000). Selon les conditions de niveau, ces bandes se déplacent vers le haut (haut niveau) ou vers le bas (bas niveau) et occupent une superficie qui varie selon le profil et la pente du rivage. La « migration » des marécages vers le haut de la rive en conditions de haut niveau ne peut évidemment se faire qu'en l'absence de modifications humaines empiétant sur le

rivage naturel et la plaine inondable, ce qui se produit fréquemment au cours des périodes de bas niveaux temporaires. Avec le temps, la zone permettant le développement des milieux humides se trouve par conséquent de plus en plus confinée vers le bas de pente, comme dans le cas des rivages urbanisés du lac Saint-Louis.

1.1.1 Marécages

Les marécages arborés et arbustifs sont des milieux qui sont inondés suffisamment longtemps pour tuer les espèces typiquement terrestres, mais pas assez longtemps pour tuer les espèces tolérantes (Keddy, 2000). Ces peuplements regroupent un nombre d'espèces de plantes ligneuses relativement faible mais très caractéristiques, telles que *Acer saccharinum*, *Acer rubrum*, *Populus deltoides*, *Salix* spp., *Alnus* spp. En raison de ces contraintes, le moment où surviennent les crues, leur durée et leur nombre sont les variables déterminantes de ces peuplements. En amont d'Ottawa, sur la rivière des Outaouais, la présence d'un couvert ligneux (marécages arborés et arbustifs) était corrélée négativement avec la durée de la première crue (en utilisant soit le dernier jour de la première crue ou la fraction de la période de croissance en crue, qui sont corrélés à $r = 0,83$, $p < 0,001$) et positivement avec le début de la seconde crue survenant au cours de la saison de croissance (Toner et Keddy, 1997). Plus la période d'inondation printanière était prolongée, plus faible était la probabilité de survie des arbres, celle-ci devenant pratiquement nulle au delà de 80 jours d'inondation (41 % à 43 % de la saison de croissance). Sur l'Outaouais, les crues ne sont pas restreintes à la période printanière de la fonte des neiges et peuvent se produire au cours de la saison de croissance. Cette gamme est en accord avec les résultats de Hall et Smith (1955) qui indiquent que les crues persistant plus de 40 % à 45 % de la saison de croissance (1^{er} avril-30 septembre) empêchent la croissance de certaines espèces d'arbres tolérantes (*Planera aquatica*, *Salix nigra*, *Quercus lyrata*). La survie des arbres est meilleure en maximisant la durée de l'intervalle entre la première et la seconde crue (ou mieux, quand il n'y a pas de seconde crue durant la saison de croissance) (Toner et Keddy, 1997). En bref, le couvert arborescent et arbustif est favorisé par les crues hâtives, de courtes durées, voire leur absence complète. Nous n'avons pas tenu compte des marécages dans notre étude, puisque la croissance et la sénescence des arbres et des arbustes s'effectuent sur des périodes largement supérieures à l'intervalle couvert par notre échantillonnage (quatre ans). De plus, les variations de

superficie des marécages sont aussi fortement influencées par les activités humaines (coupe, empiètement), en plus des facteurs hydrologiques.

1.1.2 Prairies humides

Les prairies humides remplacent les marécages aux élévations plus faibles, là où les conditions d'inondations ne permettent pas la survie des plantes ligneuses (Keddy, 2000). Les prairies humides sont les milieux littoraux où on trouve la plus grande richesse spécifique, caractérisée par une grande abondance de graminées et de plantes annuelles qui dépendent de la banque de graines pour germer. Pour la plupart des espèces, les graines ne peuvent germer sous l'eau et requièrent que l'eau se soit retirée pour germer et compléter leur cycle vital dans le court intervalle entre le retrait estival des eaux et le déclin de température et de la durée du jour (Keddy et Reznicek, 1986; van der Valk et Davis, 1978). En l'absence prolongée de crue ou d'autres perturbations telles que les feux ou l'érosion par les glaces, cette zone se fait envahir en quelques années par les plantes ligneuses; ceci a été observé en particulier après la stabilisation du niveau au lac Saint-François (Jean et Bouchard, 1991). Notre étude a porté plus particulièrement sur les assemblages composés de plantes herbacées dont la biomasse aérienne est renouvelée chaque année et qui répondent plus rapidement aux changements de niveaux.

1.1.3 Marais

Alors que les prairies humides ne sont inondées qu'au printemps et s'assèchent durant presque tout l'été, les plantes de marais sont inondées pour la plus grande partie de la saison de croissance. Les conditions de niveaux dans lesquelles on retrouve chaque espèce ont été inventoriées en détail dans la synthèse de Kelsall et Leopold (2002). Les émergentes de grande taille tolèrent les sols saturés d'eau et affichent une réponse positive à l'augmentation de la profondeur jusqu'à un optimum qui varie entre 1 cm et 2 m selon l'espèce. Les émergentes robustes sont pour la plupart dotées d'un système souterrain suffisamment développé pour leur permettre de tolérer l'émersion et la sécheresse durant une saison de croissance. Par ailleurs, l'accroissement de la profondeur au delà de l'optimum réduit la capacité de transport de l'oxygène jusqu'aux racines et accroît le stress imposé par l'anoxie des racines, jusqu'à une profondeur au delà de laquelle les plantes émergentes ne peuvent survivre. L'accroissement du niveau d'eau pour des périodes plus ou moins prolongées (allant de quelques mois à quelques

années) constitue donc une méthode efficace pour éliminer les plantes émergentes robustes à fort développement clonal telles que *Typha* spp.

Dans les milieux où les niveaux varient naturellement, la superficie couverte par *Typha* est aussi contrôlée par le rat musqué, qui se nourrit abondamment de cette plante ainsi que des autres émergentes de grande taille qui partagent le même habitat (van der Valk et Davis, 1978). En l'absence de variations de niveau, *Typha* spp. a tendance à former un couvert dense et continu sur le littoral, excluant les autres espèces de plantes; cette situation est particulièrement fréquente dans les secteurs abrités et enrichis d'éléments nutritifs. La prolifération de *Typha* spp. ou d'autres espèces d'émergentes de grande taille à croissance clonale agressive (telles que *Phragmites australis*) réduit en outre la diversité du couvert végétal pour la faune.

1.1.4 Plantes submergées

L'assèchement ou la diminution du niveau d'eau constitue une manière très efficace de contrôler la biomasse des plantes submergées croissant le long du rivage (Cooke, 1980). Alors que les plantes émergentes robustes peuvent tolérer l'exondation en raison de leur système souterrain très élaboré, les plantes submergées ne peuvent résister à l'exondation plus de quelques jours. Le contrôle des plantes est d'autant plus efficace si la baisse de niveau se produit en hiver, puisque les structures souterraines et les propagules des plantes aquatiques gèlent en profondeur avec le sol, ce qui ralentit leur colonisation du littoral une fois le niveau revenu à la moyenne. L'effet combiné du gel et de la hausse brusque du niveau constitue une autre méthode de contrôle rapide des plantes submergées, celles-ci étant arrachées lorsque la couverture de glace est soulevée par la hausse du niveau (Nichols, 1991). Si le niveau moyen reste stable pendant plusieurs années, la biomasse des plantes submergées s'accroît progressivement, avant d'atteindre la biomasse maximale au bout de un à deux ans.

1.2 EFFETS HYDROLOGIQUES ET ENVIRONNEMENTAUX CUMULATIFS SUBIS PAR LE SAINT-LAURENT FLUVIAL AU COURS DU XX^E SIÈCLE

Les sections précédentes décrivent le rôle prépondérant de l'hydrologie parmi les facteurs environnementaux ainsi que la complexité des variables intervenant dans la détermination des communautés végétales du Saint-Laurent. Cependant, les effets de l'hydrologie en général, et de la régularisation des niveaux en particulier, doivent être évalués de façon précise

pour déterminer l'impact réel de différents modes de gestion sur les milieux humides du Saint-Laurent.

Un examen sommaire, par intervalle de 10 ans et de 50 cm d'élévation, des conditions journalières de niveau du Saint-Laurent dans la région de Montréal (port de Montréal, jetée n° 1) entre 1913 et 2002 (tableau 1) permet de constater que l'amplitude des variations de niveau a considérablement diminuée au cours de la période de mesure. Durant la décennie 1913-1922, le niveau de l'eau était de plus de 5,5 m au-dessus du zéro des cartes marines (ZC) pendant 166 jours, soit environ deux semaines par année. Ces niveaux ont rarement été dépassés pendant les périodes sèches des années 1933-1942 et 1963-1972, après lesquelles l'inondation maximale a chuté à 4,5 m ZC en 1973-1982. Depuis 1983, l'inondation ne dépasse pas le seuil de 3,5 m ZC.

Tableau 1
Nombre de jours pour chaque intervalle de 50 cm de niveau
et pour chaque période de 10 ans au port de Montréal (jetée n° 1)

Intervalle de niveau ZC (m)		1913	1923	1933	1943	1953	1963	1973	1983	1993
De	À	à	à	à	à	à	à	à	à	à
		1922	1932	1942	1952	1962	1972	1982	1992	2002
8	8,5	1	1							
7,5	8	2	5		1					
7	7,5	7	5		7	4				
6,5	7	13	16	2	17	12				
6	6,5	45	48	10	32	28				
5,5	6	98	69	8	79	57	4			
5	5,5	184	108	27	103	81	12			
4,5	5	176	189	60	139	87	31			
4	4,5	178	191	92	156	116	31	5		
3,5	4	225	189	205	244	81	43	32		
3	3,5	132	168	242	228	127	71	75	7	19
2,5	3	171	161	289	118	142	93	208	70	81
2	2,5	178	144	282	150	204	192	408	188	171
1,5	2	277	332	242	304	289	552	598	521	362
1	1,5	501	571	299	727	562	660	1394	1200	811
0,5	1	864	796	556	993	905	966	815	1194	1111
0	0,5	600	660	1338	355	809	558	117	461	693
-0,5	0	0	0	0	0	131	440	0	10	396

Par ailleurs, la fréquence des bas niveaux s'est accrue notablement au cours de la même série qui affiche des niveaux inférieurs à 0 m ZC durant 131 jours au cours de la décennie 1953-1962 et pendant plus de 395 jours pour les décennies 1963-1972 et 1993-2002.

Les facteurs pouvant être invoqués pour expliquer la diminution de l'amplitude des variations de niveau sont nombreux :

- L'excavation du chenal principal a été faite de façon progressive et s'est particulièrement intensifiée au cours du xx^e siècle. En 1907, le chenal de navigation entre Québec et Montréal mesurait 9,1 m de profondeur et 140 m de largeur. En 1952, ce même chenal avait été approfondi à 10,7 m et élargi à 150 m (Lasserre, 1980). En 2003, le chenal mesurait 11,3 m de profondeur et 245 m de largeur;
- Les niveaux sortants du lac Ontario sont régularisés depuis 1958;
- Le chenal de navigation est maintenu libre de glace pendant l'hiver jusqu'à Montréal et les embâcles sont contrôlés depuis le début des années 1960;
- Les variations climatiques naturelles (température, précipitations, couverture de glace, évaporation) font en sorte que les apports hydriques nets au bassin Grands Lacs–Saint-Laurent varient entre des conditions d'apports élevés et faibles, sur des intervalles d'environ 30 ans (Moulton et Cuthbert, 1987; Mortsch, 1998; Lofgren *et al.*, 2002).

Les effets cumulatifs de tous ces facteurs font en sorte que le marnage saisonnier du Saint-Laurent a été réduit de moitié au cours du xx^e siècle, avec des conséquences potentiellement importantes sur les milieux humides du Saint-Laurent. Plusieurs auteurs (Marie-Victorin, 1934; Dansereau, 1945; Desrosiers et Bégin, 1992) soulignent en outre le rôle majeur que jouaient les embâcles de glace sur la végétation littorale du Saint-Laurent ainsi que la complexité des interactions entre les conditions climatiques, les interventions humaines et les milieux humides (annexe 10).

L'évaluation des impacts de différentes méthodes de gestion des débits et des niveaux doit être faite par rapport à une « condition de référence » des communautés de plantes, telles qu'elles auraient été en l'absence de modification hydrologique, mais en tenant compte de tous les autres facteurs d'influence (climatiques, chimiques, biologiques, édaphiques) des communautés végétales. Outre les facteurs hydrologiques énumérés ci-dessus, de nombreux changements environnementaux ont eu lieu dans le Saint-Laurent depuis le début du xx^e siècle :

- Dans les eaux provenant du lac Ontario, les apports d'éléments nutritifs et de contaminants ont varié de façon importante au cours des 50 dernières années,

affichant (pour plusieurs substances) un accroissement généralisé dans le temps avec des valeurs maximales au cours des années 1970 et une diminution subséquente (Carignan *et al.*, 1994). Des diminutions notables des teneurs en phosphore et en contaminants sont perceptibles dans les études plus récentes (Cossa *et al.*, 1998).

- De très nombreuses espèces exotiques ont été introduites dans le système Saint-Laurent–Grands Lacs au fil des années (de Lafontaine et Costan, 2002). Plusieurs espèces de plantes des milieux humides, telles que *Butomus umbellatus*, *Lythrum salicaria* et *Myriophyllum spicatum* sont établies depuis assez longtemps pour faire partie intégrante des communautés fluviales (Marie-Victorin, 1995).
- Les flux de sédiments ont été modifiés au fil des ans en réponse aux modifications des rives et du lit du fleuve ainsi qu'en fonction des changements de l'usage des terres dans le bassin (Désilets et Langlois, 1989; Bérubé, 1992; Primeau, 1996). Le changement des flux de sédiments résultant de l'intensification des activités agricoles s'accompagne en outre d'accroissement des flux de pesticides et de phosphore provenant des tributaires (Cossa *et al.*, 1998; MENV, 2003).

Il est donc essentiel de discerner les changements qui sont dus principalement à la modification de l'hydrologie de ceux résultant des autres facteurs confondants, même s'il s'agit d'effets complexes et prenant place simultanément.

1.3 OBJECTIFS

Cette étude a pour objectifs de :

- a) Identifier les groupes de plantes riveraines correspondant à chaque strate de végétation le long des rives du Saint-Laurent.
- b) Comparer les groupes de végétation observés dans notre étude avec les associations décrites dans les études datant de la période antérieure à la régularisation des niveaux d'eau.
- c) Évaluer l'importance relative des différentes variables environnementales (climat, exposition, clarté de l'eau, type de sédiments) pour la définition des groupes de végétation.
- d) Quantifier et modéliser les relations entre chaque groupe de végétation et les variables hydrologiques.
- e) Déterminer les étapes subséquentes pour l'étude des niveaux du lac Ontario et du Saint-Laurent par le Groupe de travail technique sur l'environnement de la Commission mixte internationale.

2 Aire d'étude

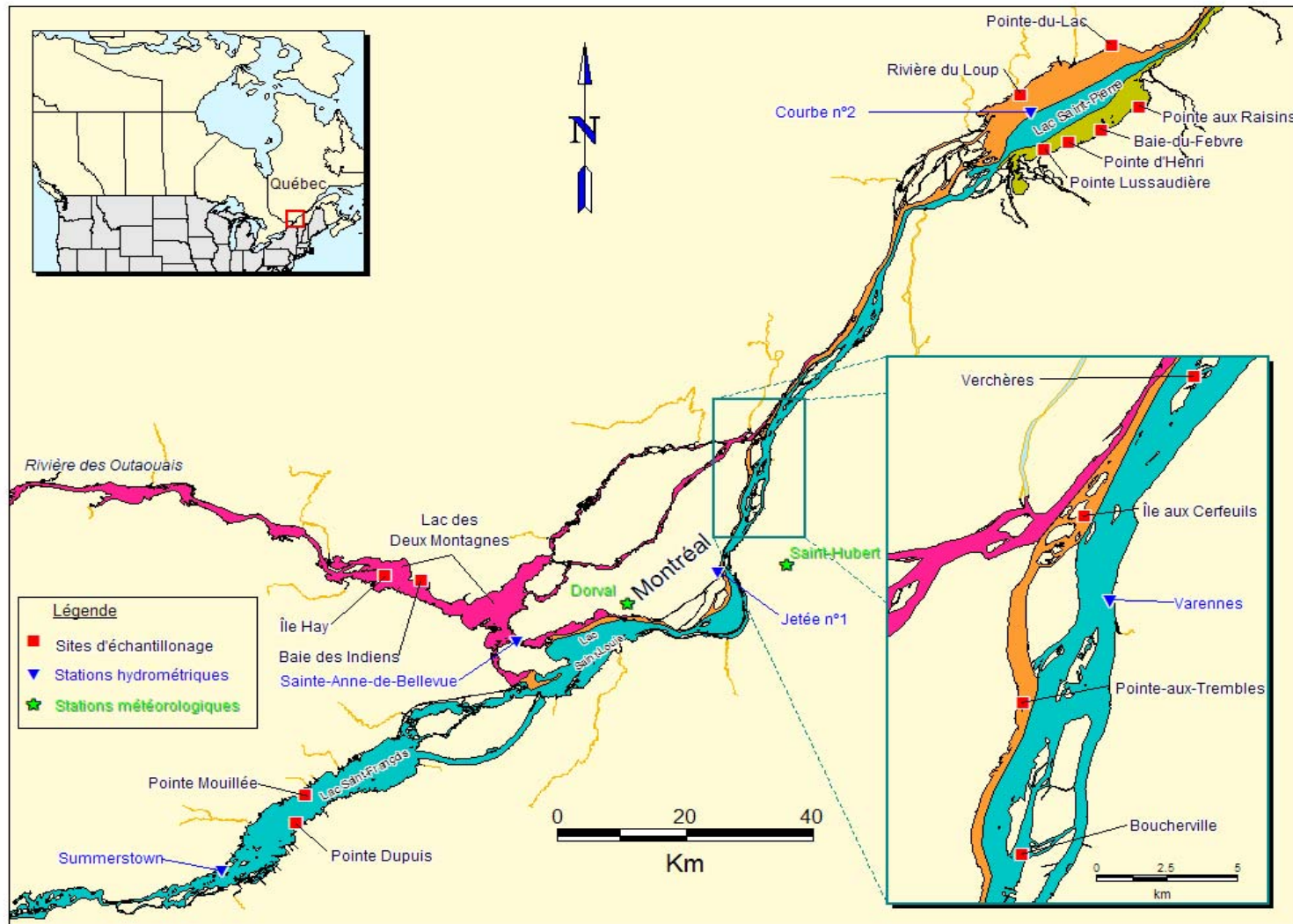
2.1 DESCRIPTION DU MILIEU

La portée géographique de l'étude couvre le tronçon fluvial allant de Cornwall à Trois-Rivières ainsi que le secteur du lac des Deux Montagnes (figure 1). La variété morphologique des milieux riverains et la présence de masses d'eaux distinctes affichant des variations de niveaux saisonnières et interannuelles importantes sont des caractéristiques distinctives du Saint-Laurent. Ces caractéristiques, combinées aux facteurs météorologiques et environnementaux (types de sédiments), affectent les milieux humides différemment selon leur localisation dans le système du Saint-Laurent.

2.1.1 Morphologie des rives

L'alternance de lacs fluviaux et de corridors plus étroits constitue une caractéristique qui accroît grandement la diversité des habitats riverains du Saint-Laurent. Les lacs fluviaux possèdent une pente très douce qui se prête à la formation d'une plaine d'inondation saisonnière importante dans les secteurs du fleuve où le débit n'est pas entièrement régularisé. En raison de leur vaste superficie et de leur profondeur moyenne relativement faible, les lacs fluviaux présentent des rives très vulnérables à l'effet des vagues générées par le vent, particulièrement dans l'axe nord-est-sud-ouest, qui représente l'axe du corridor principal du fleuve. La zone de rivage, délimitée par la différence entre les hauts niveaux de juin et l'étiage de septembre (Keddy et Reznicek, 1986), représente une étendue considérable qui s'avère très sensible aux fluctuations des niveaux. L'effet du courant et des vagues engendrées par la navigation (batillage) se fait, par contre, moins souvent sentir dans les lacs fluviaux.

Par contraste, les corridors fluviaux possèdent des rives plus abruptes et mieux définies, ce qui réduit d'autant l'étendue du rivage et des superficies inondées au printemps. Les nombreuses îles du corridor fluvial permettent cependant la croissance d'herbiers aquatiques de part et d'autres des chenaux abrités et peu profonds qui les séparent. La faible largeur du corridor fluvial permet aux herbiers littoraux de croître à l'abri du vent, quoiqu'ils subissent en revanche les effets de la vitesse de courant plus élevée et de l'érosion des rives dues aux vagues provenant du batillage et aux mouvements des glaces.



Remarque.— Les couleurs permettent d'identifier les masses d'eau provenant des Grands Lacs (bleu) et de la rivière des Outaouais (rouge), leur zone de mélange (orange) ainsi que les eaux provenant des rivières Richelieu, Yamaska et Saint-François (vert).

Figure 1 Portion du fleuve Saint-Laurent à l'étude et localisation des sites échantillonnés

2.1.2 Masses d'eau

Selon leur localisation dans le tronçon à l'étude, les sites subissent l'influence de différentes masses d'eau (figure 1) distinguables par la mesure de la conductivité et la transparence (coefficient d'extinction k ; disque de Secchi). Les eaux du lac Saint-François proviennent presque entièrement des Grands Lacs (figure 1, en bleu). Le bassin des Grands Lacs est composé en grande partie de roches carbonatées relativement solubles, ce qui engendre des concentrations relativement élevées de matières dissoutes. Ces minéraux dissous et les argiles très fines en suspension donnent à ces eaux leur couleur verte caractéristique. Ces eaux d'une très grande clarté sont pauvres en phosphore et témoignent de la réduction considérable des charges de cet élément dans le bassin des Grands Lacs depuis les années 1970 (Carignan *et al.*, 1994).

Les eaux du lac des Deux Montagnes proviennent de la rivière des Outaouais et drainent le Bouclier canadien qui est composé de roches ignées et métamorphiques peu solubles. En outre, l'abondance de carbone organique dissous et de matières en suspension dans ces eaux leur confère une coloration brune qui les distingue des eaux vertes provenant des Grands Lacs (figure 1, en rouge). Par ailleurs, les eaux brunes sont moins dures et ont une conductivité plus faible que les eaux vertes. De plus, les activités agricoles dans le bassin et la présence d'agglomérations urbaines importantes, telles que la région d'Ottawa-Gatineau (Primeau, 1996), apportent des quantités appréciables d'éléments nutritifs à ces eaux brunes naturellement pauvres, les rendant plus riches en phosphore total que les eaux du lac Saint-François (Cossa *et al.*, 1998). Le lac des Deux Montagnes reçoit en outre les eaux de la rivière du Nord qui se déverse en aval du barrage de Carillon (Bérubé, 1992).

Dans la région de Montréal, on observe la confluence des eaux vertes (lac Saint-François) et des eaux brunes (lac des Deux Montagnes) (figure 1, en orange). Une partie des eaux du lac des Deux Montagnes pénètre dans le lac Saint-Louis par le canal Sainte-Anne et longe la rive nord du lac en se mélangeant progressivement à la masse d'eau principale (Désilets et Langlois, 1989; Fortin, 1995). Les eaux brunes du lac des Deux Montagnes alimentent aussi les rivières des Prairies et des Mille Îles, qui se jettent dans le Saint-Laurent en aval de l'île de Montréal (Repentigny) où elles continuent à longer la rive nord du fleuve.

Dans la plus grande partie du cours du Saint-Laurent, le type d'écoulement des eaux ne permet pas un mélange transversal important. Chaque masse d'eau garde ses caractéristiques

physico-chimiques propres, quoiqu'on retrouve, dans la portion centrale du corridor, des eaux mixtes constituées du mélange des deux masses d'eau principales. Les eaux mixtes possèdent des caractéristiques physico-chimiques intermédiaires, variant selon l'importance de chacun des constituants. Ce gradient transversal de la chimie des eaux se forme à la confluence avec l'Outaouais dans l'archipel d'Hochelaga et se poursuit au delà du lac Saint-Pierre, limite est du secteur à l'étude. À cet endroit, la charge en matières en suspension et en éléments nutritifs est enrichie dans la région sud du lac par un apport considérable provenant des eaux des rivières Richelieu, Yamaska et Saint-François (figure 1, en vert) dont les bassins subissent une activité agricole intense.

2.1.3 Variations saisonnières des niveaux

Plusieurs stations hydrométriques enregistrent les niveaux d'eau du fleuve en permanence. Cinq stations hydrométriques ont été utilisées (figure 1, tableau 2) pour décrire les tendances saisonnières des niveaux d'eaux dans l'ensemble du territoire. Les variations saisonnières des niveaux d'eaux diffèrent le long de l'axe amont-aval du fleuve (figure 2). Le niveau du lac Saint-François, stabilisé depuis 1958 à 46,7 m au-dessus du niveau de la mer (SRIGL85) par les barrages Moses-Saunders (en amont) et de Beauharnois (en aval), subit un marnage saisonnier moyen (1960-2002) de moins de 0,85 m. Par contraste, le lac des Deux Montagnes (rivière des Outaouais) présente un niveau moyen de 22,1 m (SRIGL85) et affiche un marnage saisonnier moyen (1960-2002) de l'ordre de 3,14 m. À partir de Montréal, les variations de niveaux du Saint-Laurent résultent de l'influence combinée de la rivière des Outaouais et des nombreux tributaires dont les débits s'ajoutent à celui du fleuve au fur et à mesure que l'on se déplace vers l'aval (MPO, 1996) (figure 2, tableau 3). On observe de plus des fluctuations temporelles des niveaux appréciables, autant à échelle journalière et saisonnière (figure 3) qu'à échelle interannuelle (figure 4).

2.1.4 Conditions climatiques

Les basses-terres du Saint-Laurent se situent entre les bordures méridionales et septentrionales du Bouclier canadien (au nord) dont les sommets culminent à quelque 900 m d'altitude et la région montagneuse des Appalaches (au sud) avec une altitude moyenne de 400 m.

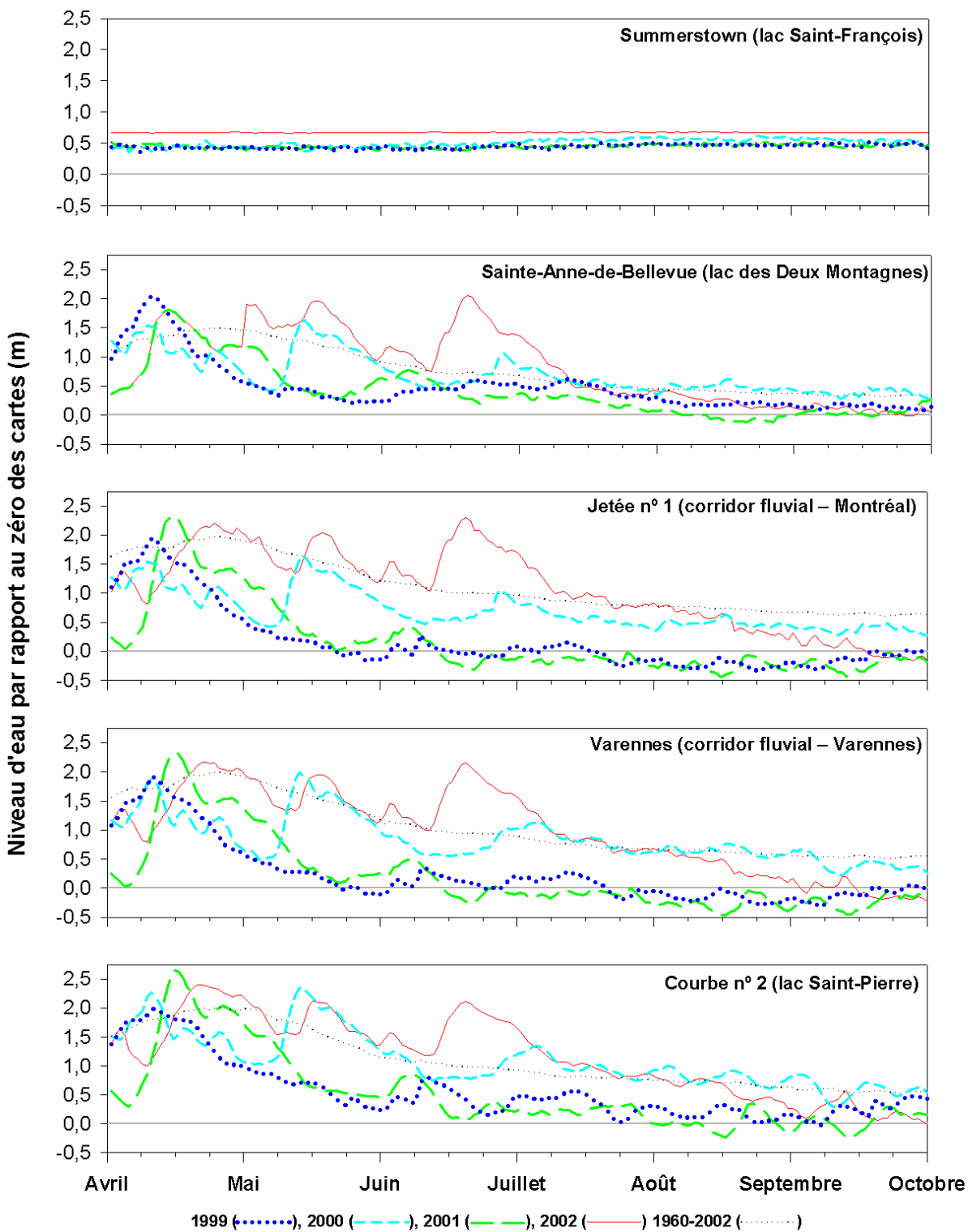


Figure 2 Niveaux d'eau (zéro des cartes) à cinq stations hydrométriques de référence entre les mois d'avril et d'octobre

Tableau 2
Localisation des stations hydrométriques de référence
et élévation des repères de nivellement

Secteur	Station hydrométrique			Élévation (m) zéro des cartes (SRIGL85)
	Nom de station	Identification n° MEDS code HYDAT	Localisation* (X, Y)	
– Site (code de transect)				
Lac Saint-François	Summerstown	14940	(535146, 4989464)	46,240
– Pointe Dupuis (SFPD)		Ø2MCØ23		
– Pointe Mouillée (SPPM)				
Lac des Deux Montagnes	Sainte-Anne-de-Bellevue	16005	(581630, 5028223)	21,336
– Île Hay (DMIH)		Ø2OAØ13		
– Baie des Indiens (DMBI)				
Corridor fluvial – Montréal	Jetée n° 1	15520	(613169, 5039824)	5,564
– Boucherville (BOUC)		Ø2OAØ46		
– Pointe-aux-Trembles (PATR)				
Corridor fluvial – Varennes	Varennes	15660	(621179, 5059978)	4,836
– Île aux Cerfeuil (IACE)		Ø2OAØ50		
– Verchères (VERC)				
Lac Saint-Pierre	Courbe n° 2	15975	(662340, 5117585)	3,383
– Rivière du Loup (SP2N)		Ø2OCØ16		
– Pointe Lussaudière (SP2S)				
– Pointe d'Henri (SP3S)				
– Baie-du-Febvre (SP4S)				
– Pointe-du-Lac (SP5N)				
– Pointe aux Raisins (SP5S)				

* UTM (18 T) NAD 83.

Sources : – Données tirées de HYDAT (Environnement Canada) pour l'ensemble des stations pour les années 1960 à 1997.
– Données tirées de MEDS pour les années 1998 à 2002 (sauf pour la station de Sainte-Anne-de-Bellevue).
– Données tirées du Service météorologique du Canada pour la station de Sainte-Anne-de-Bellevue de 1998 à 2001.

Du point de vue climatique, le bassin du Saint-Laurent, sous l'influence des Grands Lacs et de la région nord des États-Unis, est soumis à une circulation prédominante des vents d'ouest où alterne le passage de systèmes de haute et de basse pression. À l'occasion, les systèmes météorologiques apportent des conditions nuageuses, fraîches et humides en provenance de l'Atlantique Nord et qui entrent dans la province par le Labrador. Les écarts de températures entre les mois chauds et froids sont très marqués à l'intérieur des terres. Dans la région sud du Québec, la période hivernale se prolonge sur un peu plus de quatre mois avec une accumulation des précipitations sous forme de neige atteignant de 200 à 400 cm. Par contre, cette région présente des étés doux, sans saison sèche proprement dite. Les précipitations totales annuelles peuvent

atteindre plus de 1200 mm sur les reliefs bordant le Saint-Laurent, alors que l'ensoleillement moyen annuel s'élève à quelque 2000 heures (Bergeron *et al.*, 1997).

Tableau 3
Niveau d'eau estival (zéro des cartes) en 1999, 2000, 2001 et 2002
et niveau moyen à long terme (1960 à 2002)

Secteur Station	Niveau d'eau ZC* (m)				
	1999 Moyen (min.-max.)	2000 Moyen (min.-max.)	2001 Moyen (min.-max.)	2002 Moyen (min.-max.)	1960-2002 Moyen (min.-max.)
Lac Saint-François Summerstown	0,45 (0,36-0,52)	0,51 (0,35-0,62)	0,45 (0,38-0,52)	0,67 (0,65-0,68)	0,45 (0,09-0,85)
Lac des Deux Montagnes Sainte-Anne-de-Bellevue	0,48 (0,08-2,04)	0,70 (0,27-1,63)	0,41 (-0,12-1,81)	0,84 (-0,01-2,05)	0,77 (-0,12-3,02)
Corridor fluvial – Montréal Jetée n° 1	0,17 (-0,33-1,95)	0,89 (0,10-1,94)	0,18 (-0,44-2,35)	1,07 (-0,16-2,31)	1,11 (-0,48-4,31)
Corridor fluvial – Varennes Varennes	0,23 (-0,31-1,91)	0,84 (0,23-1,99)	0,20 (-0,47-2,34)	0,99 (-0,23-2,17)	1,05 (-0,46-4,33)
Lac Saint-Pierre Courbe n° 2	0,56 (-0,03-2,00)	1,09 (0,29-2,34)	0,52 (-0,24-2,65)	1,17 (-0,01-2,39)	1,09 (-0,45-3,95)

* Les niveaux sont calculés à partir des valeurs journalières existantes entre le 1^{er} avril et le 30 septembre.

2.1.4.1 Ensoleillement, degrés-jours de croissance et précipitations

L'activité photosynthétique est fonction de la lumière et de la température ambiante. La mesure de la lumière nécessite la quantification de l'ensoleillement effectif qui représente le nombre d'heures d'ensoleillement quotidien sans nuage. Les données de température journalière estivale de l'air sont relativement uniformes à l'échelle des secteurs couverts par l'étude, puisqu'elles correspondent à la circulation régionale des masses d'air. Le degré-jour de croissance représente une mesure cumulative de l'énergie disponible pour la période de développement des plantes et correspond à la différence algébrique entre la température moyenne quotidienne et une température de référence de 5 °C (McNiven et Puderer, 2000). Un degré-jour de croissance est compté pour chaque degré de température moyenne quotidienne se trouvant au-dessus de 5 °C.

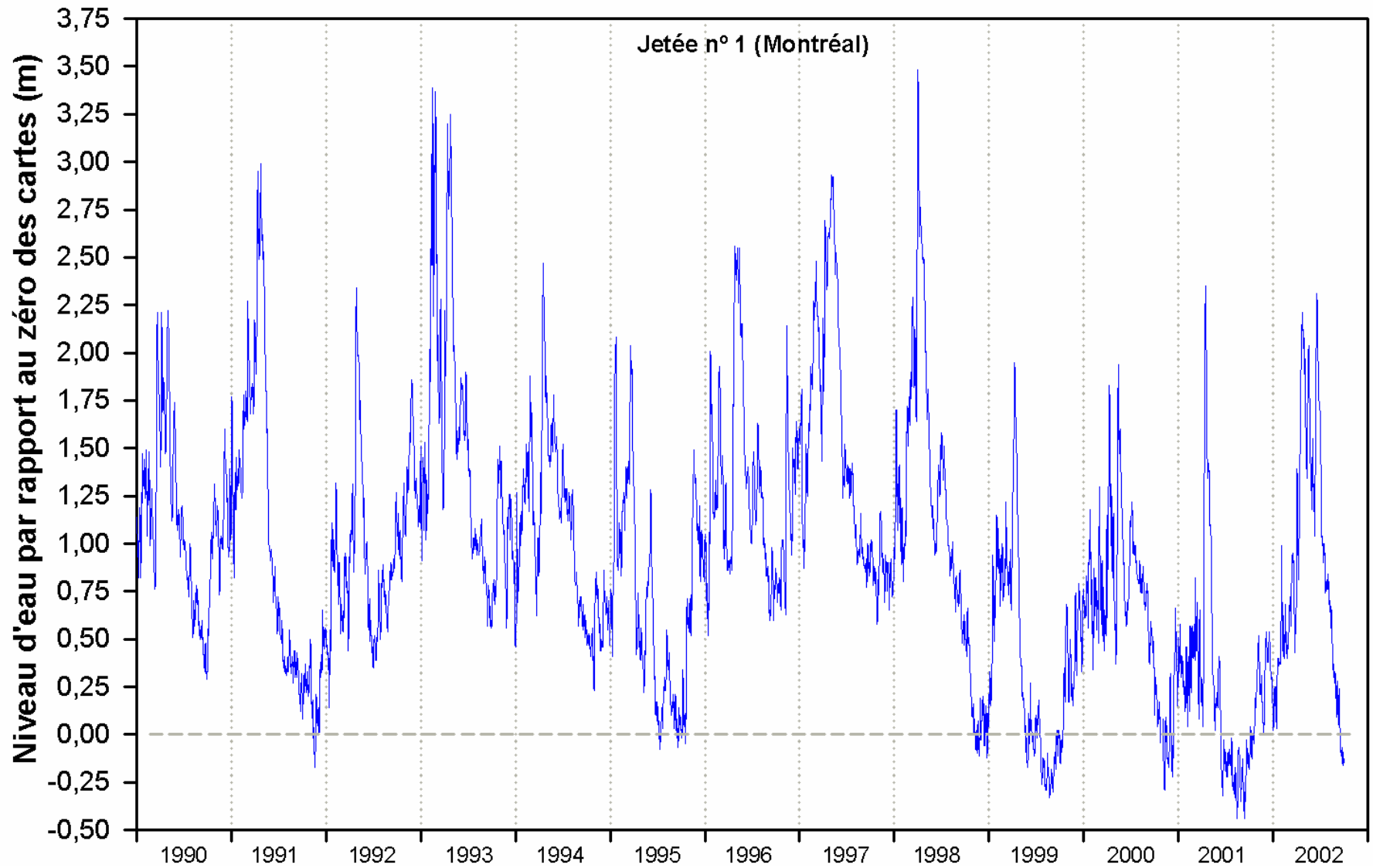


Figure 3 Variations journalières (du 1^{er} janvier 1990 au 30 septembre 2002) du niveau d'eau selon le zéro des cartes à la jetée n° 1 du port de Montréal

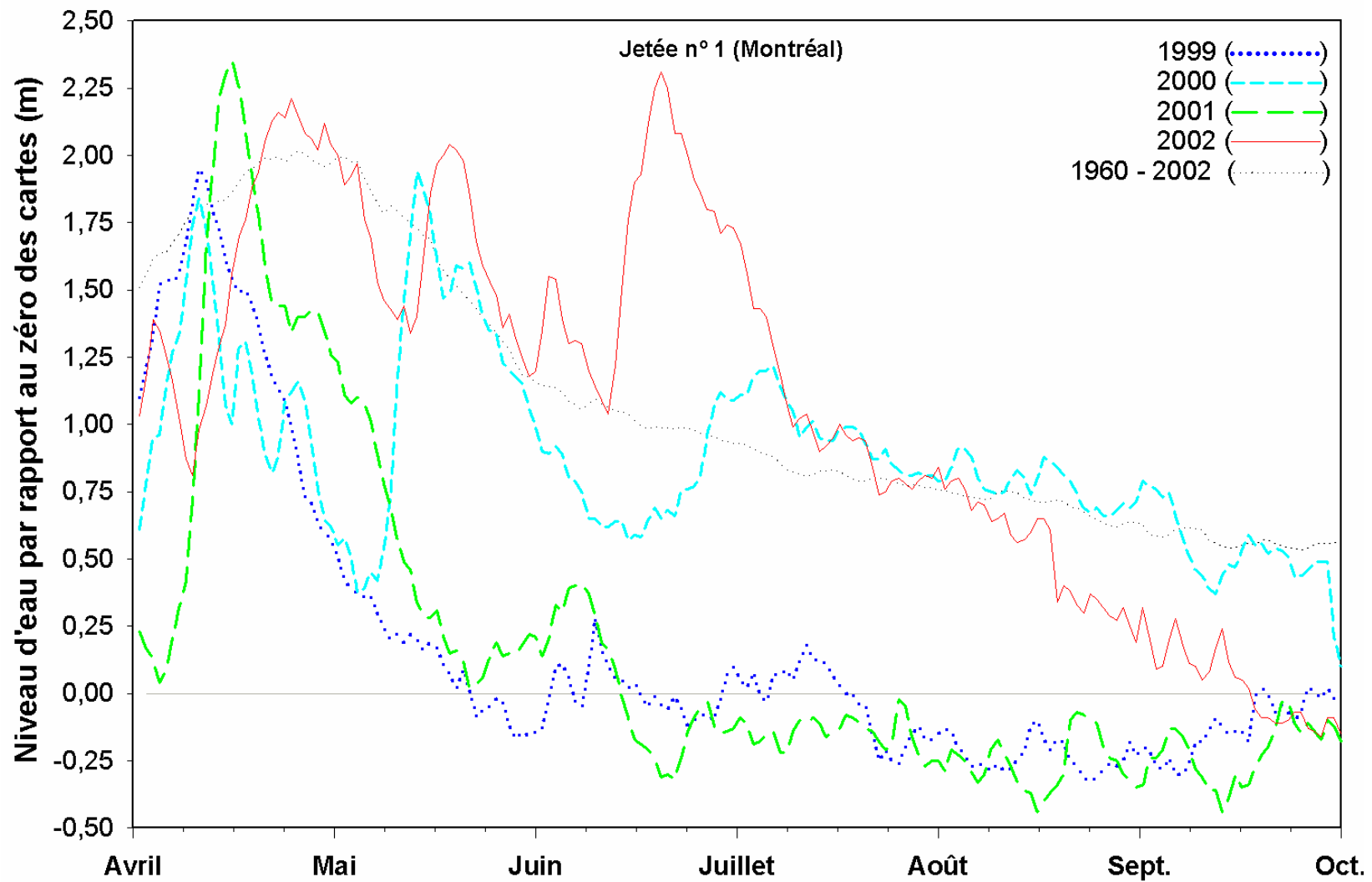


Figure 4 Variations interannuelles du niveau d'eau selon le zéro des cartes à la jetée n° 1 du port de Montréal durant la période d'étude (1999-2002) et niveau moyen à long terme (1960-2002)

Ces données proviennent des sommaires météorologiques mensuels du Service météorologique du Canada (Environnement Canada). La station météorologique de Saint-Hubert (figure 1) a été sélectionnée en raison de sa position géographique au centre du secteur d'étude. De cette station provient l'ensemble des données météorologiques, à l'exception des données d'ensoleillement pour les années 2001 et 2002, qui étaient mesurées à la station météorologique de Dorval (figure 1) située 26 km plus à l'ouest.

2.1.4.2 Indice d'assèchement

Le degré d'humidité du sol compte parmi les facteurs les plus importants dans l'établissement des différentes espèces de plantes le long des berges. Il conditionne la croissance et le maintien des plantes selon les caractéristiques d'adaptation particulières à chaque espèce. Les statistiques pluviométriques saisonnières locales ont été utilisées pour calculer un indice d'assèchement durant la période comprise entre le 1^{er} avril et le 30 septembre, correspondant à la saison de croissance.

Fréquemment utilisé dans la gestion des feux de forêts aux États-Unis, le *Keetch-Byram Drought Index* (KBDI) est l'indice d'assèchement retenu (Keetch et Byram, 1968). Simple d'utilisation et directement interprétable, le KBDI requiert les valeurs de précipitations à l'échelle régionale (moyenne annuelle et cumul journalier), de température maximale journalière ainsi que du cumul des jours sans précipitation. Cet indice renseigne sur le niveau d'assèchement du sol à un jour donné en indiquant la quantité d'eau nécessaire pour saturer le sol en eau.

Les valeurs de niveaux d'eau et les conditions climatiques à chacun des sites entre le début de la saison de croissance et le moment où ceux-ci furent échantillonnés diffèrent fortement entre 1999, 2000, 2001 et 2002 (voir annexe 1). Les tendances saisonnières de l'ensoleillement, des degrés-jours de croissance, des précipitations et du niveau d'assèchement du sol sont présentées à la figure 5.

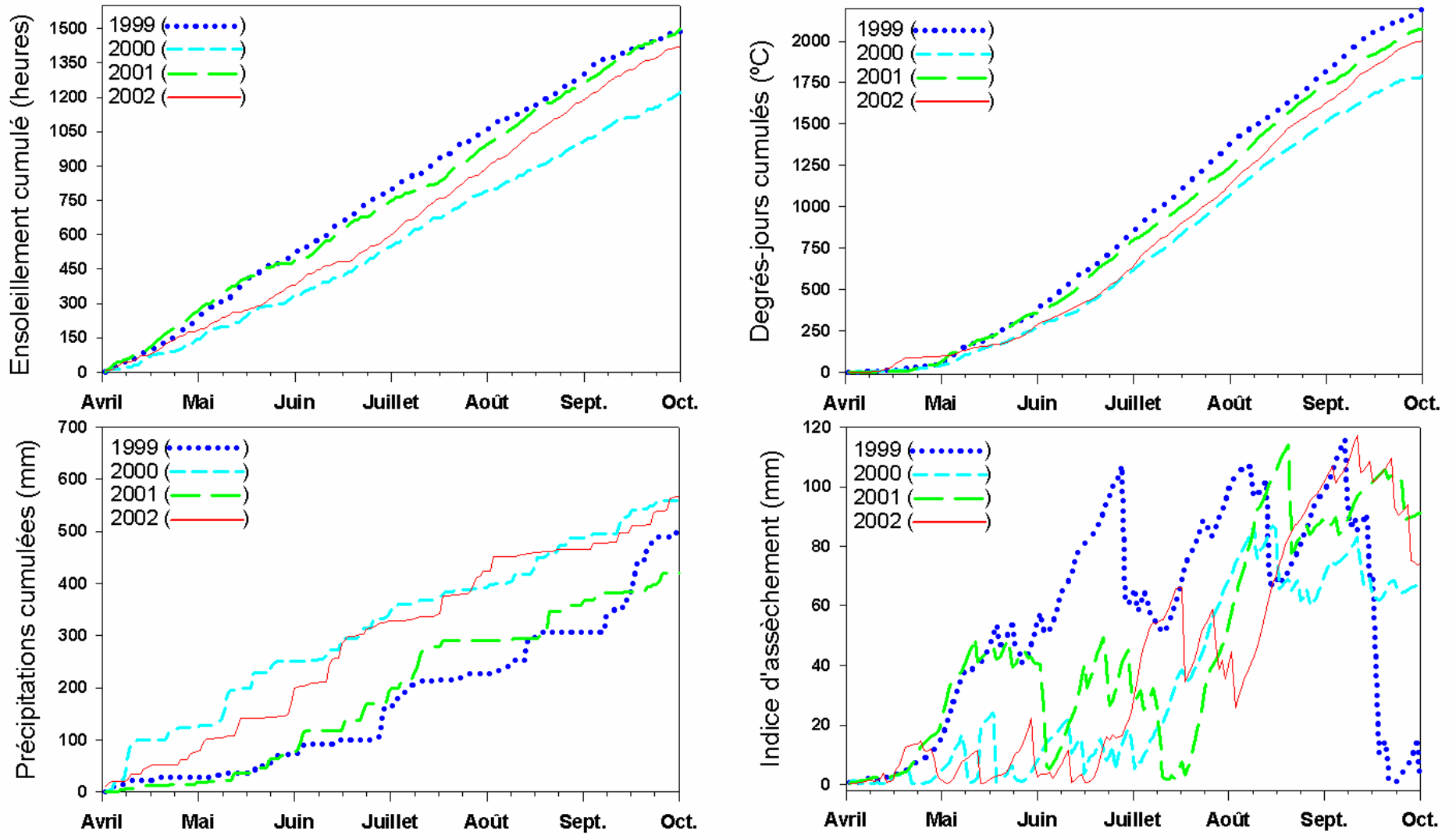


Figure 5 Cumul des heures d'ensoleillement, des degrés jours de croissance, des précipitations et de l'assèchement au cours de la saison de croissance des plantes (1999-2002)

3 Matériel et méthodes

3.1 MÉTHODOLOGIE SUR LE TERRAIN

Les cahiers de terrain constituent le registre détaillé des observations et des mesures effectuées lors de l'échantillonnage. Les campagnes d'échantillonnage se sont déroulées durant la période de maturité et d'abondance maximale des plantes, soit du 13 juillet au 5 octobre 1999, du 25 juillet au 13 septembre 2000, du 23 juillet au 5 septembre 2001 et du 29 juillet au 12 septembre 2002. Selon le site à échantillonner et leur disponibilité, différents véhicules et embarcations du Centre Saint-Laurent (le *Courant*, le *Pedro*) ou du Service canadien de la faune (hydroglisseur) ont servi de moyen de transport.

Tous les relevés de végétation ont été accomplis à pied, en partant du haut de la rive vers le large, en eau peu profonde (≈ 1 m), à l'exception du secteur sud du lac Saint-Pierre, situé dans la zone d'exclusion du Centre d'essais et d'expérimentation en munitions de la Défense nationale (figure 6), où l'ensemble des mesures ont été prises à partir de l'hydroglisseur. Dans cette zone, les consignes de sécurité de la Défense nationale requièrent que l'échantillonnage se fasse sans contact avec le fond, en raison de la présence de projectiles potentiellement explosifs dans les sédiments de tout le secteur. Cette contrainte fait en sorte que de vastes secteurs du sud du lac Saint-Pierre deviennent inaccessibles lors des périodes de bas niveaux, même en faisant usage d'un hydroglisseur (tirant d'eau d'environ 10 cm).

3.2 CHOIX DES SITES

Afin d'obtenir une image représentative de la composition spécifique des communautés végétales et des diverses conditions et caractéristiques environnementales, une série de milieux humides a été sélectionnée le long du tronçon Cornwall–Trois-Rivières (tableau 4). Ces milieux humides sont situés au lac Saint-François (pointe Dupuis et pointe Mouillée), au lac des Deux Montagnes (île Hay et baie des Indiens), dans le corridor fluvial du Saint-Laurent (îles de Boucherville, Pointe-aux-Trembles, île aux Cerfeuil et îles de Verchères), de même qu'au lac Saint-Pierre (rive nord : rivière du Loup et Pointe-du-Lac; rive sud : pointe Lussaudière, pointe d'Henri, Baie-du-Febvre et pointe aux Raisins) (figure 1). À noter que, sur la rive sud du lac Saint-Pierre, seuls les transects situés à la pointe d'Henri et à la pointe aux Raisins ont été visités

en 2001, ceux de la pointe Lussaudière et de Baie-du-Febvre n'étant pas accessibles en raison des bas niveaux.

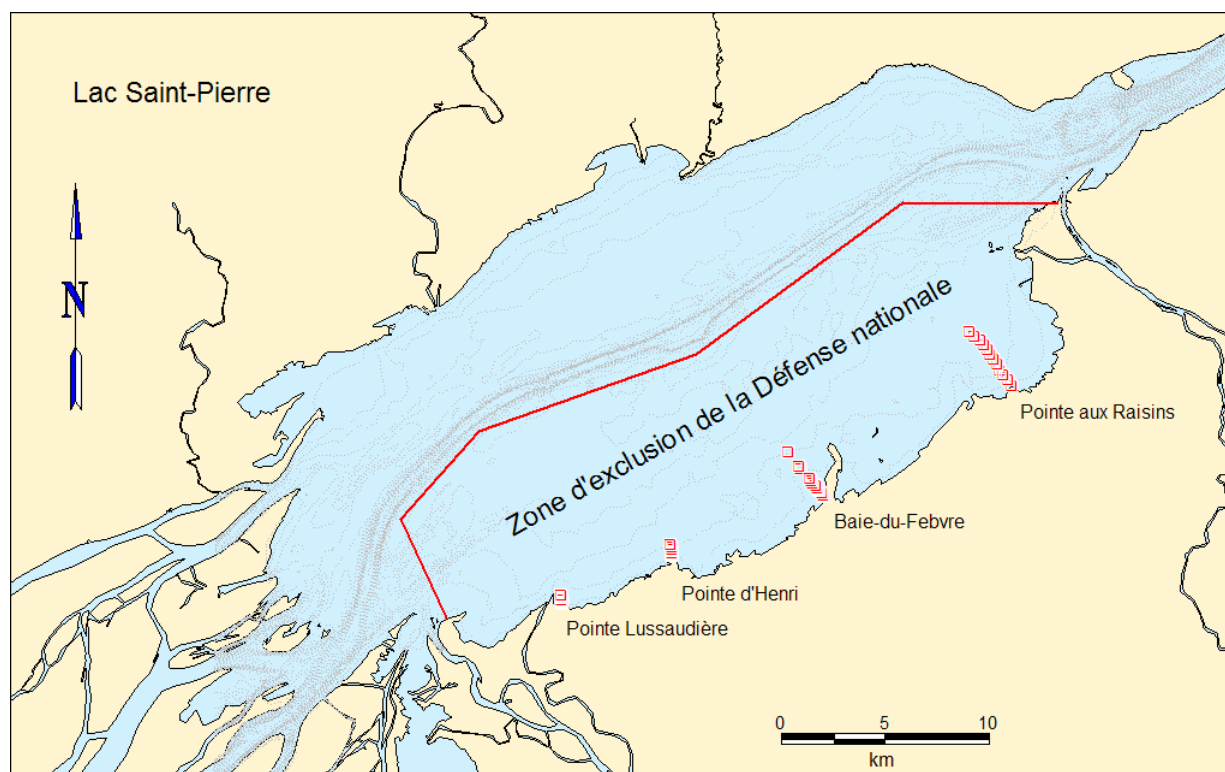


Figure 6 Localisation des sites d'échantillonnage dans la zone d'exclusion du Centre d'essais et d'expérimentation en munitions de la Défense nationale (secteur sud du lac Saint-Pierre)

Dans le présent rapport, la description des herbiers est faite systématiquement de l'amont vers l'aval, même si cette organisation ne suit pas la chronologie des activités d'échantillonnage. Le type d'herbier retrouvé à chacun des sites possède une combinaison de propriétés physiques, chimiques et morphologiques qui définit son identité.

3.3 POSITIONNEMENT DES TRANSECTS ET DES QUADRATS

Depuis 1999, l'utilisation systématique d'un système de positionnement global (GPS), combinée à la mise en place d'un jalon de bois (0,05 m x 0,05 m x 1,8 m) pour marquer le point d'origine de chacun des transects, ont apporté un caractère permanent à ceux-ci, ce qui facilite leur repérage ultérieur. Pour des raisons de sécurité, les transects situés à l'intérieur de la zone d'exclusion de la Défense nationale sont dépourvus de jalon marqueur (figure 6).

Tableau 4
Fréquence d'échantillonnage et nombre d'espèces végétales identifiées chaque année

Secteurs – Site	Année			
	1999	2000	2001	2002
Lac Saint-François				
– Pointe Dupuis	X	X	X	X
– Pointe Mouillée	X	X	X	
Lac des Deux Montagnes				
– Île Hay	X	X	X	X
– Baie des Indiens	X	X	X	X
Corridor fluvial				
– Boucherville	X	X	X	X
– Pointe-aux-Trembles	X	X	X	X
– Île aux Cerfeuil	X	X	X	X
– Verchères	X	X	X	X
Lac Saint-Pierre				
– Rivière du Loup		X	X	X
– Pointe Lussaudière*		X		X
– Pointe d'Henri*		X	X	X
– Baie-du-Febvre*	X	X		X
– Pointe-du-Lac		X	X	X
– Pointe aux Raisins*		X	X	X
Nombre d'espèces identifiées	124	156	189	189
Total			207	

* Sites dans la zone d'exclusion du Centre d'essais et d'expérimentation en munitions de la Défense nationale.

Pour tous les sites, à l'exception de ceux du lac Saint-Pierre, l'étendue des transects couvrirait approximativement la distance séparant la limite supérieure des eaux lors de la crue printanière jusqu'à une profondeur d'environ 1 m, profondeur limite pour un échantillonnage à pied. Puis, à l'aide d'un ruban à mesurer étendu perpendiculairement à la rive à partir du marqueur

permanent, les quadrats étaient disposés à intervalles réguliers le long du ruban (transect). Selon le niveau d'eau et la pente du rivage, les transects mesuraient de 60 m à 200 m de longueur totale et pouvaient inclure de 7 à 24 quadrats. Le lac Saint-Pierre étant très peu profond et de pente très douce, la longueur totale des transects variait entre 240 m et 2,5 km et l'intervalle entre les quadrats pouvait varier de 5 m à 250 m. Le secteur sud du lac n'étant accessible qu'en hydroglisseur, le positionnement des quadrats s'est fait en utilisant les coordonnées géographiques fournies par un GPS en mode différentiel. L'unité d'échantillonnage consistait en un quadrat démontable de 1 m × 2 m, fait de tuyaux de PVC, déposé transversalement sur la ligne de transect (figure 7).



Figure 7 Dimension d'un quadrat d'échantillonnage (1 m × 2 m) et positionnement le long du transect

La longueur des transects étant inégale, l'effort d'échantillonnage a été pondéré en ajustant la distance entre les quadrats de façon à obtenir un nombre raisonnable de quadrats échantillonnable en une journée (maximum de 24 quadrats). À chacun des quadrats, les coordonnées géographiques du centre du quadrat et l'élévation par rapport au niveau d'eau du moment ont été notées et le relevé complet et systématique de l'ensemble de la végétation a été effectué.

3.3.1 Système de référence géographique

Afin de se conformer aux nouvelles normes du Système national de référence cartographique du Canada (SNRC), le système de projection géographique nord-américain UTM NAD27 (ellipsoïde de référence de Clarke, 1866) a été remplacé dans la présente étude par le système de référence UTM NAD83 avec référence géocentrique GRS80 équivalent à WGS84. La référence UTM NAD83 représente un système géocentrique sans point d'origine ni direction initiale, utilisant un quadrillage métrique universel transverse de Mercator (UTM) (figure 8), dans lequel le positionnement géographique est représenté par des coordonnées X et Y précises à un mètre près.

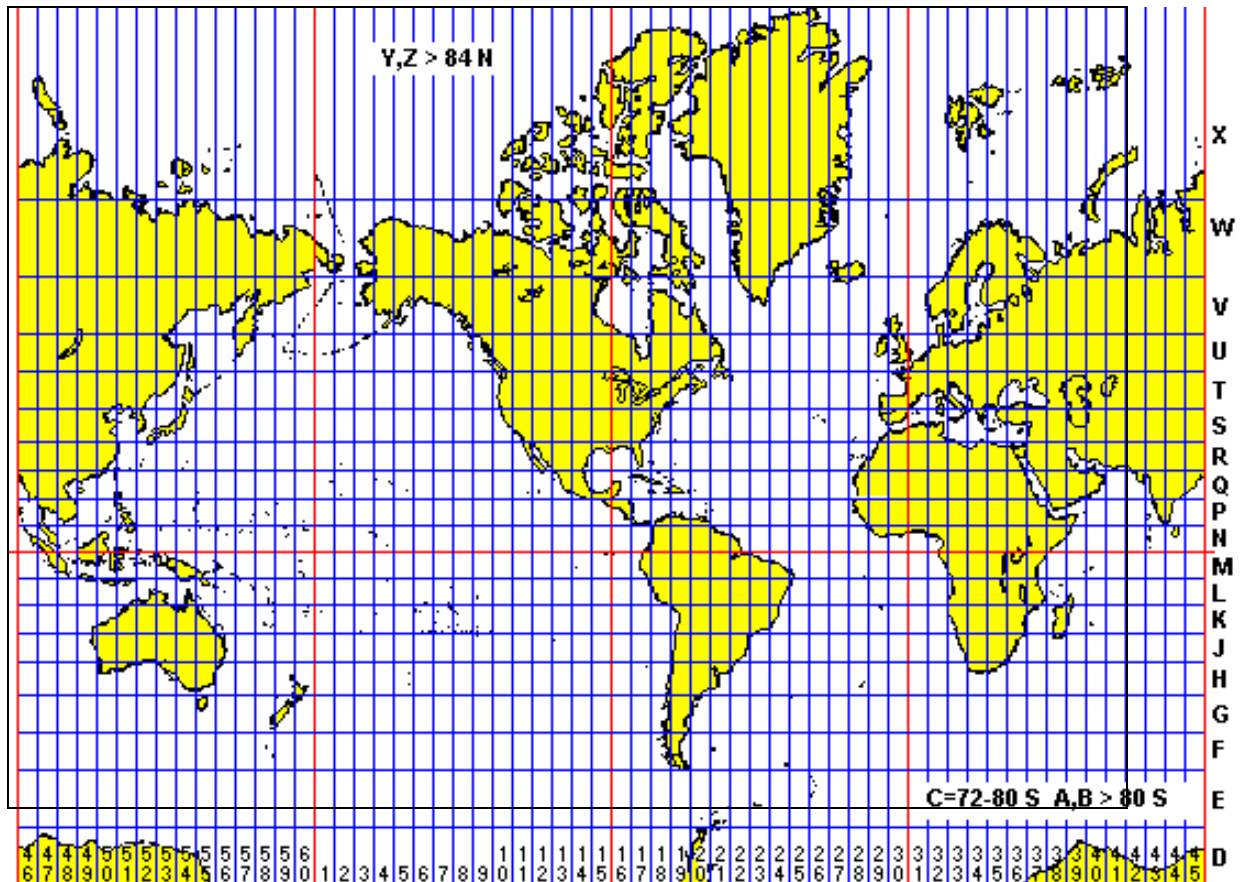
3.3.2 Systèmes de positionnement

En 1999, le positionnement géographique des quadrats s'est fait à l'aide d'un récepteur GPS Marconi Northstar (CMT 8900) fonctionnant en mode différentiel et affichant une précision¹ de 1,8 m RMS², ce qui signifie que la position affichée se retrouve 68 % du temps à 1,8 m ou moins de la position réelle. Toutefois, depuis le 1^{er} mai 2000, date à laquelle l'armée américaine a débrouillé les signaux civils émis par leurs satellites de positionnement, la précision moyenne d'un récepteur GPS sans correction différentielle est passée de 20,3 m à 3,8 m RMS. L'amélioration substantielle de la précision a permis d'utiliser un GPS simple à 12 canaux (Garmin-eTREX) pour le positionnement géographique des échantillons de la saison 2000. Un post-traitement à l'aide de photographies aériennes géoréférencées et du logiciel MapInfo a été

¹ Voir le site Internet : <<http://pasture.ecn.purdue.edu/~abegps/>>.

² RMS (*Root Mean Square*) : décrit la distribution de l'erreur horizontale. RMS \cong un écart-type.

appliqué sur ces données afin de valider la précision des positions. L'ajout en 2001 d'un récepteur Garmin-GBR21 au GPS Garmin-eTREX a ramené ce dernier en mode différentiel (précision moyenne de 2,2 m RMS) éliminant du coup le besoin de post-traitement.

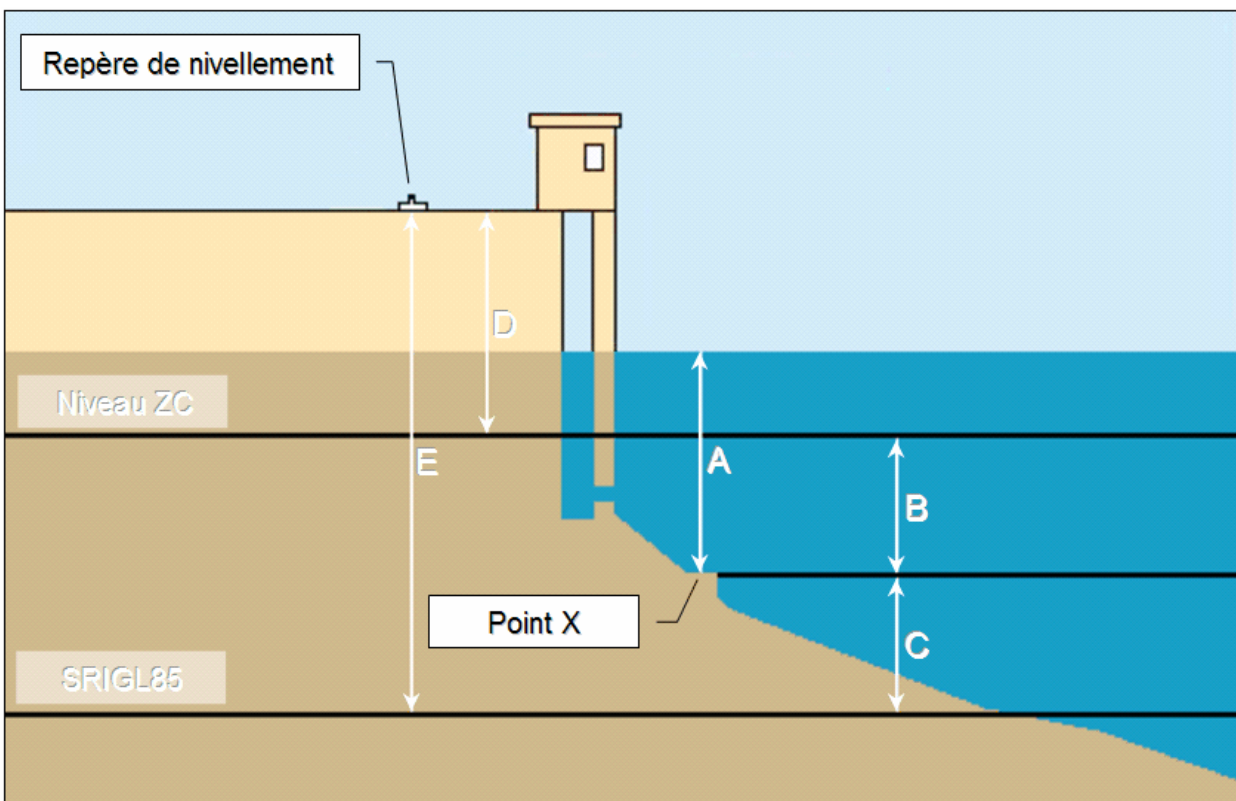


Source : Tiré de <www.uwgb.edu/dutchs/FieldMethods/UTMSystem.htm>.

Figure 8 Projection géographique de type Mercator transverse universel indiquant les bandes (axe X) et les fuseaux (axe Y)

3.4 ÉLÉVATION, PROFIL VERTICAL ET ZONE DE RIVAGE

À chaque transect, on déterminait l'élévation relative de chaque quadrat par rapport au niveau d'eau du moment. L'élévation des quadrats en zone inondée était obtenue en mesurant la profondeur de l'eau à l'aide d'une règle, alors que l'élévation des quadrats en zone exondée était mesurée avec un niveau d'arpentage (Sokkia E32). Les élévations brutes ainsi obtenues ont été converties à la référence zéro des cartes marines (ZC) (figure 9).



Légende. – A. Élévation d'un point X en fonction du niveau de l'eau. B. Élévation d'un point X en fonction du zéro des cartes. C. Élévation d'un point X en fonction du SRIGL85. D. Élévation du repère de nivellement de la station hydrométrique en fonction du zéro des cartes. E. Élévation du repère de nivellement de la station hydrométrique en fonction du SRIGL85.

Figure 9 Profil d'une station hydrométrique

Cette transformation se fait grâce aux enregistrements des niveaux d'eau horaires provenant des stations hydrométriques de référence (figure 2, tableau 2). L'élévation des quadrats de chaque transect, une fois convertie selon la référence ZC, uniformise les élévations à une échelle régionale, ce qui permet d'établir un profil vertical fixe dans le temps. Ce profil sert, entre autres, à délimiter la zone de rivage (figure 10), c'est-à-dire la zone où des variations saisonnières du niveau d'eau ont une très grande influence sur la végétation durant la saison de croissance. Sous nos latitudes, cette étendue correspond à la différence entre le niveau d'eau moyen à long terme (calculé pour 1960 à 2002) du mois de juin, haut niveau prévalant au début de la croissance des plantes riveraines, et le niveau moyen du mois de septembre, période correspondant à la fin de la croissance des plantes (Keddy et Reznicek, 1986). Les caractéristiques de la zone de rivage

étant propres à chaque transect, le profil vertical devient l'élément fondamental d'un suivi à long terme de l'évolution des communautés végétales.

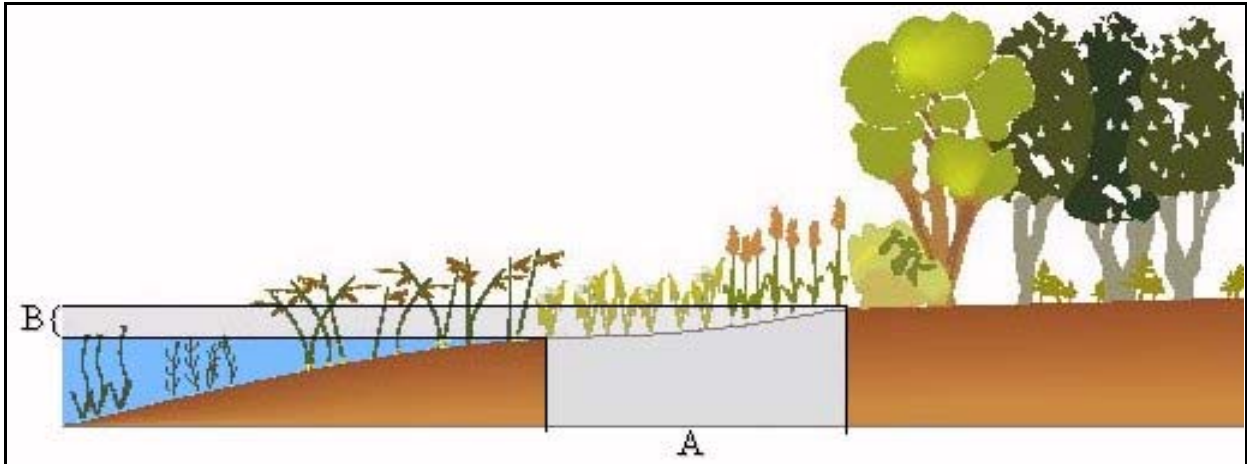


Figure 10 Coupe schématique d'un transect où A représente la distance horizontale de la zone de rivage, et B, le dénivelé entre les niveaux moyens à long terme du mois de juin (haut niveau) et de septembre (bas niveau)

3.5 RELEVÉS DE LA VÉGÉTATION

La structure et la composition de la communauté végétale de chaque herbier ont été minutieusement décrites le long des transects en identifiant et en dénombrant la totalité des espèces végétales retrouvées à l'intérieur de chaque quadrat. L'identification à l'espèce a été réalisée sur le terrain à l'aide de la *Flore laurentienne* (Marie-Victorin, 1995) et de *Plantes sauvages des lacs, rivières et tourbières* (Fleurbec, 1987). Les spécimens dont l'identification était incertaine ont été conservés humides et rapportés au laboratoire pour fins d'identification approfondie à l'aide des ouvrages suivants : *A Field Guide to Wildflowers of Northeastern and North-central North America* (Peterson et McKenny, 1968), *An Illustrated Flora of the Northern United States and Canada, Volume 1* (Britton et Brown, 1970), *Gray's Manual of Botany* (Fernald, 1970), *Aquatic Plants of the United States* (Muenscher, 1976), *The Flora of Canada* (Scoggan, 1978), *Shrubs of Ontario* (Soper et Heimburger, 1982), *Guide des fleurs sauvages de*

l'est de l'Amérique du Nord (Newcomb, 1983), *The Pocket Guide to Wild Flowers of North America* (Forey, 1998) et *The Pocket Guide to Trees of North America* (Mitchell, 1998).

Pour chaque espèce, la fraction de la surface occupée en projection verticale dans le quadrat a été estimée en se servant d'un système de cote divisé en sept classes d'abondance. À ces cotes correspond un pourcentage de recouvrement de la surface totale du quadrat (tableau 5).

Tableau 5
Cotes de recouvrement et surface d'occupation correspondante utilisées
dans l'estimation de l'abondance des espèces de plantes

Cote	Surface d'occupation du quadrat (%)	Médiane (%)
1	< 1	0,5
2	1-5	3
3	6-10	8
4	11-25	18
5	26-50	37,5
6	51-75	63
7	> 75	87,5

Chaque valeur de recouvrement était accompagnée de la hauteur moyenne mesurée (cm) de chaque espèce. La hauteur des espèces submergées ou à feuilles flottantes était estimée en proportion de la profondeur de l'eau (hauteur = pourcentage de la profondeur) ou avec une valeur fixe (pour les espèces de petite taille) (annexe 6), pour éviter l'écart induit par une variation récente du niveau d'eau. Afin de minimiser la perte d'information servant à la description systématique des communautés végétales, les espèces peu fréquentes appartenant à un même genre et partageant une grande similarité écologique ont été regroupées (tableau 6).

3.6 CARACTÉRISATION DES SOLS ET DES SÉDIMENTS

Le substrat sur lequel croissent les plantes a été caractérisé par une analyse granulométrique et en y mesurant le pH et la teneur en matière organique, en phosphore et en azote.

Tableau 6
Regroupement des espèces similaires

Regroupement	Espèces échantillonnées composant les nouveaux groupes
Marécage arborescent	
<i>Acer</i> spp.	<i>Acer pensylvanicum</i> , <i>A. rubrum</i> , <i>A. saccharinum</i>
Marécage arbustif	
<i>Alnus</i> spp.	<i>Alnus viridis</i> , <i>A. incana</i>
<i>Salix</i> spp.	<i>Salix fragilis</i> , <i>S. exigua</i>
Prairie humide	
<i>Aster</i> spp.	<i>Symphytotricum ontarione</i> et <i>Aster lanceolatum</i>
<i>Bidens</i> spp.	<i>Bidens cernua</i> , <i>B. comosa</i> , <i>B. frondosa</i>
<i>Chenopodium</i> spp.	<i>Chenopodium glaucum</i> , <i>C. polyspermum</i>
<i>Convolvulus</i> spp.	<i>Convolvulus arvensis</i> et <i>Calystegia sepium</i>
<i>Echinochloa</i> spp.	<i>Echinochloa crus-galli</i> , <i>E. muricata</i>
<i>Epilobium</i> spp.	<i>Epilobium ciliatum</i> , <i>E. palustre</i>
<i>Eupatorium</i> spp.	<i>Eupatorium maculatum</i> , <i>E. perfoliatum</i>
<i>Galium</i> spp.	<i>Galium boreale</i> , <i>G. palustre</i> , <i>G. trifidum</i>
<i>Hypericum</i> spp.	<i>Hypericum ellipticum</i> , <i>H. mutilum</i> , <i>H. perforatum</i> , <i>H. punctatum</i> et <i>Triadenum fraseri</i>
<i>Lactuca</i> spp.	<i>Lactuca biennis</i> , <i>L. serriola</i>
<i>Lycopus</i> spp.	<i>Lycopus americanus</i> , <i>L. uniflorus</i>
<i>Lysimachia</i> spp.	<i>Lysimachia terrestris</i> , <i>L. thyrsoiflora</i>
<i>Panicum</i> spp.	<i>Panicum capillare</i> , <i>P. flexile</i> , <i>P. tuckermani</i>
<i>Polygonum</i> spp.	<i>Polygonum aviculare</i> , <i>P. lapathifolium</i> , <i>P. pensylvanicum</i> , <i>P. persicaria</i> , <i>P. sagittatum</i>
<i>Rumex</i> spp.	<i>Rumex verticillatus</i> , <i>R. mexicanus</i>
<i>Scutellaria</i> spp.	<i>Scutellaria galericulata</i> , <i>S. parvula</i>
<i>Trifolium</i> spp.	<i>Trifolium aureum</i> , <i>T. pratense</i> , <i>T. repens</i>
Marais peu profond	
<i>Carex</i> spp.	<i>Carex aquatilis</i> , <i>C. crinita</i> , <i>C. cumulata</i> , <i>C. sparganioides</i> , <i>C. trichocarpa</i> , <i>C. tuckermanii</i>
<i>Cyperus</i> spp. (> 10 cm)	<i>Cyperus dentatus</i> , <i>C. diandrus</i> , <i>C. esculentus</i>
<i>Eleocharis palustris</i>	<i>Eleocharis erythropoda</i> , <i>E. obtusa</i> , <i>E. smallii</i>
<i>Equisetum</i> spp.	<i>Equisetum fluviatile</i> , <i>E. litorale</i> , <i>E. palustre</i>
<i>Juncus</i> spp.	<i>Juncus articulatus</i> , <i>J. arcticus</i> , <i>J. brevicaudatus</i> , <i>J. canadensis</i> , <i>J. compressus</i> , <i>J. dudleyi</i> , <i>J. filiformis</i> , <i>J. nodosus</i>
<i>Typha</i> spp.	<i>Typha angustifolia</i> , <i>T. latifolia</i>
Marais ouvert (à feuilles flottantes)	
<i>Lemna</i> spp.	<i>Lemna minor</i> , <i>L. trisulca</i> et <i>Spirodela polyrhiza</i>
<i>Potamogeton</i> flottant	<i>Potamogeton amplifolius</i> , <i>P. epiphydrus</i> , <i>P. gramineus</i> , <i>P. oakesianus</i>
Herbier submergé	
Algues	Algues filamenteuses, <i>Cladophora</i> sp. et <i>Nitella</i> sp.
<i>Elodea</i> spp.	<i>Elodea canadensis</i> , <i>E. nuttallii</i>
<i>Potamogeton</i> linéaire	<i>Potamogeton friesii</i> , <i>P. pusillus</i> , <i>P. zosteriformis</i> et <i>Stuckenia pectinata</i>
<i>Potamogeton richardsonii</i>	<i>Potamogeton richardsonii</i> , <i>P. perfoliatus</i> , <i>P. robbinsii</i> , <i>P. bupleuroides</i>

3.6.1 Échantillonnage

Les échantillons de sol et de sédiments ont été récoltés lors des relevés de végétation des transects de 2000 et de 2001, à l'exception de ceux du secteur sud du lac Saint-Pierre (zone d'exclusion de la Défense nationale), ainsi que lors de la récolte d'échantillons de biomasse de plantes submergées effectuée pour une étude complémentaire (tableau 7). Pour chaque quadrat hors de l'eau, le substrat a été débarrassé des plantes mortes et de la litière superficielle avant de prélever une carotte de sédiments (5,5 cm de diamètre sur 11 cm de profondeur), conservée dans un bocal de plastique (250 mL) étiqueté. Pour chaque quadrat submergé, le prélèvement des sédiments se faisait soit en utilisant la même procédure que pour les quadrats secs, soit en enfouissant directement le bocal de plastique dans les sédiments lorsque le substrat était suffisamment meuble. L'excédent d'eau était décanté directement sur le terrain.

Tableau 7
Nombre d'échantillons de sol et de sédiments récoltés
pour la caractérisation granulométrique, physique et chimique

Secteur Site	Projet	2000		2001	
		Date	Échantillons	Date	Échantillons
Lac Saint-François					
– Pointe Dupuis	Recouvrement	13 septembre	11	27 août	12
– Pointe Mouillée	Recouvrement	13 septembre	4	27 août	5
Lac des Deux Montagnes					
– Île Hay	Recouvrement	6 septembre	13	5 septembre	17
– Baie des Indiens	Recouvrement	6 septembre	14	5 septembre	14
Lac Saint-Louis					
– Secteur ouest	Biomasse	–	–	7 août	7
– Secteur est	Biomasse	–	–	23 août	15
Corridor fluvial					
– Boucherville-protégé	Recouvrement	1 ^{er} août	14	8 août	24
– Boucherville-exposé	Biomasse	29 août	9	1 ^{er} août	8
– Pointe-aux-Trembles	Recouvrement	16 août	13	14 août	14
– Île aux Cerfeuil	Recouvrement	14 août	12	16 août	19
– Verchères	Recouvrement	16 août	11	21 août	14
Lac Saint-Pierre					
– Rivière du Loup	Recouvrement	17 août	13	11 septembre	9
– Pointe-du-Lac	Recouvrement	9 août	13	31 juillet	16
– SP1Ca (plongeurs)	Biomasse	10 août	8	9 et 13 août	27
– SP1Cb (plongeurs)	Biomasse	28 août	9	–	–
– SP2Ca (plongeurs)	Biomasse	21 août	11	13 août	10
– SP2Cb (plongeurs)	Biomasse	–	–	15 août	11
– SP3C (plongeurs)	Biomasse	15 août	10	6 septembre	25
– SP4C (plongeurs)	Biomasse	24 août	11	29 août	10
– SP5C (plongeurs)	Biomasse	22 août	10	29 août	15

3.6.2 Traitement des échantillons en laboratoire

Au laboratoire, les bocaux étaient laissés ouverts, à l'abri de la poussière, pour le séchage des sédiments à l'air libre. Une fois séchés, les sédiments ont été homogénéisés grossièrement par brassage manuel à l'aide d'un pilon et d'un mortier. Des sous-échantillons ont été prélevés pour l'analyse granulométrique et les mesures du pH et des teneurs en matière organique, en phosphore total et en azote organique. Les références analytiques et la limite de détection pour les analyses de sols et de sédiments sont présentées au tableau 8.

Tableau 8
Méthodes analytiques et limites de détection utilisées
pour la caractérisation des sédiments

Analyse	N° et nom de la méthode d'analyse	Pages	Limite de détection
Granulométrie	Diffraction au laser (théorie de Fraunhofer ou de Mie)	s.o.	0,3 à 300 µm
Matières organiques	2540 E. <i>Fixed and volatile solids ignited at 550°C*</i>	2-57	
pH	4500 H ⁺ B. <i>pH value. Electrometric method*</i>	4-65	s.o.
	Méthodes d'analyses des sols, des fumiers et des tissus végétaux**	24	
Phosphore total (mg P/kg sec)	4500 P.E. <i>Ascorbic acid method*</i>	4-113	< 20 mg P/kg
	Détermination de l'azote total Kjeldahl et du phosphore total, digestion acide.***	18	
Azote organique Kjeldahl (mg N/kg sec)	4500 N _{org} B. <i>Macro-Kjeldahl method*</i>	4-92	< 200 mg N/kg
	4500 N _{org} C. <i>Semi Micro-Kjeldahl method*</i>	4-94	
	Détermination de l'azote total Kjeldahl et du phosphore total, digestion acide ***	18	

* APHA (1995).

** Conseil des productions végétales du Québec (1993).

*** Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2003).

s.o. : Sans objet.

3.6.3 Analyse granulométrique

L'analyse granulométrique des sédiments a été effectuée au département de géographie de l'Université du Québec à Montréal³. Le pré-traitement des échantillons a consisté à sécher les

³ D^r Mireille Bouchard [bouchard.mireille@uqam.ca].

sédiments au four (< 100 °C), puis à les broyer au mortier à faible pression. La granulométrie de la fraction de plus de 250 µm s'est faite par tamisage à sec conventionnel, tandis que la fraction fine des sédiments (< 250 µm) a été évaluée à l'aide d'un sédigraphe à diffraction au laser (Fritsch-Analysette 22 Compact), muni d'une unité de dispersion liquide. La préparation des échantillons de sédiments fins a nécessité l'élimination de la matière organique par ajout de H₂O₂ à 30 % à chaud, puis la neutralisation des carbonates par l'ajout de HCl concentré. Enfin, du pyrophosphate de sodium (50 g/L) a été ajouté de 12 à 16 heures avant l'analyse au sédigraphe.

3.6.4 Analyse de la teneur en matières organiques

La teneur en matières organiques des sédiments a été mesurée par la perte de masse d'un échantillon après combustion. Un sous-échantillon homogène d'environ 13 g sec était pesé après une heure à l'étuve à 105 °C et repesé après avoir passé deux heures au four à 550 °C (tableau 8).

3.6.5 Analyse du pH

L'analyse du pH des sédiments a été effectuée au laboratoire Bodycote⁴. La procédure consiste à plonger une électrode à pH dans une solution contenant deux parties d'eau pour une partie de sédiments (tableau 8).

3.6.6 Analyse du phosphore total

L'analyse du phosphore total des sédiments a été effectuée au laboratoire Bodycote⁴. La procédure consiste à digérer l'échantillon dans un mélange de H₂SO₄, de K₂SO₄ et de CuSO₄, étape suivie d'une analyse colorimétrique à l'acide ascorbique (analyse manuelle) (tableau 8).

3.6.7 Analyse de l'azote organique Kjeldahl

L'analyse de l'azote organique Kjeldahl des sédiments a été effectuée au laboratoire Bodycote⁴. La procédure consiste à transformer l'azote organique en ammonium par addition d'un mélange de H₂SO₄, de K₂SO₄ et de CuSO₄, puis à mesurer l'ammonium après distillation à l'aide d'un digesteur Tecator 1990.09.05 ASN 140-01/90 (tableau 8).

⁴ Technitrol inc., Division Envirolab, 1818 route de l'Aéroport, Sainte-Foy, G2G 2P8, (418) 871-8722.

3.6.8 Contrôle de qualité des analyses chimiques et granulométriques

Afin d'effectuer un contrôle de qualité des analyses granulométriques et chimiques, 10 % des échantillons de sédiments prélevés en 2000 et en 2001 ont été fragmentés et analysés sous forme de duplicata non identifiés (annexe 12).

3.7 CARACTÉRISTIQUES HYDROLOGIQUES

L'ensemble des données des niveaux d'eau (moyenne journalière) de 1960 à 1997, pour toutes les stations hydrométriques sélectionnées (tableau 3), proviennent du CD-ROM Hydat d'Environnement Canada⁵. Pour les données non-compilées sur CD-ROM (1998 à 2002), le Service des données sur le milieu marin (SDMM) du ministère canadien des Pêches et des Océans (MPO) a fourni les données de niveaux des stations Summerstown, jetée n° 1, Varennes et courbe n° 2. Les données de niveaux de la station de Sainte-Anne-de-Bellevue proviennent de la Direction des relevés hydrologiques du Service météorologique du Canada (SMC) d'Environnement Canada.

Cinquante-quatre variables décrivant l'histoire hydrologique ont été calculées pour chaque quadrat, à partir de son élévation et des données quotidiennes de niveaux (tableau 9). Les variables ont été calculées pour la saison courante, du 1^{er} avril à la date d'échantillonnage et pour la saison de croissance précédente. Ces variables décrivent la durée des inondations, les moyennes et les écarts-types de l'élévation du quadrat au-dessus de l'eau et de la profondeur de l'eau au-dessus du quadrat ainsi que le nombre de transitions air-eau à l'emplacement de chaque quadrat. Elles ont été calculées pour trois catégories de périodes : a) pour chaque intervalle multiple d'une semaine précédant l'échantillonnage; b) par mois de la saison de l'échantillonnage; c) pour la saison en cours entière et la saison de croissance précédente (tableau 9). La saison de croissance a été arbitrairement fixée à l'intervalle entre le 1^{er} avril et le 30 septembre. L'ensemble de ces variables permet de décrire avec précision tous les aspects des variations des niveaux d'eau qu'a subi chaque quadrat au cours des quatre années d'échantillonnage et qui ont donné naissance aux communautés de plantes qui y ont été observées.

⁵ Fourni par Greenland International Consulting Inc., 7880 Keele Street, Suite 100, Concord, Ontario, L4K 4G7, (905) 738-1818).

Tableau 9
Variables décrivant l'histoire hydrologique de chaque quadrat échantillonné

Type de mesure	Période	Nom de la variable incluant la durée	Durée (t)	Symbole	Nombre de variables
Nombre de jours où le quadrat est submergé	Jours (précédant l'échantillonnage)	J. sub. (t)	7, 14, 21, 28, 35, 42, 49, 56	Js_j_t	8
	Saison en cours (du 1 ^{er} avril à la date échantillonnée)	J. sub. (t)	Sai	Js_t	1
	Saison de croissance précédente (du 1 ^{er} avril au 30 septembre)	J. sub. (t)	Pré	Js_t	1
Élévation du quadrat au-dessus du niveau moyen de l'eau	Jours (précédant l'échantillonnage)	Élév. (t)	7, 14, 21, 28, 35, 42, 49, 56	Em_j_t	8
	Mois de la saison en cours	Élév. (t)	Avril, mai, juin, juillet	Emois_t	4
	Mois de la saison de croissance précédente	Élév. pré. (t)	Avril, mai, juin, juillet, août	E_p_t	5
	Saison en cours (du 1 ^{er} avril à la date échantillonnée)	Élév. (t)	Sai	Em_t	1
	Saison de croissance précédente (du 1 ^{er} avril au 30 septembre)	Élév. (t)	Pré	Em_t	1
Écart-type de l'élévation du quadrat au-dessus de l'eau	Jours (précédant l'échantillonnage)	É.-T. élé. (t)	7, 14, 21, 28, 35, 42, 49, 56	Esd_j_t	8
	Mois de la saison en cours	É.-T. élé. (t)	Avril, mai, juin, juillet	Esd_t	4
	Mois de la saison de croissance précédente	É.-T. élé. pré. (t)	Avril, mai, juin, juillet, août	Esd_p_t	5
	Saison en cours (du 1 ^{er} avril à la date échantillonnée)	É.-T. élé. (t)	Sai	Esd_t	1
	Saison de croissance précédente (du 1 ^{er} avril au 30 septembre)	É.-T. élé. (t)	Pré	Esd_t	1
Profondeur moyenne du quadrat sous l'eau	Saison en cours (du 1 ^{er} avril à la date échantillonnée)	Z (t)	Sai	Zm_t	1
	Saison de croissance précédente (du 1 ^{er} avril au 30 septembre)	Z (t)	Pré	Zm_t	1
Écart-type de la profondeur du quadrat sous l'eau	Saison en cours (du 1 ^{er} avril à la date échantillonnée)	É.-T. Z (t)	Sai	Zsd_t	1
	Saison de croissance précédente (du 1 ^{er} avril au 30 septembre)	É.-T. Z (t)	Pré	Zsd_t	1
Nombre de transitions air-eau ou eau-air	Saison en cours (du 1 ^{er} avril à la date échantillonnée)	Tr. (t)	Sai	Tr_t	1
	Saison de croissance précédente (du 1 ^{er} avril au 30 septembre)	Tr. (t)	Pré	Tr_t	1
Total					54

Pour les sites du lac Saint-Pierre, les niveaux horaires ont été considérés pour le calcul du nombre de jours où le quadrat a été inondé vu l'existence de marées significatives. Pour une journée donnée, un quadrat était considéré inondé s'il avait été submergé une heure ou plus.

3.8 LOCALISATION DES TRANSECTS ET PROFIL VERTICAL

Une série de photographies aériennes (1/5000, 31 août 1999) des sites du lac Saint-François, du lac des Deux Montagnes et du corridor fluvial permet de visualiser l'emplacement des différents transects pour chaque herbier (figures 11 à 18). Puisque le secteur du lac Saint-Pierre n'est pas couvert par un survol aérien, le même exercice a été fait à l'aide d'un agrandissement de la carte marine géoréférencée (figure 19) sur laquelle on a indiqué l'emplacement précis des quadrats de chacun des transects (figures 20 à 25).

Une représentation du profil vertical des transects se révèle un complément d'information visuelle important. En effet, l'amplitude et la forme de la pente de chaque transect est une caractéristique distinctive permettant, à une échelle fine, de mieux localiser les zones sensibles et ainsi d'obtenir une meilleure compréhension des associations végétales retrouvées dans les différents secteurs.

4 Description des sites d'échantillonnage

4.1 LAC SAINT-FRANÇOIS

Les herbiers du lac Saint-François sont exposés aux eaux vertes dont la conductivité est forte ($> 300 \mu\text{S/cm}$), la transparence, élevée (Secchi $> 5 \text{ m}$, $k < 0,33 \text{ m}^{-1}$), et le contenu en éléments nutritifs, faible. Le niveau de ce lac ayant été stabilisé à un marnage de $\pm 10 \text{ cm}$ annuellement, les herbiers ne sont pas sujets à une variation saisonnière de niveau comme dans les autres secteurs du fleuve. En l'absence de variations saisonnières importantes de niveau au lac Saint-François, on s'attend à ce que la végétation de ces sites varie peu entre les années et indique les seuls effets des différences interannuelles de climat (précipitations, sécheresse, ensoleillement, vent). Les herbiers choisis sont situés sur chacune des rives du lac et permettent d'étudier l'effet de l'exposition au vent, puisque ce lac est situé dans l'axe nord-est-sud-ouest correspondant aux vents dominants durant la période libre de glace. Dans ces secteurs exposés à un fetch de plus de 10 km par rapport au sud-ouest, on s'attend à ce que l'impact des vagues dues au vent soit très prononcé sur la zonation verticale et la biomasse des plantes aquatiques. L'effet du vent est indiqué par la faible épaisseur des sédiments meubles (de moins de 10 cm à 85 cm) et par leur proportion élevée de sable (71 à 90 %).

4.1.1 Lac Saint-François – Pointe Dupuis

L'herbier de la pointe Dupuis représente l'un des rares secteurs exempts de développement domiciliaire sur la rive sud du lac Saint-François. La pointe Dupuis s'avance dans le lac vers le nord et est exposée à l'axe des vents dominants du sud-ouest (Frenette *et al.*, 1989), avec une minime protection offerte par de petites îles (îles Minguy, Dupuis, Cherry et Lanouette). La pointe représente un point de repère naturel; une paire d'amers de la Garde côtière canadienne s'y trouve d'ailleurs pour aider à la navigation. Comme pour l'ensemble de la côte sud du lac, les fonds à proximité de la pointe Dupuis sont sablonneux à rocheux, assez compactés (Lorrain *et al.*, 1992). En raison de la stabilisation du niveau du lac, la plaine d'inondation est peu développée et est plutôt constituée de marais semi-permanents situés derrière une bande de terre surélevée qui forme une barrière au niveau de la frange de la rive. Le rivage comme tel est constitué d'une plate-forme surélevée de 30 à 50 cm qui fait une transition abrupte entre le milieu terrestre et la

zone immergée; cette transition constitue la rive du lac depuis la stabilisation des niveaux. Le fond de la zone submergée suit une pente douce (0,4 cm/m), atteignant 1 m de profondeur à près de 200 m du rivage. Étant baigné par les eaux provenant des Grands Lacs, ce secteur est caractérisé par une grande transparence. L'exposition au vent, le fond sablonneux en pente douce et la clarté des eaux confèrent à ce site ses caractéristiques particulières.

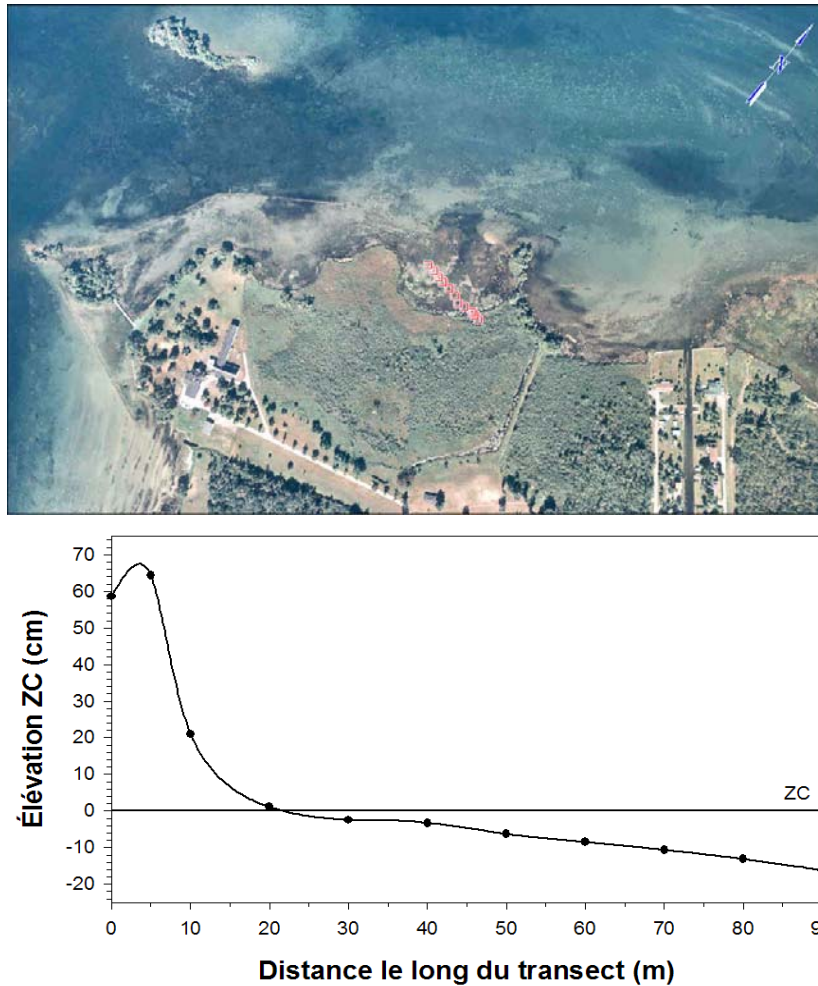
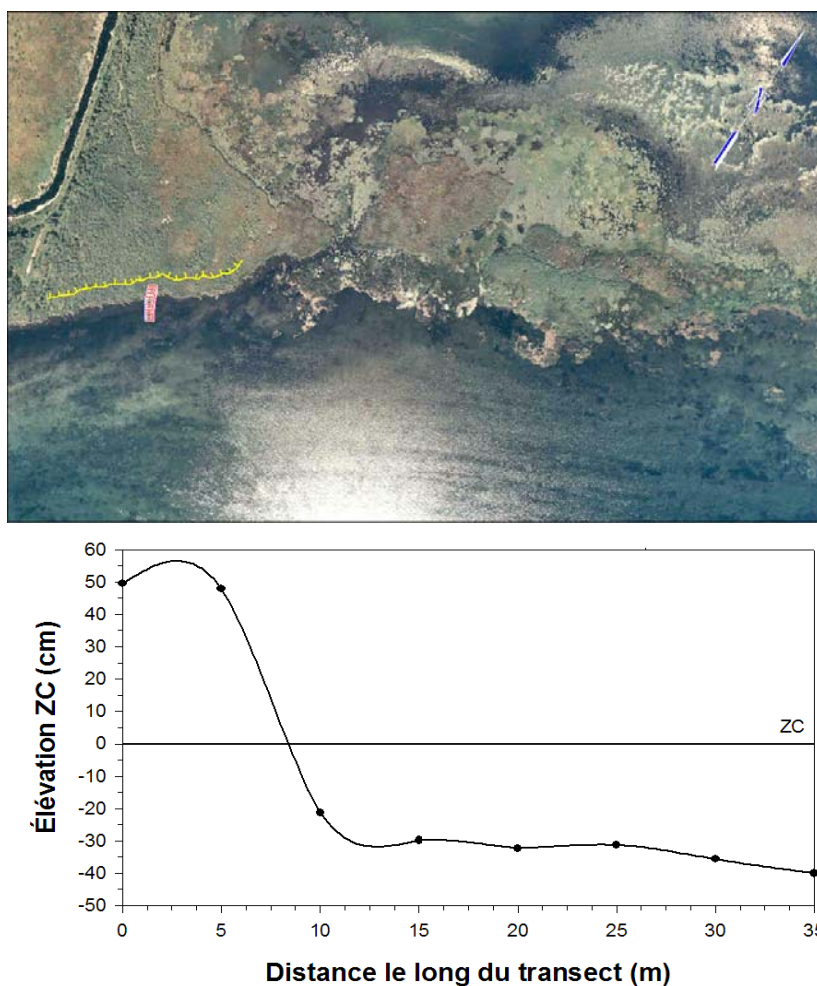


Figure 11 Localisation et profil vertical du transect à la pointe Dupuis, lac Saint-François

4.1.2 Lac Saint-François – Pointe Mouillée

Située sur la rive opposée (nord) du lac Saint-François, la pointe Mouillée s'avance vers le sud (figure 12). Ce site est caractérisé par une forte exposition aux vents dominant (fetch > 16 km) et présente des sédiments dont la texture est beaucoup plus fine. On note aussi dans

l'herbier la présence de sédiments meubles de nature organique qui laissent fréquemment échapper des bulles de gaz lorsqu'on les remue. L'épaisseur et le peu de compaction des sédiments littoraux de la pointe Mouillée rendent les déplacements difficiles, ce qui contraste fortement avec le sable compact observé au site précédent. Comme à la pointe Dupuis, le rivage est formé d'un talus abrupt (30 cm de dénivellation) entre les macrophytes émergentes robustes et le niveau des eaux. Le littoral submergé descend en pente douce, atteignant 1 m de profondeur à 80 m du littoral. Tout comme dans le cas de la pointe Dupuis, ce secteur baigné par les eaux vertes est caractérisé par une transparence de l'eau supérieure à 5 m.



Remarque. – Le trait pâle indique le recul de la rive de 18 m entre 2001 et 2002.

Figure 12 Localisation et profil vertical du transect à la pointe Mouillée, lac Saint-François

À ce site on a noté, entre les années 1999 et 2001, la présence de troncs d'arbres matures (environ 0,5 m de diamètre) submergés sous environ 1,3 m d'eau; il s'agit probablement de restes de végétation riveraine présente avant l'augmentation du niveau du lac. Cependant, la rive de ce site a subi une profonde transformation entre 2001 et 2002, soit une érosion de 18 m de la rive, pourtant peuplée les années précédentes d'espèces arbustives bien développées et robustes. Cette érosion résulte possiblement de l'influence des glaces de l'hiver 2001-2002, couplée à la forte exposition au vent caractérisant ce site. Ce recul, mesuré par DGPS, est représenté par un trait pâle sur la photo aérienne de 1999 (figure 12). Les données provenant de ce transect très fortement perturbé ont été exclues des analyses.

4.2 LAC DES DEUX MONTAGNES

Bien qu'il ne fasse pas partie à proprement parler du Saint-Laurent, nous avons choisi d'effectuer un échantillonnage au lac des Deux Montagnes afin de comparer des milieux humides en eaux vertes en provenance des Grands Lacs avec des milieux humides influencés par les eaux brunes en provenance du Bouclier canadien. Étant situés en aval du bassin de la rivière des Outaouais, ces milieux humides subissent d'importantes variations saisonnières de niveau. Le débit de la rivière subit des modifications liées au remplissage et à l'exploitation de vastes réservoirs situés en tête de bassin. De plus, les activités agricoles dans le bassin et la présence de l'agglomération urbaine d'Ottawa-Hull apportent des quantités appréciables d'éléments nutritifs à ces eaux brunes naturellement pauvres, les rendant plus riches que les eaux du lac Saint-François. Les sites choisis au lac des Deux Montagnes sont parmi les rares herbiers à être situés sur un substrat meuble. En effet, ce lac comprend une très grande proportion de son littoral composé d'amas de blocs et de cailloux, formant un substrat extrêmement hétérogène pour l'échantillonnage des plantes. Ces dernières s'enracinent probablement dans les rares dépôts meubles accumulés dans les anfractuosités de ces blocs et sont présentes partout dans le lac des Deux Montagnes, peu importe la nature du substrat. Cependant, pour faciliter la comparaison avec les autres sites, nous avons choisi des herbiers croissant sur des sédiments meubles.

Contrairement aux deux sites précédents, les eaux du lac des Deux Montagnes sont peu minéralisées (conductivité < 70 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et de faible transparence (Secchi < 2 m). Ces conditions favorisent la croissance des plantes émergées au détriment des plantes submergées. Même en eau

peu profonde (0,5 m), ces dernières sont densément couvertes de périphyton et de dépôts de matières organiques floconneuses, ce qui leur donne un aspect velouté et brunâtre. Cette particularité du lac des Deux Montagnes résulte de la forte concentration d'éléments nutritifs provenant de la rivière des Outaouais (de l'ordre de 30 µg/L, Primeau, 1996) et de la rivière du Nord (Bérubé, 1992), qui favorisent la prolifération du périphyton en eau peu profonde. Le périphyton utilise les macrophytes submergées comme substrat pour maximiser son exposition à la lumière, et en réduit du même coup la disponibilité pour la croissance des macrophytes. Les herbiers de l'île Hay et de la baie des Indiens sont tous deux exposés sur une distance d'environ 5 km aux vents du sud-ouest qui dominant au cours de la période estivale.

En résumé, les macrophytes croissant au lac des Deux Montagnes sont exposées au vent et aux vagues ainsi qu'à de faibles intensités lumineuses, qui sont réduites de surcroît par la croissance importante du périphyton.

4.2.1 Lac des Deux Montagnes – Île Hay

L'île Hay a été choisie parce qu'elle représente un secteur de sédiments meubles non affecté par le développement urbain ou d'autres altérations (remblayage) du rivage, des conditions relativement rares au lac des Deux Montagnes. À l'île Hay, la présence d'un grand nombre d'arbres endommagés, d'un plateau peu profond autour de l'île, ainsi que la prédominance de saules sur l'île témoignent des rigueurs imposées au milieu par la glace, l'érosion et les variations saisonnières du niveau. Les sédiments de l'herbier de l'île Hay sont meubles, bien compactés (20-70 cm d'épaisseur) et comportent une forte proportion de sable fin. Le site d'étude est orienté face à l'ouest, ce qui se rapproche de l'axe principal du courant et des vents dominants dans le lac des Deux Montagnes. La plaine d'inondation se prolonge graduellement, sans bris de pente notable, dans le marais colonisé par les plantes aquatiques émergentes et submergées. La profondeur atteint 1 m à environ 100 m du rivage.

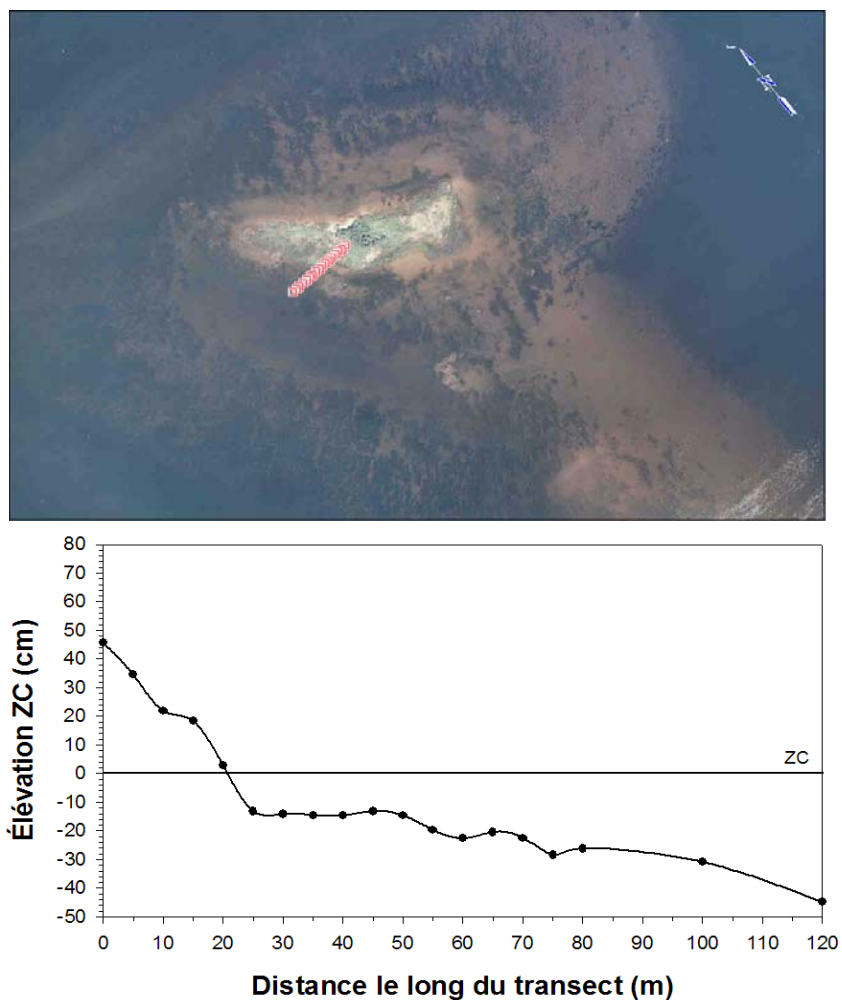


Figure 13 Localisation et profil vertical du transect à l'île Hay, lac des Deux Montagnes

4.2.2 Lac des Deux Montagnes – Baie des Indiens

Comme son nom l'indique, l'herbier de la baie des Indiens est abrité du vent au fond d'une baie située à proximité de la réserve amérindienne de Kanesatake (Oka). Les sédiments présents dans cette baie sont meubles et comportent une forte proportion de sable. Tout comme dans le cas de l'île Hay, on observe une importante colonisation par le périphyton sur la partie immergée de la tige des plantes émergentes, ainsi que sur les feuilles des plantes submergées. Dans cette baie, le périphyton atteint toutefois un développement tel qu'il forme par endroit des masses flottantes vertes et gélatineuses, agglutinées, avec des bulles de gaz indicatrices d'une

production primaire intense. Comparativement à l'île Hay, l'herbier de la baie des Indiens est abrité au fond d'une baie et semble plus protégé des vagues et des embâcles de glace. La pente très douce à ce site (1,2 cm/m) permet à l'herbier de se développer jusqu'à près de 1 km de la rive, malgré la faible transparence des eaux.

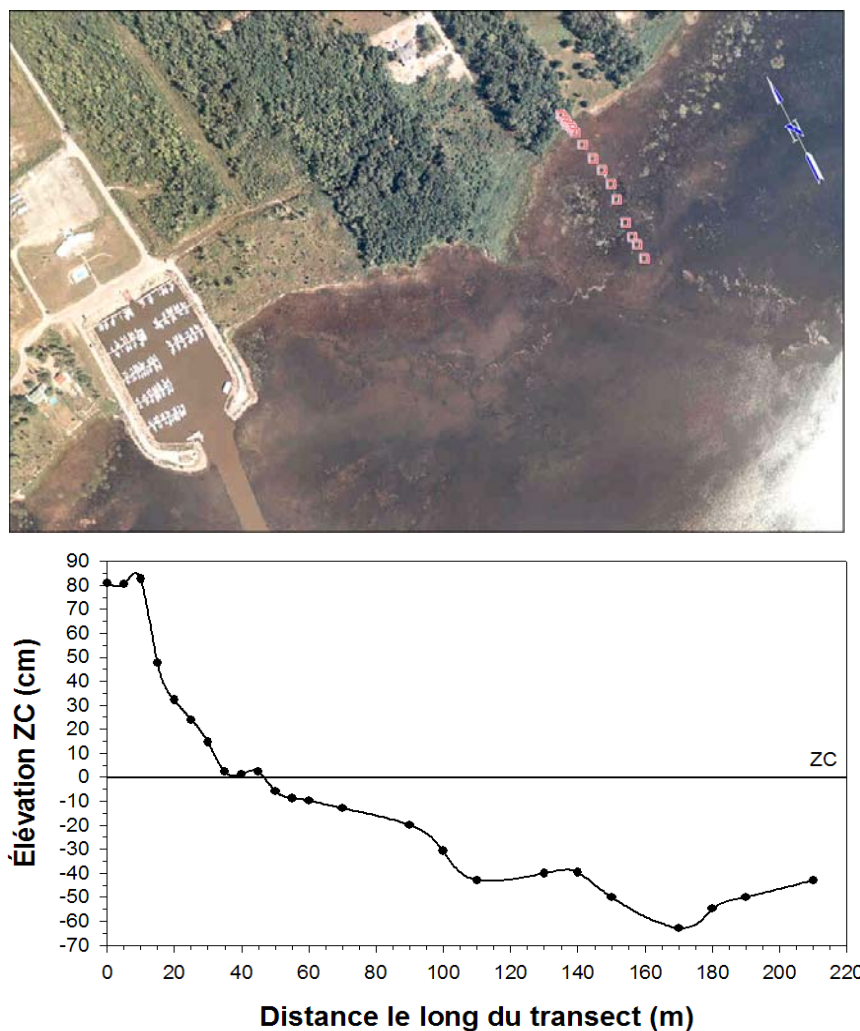


Figure 14 Localisation et profil vertical du transect à la baie des Indiens, lac des Deux Montagnes

4.3 FLEUVE SAINT-LAURENT – CORRIDOR FLUVIAL

Quatre herbiers ont été sélectionnés le long du corridor fluvial, dans la région montréalaise, pour tenir compte de la diversité des types d'herbiers, de l'origine des masses d'eau ainsi que des sources possibles de contamination. On a ainsi choisi deux herbiers littoraux situés

en bordure d'îles (Pointe-aux-Trembles et île aux Cerfeuil) et deux herbiers se développant dans un réseau de canaux plus ou moins complexes entre des îles (Boucherville et Verchères).

4.3.1 Fleuve Saint-Laurent – Boucherville

Les îles de Boucherville sont essentiellement sous l'influence des eaux vertes du fleuve provenant du lac Saint-François et qui s'écoulent dans le chenal maritime et le long de la rive sud (Fortin, 1995). L'herbier étudié est situé entre les îles Charron, Sainte-Marguerite, Saint-Jean et les Grandes battures Tailhandier.

Ce site complexe comprend une bordure de plantes aquatiques émergentes et submergées entourant les îles et les hauts-fonds, dont le profil en pente douce s'interrompt brusquement pour former un talus à pente raide (4 cm/m) à l'approche du secteur dragué du port de Montréal (voie maritime). À l'exception de la zone draguée, l'herbier couvre l'ensemble des fonds de l'archipel, y compris ceux d'un chenal sinueux et peu profond (5,5 m maximum) (la Grande Rivière) dans lequel circulent les embarcations de plaisance de faible tirant d'eau. Outre ce chenal qui demeure plus ou moins ouvert tout l'été, toute la colonne d'eau de moins de 2 m de profondeur est occupée par un couvert dense de plantes aquatiques flottant jusqu'à la surface. Ces plantes supportent d'importants dépôts de carbonate de calcium, de périphyton et de matières en suspension. Ces dépôts sont particulièrement notables en bordure de l'herbier en face de la zone portuaire et s'accompagnent de nombreux détritiques accrochés dans les plantes. À l'intérieur de l'herbier, les secteurs dénués de courant permettent l'accumulation de sédiments fins, tandis que les secteurs qui font face au port, influencés par les courants et les vagues de la voie maritime, comportent des sédiments plus grossiers. De même, on observe un accroissement de la clarté de l'eau (Secchi de 2,5 à 3 m) au fur et à mesure qu'elle chemine vers l'intérieur de l'herbier de Boucherville et se débarrasse des matières en suspension. La configuration complexe de l'herbier de Boucherville lui confère une grande diversité d'habitats pour les plantes aquatiques, ce qui souligne l'importance du phénomène d'hétérogénéité à très petite échelle spatiale, fréquemment observé dans les herbiers.

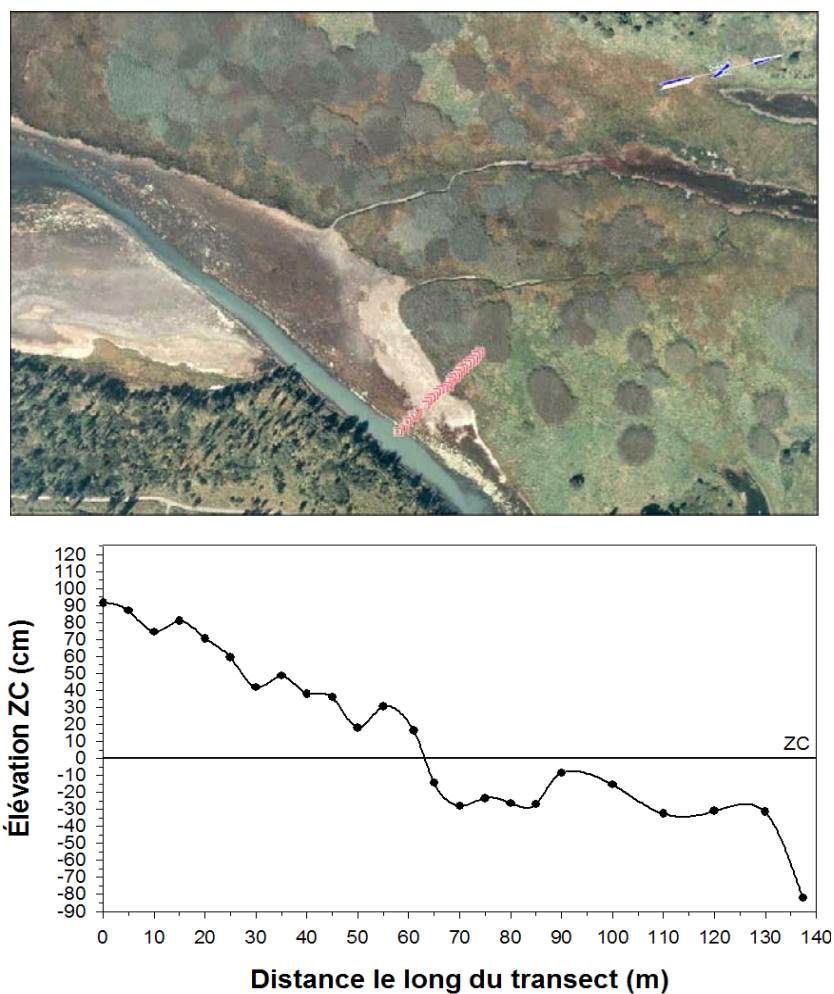


Figure 15 Localisation et profil vertical du transect à Boucherville

Contrairement aux sites des lacs fluviaux, seule la portion extérieure de l’herbier de Boucherville est fortement exposée au vent sud-ouest (fetch de 7,5 km). L’herbier n’a pas la structure classique des herbiers littoraux décrits précédemment, puisqu’il comprend de vastes zones d’eau peu profonde situées entre plusieurs îles. Le fort degré de protection de cet herbier permet aux plantes submergées (particulièrement *Myriophyllum* sp. et *Elodea canadensis*) de persister en grande abondance sous la couverture de glace (Hudon, observation personnelle) à l’entrée de l’herbier. Le type de colonisation et la zonation des plantes dépendent donc de la bathymétrie, des chenaux par où passe le courant et du degré de protection des sites en fonction de leur distance au sein de l’herbier. Il s’agit donc d’un milieu hétérogène et complexe, au travers

duquel l'eau s'écoule en partie dans les plantes submergées et en partie par le canal plus profond qui traverse l'herbier.

4.3.2 Fleuve Saint-Laurent – Pointe-aux-Trembles

L'herbier de Pointe-aux-Trembles est baigné par les eaux de mélange qui longent la rive sud de l'île de Montréal et traversent la zone portuaire et industrielle située immédiatement en amont de l'herbier. L'herbier de Pointe-aux-Trembles entoure l'île du même nom (aussi appelé La Batture), qui comprend, dans sa partie aval, un vaste plateau peu profond (< 2 m), résultant probablement de l'érosion des rives de l'île. Le canal situé entre l'île de la pointe aux Trembles et l'île de Montréal est en partie obstrué par un haut-fond (< 1 m) situé immédiatement en amont, qui protège l'herbier du courant et des vagues. La partie ouest de l'île, où se situe la zone d'échantillonnage, est très protégée des vents du sud-ouest (fetch d'environ 1 km). Situé en aval du port de Montréal, ce secteur a longtemps été contaminé par les rejets du port, avant qu'ils ne soient peu à peu raccordés au collecteur de la station d'épuration de la Ville de Montréal. Jusqu'à 1994, le port de Montréal recevait à la fois les rejets d'eaux usées domestiques et les rejets industriels des compagnies pétrochimiques concentrées dans l'est de Montréal (Fortin, 1995).

Les eaux mixtes et la présence de sources de pollution expliquent les valeurs de conductivité (228 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et de clarté (Secchi 0,8 m) intermédiaires à celles documentées précédemment pour les eaux vertes et brunes échantillonnées en amont de Montréal. La rive ouest de l'île borde la marina des plaisanciers de Pointe-aux-Trembles, tandis que l'extrémité sud point vers la zone portuaire commerciale. Cette île de faible relief possède une zone littorale relativement étroite (100 m) qui descend en pente douce jusqu'à une profondeur d'environ 1,5 m (pente de 3 cm/m), au-delà de laquelle un talus abrupt mène au secteur plus profond où circulent les eaux du fleuve. Comme dans le cas du site de Boucherville, l'accroissement de profondeur au talus coïncide avec une augmentation de la vitesse du courant. Les plantes submergées croissant sur le talus en eau peu profonde jouissent ainsi d'un milieu très abrité, particulièrement sur la rive ouest de l'île. Les sédiments de ce secteur sont donc très épais (de 22 cm à plus de 150 cm d'épaisseur, selon les observations) et généralement fins. De plus, leur brassage laisse échapper des bulles de gaz et de fortes quantités d'huile qui s'agglomèrent aux plantes aquatiques submergées ou se concentrent à la surface de l'eau pour y former un film épais. Cet herbier est

très abrité du vent et des vagues et représente un exemple typique du profil (plate-forme, talus, chenal) des herbiers du tronçon fluvial.

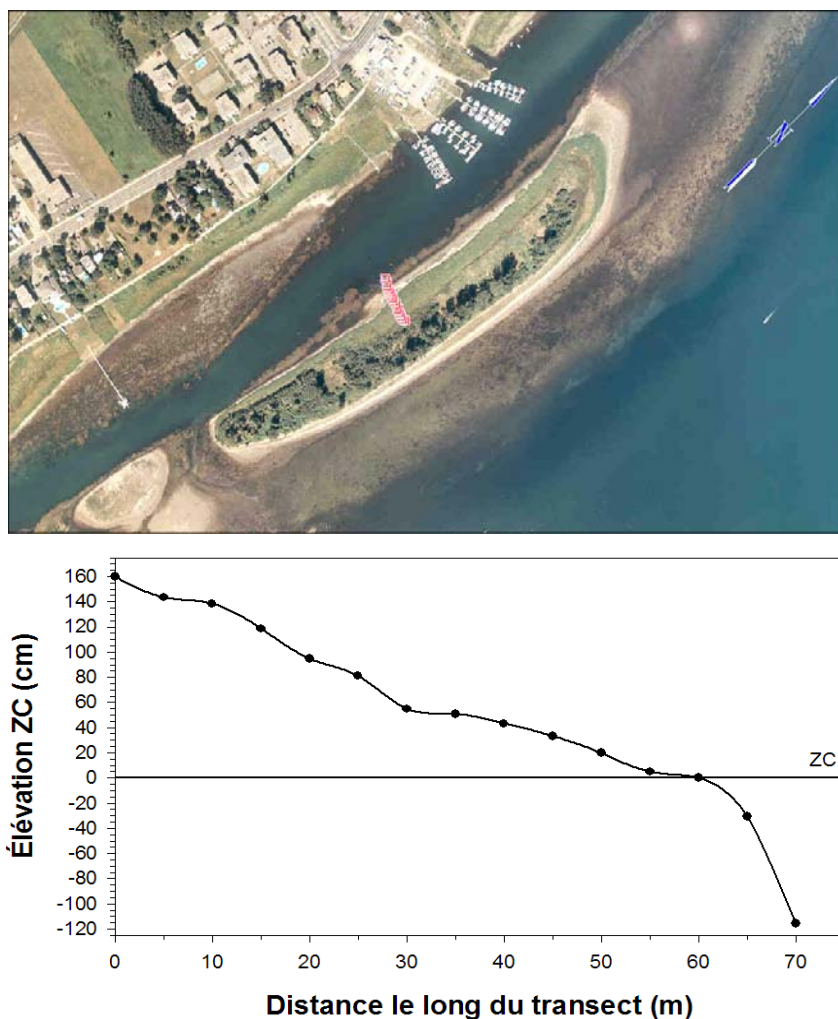


Figure 16 Localisation et profil vertical du transect à Pointe-aux-Trembles

4.3.3 Fleuve Saint-Laurent – Île aux Cerfeuil

L'herbier de l'île aux Cerfeuil constitue un cas particulier parmi les sites d'études puisqu'il est situé près de la confluence des rivières des Prairies et des Mille Îles avec le Saint-Laurent. Selon les saisons, l'herbier de l'île aux Cerfeuil est baigné soit par les eaux de la rivière des Outaouais transportées par les rivières des Mille Îles et des Prairies (pendant la crue

printanière de la rivière des Outaouais), soit par un mélange d'eaux vertes et brunes, qui longent la rive sud de l'île de Montréal (pendant le reste de l'année). Les valeurs de conductivité ($239 \mu\text{S}/\text{cm}$) et de clarté (coefficient d'extinction $k = 0,73-0,87 \text{ m}^{-1}$) mesurées à l'île aux Cerfeuil sont intermédiaires à celles documentées précédemment pour les eaux vertes et brunes échantillonnées en amont de Montréal.

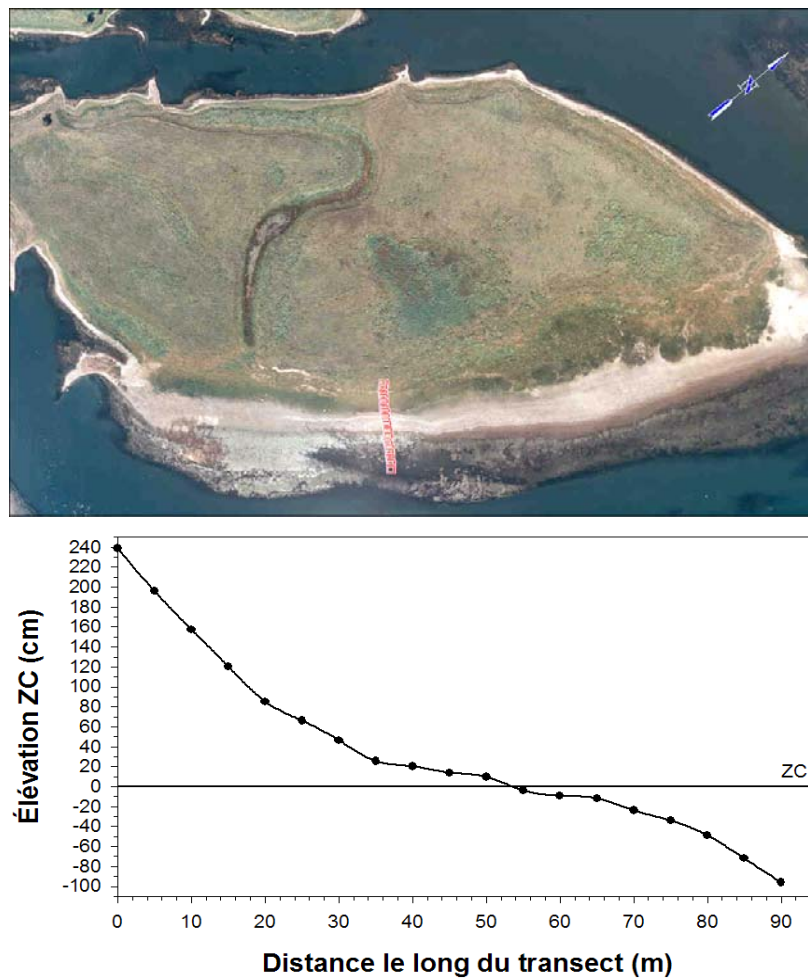


Figure 17 Localisation et profil vertical du transect à l'île aux Cerfeuil

L'herbier de l'île aux Cerfeuil possède des caractéristiques morphologiques très similaires à celui de Pointe-aux-Trembles puisqu'il est constitué de bandes de plantes émergentes

et submergées entourant une île dotée d'un relief peu accusé. Une plate-forme littorale d'environ 200 m descend en pente très douce (1 cm/m) jusqu'à 1,5 m de profondeur, suivie d'un talus abrupt jusqu'à un chenal plus profond (3 à 5 m) où un courant est perceptible ($< 0,5$ m/s). Le site de l'île aux Cerfeuil diffère cependant de celui de Pointe-aux-Trembles par son exposition légèrement plus grande (fetch d'environ 1 km) à l'influence du vent, des vagues et de la glace, puisqu'il s'agit de la rive sud-est de l'île. Malgré la distance de plus de 1 km qui sépare cet herbier de la Voie maritime du Saint-Laurent, le passage de grands porte-conteneurs crée une onde de déplacement des eaux suffisamment forte pour générer un courant qui fait plier les macrophytes émergentes (*Schoenoplectus*) sous l'eau, d'où elles remontent chargées de feuilles de Vallisnérie américaine après le passage du navire. L'exposition de ce site se traduit par la prédominance de sable compacté dans les sédiments de cet herbier et l'absence de matières organiques. En bordure de l'herbier, on note que les plantes submergées atteignant la surface sont couvertes de particules ayant été « filtrées » par l'herbier, tout comme à Boucherville, alors que celles croissant à l'intérieur de l'herbier, sur la plate-forme en eau peu profonde, jouissent d'un milieu plus abrité et sont isolées de la circulation des eaux.

L'herbier de l'île aux Cerfeuil est donc similaire à celui de Pointe-aux-Trembles, avec cependant des conditions moins abritées et une intensité lumineuse plus variable selon qu'il est influencé par les eaux de la rivière des Prairies ou les eaux qui longent la rive sud de l'île de Montréal.

4.3.4 Fleuve Saint-Laurent – Verchères

L'herbier le plus en aval est celui situé à l'extrémité sud des îles de Verchères, dans la Grande Passe, entre l'île Desmarais, l'île Amyot et l'Îlet. Le chenal de navigation de plaisance et la voie maritime bordent les îles à l'ouest et à l'est, respectivement. Ces îles sont entourées des eaux vertes du fleuve (conductivité de $286 \mu\text{S}/\text{cm}$) et comportent des canaux qui sont protégés des vents. « L'entrée » ouest de l'herbier de Verchères est située à environ 300 m du panache de l'effluent de la station d'épuration de la Ville de Montréal, dont l'émissaire est situé à 11,2 km en amont. Par ailleurs, la « sortie » est de l'herbier se situe à moins de 200 m de la voie maritime. Le batillage y génère des vagues qui érodent la rive des îles et remettent en suspension des argiles fines qui réduisent la transparence de l'eau et lui donnent une couleur laiteuse. L'extrémité est de

l'herbier possède donc une eau moins transparente et des sédiments plus fins que son extrémité ouest. Ces différences de caractéristiques physiques sont susceptibles d'engendrer des différences dans la biomasse des plantes (lumière) et la contamination par les métaux (granulométrie).

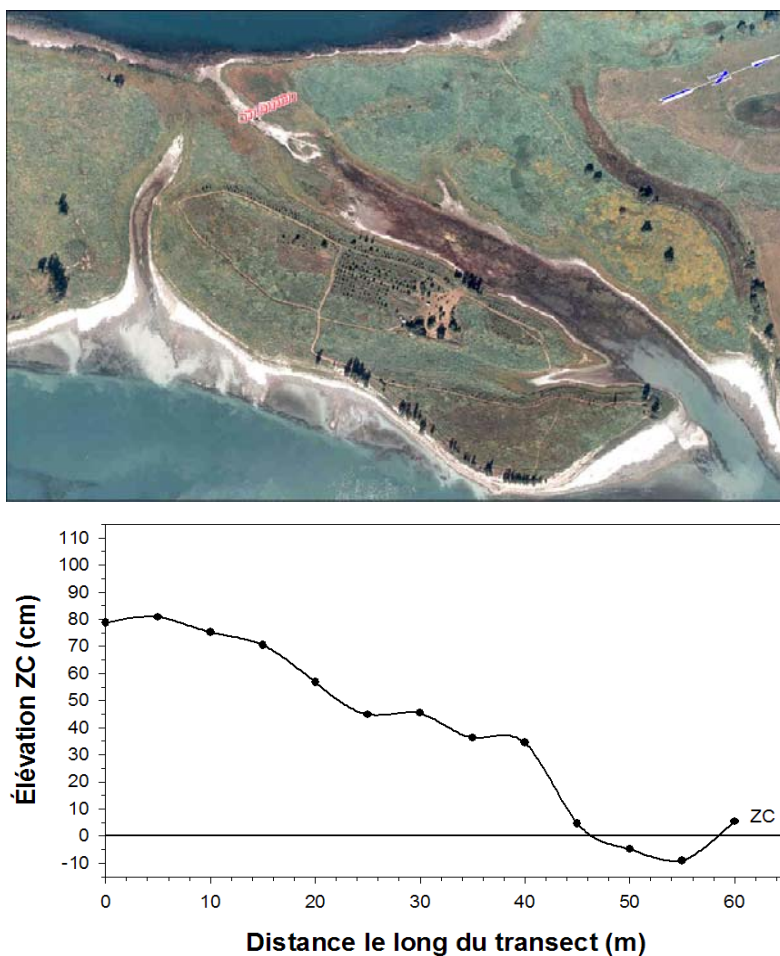


Figure 18 Localisation et profil vertical du transect aux îles de Verchères

L'herbier des îles de Verchères est un exemple simple d'herbier situé entre des îles et dont les bandes riveraines sont placées de part et d'autre d'un canal. Sa plus petite superficie, sa faible profondeur moyenne (< 1 m) et la présence d'un chenal linéaire sur toute sa longueur le rendent donc moins complexe que l'herbier de Boucherville. De plus, contrairement à ce dernier où l'eau circule dans le canal principal pendant tout l'été, la circulation des eaux dans l'herbier de

Verchères est interrompue dès que le niveau des eaux est inférieur à 0,55 m (ZC), ce qui se produit généralement en août et septembre. Le centre de cet herbier devient donc isolé du reste du fleuve pendant toute la période de croissance des plantes. Cependant, en 1995, en 1999 et en 2001, cet herbier est resté à sec pendant toute la période de juin à octobre. Sa position en fait de plus un milieu très abrité du vent et de l'effet des glaces, permettant aux plantes submergées de se maintenir sous la glace.

À l'entrée, l'herbier de Verchères comprend la bordure de plantes aquatiques émergentes et submergées bordant l'île Amyot et l'Îlet, qui s'interrompt brusquement lorsque la profondeur s'accroît pour former un talus à pente raide, comme aux trois autres sites précédemment décrits dans la région montréalaise. L'herbier couvre l'ensemble du fond du chenal, les plantes aquatiques occupant toute la colonne d'eau et formant un couvert dense qui flotte jusqu'à la surface, sauf dans la partie la plus profonde (> 2 m) située à la sortie de l'herbier. Outre les différences de profondeur, les plantes croissant à l'entrée supportent des dépôts de carbonate de calcium, de périphyton, de particules et de détritiques d'origine anthropique (matières plastiques) nettement plus importants qu'à la sortie de l'herbier. Par contre, la transparence des eaux est nettement plus élevée à l'entrée (Secchi de 2 m) qu'à la sortie, en raison de la présence d'argile en suspension qui accroît le coefficient d'extinction ($> 1 \text{ m}^{-1}$), réduit la profondeur de Secchi (0,5 m) et entraîne la présence de sédiments plus fins. L'herbier de Verchères possède une structure qui s'apparente à celle de l'herbier de Boucherville, illustrant bien certains problèmes particuliers d'hétérogénéité spatiale à petite échelle.

4.4 LAC SAINT-PIERRE

Les herbiers du lac Saint-Pierre représentent de loin les plus importantes superficies de milieux humides d'eau douce du Saint-Laurent. Le lac Saint-Pierre étant situé en aval de Montréal et sous l'influence de plusieurs tributaires de grande taille, ses herbiers sont soumis à des eaux de qualité différente selon leur localisation. Les herbiers situés le long de la rive nord sont influencés par les eaux provenant (d'amont en aval) des rivières des Outaouais, L'Assomption, Maskinongé, du Loup et Yamachiche qui drainent le Bouclier canadien. Ces eaux ont une conductivité faible, des teneurs élevées en carbone organique dissous et des teneurs en éléments nutritifs variables selon l'intensité des activités agricoles dans chaque bassin.

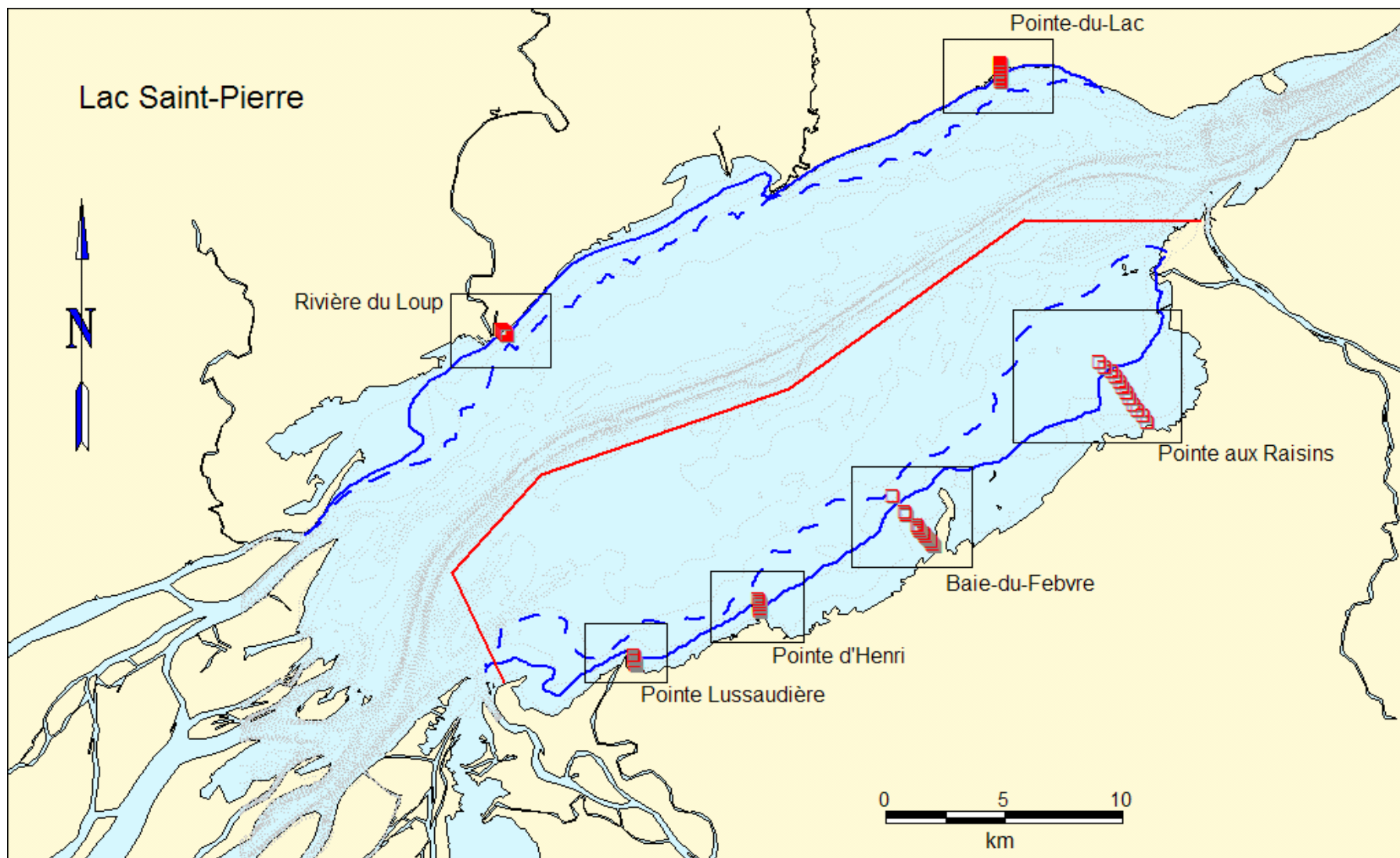


Figure 19 Localisation des transects au lac Saint-Pierre et limite des plantes émergentes formant un couvert continu (ligne noire continue) et un couvert épars (ligne pointillée) à la fin de l'été 2000

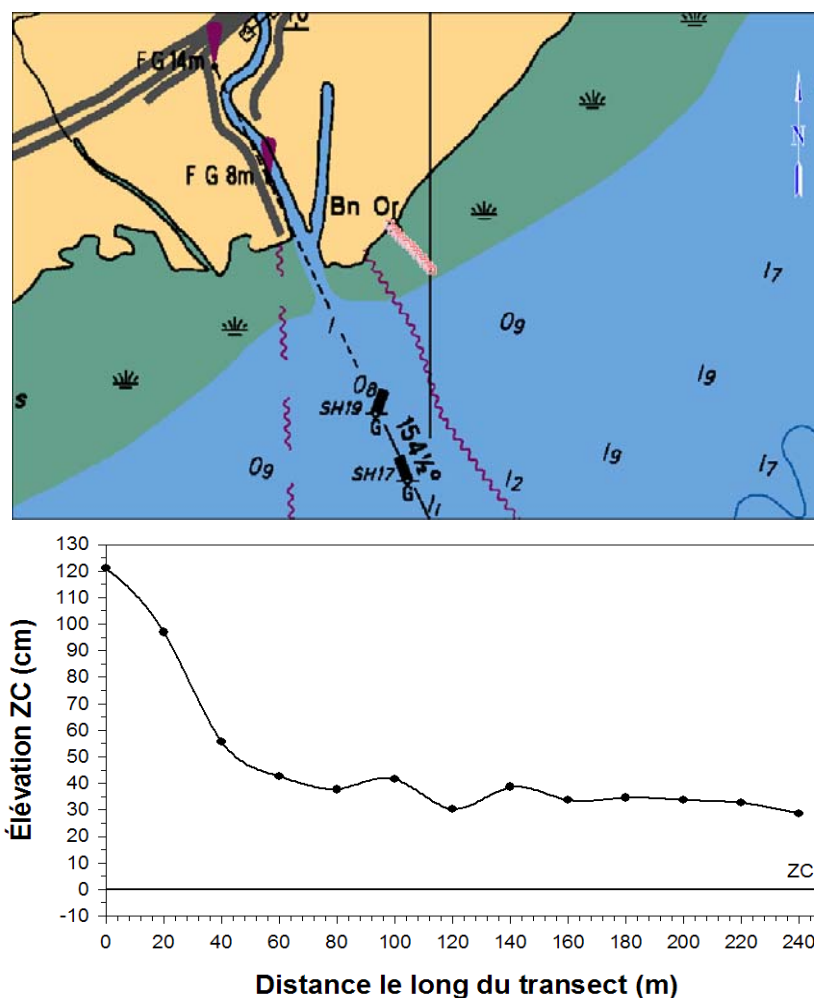


Figure 20 Localisation et profil vertical du transect à la rivière du Loup, lac Saint-Pierre

La zone centrale du lac Saint-Pierre et de l'archipel de Berthier-Sorel est sous l'influence des eaux vertes provenant des Grands Lacs; ces eaux ont une conductivité plus élevée, peu de carbone organique dissous et des teneurs en éléments nutritifs mixtes faibles à modérées, selon le degré d'influence des eaux usées de la région montréalaise. Enfin, les herbiers de la rive sud du lac sont influencés (d'amont en aval) par les eaux des rivières Châteauguay, Richelieu, Yamaska, Saint-François et Nicolet, dont les activités agricoles intenses accroissent la conductivité, la couleur et les éléments nutritifs de façon notable.

En raison de l'influence combinée de ces nombreux tributaires, le niveau du lac Saint-Pierre est sujet à d'importantes variations saisonnières (de l'ordre de 2 m). Les rives en pente

douce du lac et sa faible profondeur moyenne à l'extérieur du chenal maritime (< 3 m par rapport au zéro des cartes) font en sorte que les variations saisonnières de niveau permettent l'inondation printanière de larges superficies du rivage. La plaine inondable du lac Saint-Pierre a principalement été exploitée pour l'agriculture, qui cohabite avec les milieux naturels; par exemple, un certain nombre de marais y ont été aménagés par Canard Illimités pour la production de sauvagine et de poissons, en utilisant des digues pour accroître le temps de rétention des eaux de fonte et de crue sur certaines terres agricoles.

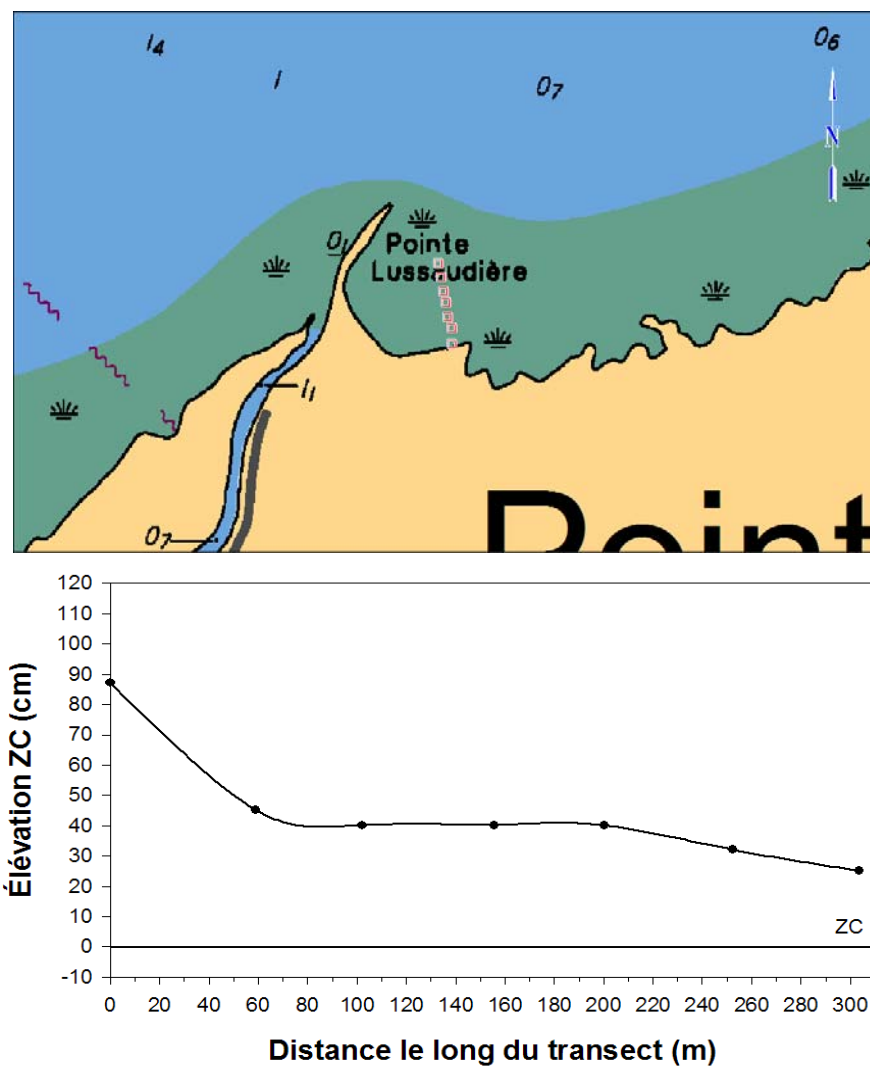


Figure 21 Localisation et profil vertical du transect à la pointe Lussaudière, lac Saint-Pierre

4.4.1 Rive nord du lac Saint-Pierre – Rivière du Loup et Pointe-du-Lac

Mis à part les grands herbiers protégés situés dans les îles de Berthier-Sorel et dans les grandes baies abritées de Maskinongé et de Yamachiche, les herbiers de la rive nord du lac Saint-Pierre sont exposés de plein fouet aux vents du sud-ouest qui prédominent dans cette région au cours de l'été. Cette exposition au vent et aux vagues se traduit par une largeur de la bande des émergentes de l'ordre de 0,5 à 1,7 km du rivage, ce qui est nettement supérieur à ce qui est observé aux sites du corridor fluvial, mais bien inférieur à la largeur de la zone des émergentes sur la rive sud du lac Saint-Pierre.

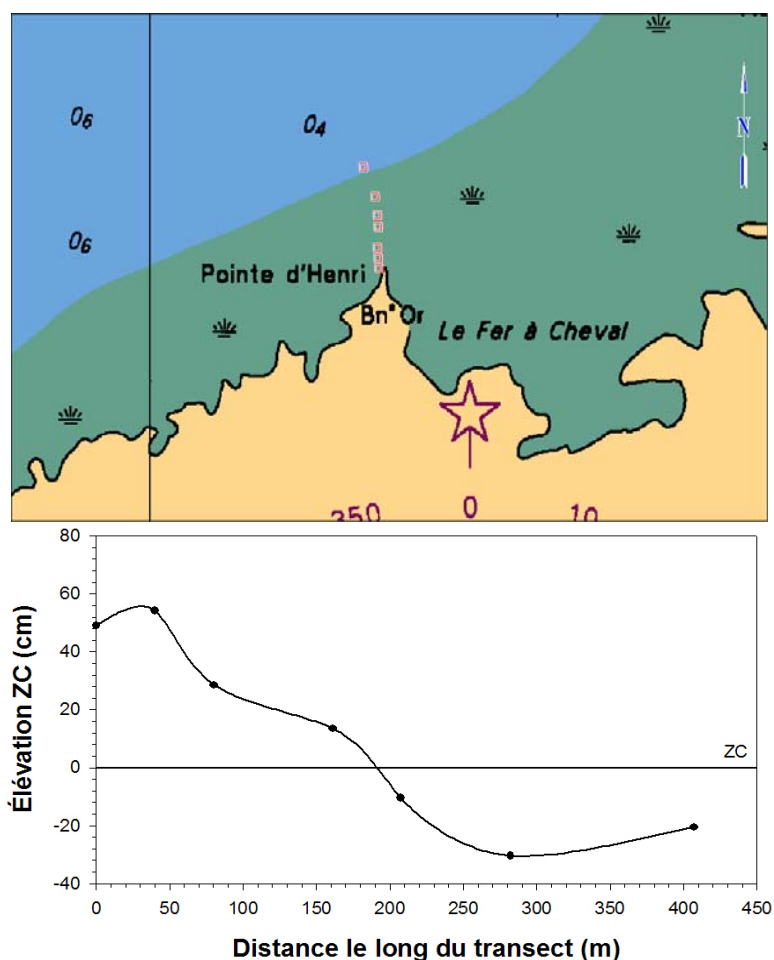


Figure 22 Localisation et profil vertical du transect à la pointe d'Henri, lac Saint-Pierre

Les sédiments du rivage sont constitués de sable fin avec une mince couche de limon; les eaux peu profondes et en aval des tributaires sont fréquemment turbides. Le rivage descend en pente très douce (de l'ordre de 2 m par km).

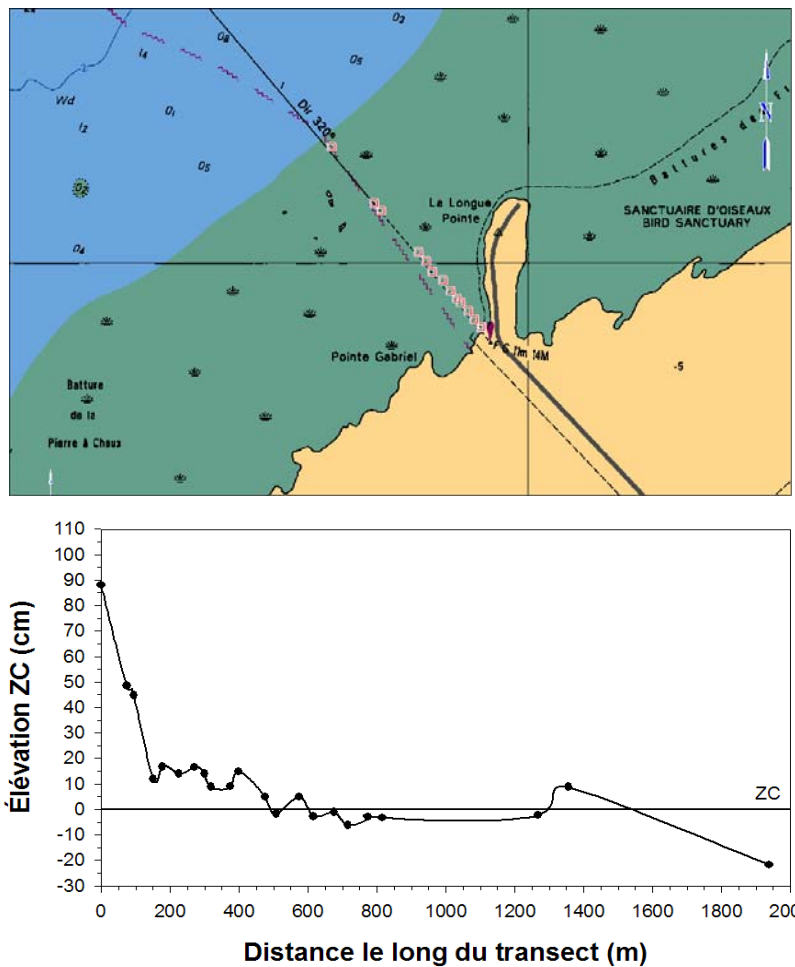


Figure 23 Localisation et profil vertical du transect à Baie-du-Febvre, lac Saint-Pierre

4.4.2 Rive sud du lac Saint-Pierre – Zone d'exclusion de la Défense nationale

La partie sud du lac comporte une zone réservée ayant servi depuis des décennies à des exercices de tir par le Centre d'essais et d'expérimentation en munitions de la Défense nationale. L'accès à cette zone est restreint en raison de la présence de quantités importantes de débris métalliques et d'obus non explosés. Cette zone comprend en outre le Refuge d'oiseaux

migrateurs de Nicolet, qui abrite d'importantes populations de sauvagine en migration printanière et automnale. Les oiseaux tirent profit des très importantes superficies de marais qui sont présentes dans ce secteur très abrité. À Baie-du-Febvre, la largeur de la bande de plantes aquatiques émergentes peut atteindre jusqu'à 5 km de largeur, formant une mosaïque complexe comprenant plusieurs espèces de macrophytes.

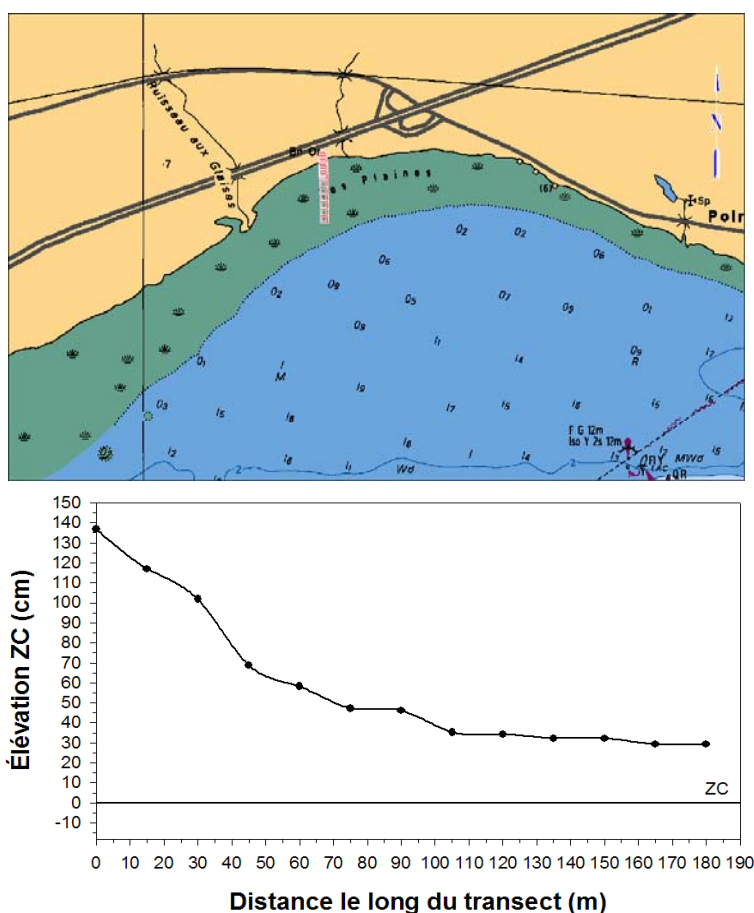


Figure 24 Localisation et profil vertical du transect à Pointe-du-Lac, lac Saint-Pierre

Les quatre transects situés dans cette zone ont été échantillonnés de façon irrégulière, puisque l'accès y est restreint aux embarcations de faible tirant d'eau; pour des raisons de sécurité, la partie terrestre et en eau peu profonde (< 20 cm) de chaque transect n'est donc jamais échantillonnée, ce qui fait que l'accessibilité des transects est inversement liée au niveau d'eau de

fin d'été. Cette limitation peut être majeure en conditions de bas niveaux extrêmes, puisque la pente du rivage est de l'ordre de 0,5 m par km.

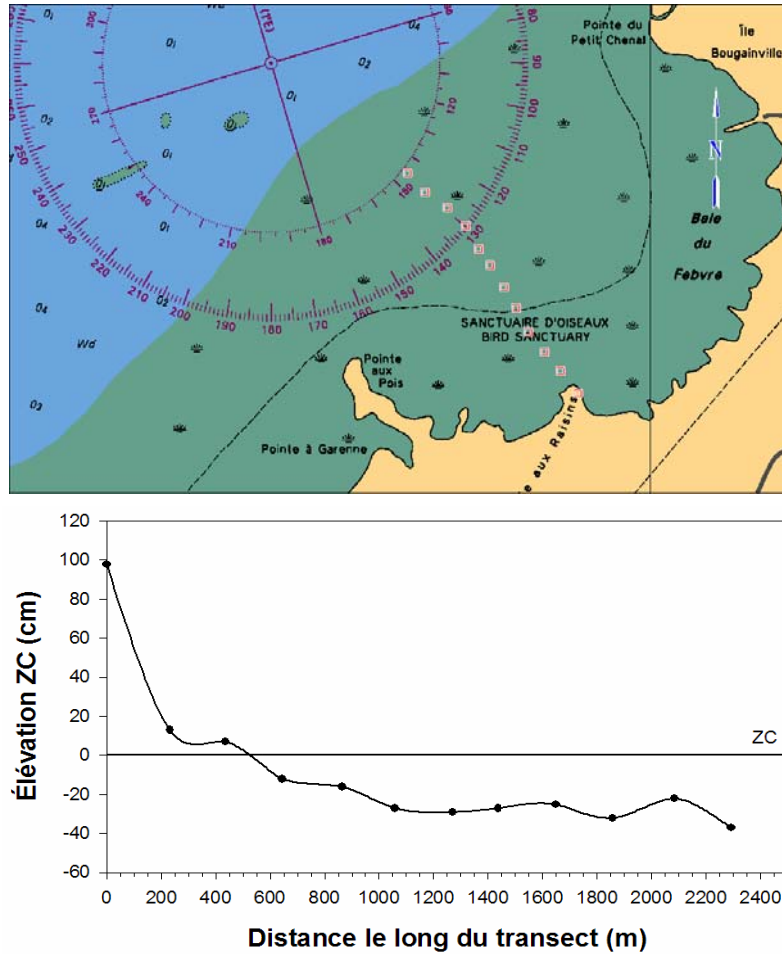


Figure 25 Localisation et profil vertical du transect à la pointe aux Raisins, lac Saint-Pierre

Un résumé des principales caractéristiques des herbiers est présenté au tableau 10 alors que l'annexe 2 présentent les caractéristiques physiques de chacun des transects.

Tableau 10
Sommaire des principales caractéristiques de chaque herbier

Secteurs	Type d'herbier	Exposition vent et vagues	Fetch* (m)	Masse d'eau**	Clarté des eaux
Lac Saint-François					
– Pointe Dupuis	Littoral	Forte	650	V	Élevée
– Pointe Mouillée	Littoral	Forte	16 100	V	Élevée
Lac des Deux Montagnes					
– Île Hay	Littoral	Forte	2 410	B	Faible
– Baie des Indiens	Littoral	Forte	3 400	B	Faible
Corridor fluvial					
– Boucherville (protégé)	Canal	Nulle	510	V	Moyenne
– Pointe-aux-Trembles	Littoral	Nulle	320	M	Moyenne
– Île aux Cerfeuil	Littoral	Modérée	0	V, M, B	Moyenne
– Verchères	Canal	Nulle	4 040	V	Moyenne
Lac Saint-Pierre					
– Rivière du Loup	Littoral	Forte	8 560	B	Faible
– Pointe Lussaudière	Littoral	Faible	470	V, Ag	Moyenne
– Pointe d'Henri	Littoral	Modérée	1 790	V, Ag	Moyenne
– Baie-du-Febvre	Littoral	Modérée	5 240	V, Ag	Moyenne
– Pointe-du-Lac	Littoral	Forte	38 320	B	Faible
– Pointe aux Raisins	Littoral	Nulle	1 980	V, Ag	Moyenne

* Le fetch est la distance d'exposition au vent provenant du sud-ouest sans tenir compte de la protection des herbiers flottants avoisinants.

** V : verte; B : brune; M : mixte; Ag : influence agricole locale.

4.5 ANALYSE DES DONNÉES

Au cours des saisons d'échantillonnage 1999, 2000, 2001 et 2002, quelque 207 espèces de plantes émergentes et submergées ont été identifiées dans 630 quadrats.

Les premières analyses ont porté sur la distribution verticale (élévation ZC) et sur l'élévation par rapport au niveau de l'eau observé, de même que sur le recouvrement et la hauteur des 207 espèces, et ont été effectuées à l'aide de statistiques descriptives : moyenne, écart-type, minimum et maximum. Pour chaque quadrat, quatre paramètres ont été compilés, soit le nombre total d'espèces, le nombre d'espèces hydrophytes obligatoires ou facultatives, de même que l'indice de diversité de Shannon (H) (Legendre et Legendre, 1998), appliqué aux recouvrements (équation 1).

$$H = \frac{1}{2} \sum_{n=i}^q -(\log ni - \log n) ni \quad (1)$$

où n : somme des recouvrements de toutes les espèces;
 ni : somme des recouvrements des espèces (de 1 à q).

Des analyses de variance (ANOVA) ont été employées pour rechercher des différences dans ces quatre paramètres entre les années échantillonnées et les divers sites.

Étant donné la diversité des milieux échantillonnés, plusieurs espèces ont un effectif faible, c'est-à-dire qu'elles ne sont présentes que dans très peu de quadrats. Pour cette raison, certains regroupements taxonomiques ont été faits avant d'analyser les données plus avant. Les indices d'abondances de certaines espèces de même genre ont ainsi été additionnés (tableau 6). Ces regroupements ont permis de passer de 207 espèces à 133 taxa et donc de réduire le nombre d'espèces rares qui sont habituellement exclues de l'analyse multidimensionnelle.

Pour chaque taxon présent dans un quadrat, on a calculé un indice d'abondance relative, en faisant le produit de la valeur médiane de la classe de recouvrement et de la hauteur moyenne (en cm). Pour les taxa de plantes aquatiques submergées ou à feuilles flottantes, la hauteur moyenne a été évaluée selon l'espèce, soit en fonction de la fraction occupée dans la colonne d'eau, soit par une valeur variant selon le site échantillonné (annexes 6A et 6B respectivement). L'usage d'un indice d'abondance relative permet de raffiner l'importance de chaque taxon observé en un lieu donné. Par exemple, une même espèce recouvrant plus de 75 % de la superficie d'un quadrat (cote de recouvrement de 7, donnant une valeur médiane de 87,5 %; tableau 5), pourrait obtenir un indice d'abondance relative de 8750, s'il s'agissait de plusieurs grands individus de 100 cm de hauteur, ou un indice d'abondance relative de 175, s'il s'agissait de très nombreuses petites pousses de 2 cm de hauteur.

Le reste de l'analyse s'est concentré sur les données d'abondance des 76 taxa regroupés ayant été observés dans un minimum de 7 des 630 quadrats (> 1 % du total), dont on a en premier lieu calculé des statistiques descriptives. Les 57 taxa observés à moins de sept reprises feront l'objet d'analyses séparées, lors de travaux ultérieurs traitant spécifiquement de la diversité des communautés des milieux humides du Saint-Laurent.

Pour chacun de ces 76 taxa les plus fréquents, on a ensuite examiné le patron d'abondance relative en fonction de la position sur le transect (élévation ZC) des quadrats, en

comparant d'une part les quatre années d'échantillonnage et, d'autre part, les années de bas et hauts niveaux. Les mêmes comparaisons ont été effectuées avec les élévations observées de chaque taxon. Les différences d'abondance et d'élévation moyennes ont été testées à l'aide d'un test non paramétrique de rang (Kruskal-Wallis). Ces comparaisons entre années ont été répétées dans une étape ultérieure avec les communautés végétales résultant de l'analyse de groupement décrite ci-après.

Les groupes de quadrats dans lesquels on retrouvait une même communauté de plantes ont été identifiés à partir d'une analyse de groupement. La matrice des données constituée des 630 quadrats et des abondances relatives des 76 taxa a été transformée en matrice de dissimilarité (quadrat \times quadrat) pour permettre une analyse de groupement (méthode Lance et William à liens flexibles, $\beta = -0,25$). La méthode de groupement permet d'identifier de façon objective les principales communautés végétales observables dans le Saint-Laurent au cours des quatre années d'échantillonnage. L'indice de similarité de Steinhaus, transformé en indice de dissimilarité en soustrayant les valeurs de 1, a été choisi en raison de son comportement cohérent vis-à-vis des doubles zéros et des données d'abondance relative (Legendre et Legendre, 1998).

L'analyse de groupement a été faite en deux étapes : sur les quadrats échantillonnés aux années de bas niveaux (1999, 2001) d'une part, et d'autre part sur le reste des quadrats qui correspondent à des années de niveaux moyens (2000, 2002). Cette manière de procéder a permis de faire ressortir un type de végétation de type transition presque exclusif aux années de bas niveaux, et difficile à identifier en considérant la totalité des quadrats dans l'analyse de groupement. Les 14 groupes obtenus par les deux analyses (bas niveaux et niveaux moyens) ont été réunis quand leurs contenus en espèces s'avéraient similaires, laissant deux groupes distincts dans le sous-ensemble bas niveaux. Certains quadrats de ces derniers ont été redistribués dans un des autres groupes pour les rendre plus uniformes quant à la végétation de transition qu'ils représentent. Ainsi les 630 quadrats ont finalement été divisés en sept groupes représentant des communautés de plantes écologiquement homogènes.

La validité des sept groupes a ensuite été vérifiée à l'aide d'une analyse des correspondances (AC; CANOCO [ter Braak et Smilauer, 1998]) sur la matrice quadrats-abondance des espèces. Ceci a permis de positionner dans un premier temps les taxa puis les groupements sur les principaux gradients correspondant aux deux premiers axes.

On a exploré les relations entre les sept communautés végétales et les variables décrivant le milieu grâce à l'analyse de correspondance canonique (ACC et ACC partielle; CANOCO). L'ACC constitue une méthode d'ordination adaptée aux données de présence-absence, correspondant ici à la présence ou à l'absence d'un groupe (ter Braak et Smilauer, 1998). Les ordinations obtenues indiquent à la fois l'importance et la direction de l'effet des variables explicatrices continues. L'ACC partielle permet d'extraire l'effet de certaines variables en orientant les axes de l'ordination de façon à être des combinaisons linéaires de celles-ci (ter Braak et Smilauer, 1998).

Trois analyses ont été faites pour différents sous-ensembles de variables : les variables décrivant la qualité des sédiments (2000 et 2001 seulement), les variables environnementales mesurées à l'ensemble des sites (climatiques, masses d'eau et fetch) et, enfin, les variables hydrologiques, après avoir extrait l'influence des variables environnementales à l'aide d'une ACC partielle. Ces analyses permettent de déterminer les variables expliquant le mieux les différences entre les groupes de plantes. Dans tous les cas, seules les variables affichant une valeur de F significative ($p < 0,05$) et étant raisonnablement indépendantes (facteur d'inflation < 20) ont été conservées dans les modèles (ter Braak et Smilauer, 1998).

Enfin, on a effectué une synthèse des résultats sous forme d'arbre décisionnel qui illustre les caractéristiques hydrologiques requises pour en arriver à chacune des communautés végétales, à l'aide de la méthode hiérarchique CART (*Classification and Regression Trees*, Breiman *et al.*, 1984) de Statistica (version 5,5), et en utilisant comme variables explicatives les variables identifiées par l'ACC partielle. De cette manière, il sera possible de prédire la communauté végétale la plus susceptible de coloniser une surface donnée de la zone riveraine du Saint-Laurent, à partir des conditions hydrologiques qui y ont prévalu au cours de la saison de croissance en cours ou de la saison précédente.

5 Résultats et discussion

5.1 CONDITIONS HYDROLOGIQUES ET MÉTÉOROLOGIQUES AU COURS DE LA PÉRIODE D'ÉTUDE

Les années 1999 à 2002 constituent une période très particulière du point de vue de l'hydrologie si on la compare avec la moyenne des années précédentes (figure 4, tableau 3). Pour tous les tronçons du fleuve, à l'exception des lacs Saint-François et des Deux Montagnes, le niveau moyen au cours de la saison de croissance a fluctué de façon importante entre les années. Les saisons 1999 et 2001 ont été exceptionnellement sèches tandis que le niveau des saisons 2000 et 2002 étaient près des valeurs moyennes (1960-2002) (tableau 3). La comparaison avec les patrons journaliers des 10 années précédentes (figure 3) révèle la très faible amplitude des crues printanières et les étiages extrêmes de fin d'été des années 1999-2002. Ces conditions ont induit un assèchement important des milieux humides du Saint-Laurent par rapport aux périodes précédentes. Ces changements de débit sont du même ordre de grandeur que ceux anticipés par les scénarios de changements climatiques pour le Saint-Laurent et les Grands Lacs, avec une réduction chronique du débit de l'ordre de 40 % et une baisse de un mètre du niveau moyen (Lofgren *et al.*, 2002; RNC, 2002).

Au point de vue météorologique, la période d'étude a coïncidé avec une alternance de saisons de croissance chaudes, sèches et ensoleillées (1999 et 2001) et de saisons plus fraîches et plus humides (2000 et 2002) (annexe 1). Par exemple, les précipitations cumulées entre le 1^{er} avril et la première semaine de septembre égalaient 338 mm (1999), 496 mm (2000), 381 mm (2001) et 479 mm (2002). Pour les mêmes périodes, le nombre de degrés-jours (> 5 °C) cumulés était de 1945 (1999), 1578 (2000), 1797 (2001) et 1775 (2002). La combinaison de faibles précipitations et de fortes températures a généré des conditions généralement plus sèches en 1999 et 2001 qu'en 2000 et 2002. L'analyse des groupements végétaux doit donc se faire en tenant compte des variations hydrologiques, mais aussi des facteurs climatiques.

5.2 DISTRIBUTION VERTICALE DES PLANTES ÉMERGENTES ET SUBMERGÉES

La compilation des taxa observés dans les 630 quadrats a permis d'énumérer 207 espèces de macrophytes. La zone du rivage colonisée par chaque espèce de plante a été déterminée en examinant son élévation par rapport au niveau de référence des cartes (élévation ZC). Par ailleurs, la tolérance de chaque espèce à l'inondation et sa préférence pour une gamme de profondeurs ont été évaluées avec l'élévation par rapport à l'eau (négative lorsque dans l'eau) mesurée le jour de l'échantillonnage (élévation observée). Pour ces deux mesures, les minimums, maximums, moyennes et écart-types sont présentés à l'annexe 4. Les informations fournies par ces deux variables sont complémentaires : l'élévation ZC permet de comparer la distribution d'une même espèce à un même endroit au fil des années, tandis que l'élévation observée indique ses préférences écologiques. Par exemple, le myriophylle (MYRSP) a été observé dans une vaste gamme d'élévations mises au zéro des cartes (de $-1,27$ à $0,63$ m) au cours des quatre années d'échantillonnage. Cependant, l'examen des élévations observées révèle que cette espèce a toujours été retrouvée sous l'eau (de $-1,25$ à $-0,02$ m), si on exclut trois observations extrêmes de quelques fragments de cette plante observés hors de l'eau, probablement à la suite d'une baisse récente de niveau.

5.3 DIVERSITÉ SPÉCIFIQUE

La diversité des plantes présentes à chaque site et dans chaque quadrat a été caractérisée à l'aide du nombre total d'espèces, du nombre d'espèces hydrophytes facultatives et obligatoires ainsi que de l'indice de diversité de Shannon (H). Toutes ces valeurs affichent des différences significatives selon les sites et entre les années (ANOVA, $p < 0,001$). Les comparaisons de diversité entre les sites ont été faites avec le sous-ensemble de sites ayant été visités à chacune des quatre années, ce qui exclut le lac Saint-Pierre de la comparaison. Les sites de l'île aux Cerfeuil, de Verchères et de la baie des Indiens (lac des Deux Montagnes) montrent les plus hautes valeurs de diversité H et de richesse spécifique. Les sites de Pointe-aux-Trembles et de Boucherville recèlent le moins d'espèces hydrophytes obligatoires. Les espèces hydrophytes facultatives se retrouvent en plus grand nombre à l'île aux Cerfeuil. Au sein d'un même site, aucun schéma particulier de variation systématique de richesse ou de diversité n'apparaît en fonction de la distance le long de chaque transect, ni en fonction des années (annexe 7).

Afin d'éliminer les effets des différences de richesse entre les sites et d'augmenter l'effectif, les comparaisons interannuelles ont été faites à l'aide d'analyses de variance sur les valeurs résiduelles (moyenne des quatre années–valeurs observées). Ces analyses (tableau 11) montrent que la richesse totale et la diversité H sont plus faibles en 1999 et 2000 qu'en 2001 et 2002, ce qui indique que les grands écarts interannuels de niveau ont engendré une augmentation générale de la diversité à tous les sites. Par contre, quand on sépare les espèces en deux types d'hydrophytes, il ressort que le nombre d'espèces facultatives est plus grand (\approx une espèce par quadrat) durant les années de bas niveaux que durant les années de niveau moyen. La tendance inverse est observée pour le nombre d'espèces obligatoires, qui sont plus nombreuses lorsque le niveau est moyen (2000-2002).

Tableau 11
Résultats des analyses de variances sur les résidus* de la richesse en espèces, du nombre d'hydrophytes obligatoires, facultatives et de la diversité H

Variable	1999	2000	2001	2002	F	p de F
	Bas niveau Moyenne (écart-type)	Niveau moyen Moyenne (écart-type)	Bas niveau Moyenne (écart-type)	Niveau moyen Moyenne (écart-type)		
Richesse	-0,58 ^{a**} (1,81)	-0,60 ^a (1,97)	0,81 ^b (2,91)	0,36 ^b (2,22)	8,4	< 0,0001
Hydrophytes obligatoires	-0,78 ^a (1,40)	0,21 ^{b c} (1,35)	-0,05 ^b (1,45)	0,63 ^c (1,36)	15,9	< 0,0001
Hydrophytes facultatives	0,26 ^a (1,12)	-0,73 ^b (1,20)	0,79 ^a (1,91)	-0,32 ^b (1,37)	18,9	< 0,0001
Diversité H	-0,08 ^a (0,31)	-0,11 ^a (0,30)	0,11 ^b (0,36)	0,09 ^b (0,31)	11,1	< 0,0001

* L'utilisation des résidus permet d'extraire l'effet intersites sur ces mesures.

** Les différences par paires d'années ont été analysées par le test de Tukey. Les moyennes associées à des lettres semblables ne sont pas significativement différentes ($p < 0,05$).

Ces résultats correspondent aux résultats présentés dans la littérature, soulignant la difficulté de détecter des variations significatives de diversité spécifique en relation avec les conditions environnementales. Nilsson et Keddy (1988) ont observé une corrélation positive entre la richesse spécifique et l'abondance de la flore riparienne d'un réservoir en Suède. La durée de l'inondation était la variable la plus importante, quoique les modèles n'expliquaient qu'une faible

proportion de la variance totale ($r^2 < 0,33$). Sur la rivière des Outaouais en amont d'Ottawa, Day *et al.* (1988) rapportent que la richesse en espèces était maximale juste au-dessus de la limite des eaux d'étiage (fin août), dans le groupe de végétation dominé par *Eleocharis smallii*, caractérisé par un faible enrichissement, une biomasse intermédiaire (250 g/m^2) et de faibles valeurs de litière (30 g/m^2). Les plus faibles valeurs de diversité coïncidaient avec les biomasses les plus élevées ($> 400 \text{ g/m}^2$) dues à l'invasion par *Typha* qui prolifère en conditions de niveau stable. Les trois principaux facteurs contrôlant la composition de la végétation étaient la profondeur de l'eau, la crue comme mécanisme d'enlèvement de la litière, ainsi que le gradient de fertilité généré par l'exposition aux vagues et aux courants.

En arrachant la végétation émergente, la glace et les vagues créent des ouvertures dans le couvert des plantes et accroissent l'hétérogénéité spatiale des milieux humides (annexe 10). L'hétérogénéité du couvert, de la hauteur et de la composition des plantes est fortement liée à la diversité des habitats disponibles pour la faune. Les espaces libres ainsi ouverts permettent la germination de nouvelles espèces végétales formant des taches au sein du couvert dominant, plus stable, des émergentes à croissance végétative clonale qui dominent habituellement les marais (Marie-Victorin, 1934; Dansereau, 1945; Desrosiers et Bégin, 1992).

5.4 ABONDANCE DES PLANTES ÉMERGENTES ET SUBMERGÉES

Outre la distribution et la richesse des espèces le long du rivage, l'abondance de chacune d'entre elles peut être caractérisée par les valeurs de recouvrement et de hauteur moyenne des plantes (annexe 5). Les valeurs d'abondance relative des taxa les plus abondants (espèces regroupées) ont été calculées par le produit de leur recouvrement médian et de leur hauteur (tableau 12). Parmi les 76 taxa considérés, six présentent des abondances relatives particulièrement importantes : *Phragmites australis*, *Typha* spp., *Phalaris arundinacea*, *Bolboschoenus fluviatilis*, *Polygonum amphibium* et *Sparganium eurycarpum*; notons que ces valeurs élevées sont dues à la combinaison de fortes cotes de recouvrement et de plantes de grande taille. D'autres espèces affichent des cotes de recouvrement élevées à l'occasion, mais ne représentent jamais de fortes abondances relatives du fait de leur petite taille; il s'agit des algues, mousses, *Lemna* spp., *Eleocharis acicularis*, *Alisma plantago-aquatica* et *Onoclea sensibilis*. Enfin, la majorité des autres espèces étaient observées régulièrement sans toutefois atteindre de

fortes abondances relatives puisqu'elles n'occupaient qu'une faible superficie de recouvrement dans les quadrats.

Tableau 12
Effectif et abondance relative des 76 taxa regroupés les plus fréquemment trouvés
(> 1 % des quadrats), échantillonnés en 1999, 2000, 2001 et 2002

Code*	Type de plante de milieu humide**		Espèce	Effectif (n)	Abondance relative	
					Médiane	Min.-max.
BOLFL	OBL	Vivace	<i>Bolboschoenus fluviatilis</i>	212	2 295	(5-20 125)
SAGLA	OBL	Vivace	<i>Sagittaria latifolia</i>	206	255	(2-8 820)
SCHLA	OBL	Vivace	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	190	623	(5-26 250)
ELEPA	OBL	Vivace	<i>Eleocharis palustris</i>	164	720	(0,5-7 875)
ELOSP	OBL	Vivace	<i>Elodea</i> spp.	159	105	(0,5-5 103)
VALAM	OBL	Vivace	<i>Vallisneria americana</i>	147	105	(0,5-4 375)
SCHPU	OBL	Vivace	<i>Schoenoplectus pungens</i>	134	880	(4-14 875)
ALGUE	OBL	Annuelle	Algues	121	36	(1-525)
HETDU	OBL	Annuelle	<i>Heteranthera dubia</i>	98	42	(0,5-1 875)
TYPSP	OBL	Vivace	<i>Typha</i> spp.	96	3 645	(2,5-23 625)
MYRSP	OBL	Vivace	<i>Myriophyllum</i> spp.	93	160	(1-8 575)
SPAEU	OBL	Vivace	<i>Sparganium eurycarpum</i>	91	1 520	(8,5-18 375)
BUTUM	OBL	Vivace	<i>Butomus umbellatus</i>	90	640	(1,5-12 250)
ELEAC	OBL	Annuelle	<i>Eleocharis acicularis</i>	90	38	(0,5-1 050)
ALIPL	OBL	Vivace	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	90	36	(0,5-4 125)
POTRI	OBL	Vivace	<i>Potamogeton richardsonii</i>	89	93	(0,5-8 820)
LEEOR	OBL	Vivace	<i>Leersia oryzoides</i>	85	180	(2,5-12 250)
NYMOD	OBL	Vivace	<i>Nymphaea odorata</i>	75	448	(0,5-8 837,5)
CHARA	OBL	Annuelle	<i>Chara</i> spp.	70	251	(2,5-875)
NUPVA	OBL	Vivace	<i>Nuphar variegata</i>	69	972	(0,5-5775)
LEMSP	OBL	Vivace	<i>Lemna</i> spp.	63	1	(0,5-87,5)
PONCO	OBL	Vivace	<i>Pontederia cordata</i>	62	248	(14-3 375)
SPAPE	OBL	Vivace	<i>Spartina pectinata</i>	56	1 100	(27,5-15 750)
SIUSU	OBL	Vivace	<i>Sium suave</i>	47	160	(1-2 205)
HYSP	OBL	Vivace	<i>Hypericum</i> spp.	41	45	(2,5-2 205)
BIDSP	OBL	Annuelle	<i>Bidens</i> spp.	41	25	(3-3 000)
LYCSP	OBL	Vivace	<i>Lycopus</i> spp.	36	53	(2-915)
ACESP	OBL	Vivace	<i>Acer</i> spp.	35	45	(1-450)
EQUSP	OBL	Vivace	<i>Equisetum</i> spp.	32	36	(2,5-720)
MIMRI	OBL	Vivace	<i>Mimulus ringens</i>	31	75	(2,5-2 160)
POPDE	OBL	Vivace	<i>Populus deltoides</i>	31	21	(2,5-945)
UTRVU	OBL	Vivace	<i>Utricularia vulgaris</i>	27	240	(5-2 520)
RUMSP	OBL	Vivace	<i>Rumex</i> spp.	26	210	(16-3 000)
LINDU	OBL	Annuelle	<i>Lindernia dubia</i>	26	12	(0,5-180)
CERDE	OBL	Vivace	<i>Ceratophyllum demersum</i>	24	23	(7,5-562,5)
JUNSP	OBL	Vivace	<i>Juncus</i> spp.	23	405	(7,5-2 625)
RORPA	OBL	Annuelle	<i>Rorippa palustris</i>	22	20	(0,5-3 150)
CARSP	OBL	Vivace	<i>Carex</i> spp.	21	240	(6-3 562,5)
POTSP	OBL	Vivace	<i>Potentilla</i> spp.	21	40	(1,5-450)
LYSSP	OBL	Vivace	<i>Lysimachia</i> spp.	19	150	(2,5-640)
POTLI	OBL	Vivace	<i>Potamogeton</i> linéaire	16	37	(9,5-1 026)

Code*	Type de plante de milieu humide**		Espèce	Effectif (n)	Abondance relative	
					Médiane	Min.-max.
ERAHY	OBL	Annuelle	<i>Eragrostis hypnoides</i>	16	30	(0,5-126)
DULAR	OBL	Vivace	<i>Dulichium arundinaceum</i>	14	150	(7,5-990)
POTFL	OBL	Vivace	<i>Potamogeton</i> flottant	14	134	(15-1 987,5)
POLAM	OBL	Annuelle	<i>Polygonum amphibium</i>	13	2 813	(40-4 500)
ACOCA	OBL	Vivace	<i>Acorus calamus</i>	12	368	(52,5-1 980)
ZIZAQ	OBL	Annuelle	<i>Zizania aquatica</i>	10	228	(20-1 920)
RANAQ	OBL	Vivace	<i>Ranunculus aquatilis</i>	7	27	(0,5-152)
LYTGR	FAC	Vivace	<i>Lythrum salicaria</i> (≥ 20 cm)	173	1 080	(5-15 312,5)
PHAAR	FAC	Vivace	<i>Phalaris arundinacea</i>	143	2 700	(2,5-15 750)
POLSP	FAC	Annuelle	<i>Polygonum</i> spp.	113	90	(0,5-15 750)
LYTPE	FAC	Vivace	<i>Lythrum salicaria</i> (< 20 cm)	79	40	(0,5-1 750)
URTDI	FAC	Vivace	<i>Urtica dioica</i>	43	420	(1-13 230)
CYPGR	FAC	Vivace	<i>Cyperus</i> spp. (> 10 cm)	41	105	(0,5-3 150)
PANSP	FAC	Annuelle	<i>Panicum</i> spp.	40	165	(2,5-5 355)
ONOSE	FAC	Vivace	<i>Onoclea sensibilis</i>	39	150	(2,5-5 250)
PHRAU	FAC	Vivace	<i>Phragmites australis</i>	37	4 500	(35-28 000)
ECHSP	FAC	Annuelle	<i>Echinochloa</i> spp.	31	90	(2,5-9 420)
GALSP	FAC	Vivace	<i>Galium</i> spp.	28	75	(1-937,5)
IMPCA	FAC	Annuelle	<i>Impatiens capensis</i>	24	280	(1-5 062,5)
SALSP	FAC	Vivace	<i>Salix</i> spp.	24	60	(3-1 350)
CYPPE	FAC	Annuelle	<i>Cyperus</i> spp. (< 10 cm)	20	7	(0,5-630)
PLAMA	FAC	Vivace	<i>Plantago major</i>	19	15	(1-80)
GNAUL	FAC	Annuelle	<i>Gnaphalium uliginosum</i>	19	7	(1-630)
CALCA	FAC	Vivace	<i>Calamagrostis canadensis</i>	16	473	(10-4 687,5)
PILPU	FAC	Annuelle	<i>Pilea pumila</i>	14	30	(4-150)
TRISP	FAC	Vivace	<i>Trifolium</i> spp.	14	21	(1-156)
CALSP	FAC	Vivace	<i>Calystegia</i> sp.	12	960	(40-5 625)
MENAR	FAC	Vivace	<i>Mentha arvensis</i>	12	33	(7-135)
ACARH	FAC	Annuelle	<i>Acalypha rhomboidea</i>	11	24	(2,5-180)
AMBAR	FAC	Annuelle	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	7	60	(2,5-440)
CHESP	FAC	Annuelle	<i>Chenopodium</i> spp.	7	5	(1-180)
OXAST	UPL	Vivace	<i>Oxalis stricta</i>	17	15	(0,5-162)
MOUSS	-	-	Mousses	73	8	(0,5-87,5)
GRASP	-	-	Graminées	23	375	(0,5-3 062,5)
VICCR	-	Vivace	<i>Vicia cracca</i>	13	75	(7,5-900)

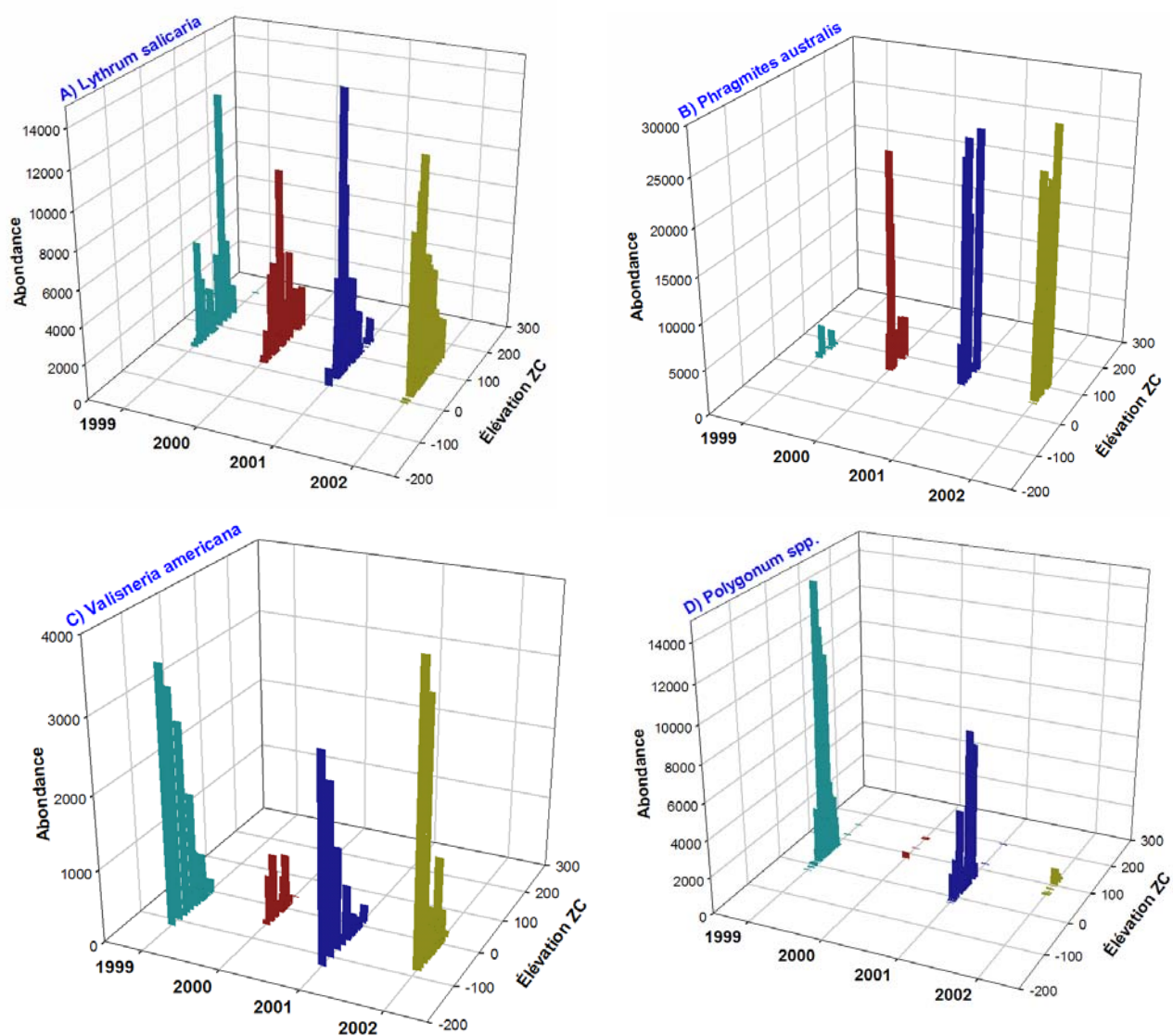
* Le code désignant chaque taxon est utilisé dans les figures.

** OBL : hydrophyte obligatoire; FAC : hydrophyte facultative; UPL : plante terrestre.

5.5 RÉPONSES DES ESPÈCES VÉGÉTALES AUX VARIATIONS DES NIVEAUX

Pour chacune des espèces les plus fréquentes, le patron d'abondance relative en fonction de l'élévation des quadrats a été examiné pour chaque année d'échantillonnage. Ces analyses ont permis de distinguer quatre catégories d'espèces, selon que leur abondance relative et/ou leur distribution varient entre les années sujettes à de fortes variations de niveaux (tableau 13, figure 26, annexe 8). Les grandes tendances des variations interannuelles d'abondance relative et de distribution verticale de chaque espèce doivent cependant être interprétées à la lumière de

l'ensemble de leurs caractéristiques écologiques : plantes vivaces ou annuelles, hydrophytes obligatoires ou facultatives, submergées ou émergentes, indigènes ou exotiques, de prairie humide ou de marais, algues, mousses ou plantes vasculaires.



Remarques. – A. *Lythrum salicaria* : son élévation et son abondance relative ne varient pas d'une année à l'autre. B. *Phragmites australis* : seule son abondance varie d'une année à l'autre. C. *Valisneria americana* : seule son élévation varie d'une année à l'autre. D. *Polygonum spp.* : son élévation et son abondance relative varient d'une année à l'autre.

Figure 26 Types de variations interannuelles d'élévation et d'abondance relative observés chez quatre espèces végétales des milieux humides du Saint-Laurent

5.5.1 Plantes dont l'abondance relative et la distribution verticale ne varient pas

Ce groupe de 44 espèces comprend des espèces agressives présentes en grande abondance (*Lythrum salicaria*, *Phalaris arundinacea*), une graminée (*Spartina pectinata*) et deux fougères (*Onoclea sensibilis*, *Thelypteris palustris*) présentes en faible abondance aux élévations supérieures des milieux humides. On y retrouve aussi de nombreuses espèces typiques des strates inférieures des milieux humides, incluant plusieurs plantes émergentes (*Eleocharis acicularis*, *Eleocharis palustris*, *Sium suave*, *Sparganium eurycarpum*, *Schoenoplectus pungens*) et des plantes à feuilles flottantes et submergées (*Nymphaea odorata*, *Potamogeton* flottant et linéaire) qui sont à la fois fréquentes et abondantes.

La stabilité des Cypéracées émergentes (*Eleocharis acicularis*, *Eleocharis palustris* et *Cyperus* spp.) est probablement liée à leur système souterrain bien développé et à leur position relativement basse sur le littoral, qui leur permettent de persister en période d'assèchement (1999 et 2001). Notons que l'abondance relative d'autres espèces (mousses, *Sparganium eurycarpum*) était sensiblement plus élevée en 2000 et 2002 (année de niveau moyen), bien que la différence n'était pas significative sur le plan statistique. Cependant, l'absence de variations temporelles significatives chez les espèces moins fréquemment observées (*Equisetum* spp., *Pilea pumila*, *Populus deltoides*) peut être reliée au fait que les tests statistiques perdent beaucoup de leur puissance quand les effectifs sont bas.

5.5.2 Plantes dont seule la distribution verticale varie d'une année à l'autre

Les huit plantes de ce groupe montrent une grande capacité d'adaptation aux variations interannuelles de niveau, en ajustant leur distribution vers le haut ou le bas selon les conditions de l'année courante. Plusieurs espèces annuelles croissant en milieu exondé (*Panicum* spp., *Cyperus* spp. < 10 cm), germent plus haut sur le talus lorsque le niveau est plus élevé (2000, 2002). Les espèces franchement aquatiques telles que *Chara* spp. et *Vallisneria americana* et les plantes flottantes (*Lemna* spp., *Nuphar variegata*) affichent la même tendance et sont présentes plus haut sur la rive quand l'eau est haute (2000, 2002).

Une émergente vivace à propagation végétative (*Alisma plantago-aquatica*) ainsi que de jeunes pousses de *Lythrum salicaria* (< 20 cm) montrent une tendance significative à coloniser le littoral vers le bas en conditions de bas niveaux, indiquant qu'elles seraient les premières à

former les nouveaux peuplements à des élévations inférieures, si les bas niveaux se prolongeaient pour plusieurs années consécutives.

Tableau 13
Caractéristiques des types de variations de l'abondance relative
et de la distribution verticale des espèces

		Variation interannuelle d'abondance relative (correspondant à différents niveaux d'eau)		
		Pas de variation		Variations
Variation interannuelle de la distribution verticale dans la zone littorale (correspondant à différents niveaux d'eau)	Pas de variation	<i>Acer</i> spp.	<i>Onoclea sensibilis</i>	<i>Bolboschoenus fluviatilis</i>
		<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	<i>Oxalis stricta</i>	<i>Gnaphalium uliginosum</i>
		<i>Aster</i> spp.	<i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Leersia oryzoides</i>
		<i>Bidens</i> spp.	<i>Pilea pumila</i>	<i>Phragmites australis</i>
		<i>Calamagrostis canadensis</i>	<i>Plantago major</i>	<i>Potamogeton richardsonii</i>
		<i>Carex</i> spp.	<i>Polygonum amphibium</i>	<i>Sagittaria latifolia</i>
		<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Pontederia cordata</i>	<i>Schoenoplectus lacustris</i>
		<i>Cyperus</i> spp. (> 10 cm)	<i>Populus deltoides</i>	<i>Typha</i> spp.
		<i>Dulichium arundinaceum</i>	<i>Potamogeton flottant</i>	
		<i>Eleocharis acicularis</i>	<i>Potamogeton linéaire</i>	
		<i>Eleocharis palustris</i>	<i>Potentilla</i> spp.	
		<i>Equisetum</i> spp.	<i>Rorippa palustris</i>	
		<i>Eupatorium</i> spp.	<i>Rumex</i> spp.	
		<i>Galium</i> spp.	<i>Salix</i> spp.	
		<i>Hypericum</i> spp.	<i>Schoenoplectus pungens</i>	
		<i>Impatiens capensis</i>	<i>Sium suave</i>	
		<i>Juncus</i> spp.	<i>Solanum dulcamara</i>	
		<i>Lycopus</i> spp.	<i>Sparganium eurycarpum</i>	
		<i>Lythrum salicaria</i> (> 20 cm)	<i>Spartina pectinata</i>	
		<i>Mentha arvensis</i>	<i>Thelypteris palustris</i>	
Mousses	<i>Trifolium</i> spp.			
<i>Nymphaea odorata</i>	<i>Vicia cracca</i>			
Variations	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	<i>Nuphar variegata</i>	Algues	
	<i>Chara</i> spp.	<i>Panicum</i> spp.	<i>Butomus umbellatus</i>	
	<i>Cyperus</i> spp. (< 10 cm)	<i>Vallisneria americana</i>	<i>Elodea</i> spp.	
	<i>Lemna</i> spp.		<i>Heteranthera dubia</i>	
	<i>Lythrum salicaria</i> (< 20 cm)		<i>Myriophyllum</i> spp.	
			<i>Polygonum</i> spp.	
		<i>Urtica dioica</i>		

Remarque. – Seules les 67 espèces présentes les quatre années sont représentées.

5.5.3 Plantes dont seule l'abondance relative varie d'une année à l'autre

Sept des huit espèces présentes dans ce groupe sont parmi les taxa les plus couramment représentés dans les milieux humides du Saint-Laurent; plusieurs d'entre elles affichaient une diminution marquée en 1999 et 2001, ce qui correspond avec l'assèchement des marais où elles

croissent. Ainsi, le développement de la biomasse aérienne (et, par conséquent, le pourcentage de recouvrement) de *Bolboschoenus fluviatilis*, *Typha* spp., *Sagittaria latifolia* et *Schoenoplectus lacustris* était réduit en conditions d'assèchement. *Phragmites australis*, au contraire, utilise les périodes d'assèchement pour accroître la propagation des colonies par l'extension de ses rhizomes souterrains : cette espèce a affiché une progression constante au cours des quatre années d'échantillonnage. Enfin, *Gnaphalium uliginosum* et *Leersia oryzoides* ont été favorisées par les bas niveaux de 1999, mais n'ont pas affiché un accroissement correspondant en 2001, possiblement en raison de l'effet combiné avec d'autres facteurs climatiques.

5.5.4 Plantes dont l'abondance relative et la distribution verticale varient d'une année à l'autre

Ces sept espèces répondent avec la plus grande plasticité aux variations interannuelles du niveau. Deux espèces facultatives des milieux humides (*Urtica dioica*, *Polygonum* spp.) sont très abondantes dans la prairie humide en conditions de bas niveaux (1999, 2001), mais deviennent rares, voire absentes en conditions de niveau moyen (2000, 2002). En conditions de bas niveaux, deux plantes franchement aquatiques (*Elodea canadensis*, *Myriophyllum* spp.) croissent plus bas sur le rivage, mais en moindre abondance qu'en conditions de niveau moyen, alors qu'une autre (*Heteranthera dubia*) révèle une tendance à accroître son abondance tout en se déplaçant le long du littoral au gré des fluctuations de niveaux. Ainsi, *Heteranthera dubia* a été observée plus fréquemment en 1999 et 2001, possiblement en raison de sa capacité de germer sur les vasières saturées d'eau.

Enfin, les bas niveaux d'eau (1999, 2001) semblent créer des conditions favorables à la croissance des algues vertes filamenteuses qui sont particulièrement aptes à réagir rapidement aux changements de niveau. Les conditions climatiques (température et ensoleillement) plus chaudes de l'année 2002 pourraient aussi expliquer des abondances sensiblement plus élevées qu'en 2000 où la température était légèrement plus fraîche (Hudon, 2004).

5.6 DÉTERMINATION DES VARIABLES EXPLIQUANT LES DIFFÉRENCES ENTRE LES COMMUNAUTÉS DE PLANTES

La répartition verticale des plantes qui occupent la bande riveraine du Saint-Laurent en conditions de niveau moyen a été décrite précédemment par de nombreux auteurs (Dansereau,

1945; Pilon *et al.*, 1980, 1981; Couillard et Grondin, 1986; Gratton et Dubreuil, 1990). La limite supérieure de cette bande correspond à l'extension maximale de la plaine d'inondation printanière, tandis que sa limite inférieure est située à la profondeur à laquelle l'intensité lumineuse limite la croissance des plantes submergées. Cependant, la présente étude se concentre sur la partie centrale de cette zone correspondant aux communautés situées entre la prairie humide et les eaux peu profondes (< 1 m) à l'étiage de fin d'été.

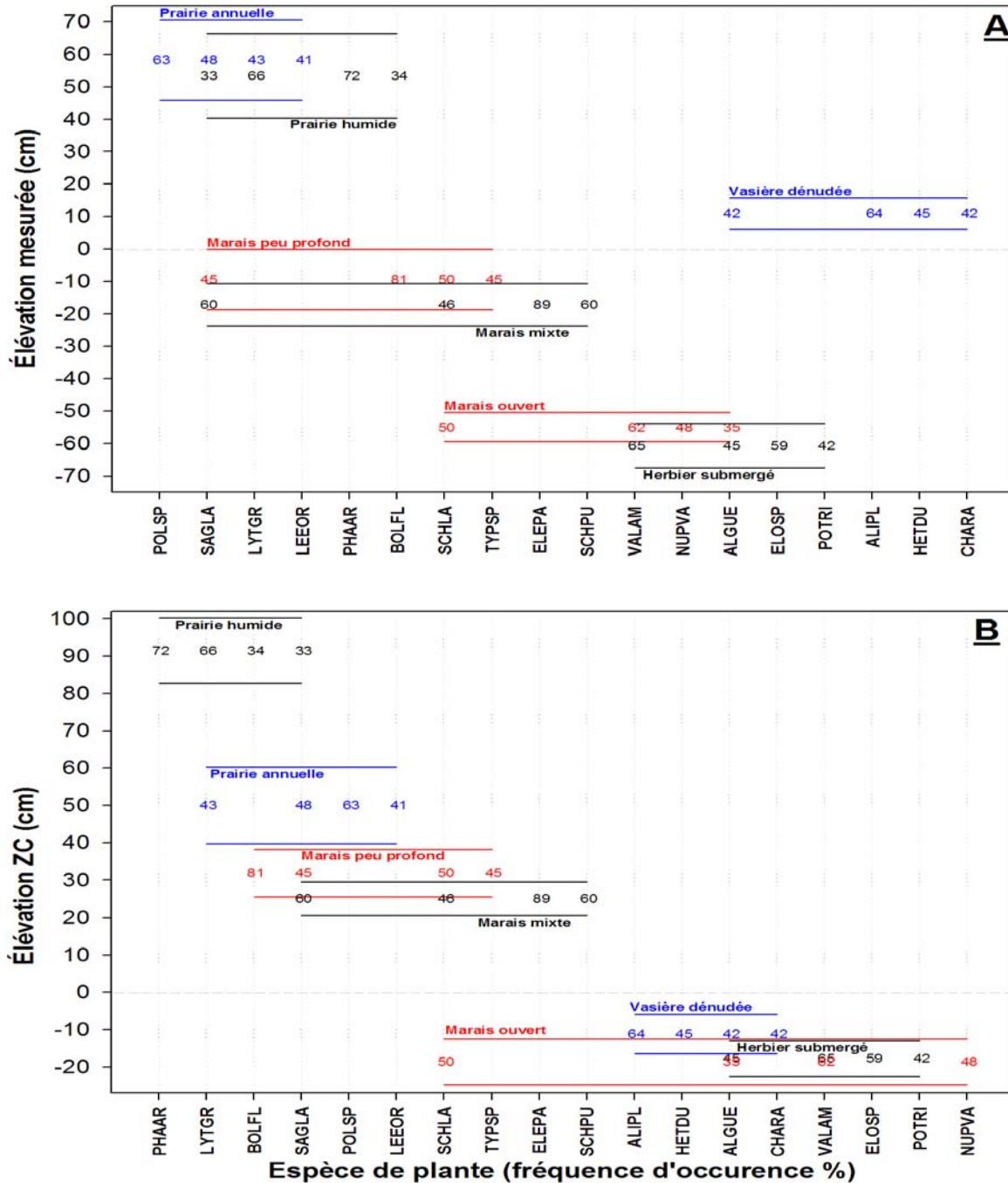
Sept communautés de plantes correspondant à un gradient continu de profondeur et d'élévation ont été identifiées à partir de l'analyse de groupement (figure 27), correspondant à (1) la prairie humide, (2) la prairie annuelle, (3) le marais peu profond (marais dispersé, marais fermé et marais dense), (4) le marais mixte, (5) la vasière dénudée, (6) le marais ouvert et (7) l'herbier submergé.

Ces communautés forment un gradient entre les milieux plus secs et les plus mouillés, dont la composition se superpose et se succède très progressivement, ce qui est reflété par les fortes valeurs d'écart-type et la gamme importante de niveaux caractérisant chacune d'entre elles. La composition spécifique des espèces dominantes suit elle aussi cette tendance, affichant les mêmes espèces dans les groupes adjacents, différant principalement en fonction de la fréquence d'observation et de l'abondance relative.

Plusieurs analyses ont été effectuées pour évaluer l'importance relative des caractéristiques des sédiments, des variables climatiques et environnementales ainsi que des variables hydrologiques sur les communautés de plantes.

5.6.1 Caractéristiques des sédiments

L'effet des caractéristiques des sédiments sur les communautés de plantes a été évalué par une première analyse des correspondances, sur un sous-ensemble des quadrats pour lesquels des échantillons de sédiments avaient été prélevés en 2000 et 2001. Les caractéristiques des sédiments varient entre les sites et entre les années (annexe 11), mais n'expliquent que 11,5 % de la variance totale entre les groupes de quadrats (tableau 14). L'axe 1 est le plus explicatif (65 %) et présente les plus fortes corrélations avec les cinq variables significatives dans l'analyse (figure 28A). La taille médiane et la variance du diamètre moyen des particules sont fortement corrélées entre elles, ainsi qu'avec la fraction de sable.



Remarque. – Le code d'abréviation des noms d'espèces est présenté au tableau 12. Pour chaque groupe, les quatre espèces de plantes les plus fréquemment observées et leur fréquence d'occurrence (%) sont indiquées.

Figure 27 Caractérisation de sept communautés de plantes à partir de A) l'élévation observée (intervalle de confiance à 95 %) et B) l'élévation mise au zéro des cartes

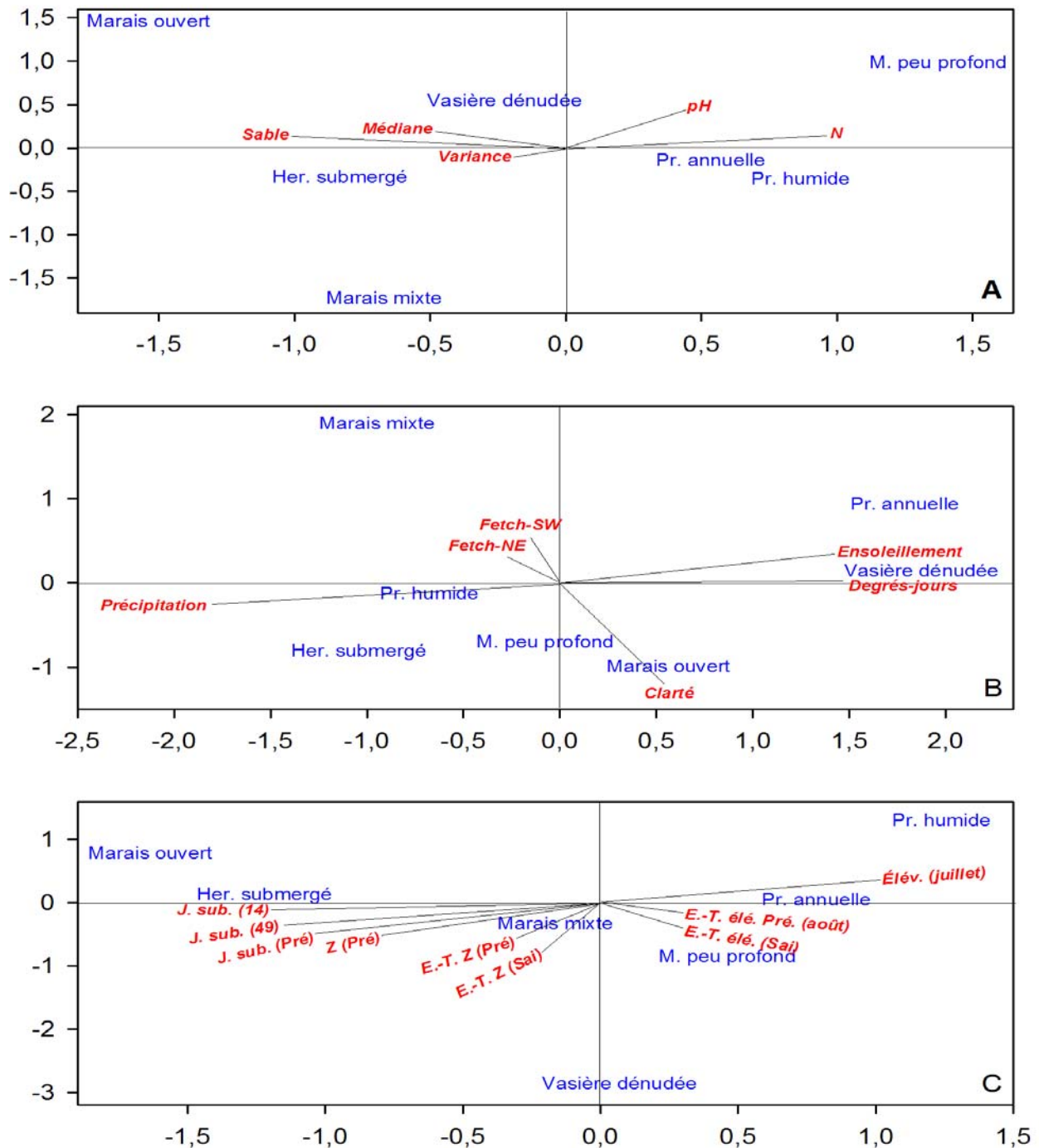
Ces trois variables sont inversement corrélées avec le pH et le contenu en azote organique des sédiments. Ces résultats indiquent que les sédiments relativement riches en sable, de taille médiane élevée et plutôt hétérogènes sont aussi les moins riches en azote organique. Les marais ouverts, les herbiers submergés et les marais mixtes correspondent aux zones sablonneuses tandis que les marais peu profonds et les prairies humides coïncident avec les zones de sédiments plus fins et plus riches en matière organique. Cependant, la structure des sédiments n'explique que 11,5 % de la variance; l'effet de ce facteur a donc été omis des analyses subséquentes pour permettre l'utilisation de toute la matrice de données.

5.6.2 Variables climatiques et environnementales

L'effet des variables climatiques et environnementales a été évalué de la même façon (figure 28B), sur l'ensemble des données, et a montré un effet significatif de six variables (tableau 14). Les précipitations cumulées étaient inversement corrélées avec l'ensoleillement et le nombre de degrés-jours cumulés; ces variables étaient corrélées au premier axe (57,2 % de la variance). Ces variables expliquaient le mieux les différences entre les herbiers submergés et les groupes de plantes appartenant aux zones de transitions (prédominantes au cours des années de bas niveaux extrêmes) (figure 28B). D'autre part, les fetchs provenant du nord-est et du sud-ouest étaient inversement corrélés avec la clarté de l'eau, en relation avec l'axe 2 (29 % de la variance). Les milieux abrités où l'eau est claire coïncidaient avec les groupes dominés par les plantes flottantes (marais ouverts). Cependant, les variables environnementales expliquaient seulement 9,6 % de la variance totale et n'exerçaient donc qu'un effet marginal sur les communautés de plantes.

5.6.3 Variables hydrologiques

Les variables hydrologiques expliquant les différences entre les communautés de plantes ont été testées à l'aide d'analyses multivariées permettant d'éliminer (de contrôler) l'effet des différences environnementales (ci-dessus) entre les sites (tableau 14). Les caractéristiques hydrologiques décrivant la profondeur moyenne, la durée d'inondation, la variabilité (écart-type) de la profondeur et le nombre d'épisodes hors de l'eau ont été calculées pour chaque quadrat, à partir des informations concernant son élévation par rapport au zéro des cartes ainsi que les variations de niveau d'eau au cours de la période précédant l'échantillonnage.



Remarque. – La grandeur des vecteurs des caractéristiques des sédiments (A), des variables environnementales (B) et des variables hydrologiques (C) a été doublée pour faciliter la représentation.

Figure 28 Analyse canonique des correspondances reliant les sept groupements végétaux avec A) les caractéristiques des sédiments, B) les variables environnementales, et C) les variables hydrologiques, après avoir extrait l'effet des variables environnementales

Tableau 14
Résultats des analyses des correspondances

	Variables	Description des variables	Corrélation	
			Axe 1	Axe 2
ACC 1 % variance expliquée : Axe 1 = 64,9 Axe 2 = 16,8 % var. tot. = 11,5	Sable N Médiane pH Variance	% de sable dans les sédiments (63 µm < sable < 2000 µm)	-0,55	0,09
		Azote organique (Kjeldahl)	0,50	0,08
		Diamètre médian des sédiments	-0,31	0,10
		Unités de pH	0,25	0,24
		Variance du diamètre des sédiments	-0,16	-0,04
ACC 2 % variance expliquée : Axe 1 = 57,2 Axe 2 = 29,0 % var. tot. = 9,6	Précipitations Degrés-jours Ensoleillement Clarté Fetch NE Fetch SW	Cumul saisonnier des précipitations	-0,47	-0,07
		Cumul saisonnier de la température > 5 °C	0,43	0,03
		Cumul saisonnier des heures d'ensoleillement	0,41	0,04
		Clarté des masses d'eaux	0,14	-0,32
		Exposition au vent en provenance du N.-E.	-0,07	0,09
		Exposition au vent en provenance du S.-O.	-0,06	0,30
ACC 3 avec variables partielles* % variance expliquée : Axe 1 = 44,6 Axe 2 = 24,2 % var. tot. = 25	Élév. (juillet) J. sub. (49) J. sub. (14) J. sub. (pré) Z (pré) É.-T. élé. (sai) É.-T. élé. pré. (août) É.-T. Z (pré) É.-T. Z (sai)	Élévation moyenne du quadrat (ZC) pour le mois de juillet	0,67	0,21
		Nombre de jours où le quadrat est submergé sur les 49 jours précédents	-0,65	-0,15
		Nombre de jours où le quadrat est submergé sur les 14 jours précédents	-0,65	-0,06
		Nombre de jours où le quadrat est submergé durant la saison précédente	-0,60	-0,22
		Profondeur moyenne du quadrat de la saison précédente	-0,51	-0,29
		Écart-type de l'élévation du quadrat (ZC) de la saison échantillonnée	0,34	-0,24
		Écart-type de l'élévation du quadrat (ZC) d'août de la saison précédente	0,33	-0,21
		Écart-type de la profondeur du quadrat de la saison de croissance précédente	-0,20	-0,42
Écart-type de la profondeur de la saison échantillonnée	-0,18	-0,50		

Remarque. – Variable dépendante = présence/absence des sept communautés de plantes. Trois modèles sont présentés : ACC 1 ne s'applique qu'aux caractéristiques des sédiments seulement; ACC 2 s'applique aux variables environnementales autres qu'hydrologiques et ne comporte aucune variable relative aux sédiments; ACC 3 s'applique aux variables hydrologiques.

* Les variables partielles (covariables) sont celles utilisées dans l'ACC 2.

Chaque caractéristique hydrologique a été calculée pour des périodes progressivement plus longues, correspondant à 1, 2, 3, 4 semaines, 1 mois, 2 mois, etc., pour la saison en cours ainsi que pour la saison de croissance précédente (tableau 9), pour un total de 54 variables initiales. L'échelle hebdomadaire a été sélectionnée parce qu'elle constitue l'unité temporelle de la gestion des débits. Une analyse antérieure (Hudon et Amyot, 2002) avait montré que pour les

milieux humides dominés par les plantes herbacées, les conditions hydrologiques antérieures à l'année précédente n'avaient pas d'influence significative. Cette approche présume que les communautés de plantes observées dans chaque quadrat reflètent l'historique des conditions hydrologiques subies depuis une certaine période par chacune de ces parcelles. L'identification de ces relations permettra de reconstituer les communautés de plantes ayant les plus fortes probabilités d'être observées à chaque élévation le long du rivage, à partir des connaissances des conditions hydrologiques imposées au préalable à chaque parcelle du littoral.

Neuf variables hydrologiques (tableau 14) ont été identifiées comme étant explicatives des communautés végétales. L'axe 1 (45 % de la variance) exprime les conditions d'immersion des quadrats : l'élévation du quadrat par rapport au niveau d'eau moyen du mois de juillet, le nombre de jours d'immersion à moyen (saison de croissance précédente), court (49 jours) et très court (14 jours) terme et la profondeur moyenne du quadrat de la saison de croissance précédente y sont principalement corrélés. Cet axe distingue le mieux entre les groupes de végétation des milieux secs (prairie humide) et les herbiers constamment submergés. Le second axe (24 % de la variance) reflète plutôt la variabilité du niveau d'eau, exprimée par plusieurs variables de l'écart-type de la profondeur et de l'élévation (tableau 14). Cet axe définit les différences entre les milieux de faible profondeur, caractérisés par de faibles (marais mixtes) ou de fortes (vasière dénudée) variations saisonnières et interannuelles de niveau (figure 28C). Une fois enlevé l'effet des variables environnementales (10 %), les variables hydrologiques expliquent 25 % de la variance totale des données.

5.7 MODÈLE PRÉDICTIF DES COMMUNAUTÉS DE PLANTES À PARTIR DE L'HYDROLOGIE

Les neuf variables hydrologiques présélectionnées par l'analyse des correspondances ont été utilisées comme variables d'entrées dans l'analyse hiérarchique (modèle CART, Breiman *et al.*, 1984) (figure 29), qui visait à déterminer des seuils critiques permettant de distinguer chacun des groupes de végétation. De ces neuf variables hydrologiques, quatre ressortent de l'analyse hiérarchique comme facteurs définissant le mieux les groupes de végétation : l'élévation du quadrat par rapport au niveau moyen de juillet, la profondeur du quadrat sous l'eau de la saison précédente, l'écart-type de la profondeur du quadrat de la saison en cours et le nombre de jours où le quadrat est submergé de la saison précédente (figure 29).

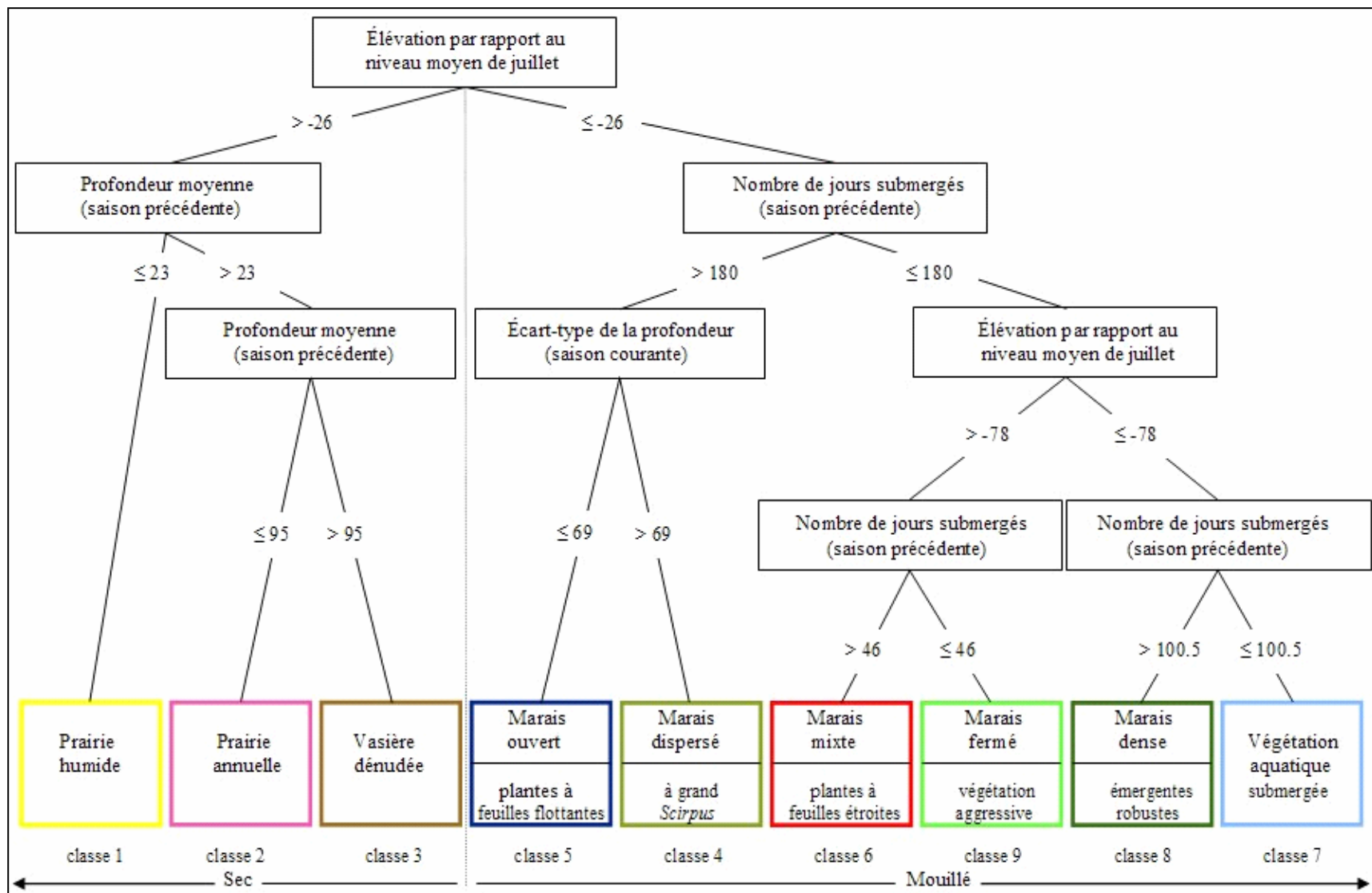


Figure 29 Modèle hiérarchique permettant de reconstituer les principales communautés de plantes des rives du Saint-Laurent à partir des conditions hydrologiques agissant sur chaque parcelle de territoire

L'élévation du mois de juillet permet d'abord de distinguer les groupes « secs » (quadrats dont l'élévation est au-dessus de $-25,7$ cm ZC) des groupes « mouillés » (quadrats dont l'élévation est inférieure à $-25,7$ cm ZC). Parmi les groupes « secs », on pourra prévoir le développement de prairies humides, de prairies annuelles ou de vasières dénudées selon que la profondeur moyenne de la saison précédente était faible ($< 22,6$ cm), moyenne (entre $22,6$ et $94,9$ cm) ou plus élevée ($> 94,9$ cm). En d'autres termes, les peuplements de plantes caractéristiques des vasières dénudées apparaissent dans les secteurs qui étaient submergés pendant la saison précédente, mais sont exondés durant le mois de juillet de l'année en cours.

Les groupes « mouillés » se distinguent aussi en fonction du nombre de jours submergés de la saison précédente ($<$ ou $>$ 180 jours), de l'élévation de juillet ($<$ ou $>$ 78 cm) et de la variabilité (l'écart-type) de la profondeur de la saison en cours ($<$ ou $>$ 69 cm). Ainsi, trois combinaisons différentes de ces variables permettent à la végétation des marais peu profonds de se manifester, témoignant de la grande plasticité de ces espèces résistantes aux conditions de sécheresse temporaire.

Plusieurs des communautés de plantes occupant le bas du gradient littoral sont influencées par le nombre de jours passés sous l'eau au cours de la saison précédente, révélant l'influence des changements abrupts (de l'ordre de 1 m entre les années) du niveau moyen annuel entre 1999 et 2002. Ainsi, les années 1999 et 2001 étaient toutes deux précédées d'une saison de niveau moyen (1998 et 2000), tandis que les années 2000 et 2002 étaient précédées d'une année de très bas niveau. Ces variations brusques ont réduit l'abondance des plantes submergées en eaux peu profondes au cours de la saison 2000 et 2002, puisque leur habitat était mis à sec (hors de l'eau) l'été précédent.

Outre les répercussions sur la composition spécifique, de tels changements abrupts de niveau entre les années réduisent considérablement la biomasse des herbiers submergés peu profonds lorsque le niveau remonte l'été suivant (Hudon, 1997; Cooke, 1980). L'élévation du mois de juillet fait référence aux conditions de la saison en cours, coïncidant avec le niveau moyen à long terme (1960-2002) pour deux années (2000 et 2002), ou y étant très inférieur (1999 et 2001). La variabilité des niveaux pendant la saison de croissance en cours souligne l'importance des changements saisonniers de niveau pour le maintien des marais peu profonds, qui surviennent quand l'écart-type saisonnier est grand (> 69 cm), tandis que les herbiers à

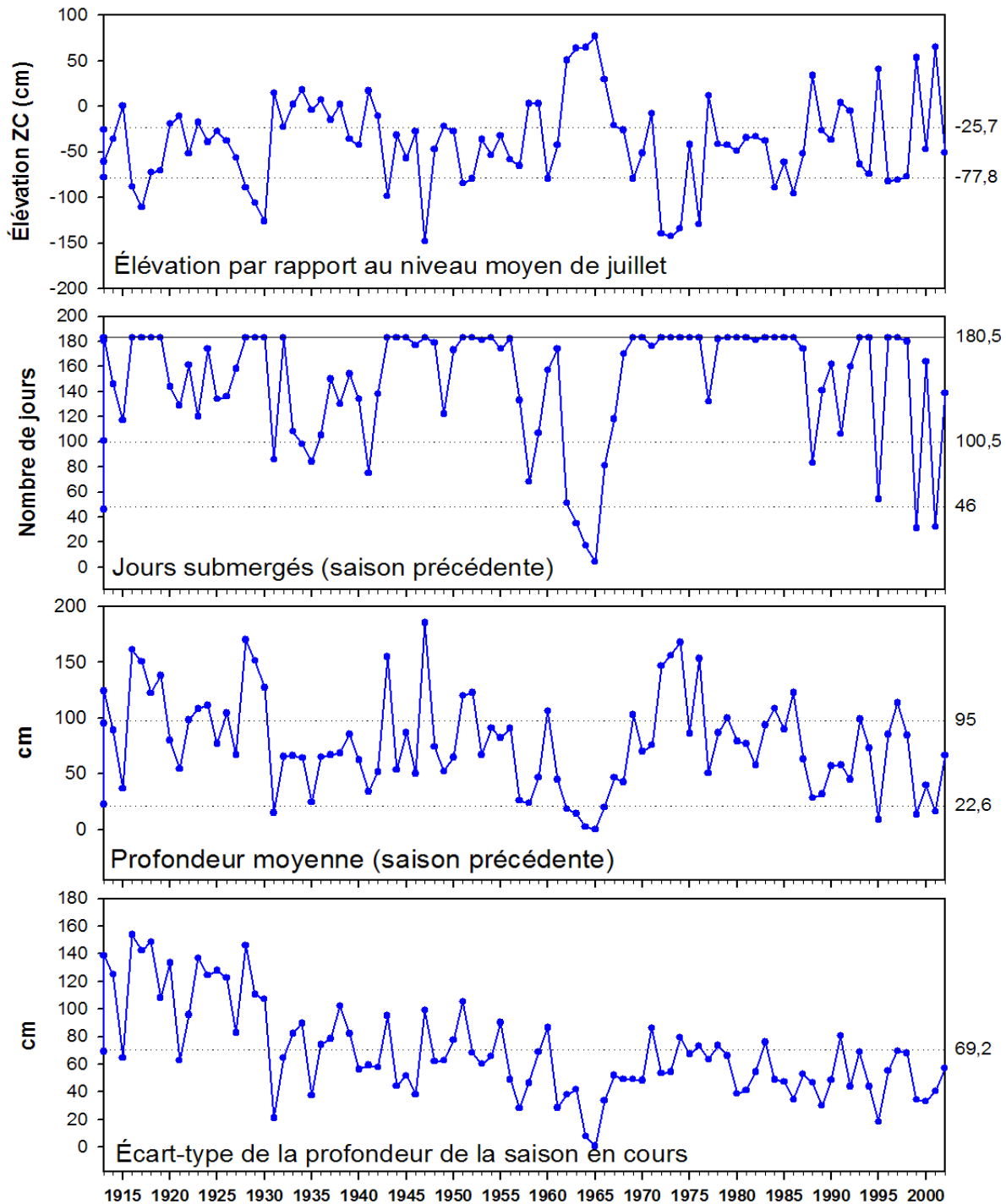
feuilles flottantes sont observés dans des conditions de marnage saisonnier moins prononcé (< 69 cm).

La performance du modèle hiérarchique varie selon les groupes de végétation et est évaluée par le pourcentage des quadrats bien classés dans leurs groupes respectifs, soit : prairie humide (71 %), prairie annuelle (70 %), vasière dénudée (79 %), marais mixtes (58 %), peu profonds (45 %), ouverts (84 %) et herbiers submergés (24 %).

L'application des résultats de notre étude sera faite en examinant la superficie et la répartition de chaque groupe de végétation au cours de la période de mesures hydrologiques, ainsi que pour tester les effets de différents scénarios de gestion des débits sortants du lac Ontario. Un examen rapide des variations interannuelles des quatre variables identifiées dans notre modèle pour la période 1913-2002 à Montréal (figure 30) suggère que les milieux humides ont subi d'importantes modifications au cours du siècle. Par exemple, la figure 30 identifie les conditions hydrologiques qu'a subi une parcelle située à une élévation de 0,5 m ZC; le passage des courbes de part et d'autre des valeurs limites pour chaque variable hydrologique indique que cette parcelle aurait pu, selon les époques, présenter différents groupes de plantes. Ainsi, en 1931, cette strate d'élévation était une prairie humide; en 1947, un marais peu profond. L'alternance des types de végétation suit celle des périodes de hauts et de bas niveaux, avec un marnage et une variabilité plus ou moins importants au cours du temps.

L'approche adoptée ici s'inspire des travaux de Toner et Keddy (1997) qui utilisent les variables hydrologiques pour identifier les facteurs hydrologiques permettant la persistance de marécages arbustifs et arborés sur les rives de l'Outaouais. À notre connaissance, c'est toutefois la première fois qu'un tel modèle est appliqué pour différencier les communautés végétales herbacées, dans la foulée de modèles qualitatifs du même type (Herdendorf *et al.*, 1981). Cette approche est extrêmement prometteuse et sera utilisée pour les travaux de modélisation de l'habitat qui seront poursuivis pour la suite du plan d'étude.

Pour les Grands Lacs, Painter et Keddy (1992) ont élaboré un modèle permettant de décrire les changements d'élévation de la limite supérieure (marécages) et inférieure (marais mixtes) des milieux humides en fonction des variations temporelles (1910-1990) de niveau. La limite supérieure des marécages pour chaque année était définie par les hautes eaux (moyenne des mois de mai, juin et juillet), tandis que la limite inférieure des marais correspondait aux basses eaux (moyenne du mois de septembre).



Remarque. – Les limites de division de l'arbre de décision sont indiquées par un trait discontinu, avec leurs valeurs dans la marge de droite.

Figure 30 Valeurs à long terme (1913-2002) des quatre variables utilisées dans l'arbre de décision pour une parcelle dont l'élévation est de 50 cm ZC

Dans les marécages, les hautes eaux tuent les arbres après une saison; la colonisation des arbres vers le bas de pente (prairie humide) ne peut se faire que si un secteur n'est pas inondé pour de nombreuses années. Pour les marais, les périodes de hautes eaux tuent aussi les plantes après une saison; lorsque le niveau des eaux baisse de nouveau, la colonisation des plantes vers les zones lacustres peut se faire plus rapidement parce que ces plantes se propagent et croissent plus rapidement que les arbres.

5.8 DESCRIPTION DES CLASSES DE MILIEUX HUMIDES

Les sept classes de milieux humides qui avaient été obtenues par l'analyse de groupement des taxa ont par la suite été divisées en neuf classes de milieux humides à la suite de l'application du modèle hiérarchique basé sur les variables hydrologiques (CART) (figure 29). Ces classes peuvent être décrites du point de vue hydrologique, biologique et taxonomique (tableau 15), toutes caractéristiques importantes pour définir leurs propriétés comme habitat pour la faune.

5.8.1 Prairie humide (classe 1)

Cette classe était située à l'élévation la plus haute et était la première à s'assécher avec le retrait de la crue. *Phalaris arundinacea*, *Lythrum salicaria* et *Onoclea sensibilis* étaient des plantes caractéristiques de ce groupe, formant une couverture dense de Graminées de grande taille (environ 1 m) (tableau 15). Les plantes hydrophytes obligatoires émergentes telles que *Spartina pectinata*, *Typha* spp. et *Bolboschoenus fluviatilis* étaient aussi communes dans ce groupe, contribuant à sa diversité : de toutes les classes, les prairies humides comprenaient le plus grand nombre de taxa observés. La diversité de ce milieu souligne l'importance de l'hétérogénéité à petite échelle des prairies par comparaison avec la richesse moins grande des marais à grandes plantes émergentes.

5.8.2 Prairie annuelle (classe 2)

Située à une élévation plus faible que la précédente, mais encore 37 cm au-dessus du niveau moyen du mois de juillet (tableau 15), les prairies annuelles apparaissaient quand les conditions de bas niveau asséchaient les marais pendant la presque totalité de la saison de

croissance, ce qui fut observé en 1999 et 2001. L'assèchement périodique des marais induit une forte diversité, en raison de l'apparition d'espèces annuelles germant à partir des graines, telles que *Polygonum* spp., *Urtica dioica* et les grands *Cyperus* spp. (> 10 cm). Diverses Graminées (*Leersia*, *Phalaris*, *Phragmites*, *Spartina*), *Lythrum salicaria*, *Populus* spp. et *Acer* spp. ont aussi été observées dans les espaces asséchés entre les tiges éparses des plantes émergentes (*Bolboschoenus fluviatilis*, *Typha* spp., *Sparganium eurycarpum*, *Butomus umbellatus*), qui dominant habituellement en conditions plus humides. Par comparaison avec la classe précédente, la prairie annuelle offrait un couvert végétal plus hétérogène pour la faune, dont des Graminées hautes, des touffes éparses de plantes émergentes rabougries et un tapis de plantes annuelles ayant germé sur le sol asséché.

5.8.3 Vasière dénudée (classe 3)

Tout comme la classe précédente, les vasières furent observées seulement au cours des années de bas niveau, dans les secteurs colonisés l'année précédente par des plantes submergées. La faible représentation de cette classe au lac Saint-Pierre découle de l'impossibilité d'accéder à pied (pour des raisons de sécurité) à la partie sud (accès restreint) du lac pendant les périodes de bas niveau (figure 19). Les assemblages de plantes appartenant à ce groupe étaient sujets à de fréquents cycles d'assèchement et d'inondation (six fois par saison en moyenne), ce qui impose une forte sélection en faveur des espèces tolérantes et à réponse rapide telles que *Polygonum* spp., *Leersia* et les algues filamenteuses. Cette classe était aussi riche en espèces spécifiquement adaptées aux fortes diminutions du niveau (*Alisma plantago-aquatica*), capables de germer et de fleurir sur des sols saturés en eau (*Heteranthera dubia*) et tirant profit des espaces libres pour germer (*Polygonum* spp., *Populus deltoides*, *Lythrum salicaria*, *Lindernia dubia*).

5.8.4 Marais (classes 4, 5, 6, 8, 9)

Les marais sont présents dans les secteurs saturés d'eau ou inondés toute l'année (Buteau *et al.*, 1994), à des profondeurs variant de 0 à 1 m sous le niveau moyen de l'eau en juillet (tableau 15). En plus des effets directs de l'hydrologie, les assemblages de marais sont aussi influencés par d'autres facteurs tels que la qualité de l'eau, le type de sédiments, les courants, le vent, les vagues et la glace, dont certains sont aussi indirectement influencés par l'hydrologie.

Tableau 15
Caractéristiques des neuf classes de milieux humides issues du modèle hiérarchique basé sur les variables hydrologiques

Branche du modèle CART	1	2	3	5	4	6	9	8	7
Classe*	Prairie humide	Prairie annuelle	Vasière dénudée	Marais ouvert (végétation à feuilles flottantes)	Marais dispersé (grands scirpes)	Marais mixte (végétation à feuilles étroites)	Marais fermé (végétation agressive)	Marais dense (émergentes robustes)	Végétation submergée en eau peu profonde
N	120	103	44	162	18	87	34	42	20
N _{LSP}	21	25	4	27	18	59	1	29	0
% quadrats bien classés	71	70	79	84	45	58	45	45	24
Élévation ZC (moy. ± é.-t.)	104±41	45±29	-3±19	-21±25	-18±9	32±15	49±12	-3±17	-0.3±10
Hauteur (+) ou profondeur (-) (moy. ± é.-t.)	+69±64	+56±38	+16±20	-53±28	-46±10	-29±26	-0±26	-73±19	-57±26
Richesse spécifique	103	91	48	30	19	59	36	31	17
Taxa/quadrat	9,8	9,3	5,6	4,3	5,3	7,7	5,6	5,9	5,4
H'	1,37	1,49	0,94	0,84	1,16	1,24	1,10	1,17	1,14
Annuelles	1,4	2,7	1,9	0,9	1,1	0,7	0,3	0,7	1,9
Vivaces	7,4	6,3	3,6	3,4	4,2	6,8	5,3	5,1	3,4
Plantes caractéristiques	<i>Phalaris Lythrum Onoclea</i>	<i>Polygonum Urtica Cyperus (> 10 cm)</i>	<i>Polygonum Leersia</i> algues filamenteuses	<i>Nymphaea Nuphar Vallisneria Chara Schoenoplectus lacustris</i>	<i>Schoenoplectus lacustris Myriophyllum Potamogeton richardsonii Heteranthera</i>	<i>Schoenoplectus pungens Eleocharis palustris E. acicularis Pontederia cordata</i>	<i>Sparganium Typha Phragmites Sagittaria Butomus</i>	<i>Bolboschoenus Alisma Potamogeton richardsonii Potamogeton</i> linéaires	<i>Myriophyllum Potamogeton</i> linéaires

* Pour chaque classe, le nombre total de quadrats par classe (N), le nombre de quadrats provenant du lac Saint-Pierre (N_{LSP}), la proportion des quadrats bien classés (% bien classés) et l'élévation moyenne sont indiqués. Le nombre total de taxons (richesse spécifique), l'indice de diversité Shannon-Weaver (H'), le nombre moyen d'espèces annuelles obligatoires et d'espèces vivaces par quadrat et les principales plantes caractéristiques sont aussi spécifiés.

La classification des divers types de marais en des groupes distincts, mais écologiquement significatifs, représentait un défi de taille, puisque les marais peu profonds représentent un continuum de plantes émergentes et submergées. Trois classes de marais furent initialement identifiées à l'aide de l'analyse de groupement faite sur les données d'abondance relative des taxa : les marais ouverts avec végétation flottante (classe 5), une classe de marais mixtes caractérisée par des plantes émergentes à feuilles étroites (classe 6) et un seul grand groupe comprenant tous les marais peu profonds. L'application du modèle hiérarchique fondé sur l'hydrologie a permis de distinguer les classes 5 et 6, mais aussi d'identifier trois classes additionnelles de marais à partir du grand groupe des « marais peu profonds » (classes 4, 8, et 9) (figure 29). Nous décrivons donc chacune des classes de marais et leur potentiel faunique dans le même ordre que la sortie du modèle hydrologique (figure 29), sans égard pour les gradients environnementaux (profondeur, composition taxonomique, hauteur des plantes).

5.8.4.1 Marais ouvert à végétation flottante (classe 5)

Un mélange de plantes flottantes, émergentes (principalement *Schoenoplectus lacustris*), submergées (*Vallisneria americana*, *Elodea* spp.) et d'algues caractérise cette classe (tableau 15). Ce vaste groupe était le moins diversifié et était courant au large de la rive sud du lac Saint-Pierre, bien au-dessous du niveau moyen de juillet. *Schoenoplectus lacustris* formait de petites touffes dispersées (moins de 5 m de diamètre et séparées de plus de 100 m) entre lesquelles on retrouvait des plantes submergées et flottantes assez denses. Bien que la limite de profondeur maximale de cet assemblage ait été fixée à 1 m sous le niveau de fin d'été, *Schoenoplectus lacustris* croissait jusqu'à une profondeur de 1,5 m (écart-type = 0,5 m).

5.8.4.2 Marais peu profond dispersé à grands scirpes (classe 4)

Les secteurs abrités du lac Saint-Pierre étaient typiquement colonisés par une mosaïque complexe de taches de grandes (> 1 m) plantes émergentes (*Schoenoplectus lacustris*, *Bolboschoenus fluviatilis*) où s'intercalent des étangs colonisés par des plantes submergées assez denses (*Myriophyllum* spp., *Potamogeton richardsonii* et *Heteranthera dubia*). Tout comme pour les classes 8 et 9, les marais de scirpes dispersés croissaient dans des eaux assez profondes; quoique la profondeur soit passablement variable dans le temps, ces secteurs étaient très rarement

exondés. Ces conditions hydrologiques entraînent une diversité moyenne et la présence d'espèces obligatoires des milieux humides uniquement, la plupart étant vivaces.

5.8.4.3 Marais mixte à plantes émergentes à feuilles étroites (classe 6)

Ce type de marais était composé de *Schoenoplectus pungens*, *Eleocharis palustris*, *E. acicularis* et *Pontederia cordata* qui formaient un couvert continu, mais peu dense, de plantes de taille moyenne (0,5-1,0 m) et était pratiquement dépourvu de plantes submergées. Très commun à la jonction des hauts et des bas marais du lac Saint-Pierre, les marais mixtes colonisaient les milieux exposés entre les émergentes continues (> 50 % de recouvrement) et éparses (< 50 % de recouvrement). Les marais mixtes étaient présents dans les milieux peu profonds périodiquement exondés au cours de la saison précédente. Ces conditions modérément variables ont engendré la plus forte diversité spécifique des cinq classes de marais.

5.8.4.4 Marais peu profond fermé à plantes émergentes agressives (classe 9)

Ces assemblages, caractérisés par un couvert fermé et composés de grandes (1,5 à 2,5 m de hauteur) plantes émergentes robustes telles que *Phragmites australis*, *Typha* spp., *Sparganium eurycarpum* et *Butomus umbellatus*, croissaient dans les eaux peu profondes sujettes à de fortes variations et présentant des périodes prolongées d'assèchement au cours de la saison précédente. Ce type de conditions hydrologiques coïncidait avec une faible diversité et une forte dominance des espèces agressives se propageant par clones ainsi qu'avec l'absence de plantes submergées. Cet assemblage a été observé le plus souvent dans les milieux humides perturbés de la section fluviale du Saint-Laurent, mais pourrait avoir été sous-estimé dans la région sud du lac Saint-Pierre (figure 19) en raison des problèmes d'accès en conditions de bas niveaux.

5.8.4.5 Marais peu profond dense à plantes émergentes robustes (classe 8)

Les émergentes robustes croissant en peuplements denses (*Bolboschoenus fluviatilis*, *Butomus umbellatus*, *Typha* spp. et *Sparganium eurycarpum*) co-existaient avec des plantes à feuilles flottantes (*Nuphar variegata*) et une variété de plantes submergées (*Alisma plantago-aquatica*, *Potamogeton* spp.). La dernière des cinq classes de marais était présente dans les eaux profondes, correspondant à des sites situés à plus de un mètre sous le niveau moyen du mois de juillet, et était inondée pour la majeure partie de la saison de croissance précédente. Le

recouvrement moyen de plantes émergentes, l'eau relativement profonde et l'inondation pratiquement constante permettaient la croissance des plantes submergées entre les touffes de plantes émergentes.

5.8.5 Végétation submergée en eau peu profonde (classe 7)

Ce mélange d'algues, de plantes vasculaires submergées (*Elodea canadensis*, *Myriophyllum* spp., *Potamogeton* spp., *Vallisneria americana*) et de plantes émergentes (*Lythrum salicaria*, *Eleocharis palustris*, *Schoenoplectus pungens* et *Typha* spp.) a été observé dans la section fluviale du Saint-Laurent et coïncidait avec l'exondation irrégulière de la végétation submergée, au cours de la saison de croissance de l'année précédente.

5.9 ZONATION DES COMMUNAUTÉS DE PLANTES EN FONCTION DES VARIATIONS DES NIVEAUX D'EAU

5.9.1 Conditions actuelles

Le déplacement des communautés observé entre les saisons de niveau moyen (figure 31) et de bas niveau (figure 32) met en évidence la capacité d'adaptation des milieux humides du Saint-Laurent aux variations interannuelles du niveau d'eau. En conditions de niveau moyen (2000 et 2002), la prairie annuelle et les vasières dénudées étaient beaucoup moins bien représentées qu'au cours des deux années de bas niveau (1999 et 2001).

Par contre, les marais peu profonds et les marais mixtes étaient mieux représentés en 2000. Les variations de niveau entre les années s'accompagnaient d'une variation importante de la composition spécifique : par exemple, le même quadrat (à la même élévation ZC) pouvait, selon les années, permettre le développement d'une communauté de plantes alternant entre la prairie humide (1999 et 2001) et le marais mixte (2000 et 2002). Cette variabilité interannuelle explique la gamme très importante d'élévations et de profondeurs auxquelles on peut observer chaque communauté.

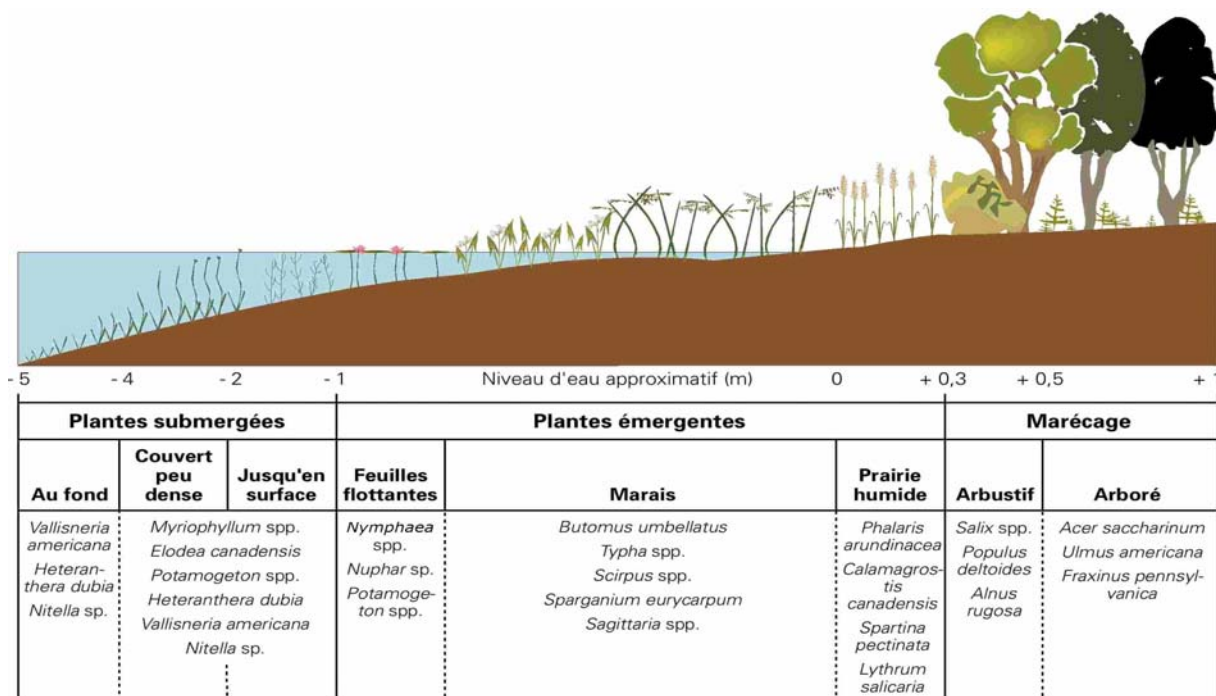


Figure 31 Schéma général montrant la localisation des communautés végétales en conditions de niveaux moyens (2000 et 2002)

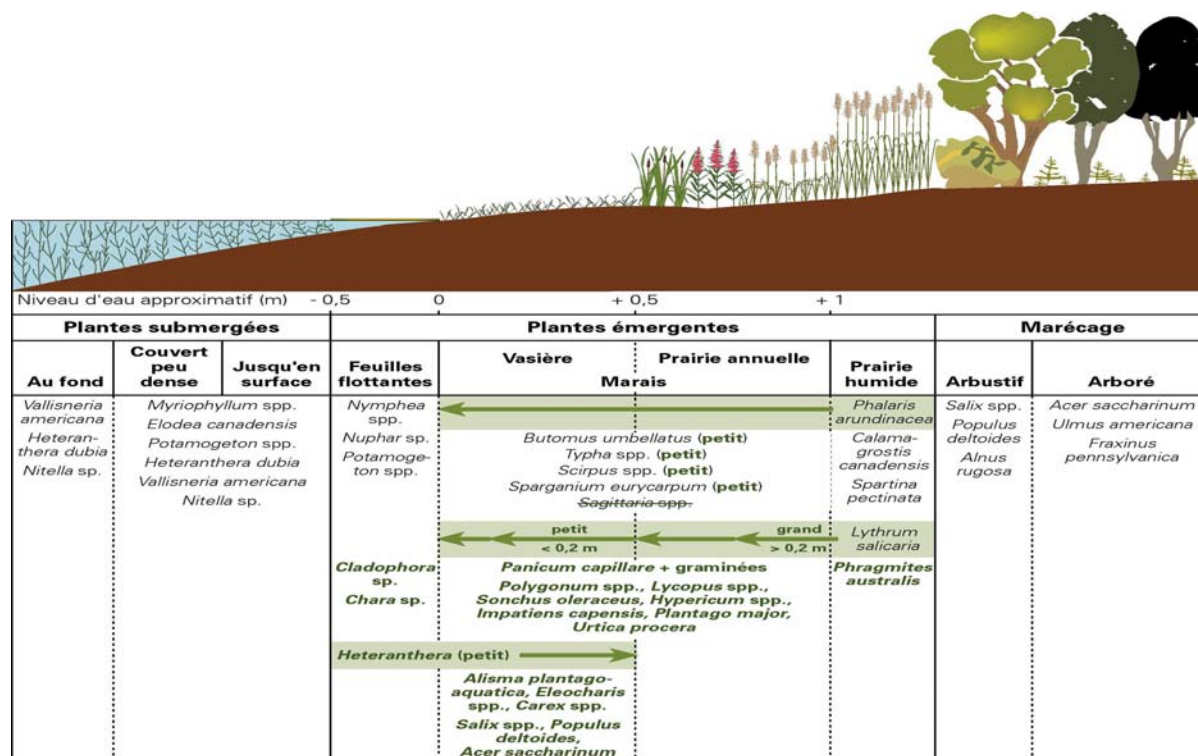


Figure 32 Schéma général montrant la localisation et le déplacement des communautés végétales en conditions de bas niveaux (1999 et 2001)

5.9.2 Conditions de la pré-régularisation

La zonation des plantes supérieures le long du rivage du lac Saint-Louis a été décrite de façon très détaillée par Dansereau (1945), avec l'identification des espèces dominantes (tableau 16) dans chaque strate de végétation et leur position par rapport aux variations saisonnières de niveau (figure 33). Ces associations sont particulièrement intéressantes puisqu'elles décrivent la végétation avant les travaux majeurs d'excavation de la voie maritime, avant le contrôle de la glace et avant la régularisation du débit et du niveau du Saint-Laurent.

Avant la régularisation (1958), l'hydrogramme moyen du haut estuaire montre deux étiages, un en été (juillet-août) et l'autre, moindre, au milieu de l'hiver (janvier-février) (Desrosiers et Bégin, 1992). Dansereau (1945, 1959) fait aussi état de deux crues, la première (et la plus importante) au printemps (fin avril-début mai) et la seconde en automne (fin septembre-début octobre). Les hauts niveaux de printemps étaient cependant les seuls à atteindre les arbres. Après la crue de mai, le niveau des eaux diminuait progressivement jusqu'en septembre, exondant successivement les zones arbustives (tableau 16, groupes C et C'), les grèves à prairies humides (groupes D, D' et E) et les marais peu profonds (E', F et G). Les marais et les prairies humides étaient de nouveau inondés brièvement en novembre.

Dansereau (1959) a aussi décrit de façon très détaillée les associations végétales des rives du Saint-Laurent, faisant de nombreux commentaires sur les effets des variations de niveau. Les observations détaillées tirées de cet ouvrage ont été organisées sous forme de tableau permettant la comparaison entre les observations antérieures à 1959 et notre étude (annexe 9). Les principales différences comprennent la réduction d'abondance, voire la disparition de peuplements typiques dominés autrefois par *Calamagrostis canadensis*, *Spartina pectinata*, *Zizania aquatica* et *Equisetum* spp. Ces peuplements semblent avoir été déplacés ou remplacés par *Phalaris arundinacea*, *Lythrum salicaria* et *Schoenoplectus lacustris* qui semblent plus tolérants aux conditions de bas niveaux et de sécheresse. Aucune différence marquée n'est perceptible dans les peuplements dominants de marais mixtes et de marais ouverts (plantes à feuilles flottantes). La prolifération de *Myriophyllum* spp., d'algues filamenteuses et de plusieurs espèces de *Potamogeton* dans les herbiers submergés pourrait résulter de l'eutrophisation du milieu aquatique. Par ailleurs, certaines associations nouvelles ont été identifiées; elles résultent

de l'usage des îles comme pâturage estival pour les animaux domestiques et en réponse aux bas niveaux extrêmes des années 1999 et 2001.

Tableau 16
Description des espèces formant les associations végétales du lac Saint-Louis avant les modifications anthropiques majeures

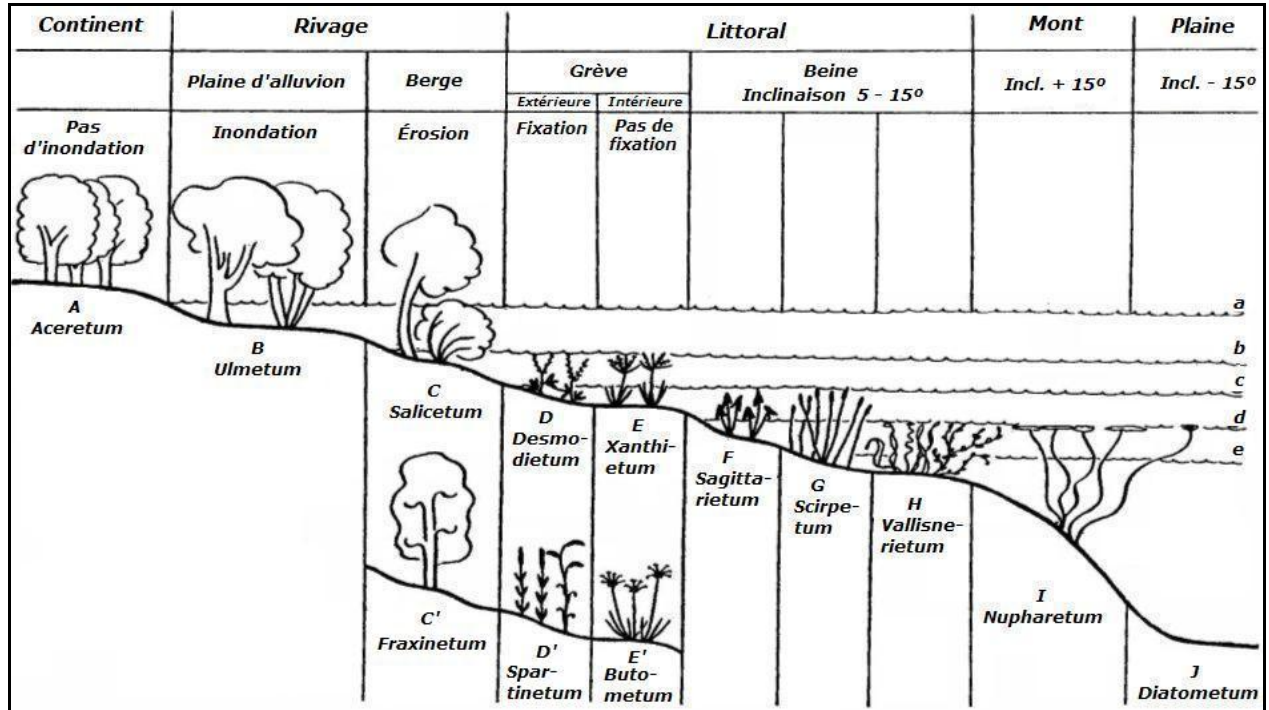
Groupe*	Hydrologie	Composition spécifique
A	Aucune inondation	<i>Acer saccharum</i> , <i>Picea</i> spp., <i>Thuja occidentalis</i> (champs en culture)
B	Inondation en fin avril-mai	<i>Acer saccharinum</i> , <i>Ulmus americana</i>
C	Inondation en mai-juin	<i>Populus deltoides</i> , <i>Salix</i> spp.
C'		<i>Fraxinus nigra</i> , <i>F. pennsylvanica</i> , <i>Salix</i> spp.
D	Inondations en mai, juin et novembre	Grève extérieure (<i>middle beach</i>) : <i>Desmodium canadense</i> , <i>Elymus riparus</i> , <i>Potentilla anserina</i> , <i>Andropogon furcatus</i> , <i>Sorghastrum nutans</i> (héliophiles vivaces)
D'		<i>Spartina pectinata</i> , <i>Lythrum salicaria</i>
E	Inondations en mai, juin et novembre	Grève intérieure (<i>inner beach</i>) : <i>Xanthium pungens</i> , <i>Polygonum pennsylvanicum</i> , <i>Cyperus esculentus</i> , <i>Melilotus alba</i> , <i>Populus balsamifera</i> (annuelles)
E'		<i>Butomus umbellatus</i>
F	Sous le niveau des basses eaux de juillet, août et septembre; exondé en octobre	<i>Sagittaria</i> spp.
G	Sous le niveau des basses eaux de fin septembre et début octobre; rarement exondé	<i>Scirpus validus</i> , <i>Eleocharis palustris</i> var. <i>major</i>
H	Jamais exondé	<i>Vallisneria americana</i> , <i>Potamogeton</i> spp.
I	Jamais exondé (eau plus profonde)	<i>Nuphar</i> , <i>Nymphaea</i> spp.
J	Jamais exondé	Diatomées

Source : Modifié de Dansereau, 1945.

* Les lettres de chaque groupe renvoient à la figure 33.

L'envahissement des milieux humides exondés par *Phalaris arundinacea* et les modifications de la composition spécifique en conditions de bas niveaux extrêmes (en 1931) ont été documentés à Boucherville par Marie-Victorin (1943a). Une comparaison exhaustive des observations notées lors de cet épisode a été faite au même endroit lors d'un épisode similaire de bas niveau en 1999, avec des mesures des changements de distribution de la biomasse des espèces en fonction des conditions de niveau (Hudon, 2004). L'abondance de *Spartina pectinata*

sur les rivages du lac Saint-Pierre, particulièrement aux îles de Sorel, a aussi été bien documentée (Marie-Victorin, 1943b).



Remarque. – Les diverses espèces ne sont pas à l'échelle. Les lignes ondulées représentent le niveau de l'eau : a) en mai; b) en juin; c) en novembre; d) en juillet, août et septembre; e) à la fin de septembre et au début d'octobre. Les espèces typiques de chaque association sont indiquées au tableau 16.

Source : Dansereau, 1945.

Figure 33 Schéma général de la localisation des associations végétales au lac Saint-Louis

6 Conclusion et étapes subséquentes

Les années 1999 à 2002 constituent une période très particulière du point de vue de l'hydrologie si on la compare avec la moyenne des 10 ou des 40 années précédentes (figure 4, tableau 3). Les saisons 1999 et 2001 ont été exceptionnellement sèches, tandis que le niveau des saisons 2000 et 2002 s'approchait des valeurs moyennes (1960-2002) (tableau 3). La comparaison avec les patrons journaliers des 10 années précédentes (figure 3) révèle la très faible amplitude des crues printanières et les étiages extrêmes de fin d'été des années 1999-2002 (figure 4). Ces conditions ont engendré un assèchement marqué des milieux humides du Saint-Laurent en comparaison des périodes précédentes. Notons que les faibles débits de 1999 et 2001 sont du même ordre de grandeur que ceux anticipés par les scénarios de changements climatiques pour le Saint-Laurent et les Grands Lacs, avec une réduction chronique du débit de l'ordre de 40 % et une baisse d'un mètre du niveau moyen (Mortsch, 1998; Lofgren *et al.*, 2002; RNC, 2002).

En relation avec les objectifs fixés, ce rapport contient les résultats suivants :

6.1 IDENTIFICATION DES GROUPES DE PLANTES RIVERAINES DU SAINT-LAURENT

- a) Au cours des quatre années d'études de terrain, 207 espèces de plantes ont été recensées entre Cornwall et Trois-Rivières (14 sites, 630 quadrats).
- b) Le nombre total d'espèces et la diversité H sont plus faibles en 1999 et 2000 qu'en 2001 et 2002, ce qui indique que les grands écarts interannuels de niveau ont engendré une augmentation générale de la diversité à tous les sites. Cette tendance reflète la diminution des espèces hydrophytes obligatoires au profit des espèces facultatives des milieux humides en réponse aux bas niveaux de 1999 et 2001.
- c) Parmi les 76 taxa les plus fréquents, on distingue quatre catégories de plantes dont l'abondance relative et/ou la distribution varient en fonction des variations interannuelles de niveau (tableau 13, figure 26, annexe 8).
- d) Sept communautés de plantes correspondant à un gradient continu de profondeur et d'élévation ont été identifiées à partir de l'analyse de groupement, soit : 1) la prairie humide; 2) la prairie annuelle; 3) les marais peu profonds (marais dispersé, marais fermé et marais dense); 4) le marais mixte; 5) la vasière dénudée; 6) le marais ouvert (à feuilles flottantes); 7) l'herbier de plantes submergées (figure 27).

6.2 COMPARAISON DES GROUPES DE VÉGÉTATION ACTUELS AVEC LES ASSOCIATIONS DÉCRITES AVANT LA RÉGULARISATION

- a) Nos résultats correspondent aux connaissances qualitatives des milieux humides décrites par les nombreux travaux des naturalistes oeuvrant sur les milieux riverains du fleuve Saint-Laurent et d'ailleurs.
- b) La zonation des plantes supérieures le long du rivage du lac Saint-Louis a été décrite de façon très détaillée par Dansereau (1945), avec l'identification des espèces dominantes (tableau 16) dans chaque strate de végétation et leur position par rapport aux variations saisonnières du niveau (figure 33).
- c) La comparaison des associations végétales de la vallée du Saint-Laurent avant la régularisation (Dansereau, 1959) et dans les conditions actuelles (1999-2002) (annexe 9) révèlent :
 - La diminution de peuplements typiques dominés autrefois par *Calamagrostis canadensis*, *Spartina pectinata*, *Zizania aquatica* et *Equisetum* spp. Ces peuplements semblent avoir été déplacés ou remplacés par *Phalaris arundinacea*, *Lythrum salicaria* et *Schoenoplectus lacustris*.
 - Aucune différence marquée n'est perceptible dans les peuplements dominants de marais mixtes et de marais ouverts (plantes à feuilles flottantes).
 - La prolifération de *Myriophyllum* spp., d'algues filamenteuses et de plusieurs espèces de *Potamogeton* dans les herbiers submergés résulte vraisemblablement de l'eutrophisation du milieu aquatique.
 - De nouvelles associations végétales sont apparues, en réponse à l'usage des îles comme pâturage estival pour les animaux domestiques et aux bas niveaux extrêmes des années 1999 et 2001.

6.3 ÉVALUATION DE L'IMPORTANCE RELATIVE DES AUTRES VARIABLES ENVIRONNEMENTALES

- a) Les caractéristiques des sédiments varient entre les sites et entre les années (annexe 11), mais n'expliquent que 11,5 % de la variance totale entre les communautés végétales (tableau 14). Les herbiers submergés et les marais ouverts correspondent aux zones sablonneuses tandis que les marais peu profonds et les prairies humides coïncident avec les zones de sédiments plus fins et plus riches en matière organique (figure 28A).
- b) Les précipitations cumulées étaient inversement corrélées avec l'ensoleillement et le nombre de degrés-jours cumulés; ces variables expliquaient le mieux les différences entre les herbiers submergés et les groupes de plantes appartenant aux vasières dénudées (prédominantes au cours des années de bas niveaux extrêmes) (figure 28B).
- c) Les milieux abrités où l'eau est claire coïncidaient avec les groupes dominés par les plantes flottantes (marais ouverts). Cependant, les variables environnementales

expliquaient seulement 9,6 % de la variance totale et n'exerçaient donc qu'un effet marginal sur les communautés de plantes.

6.4 MODÉLISATION DES RELATIONS ENTRE CHAQUE GROUPE DE VÉGÉTATION ET LES VARIABLES HYDROLOGIQUES

- a) Neuf variables hydrologiques (tableau 14) ont été identifiées comme ayant un effet significatif sur les communautés végétales.
- b) Les conditions d'immersion des quadrats expliquent 45 % de la variance expliquée par le modèle : l'élévation moyenne du mois de juillet, le nombre de jours d'immersion à moyen (saison précédente), court (49 jours) et très court (14 jours) termes, la profondeur moyenne de la saison précédente y sont principalement corrélés. Cet axe distingue le mieux entre les groupes de végétation des milieux secs (prairie humide) et les herbiers constamment submergés.
- c) La variabilité du niveau, exprimées par plusieurs valeurs d'écart-type de profondeur et d'élévation (tableau 14) explique 25 % de la variance. Cet axe définit les différences entre les milieux de faible profondeur, caractérisés par de faibles (marais mixtes) ou de fortes (vasière dénudée) variations saisonnières et interannuelles de niveau (figure 28C).
- d) Une fois enlevé l'effet des variables environnementales (10 %), les variables hydrologiques expliquent 25 % de la variance totale des données.
- e) Des neuf variables hydrologiques précédemment identifiées, quatre ressortent de l'analyse hiérarchique comme facteurs définissant le mieux les groupes de végétation : l'élévation de juillet, la profondeur de la saison précédente, l'écart-type de la profondeur de la saison en cours et le nombre de jours submergés de la saison précédente (figure 29).
- f) La performance du modèle hiérarchique varie selon les groupes de végétation (évaluée par le pourcentages des quadrats bien classés dans leurs groupes respectifs) : la prairie humide (71 %), la prairie annuelle (70 %), la vasière dénudée (79 %), les marais mixtes (58 %) et les marais peu profonds (marais dispersés, fermés et denses) (45 %), les marais ouverts (84 %) et les herbiers submergés (24 %).
- g) Un examen rapide des variations interannuelles des quatre variables identifiées dans notre modèle pour la période 1913-2002 à Montréal (figure 30) suggère que les milieux humides ont subi d'importantes modifications au cours du siècle. Par exemple, un quadrat situé à une élévation de 0,5 m ZC aurait pu être, selon les époques, un herbier submergé, un marais ou une prairie humide.

6.5 CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Plusieurs des très nombreuses altérations imposées par l'homme au Saint-Laurent sont appelées à demeurer une partie intégrante de la réalité fluviale. Les milieux humides que nous observons maintenant sont le résultat de la somme de toutes les pressions qui ont agi au cours des

années : modifications aux rives et au lit du fleuve, contrôle des embâcles, régularisation du niveau, espèces introduites, apports de contaminants et d'éléments nutritifs. Néanmoins, les données hydrologiques à long terme (tableau 1, section 1.2), les descriptions des effets majeurs des embâcles dans le passé (annexe 10) et la description détaillée des associations végétales antérieures à la régularisation (annexe 9, section 5.9) permettent de reconstituer ce que les milieux humides du Saint-Laurent ont déjà été et de les comparer avec leur état actuel.

À l'avenir, nous pourrions envisager les différents facteurs qui influencent les milieux humides du point de vue de notre capacité à les contrôler et à les modifier, de façon à favoriser certaines caractéristiques environnementales perçues comme étant « désirables », parmi lesquelles on retrouve la diversité et la santé des milieux humides. On peut distinguer trois grands types de facteurs intervenant dans les conditions environnementales passées et futures qui influencent (directement ou indirectement) les milieux humides du Saint-Laurent :

- L'ensemble des modifications faites aux rives et au lit du fleuve jusqu'à présent, telles que le chenal de navigation et les empiétements actuels aux rives, qui font désormais partie intégrante de l'environnement fluvial et avec lesquelles on devra composer à l'avenir;
- Les facteurs qui sont impossibles à gérer ou à prévoir de façon certaine (jusqu'à présent), tels que le bilan des apports hydriques à moyen et à long termes du bassin Saint-Laurent–Grands Lacs, y compris les changements climatiques;
- Les facteurs qui peuvent être « gérés » (quoique parfois à un coût très élevé), comme la régularisation du débit et des niveaux, la demande en eau, les apports d'éléments nutritifs et de contaminants et les propositions pour continuer le dragage et accroître la capacité de la voie maritime.

Ces facteurs ne peuvent pas être traités séparément puisqu'ils interagissent les uns avec les autres, particulièrement en conditions de faibles apports hydriques au bassin. Pour les décennies à venir, les changements climatiques sont fortement susceptibles de modifier le niveau moyen et le marnage saisonnier du lac Ontario et du Saint-Laurent et, par voie de conséquence, leurs milieux humides (Mortsch, 1998). Dans ce contexte, la régularisation prend un poids d'autant plus grand qu'elle devient l'outil principal par lequel seront amplifiés ou mitigés les effets d'une pénurie d'eau, comme le prévoient les scénarios de changements climatiques. Par exemple, en conditions de faibles apports hydriques et d'évapotranspiration élevée, la régularisation du lac Ontario pourrait être utilisée pour réduire, voire éliminer, la crue du Saint-

Laurent au printemps pour maintenir artificiellement un niveau d'étiage plus élevé dans le fleuve en automne. Cette pratique contribuerait à réduire encore davantage l'amplitude saisonnière des niveaux sur le Saint-Laurent, tout en stabilisant autant que possible le niveau du lac Ontario, avec des répercussion néfastes pour les milieux humides en amont comme en aval. D'autre part, si le mode de régularisation permettait au niveau du lac Ontario de baisser pendant les périodes de faibles apports hydriques au bassin, la pression pour retenir l'eau « en réserve » en amont au printemps serait d'autant diminuée. Pour les milieux humides, les variations de niveau imposées par les apports naturels nets au bassin, en condition non régularisées, restent cependant le meilleur mode de gestion environnemental.

6.6 PROCHAINES ÉTAPES

Nos résultats apportent une dimension quantitative et prédictive aux connaissances des liens entre l'hydrologie et les communautés végétales, ce qui permet dorénavant de les appliquer pour modéliser les communautés de plantes sujettes à différentes conditions de niveau. Cette capacité de caractériser les milieux humides et de quantifier les conditions hydrologiques donnant lieu à leur existence est d'autant plus importante qu'à l'avenir, elle pourra être directement appliquée aux questions de gestion des débits sortants du lac Ontario vers le Saint-Laurent, en reconstituant les changements historiques de distribution des milieux humides du lac Saint-Pierre en fonction de l'hydrologie (Hudon *et al.*, 2005).

Les étapes subséquentes incluent :

- a) Déterminer la superficie totale de chaque tranche d'élévation par rapport au niveau de la mer, au lac Saint-Pierre, à l'aide du modèle numérique d'élévation;
- b) Déterminer la superficie actuelle de chaque grand groupe de végétation (marécage, prairie humide, marais) par tranche d'élévation, à l'aide du modèle numérique d'élévation et des images IKONOS (2002);
- c) Appliquer le modèle développé dans la présente étude à la série temporelle des niveaux pour le lac Saint-Pierre;
- d) Utiliser les superficies prédites de chaque communauté végétale comme point de départ des calculs de productivité globale, en les combinant avec des valeurs mesurées de biomasse et de productivité annuelle;
- e) Comparer les superficies prédites par le modèle aux superficies observées sur les photographies aériennes et les images satellitaires historiques, pour déterminer la validité et les limites des prédictions;

- f) Utiliser le modèle validé pour tester les différents scénarios de gestion des débits et des niveaux (pré-régularisation, 58-D avec déviations, etc.).

Les résultats de cet exercice pour le lac Saint-Pierre ont fait l'objet d'une publication scientifique (Hudon *et al.*, 2005) qui figure à l'annexe 13.

Références

- APHA (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19^e édition. American Public Health Association, American Water Works Association et Water Environment Federation. Washington, DC.
- Auble, G.T., J.M. Friedman et M. Scott (1994). « Relating riparian vegetation to present and future streamflows », *Ecological Applications*, 4 : 544-554.
- Bedford, B.L. (1996). « The need to define hydrology equivalence at the landscape scale for freshwater wetland mitigation », *Ecological Applications*, 6 : 57-68.
- Bégin, Y. (1990). « The effects of shoreline transgression on woody plants, Upper St. Lawrence Estuary, Quebec », *Journal of Coastal Research*, 6 : 815-827.
- Bergeron, L., G. Vigeant et J. Lacroix (1997). *Chapitre québécois de l'étude pan-canadienne sur les impacts et l'adaptation à la variabilité et au changement climatique : tome V*. Environnement Canada. Downsview, Ontario. 270 p.
- Bérubé, M. (1992). *Qualité des eaux du bassin de la rivière du Nord, 1979 à 1991*. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq EN920177, QE-77/1, 107 pages plus annexes.
- Bouchard, A. (2003). « Marie-Victorin, témoin expert dans une cause sur un marécage du lac Saint-François, le Saint-Laurent : un témoignage d'actualité », *Le Naturaliste Canadien*, 127 : 11-21.
- Breiman, L., J.H. Friedman, R.A. Olshen et C.J. Stone (1984). *Classification and Regression Trees*. Wadsworth & Brooks, Cole Advanced Book & Softwares, Monterrey, CA.
- Britton, N.L. et A. Brown (1970). *An Illustrated Flora of the Northern United States and Canada*. Volume 1. General Publishing Company Ltd., Toronto.
- Carignan, R., S. Lorrain et K. Lum (1994). « A 50-yr record of pollution by nutrients, trace metals, and organic chemicals in the St. Lawrence River », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51 : 1088-1100.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2003). *Détermination de l'azote total Kjeldahl et du phosphore total : digestion acide – méthode colorimétrique automatisée*. MA. 300 – NTPT 1.0, Ministère de l'Environnement du Québec. 18p.
- Cléonique-Joseph, Frère (1936). *Flore du lac Saint-Pierre (Québec)*. Information citée dans le tableau III de Dansereau (1945), mais source non citée dans les références.

- Conseil des productions végétales du Québec (1993). *Méthodes d'analyses des sols, des fumiers et des tissus végétaux*. Commission des sols, section méthodologie. Agdex 533.
- Cooke, G.D. (1980). « Lake level drawdown as a macrophyte control technique », *Water Resources Bulletin (American Water Resources Association)*, 16 : 317-322.
- Cossa D., T.-T. Pham, B. Rondeau, B. Quémerais, S. Proulx et C. Surette (1998). *Bilan massique des contaminants chimiques dans le fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique, ST-163, 235 p.
- Couillard, L. et P. Grondin (1986). *La végétation des milieux humides du Québec*. Les Publications du Québec.
- Dansereau, P. (1959). « Phytogeographia Laurentiana. II. The principal plant associations of the St. Lawrence River valley », *Contributions de l'Institut Botanique de l'Université de Montréal*, 75 : 1-148.
- Dansereau, P. (1945). « Essai de corrélation sociologique entre les plantes supérieures et les poissons de la beine du lac Saint-Louis », *Revue canadienne de biologie*, 4 : 369-417.
- Day, R.T., P.A. Keddy, J. McNeill et T. Carleton (1988). « Fertility and disturbance gradients: A summary model for riverine marsh vegetation », *Ecology*, 69 : 1044-1054.
- De Lafontaine, Y. et G. Costan (2002). « Introduction and transfer of alien aquatic species in the Great Lakes – St. Lawrence River drainage basin », dans R. Claudi, P. Nantel et E. Muckle-Jeffs (éd.), *Alien Invaders in Canada's Waters, Wetlands, and Forests*. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Direction générale des sciences, Ottawa. Pp. 73-91.
- Désilets, L. et C. Langlois (1989). *Variabilité spatiale et saisonnière de la qualité physico-chimique de l'eau du fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection – Région du Québec, Centre Saint-Laurent. 112 p.
- Desrosiers, M. et Y. Bégin (1992). « Étude dendrochronologique de l'érosion associée aux crues du Saint-Laurent, Saint-Antoine de Tilly, Québec », *Géographie physique et quaternaire*, 46 : 173-180.
- Dryade, Le Groupe (1985). *Étude complémentaire de la végétation du lac Saint-Louis et du lac des Deux Montagnes : groupes écologiques, patrons d'inondation, clés de potentiel et plans de gestion*. Secrétariat Archipel.
- Fernald, M.L. (1970). *Gray's Manual of Botany*. 8^e édition. D. van Nostrand Company, New York.
- Fleurbec (1987). *Plantes sauvages des lacs, rivières et tourbières*. Guide d'identification Fleurbec. Groupe Fleurbec. 399 p.

- Forey, P. (1998). *The Pocket Guide to Wild Flowers of North America*. Parkgate Books Ltd.
- Fortin, G. (1995). *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du secteur d'étude Montréal-Longueuil*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Rapport technique, Zone d'intervention prioritaire 9. 162 p.
- Frenette, M., C. Barbeau et J.-L. Verrette (1989). *Aspects quantitatifs, dynamiques et qualitatifs des sédiments du Saint-Laurent*. Hydrotech Inc., pour Environnement Canada et le Gouvernement du Québec. 185 p.
- Gauthier, B. (1997). *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables*. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la conservation et du patrimoine écologique. 25 p.
- Gratton, L. et C. Dubreuil (1990). *Portrait de la végétation et de la flore du Saint-Laurent*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Québec. 56 p.
- Hall, T.F. et G.E. Smith (1955). « Effects of flooding on woody plants, West Sandy Dewatering Project, Kentucky Reservoir », *Journal of Forestry*, 53 : 281-285.
- Herdendorf, C.E., S.M. Hartley et M.D. Barnes (éd.) (1981). *Fish and Wildlife Resources of the Great Lakes Coastal Wetlands within the United States, Volume I*. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. 469 p.
- Hudon, C. (2004). « Shift in wetland plant composition and biomass following low-level episodes in the St. Lawrence River : looking into the future », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61 : 603-617.
- Hudon, C. (1997). « Impact of water-level fluctuations on aquatic vegetation in the St. Lawrence River (Quebec) », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54 : 2853-2865.
- Hudon, C. et J.-P. Amyot (2002). *Zonation verticale des plantes aquatiques en fonction des variations de niveau du Saint-Laurent*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport soumis à la Commission mixte internationale, Groupe de travail technique sur l'environnement, Étude des niveaux du lac Ontario et du Saint-Laurent. 115 p.
- Hudon, C., P. Gagnon, J.-P. Amyot, G. Létourneau, M. Jean, C. Plante, D. Rioux et M. Deschênes (2005). « Historical changes in herbaceous wetland distribution induced by hydrological conditions in Lake Saint-Pierre (St. Lawrence River, Quebec, Canada) », *Hydrobiologia*, 539 : 205-224.
- Jean, M. et A. Bouchard (1991). « Temporal changes in wetland landscapes of a section of the St. Lawrence River, Canada », *Environmental Management*, 15 : 241-250.

- Jean, M., M. D'Aoust, L. Gratton et A. Bouchard (1992). *Impacts of Water Level Fluctuations on Wetlands: Lake Saint-Louis Case Study*. Report presented to the International Joint Commission, Water Levels Reference Study, Ottawa. 79 p.
- Keddy, P.A. (2000). *Wetland Ecology. Principles and Conservation*. 1^{re} édition. Cambridge Studies in Ecology, Cambridge University Press, Cambridge. 618 p.
- Keddy, P.A. et A.A. Reznicek (1986). « Great Lakes vegetation dynamics: The rôle of fluctuating water levels and buried seeds », *Journal of Great Lakes Research*, 12 : 25-36.
- Keetch, J.J. et G.M. Byram (1968). *A Drought Index for Forest Fire Control*. Southeast Forest Exp. Sta., U.S.D.A. Forest Serv. Res. Pap. SE-38, 32 p.
- Kelsall, N. et D.J. Leopold (2002). *Literature Review: Effect of Water Levels and Water Level Fluctuations on Wetland Plant Growth, Survival and Germination: Emphasis on Lake Ontario and St. Lawrence River Coastal Wetland Plants*. Rapport soumis à la Commission mixte internationale, Groupe de travail technique sur l'environnement, Étude des niveaux du lac Ontario et du Saint-Laurent.
- Lasserre, J.-C. (1980). *Le Saint-Laurent : Grande porte de l'Amérique*, Hurtubise HMH, Montréal. Cahiers du Québec, Collection « Géographie », 753 p.
- Legendre, P. et L. Legendre (1998). *Numerical Ecology*. 2^e édition. Elsevier, Amsterdam. Developments in Environmental Modelling n° 20, 853 p.
- Lofgren, B.M., F.H. Quinn, A.H. Clites, R.A. Assel, A.J. Eberhardt et C.L. Luukkonen (2002). « Evaluation of potential impacts on Great Lakes water resources based on climate scenarios of two GCMs », *Journal of Great Lakes Research*, 28 : 537-554.
- Lorrain, S., V. Jarry et K. Guertin (1992). *Répartition spatiale et évolution temporelle des biphényles polychlorés et du mercure dans les sédiments du lac Saint-François, 1979-1989*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation et Protection, Centre Saint-Laurent, Montréal, 63 p.
- Marie-Victorin, F.E.C. (1995). *Flore laurentienne*. 3^e édition mise à jour et annotée par Luc Brouillet et al. Presses de l'Université de Montréal, Première réimpression revue et corrigée, 1997, Montréal. 1093 p.
- Marie-Victorin, F.E.C. (1943a). « Observations botaniques sur les effets d'une exceptionnelle baisse de niveau du Saint-Laurent durant l'été de 1931 », *Contributions de l'Institut Botanique de l'Université de Montréal*, 48 : 21-28.
- Marie-Victorin, F.E.C. (1943b). « Observations sur la bio-écologie du *Spartina pectinata* », *Contributions de l'Institut Botanique de l'Université de Montréal*, 48 : 29-36.

- Marie-Victorin, F.E.C. (1934). « Le fleuve Saint-Laurent, milieu biologique pour les plantes vasculaires », *Transactions of the Royal Society of Canada, Section V, Series III*, 28 : 1-17.
- McNiven, C. et H. Puderer (2000). *Délimitation du Nord canadien : un examen de la relation nord-sud au Canada*. Statistique Canada, n° 92F0138MIF, Document de travail de la géographie n° 2000-3, Janvier 2000, Ottawa.
- MENV – Ministère de l'environnement (2003). *Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec*. Direction des politiques du secteur agricole, ministère de l'Environnement, Québec, Envirodocq ENV/2003/0025, 143 pages.
- Mitchell, A. (1998). *The Pocket Guide to Trees of North America*. Parkgate Books Ltd.
- Mortsch, L.D. (1998). « Assessing the impact of climate change on the Great Lakes shoreline wetlands », *Climate Change*, 40 : 391–416.
- Moulton, R.J. et D.R. Cuthbert (1987). « Great Lakes Water Levels: Man and Nature in the Shore Zone », dans *Comptes rendus de la Conférence canadienne sur le littoral, 1987*. Québec. Conseil national de la recherche du Canada, Comité associé de recherche sur l'érosion et la sédimentation littorales, p. 19-30.
- MPO – Ministère des Pêches et des Océans (1996). *Données de niveau d'eau*. Banque de données du service de l'environnement marin (Marine Environmental Data Services MEDS), Ottawa, Ontario.
- Muenschel, W.C. (1976). *Aquatic Plants of the United States*. Cornell University Press, Ithaca.
- Newcomb, L. (1983). *Guide des fleurs sauvages de l'est de l'Amérique du Nord*. Marcel Broquet, La Prairie.
- Nichols, S.A. (1991). « The interaction between biology and management of aquatic macrophytes », *Aquatic Botany*, 41 : 225-252.
- Nilsson, C. et P.A. Keddy (1988). « Predictability of change in shoreline vegetation in a hydroelectric reservoir, northern Sweden », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45 : 1896–1904.
- Painter, S. et P.A. Keddy (1992). *Effects of Water Level Regulation on Shoreline Marshes: A Predictive Model Applied to the Great Lakes*. Ontario, National Water Research Institute, Environment Canada.
- Peterson, R.T. et M. McKenny (1968). *A Field Guide to Wildflowers of Northeastern and North-Central North America*. The Peterson Fieldguide Series, Houghton Mifflin, Boston.
- Pilon, C., J.-M. Boisvert, D. Carrière, J. Champagne, P. Chevalier, D. Le Quere, V. Sicard et G. Sylvain (1980). *Les îles du Saint-Laurent, de Boucherville à Contrecoeur* :

- environnement biophysique*. Université de Montréal, Centre de recherches écologiques de Montréal, Montréal. 292 p.
- Pilon, C., J. Champagne et P. Chevalier (1981). *Environnement biophysique des îles de Berthier-Sorel*. Université de Montréal, Centre de recherches écologiques de Montréal, Montréal.
- Primeau, S. (1996) *Qualité des eaux du bassin de la rivière des Outaouais, 1979 à 1994*. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction des écosystèmes aquatiques. Envirodoq EN960174, QE-105/1, 87 pages plus annexes.
- Reed, P.B. (1988). *National List of Plant Species that Occur in Wetlands: National Summary*. Biological Report 88 (24), U. S. Fish and Wildlife Service.
- RNC – Ressources naturelles Canada (2002). *Impacts et adaptation liés au changement climatique : perspective canadienne. Les ressources en eau*. Direction des impacts et de l'adaptation liés au changement climatique. Ressources naturelles Canada. http://www.adaptation.nrcan.gc.ca/perspective_f.asp
- Rouleau, E. (1945). « La florule de l'île Sainte-Hélène », *Naturaliste Canadien*, 72 (1-2) : 5-24; (3-4) : 68-83, (5-6) : 157-176.
- Scoggan, H.J. (1978). *The Flora of Canada*. National Museum of Natural Sciences, Ottawa.
- Soper, J.H. et M.L. Heimburger (1982). *Shrubs of Ontario*. The Royal Ontario Museum, Toronto.
- ter Braak, C.J.F. et P. Smilauer (1998). *Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (Version 4)*. Microcomputer Power, Ithaca, New York. 352 p.
- Teskey, R.O. et T.M. Hinckley (1978). *Impact of Water Level Changes on Woody Riparian and Wetland Communities. Volume V*. Northern Forest Region, Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior. FWS/OBS-78/88.
- Toner, M. et P.A. Keddy (1997). « River hydrology and riparian wetlands: A predictive model for ecological assembly », *Ecological Applications*, 7 : 236–246.
- van der Valk, A.G. et C.B. Davis (1978). « The role of seed banks in the vegetation dynamics of prairie glacial marshes », *Ecology*, 59 : 322-335.

Annexes

1 Niveaux d'eau et caractéristiques climatiques entre le début de la saison de croissance* des plantes et le moment où le site a été échantillonné, de 1999 à 2002

Secteurs Sites	Nom du transect	Date	Niveau d'eau ZC moyen (min.-max.) (m)	Ensoleillement cumulé (heures)	Précipitations cumulées (mm)	Degrés-jours cumulés (°C)**	Indice d'assèchement (mm)***
1999							
Lac Saint-François							
Pointe Dupuis	SFPD99	30 août	0,442 (0,360-0,510)	1 296,5	306,0	1 811,4	98
Pointe Mouillée	SFPM99	30 août	0,442 (0,360-0,520)	1 296,5	306,0	1 811,4	98
Lac des Deux Montagnes							
– Île Hay	DMIH99	18 août	0,580 (0,160-2,043)	1 187,8	306,0	1 624,4	70
– Baie des Indiens	DMBI99	31 août	0,547 (0,150-2,043)	1 308,8	306,0	1 822,2	100
Corridor fluvial							
– Boucherville	BOU99A	13 juillet	0,421 (–0,166-1,947)	899,3	213,0	1 057,1	57
	BOU99B	13 juillet	0,421 (–0,166-1,947)	899,3	213,0	1 057,1	57
	BOU99C	20 août	0,263 (–0,294-1,947)	1 208,9	306,0	1 652,3	74
– Pointe-aux-Trembles	PATR99	25 août	0,328 (–0,267-2,090)	1 250,1	306,0	1 732,4	87
– Île aux Cerfeuil	IACE99	16 août	0,349 (–0,215-1,910)	1 170,9	296,0	1 593,5	70
– Verchères	VERC99	7 sept.	0,372 (–0,197-1,994)	1 366,3	338,0	1 945,1	91
Lac Saint-Pierre							
– Baie-du-Febvre	SP4S99	5 oct.	0,563 (–0,028-2,002)	1 509,4	518,5	2 210,1	4
2000							
Lac Saint-François							
– Pointe Dupuis	SFPD00	13 sept.	0,504 (0,349-0,615)	1 113,1	527,8	1 811,4	69
– Pointe Mouillée	SFPM00	13 sept.	0,504 (0,349-0,615)	1 113,1	527,8	1 666,1	69
Lac des Deux Montagnes							
– Île Hay	DMIH00	6 sept.	0,755 (0,360-1,633)	1 061,8	495,8	1 578,4	76
– Baie des Indiens	DMBI00	6 sept.	0,755 (0,360-1,633)	1 061,8	495,8	1 578,4	76
Corridor fluvial							
– Boucherville	BOU00	1 ^{er} août	1,004 (0,373-1,939)	792,6	398,3	1 088,9	70
– Pointe-aux-Trembles	PATR00	16 août	0,983 (0,373-1,939)	900,5	449,8	1 327,6	66
– Île aux Cerfeuil	IACE00	14 août	0,967 (0,489-1,990)	884,6	418,8	1 295,0	87
– Verchères	VERC00	16 août	0,963 (0,489-1,990)	900,5	449,8	1 327,6	66

Secteurs Sites	Nom du transect	Date	Niveau d'eau ZC moyen (min.-max.) (m)	Ensoleillement cumulé (heures)	Précipitations cumulées (mm)	Degrés-jours cumulés (°C)**	Indice d'assèchement (mm)***	
2000 (suite)								
Lac Saint-Pierre								
– Rivière du Loup	SP2N00	17 août	1,243 (0,675-2,342)	902,2	449,8	1 336,2	66	
– Pointe Lussaudière	SP2S00	3 août	1,292 (0,748-2,342)	802,2	400,3	1 125,1	76	
– Pointe d'Henri	SP3S00	25 juillet	1,326 (0,759-2,342)	756,5	387,3	970,6	53	
– Baie-du-Febvre	SP4S00	27 juillet	1,316 (0,748-2,342)	770,2	390,3	1 003,9	58	
– Pointe-du-Lac	SP5N00	9 août	1,271 (0,692-2,342)	844,7	418,8	1 219,3	76	
– Pointe aux Raisins	SP5S00	31 juillet	1,300 (0,748-2,342)	791,9	392,8	1 073,1	69	
2001								
Lac Saint-François								
– Pointe Dupuis	SFPD01	27 août	0,446 (0,377-0,516)	1 238,4	358,3	1 695,3	41	
– Pointe Mouillée	SFPM01	27 août	0,446 (0,377-0,516)	1 238,4	258,3	1 695,3	41	
Lac des Deux Montagnes								
– Île Hay	DMIH01	5 sept.	0,460 (–0,122-1,810)	1 313,2	381,3	1 796,7	85	
– Baie des Indiens	DMBI01	5 sept.	0,460 (–0,122-1,810)	1 313,2	381,3	1 796,7	85	
Corridor fluvial								
– Boucherville	BOU01	8 août	0,354 (–0,334-2,352)	1 066,4	292,8	1 393,9	87	
– Pointe-aux-Trembles	PATR01	14 août	0,324 (–0,370-2,352)	1 132,1	294,8	1 493,8	103	
– Île aux Cerfeuil	IACE01	16 août	0,358 (–0,465-2,343)	1 151,0	294,8	1 525,3	108	
– Verchères	VERC01	21 août	0,335 (–0,465-2,343)	1 182,7	347,3	1 609,0	80	
Lac Saint-Pierre								
– Rivière du Loup	SP2N01	11 sept.	0,578 (–0,230-5,650)	1 367,7	382,8	1 893,4	98	
– Pointe d'Henri	SP3S01	26 juillet	0,819 (0,090-2,650)	938,8	290,3	1 173,0	40	
– Pointe-du-Lac	SP5N01	31 juillet	0,788 (0,000-2,650)	992,9	290,3	1 240,3	53	
– Pointe aux Raisins	SP5S01	27 juillet	0,814 (0,090-2,650)	951,0	290,3	1 183,7	42	
2002								
Lac Saint-François								
– Pointe Dupuis	SFPD02	10 sept.	0,673 (0,655-0,687)	1 295,5	479,0	1 796,3	117	
– Pointe Mouillée			Site abandonné à la suite d'une importante érosion hivernale					
Lac des Deux Montagnes								
– Île Hay	DMIH02	28 août	1,005 (0,118-2,053)	1 173,2	465,5	1 592,7	98	
– Baie des Indiens	DMBI02	27 août	1,011 (0,118-2,053)	1 162,1	465,5	1 582,2	96	

Secteurs Sites	Nom du transect	Date	Niveau d'eau ZC moyen (min.-max.) (m)	Ensoleillement cumulé (heures)	Précipitations cumulées (mm)	Degrés-jours cumulés (°C)**	Indice d'assèchement (mm)***
2002 (suite)							
Corridor fluvial							
– Boucherville	BOU02	16 août	1,382 (0,560-2,310)	1 054,0	460,0	1 428,0	74
– Pointe-aux-Trembles	PATR02	21 août	1,348 (0,330-2,310)	1 106,7	461,5	1 510,5	87
– Île aux Cerfeuil	IACE02	22 août	1,257 (0,194-2,174)	1 106,7	465,0	1 520,7	88
– Verchères	VERC02	20 août	1,265 (0,244-2,174)	1 095,7	461,0	1 497,4	85
Lac Saint-Pierre							
– Rivière du Loup	SP2N02	12 sept.	1,284 (0,087-2,397)	1 307,3	497,5	1 815,5	105
– Pointe Lussaudière	SP2S02	29 juillet	1,572 (0,777-2,392)	872,2	413,0	1 098,9	42
– Pointe d'Henri	SP3S02	30 juillet	1,566 (0,777-2,397)	882,8	423,0	1 119,3	36
– Baie-du-Febvre	SP4S02	31 juillet	1,560 (0,777-2,397)	496,5	423,0	1 139,0	40
– Pointe-du-Lac	SP5N02	9 sept.	1,298 (0,087-2,397)	1 284,8	479,0	1 775,2	115
– Pointe aux Raisins	SP5S02	1 ^{er} août	1,554 (0,777-2,397)	909,0	423,0	1 158,8	44

* La saison de croissance de 1999 a débuté le 2 avril. Celle de 2000 a débuté le 1^{er} avril. La saison de croissance de 2001 et de 2002 a débuté le 9 avril.

** Le cumul des degrés-jours de croissance représente la somme des températures moyennes journalières supérieures à 5 °C.

*** L'indice d'assèchement (KBDI) indique la quantité d'eau (mm) qui serait nécessaire pour saturer le sol au jour indiqué.

2 Localisation et caractéristiques des transects

Secteurs	Nom	Origine			Fin			Distance (m)	Quadrats n	Orientation (degrés)	
		Coordonnées		Élévation	Coordonnées		Élévation			Magnétique	
		X	Y	ZC (m)	X	(m)	ZC (m)			(déclinaison)	Géographique
Lac Saint-François											
– Pointe Dupuis	SFPD96	546865	4997324	0,25	546620	4997258	-0,75	250	50	279,9 (-15,0)	254,9
	SFPD99	546859	4997253	0,54	546772	4997264	-0,19	90	11	292,1 (-14,9)	277,2
	SFPD00	546858	4997259	0,64	546770	4997265	-0,13	90	12	292,1 (-14,9)	277,2
	SFPD01	546858	4997254	0,52	546768	4997263	-0,13	90	12	292,1 (-14,9)	277,2
	SFPD02	546858	4997255	0,76	546768	4997262	0,07	90	12	292,1 (-14,9)	277,2
– Pointe Mouillée	SFPM96	548231	5002278	0,33	548281	5002195	-0,67	95	20	163,9 (-15,0)	148,9
	SFPM99	548126	5002193	0,43	548147	5002167	-0,39	35	8	156,6 (-14,9)	141,7
	SFPM00	548128	5002195	0,56	548147	5002164	-0,41	35	8	156,6 (-14,9)	141,7
	SFPM01	548126	5002193	0,47	548147	5002165	-0,43	35	8	156,6 (-14,9)	141,7
Lac des Deux Montagnes											
– Île Hay	DMIH96	560953	5039095	0,35	560823	5039123	-0,75	120	25	297,4 (-15,3)	282,1
	DMIH99	560948	5039098	0,50	560875	5039065	-0,26	80	17	264,3 (-15,2)	249,0
	DMIH00	560953	5039095	0,50	560839	5039057	-0,45	120	16	264,6 (-15,2)	249,4
	DMIH01	560948	5039098	0,40	560875	5039064	-0,27	80	17	264,6 (-15,2)	249,4
	DMIH02	560948	5039098	0,33	560875	5039065	-0,31	80	17	264,5 (-15,1)	249,4
– Baie des Indiens	DMBI96	566714	5038363	0,28	566650	5038295	-0,84	95	18	239,0 (-15,3)	223,7
	DMBI99	566244	5038500	0,81	566255	5038291	-0,43	210	16	192,1 (-15,2)	176,9
	DMBI00	566246	5038505	0,81	566268	5038326	-0,55	180	16	188,2 (-15,2)	173,0
	DMBI01	566245	5038499	0,83	566268	5038331	-0,39	170	14	188,2 (-15,2)	173,0
	DMBI02	566244	5038499	0,82	566263	5038330	-0,56	170	15	188,1 (-15,1)	173,0
Corridor fluvial											
– Boucherville	BOUC99	618145	5050243	0,91	618219	5050127	-0,82	137	24	163,3 (-15,8)	147,5
	BOUC00	618146	5050241	1,05	618196	5050192	-0,12	70	15	150,1 (-15,7)	134,4
	BOUC01	618145	5050243	1,15	618237	5050151	-0,46	130	24	150,1 (-15,7)	134,4
	BOUC02	618145	5050243	1,11	618237	5050151	-0,35	130	27	150,0 (-15,6)	134,4
– Pointe-aux-Trembles	PATR99	618120	5056047	1,56	618051	5056061	-1,16	70	15	297,3 (-15,8)	281,5
	PATR00	618115	5056051	1,64	618056	5056063	-0,06	60	13	297,2 (-15,7)	281,5
	PATR01	618120	5056047	1,57	618051	5056059	-1,27	70	15	297,2 (-15,7)	281,5
	PATR02	618120	5056047	1,66	618056	5056058	-0,59	65	14	297,1 (-15,6)	281,5
– Île aux Cerfeuil	IACE99	620161	5063245	2,39	620231	5063188	-0,96	90	19	144,9 (-15,8)	129,1
	IACE00	620159	5063243	2,39	620210	5063211	-0,11	60	12	137,9 (-15,8)	122,1
	IACE01	620161	5063244	2,39	620231	5063188	-1,15	90	19	137,9 (-15,7)	122,1
	IACE02	620161	5063245	2,16	620226	5063190	-0,82	85	18	137,9 (-15,7)	122,1

Secteurs	Nom	Origine			Fin			Distance (m)	Quadrats n	Orientation (degrés)	
		Coordonnées		Élévation ZC (m)	Coordonnées		Élévation ZC (m)			Magnétique (déclinaison)	Géographique
		X	Y		X	(m)					
Corridor fluvial (suite)											
– Verchères	VERC99	624125	5068530	0,81	624129	5068468	0,11	60	13	192,2 (–15,9)	176,3
	VERC00	624125	5068527	0,81	624129	5068468	0,11	60	13	192,2 (–15,8)	176,3
	VERC01	624125	5068530	1,02	624129	5068465	–0,06	65	14	192,2 (–15,8)	176,3
	VERC02	624125	5068531	0,98	624132	5068466	0,33	65	14	192,2 (–15,8)	176,3
Lac Saint-Pierre											
– Rivière du Loup	SP2N00	660523	5120587	1,21	660694	5120413	0,29	240	13	151,9 (–16,4)	135,5
	SP2N01	660520	5120585	1,07	660695	5120412	0,28	240	9	151,9 (–16,4)	135,5
	SP2N02	660522	5120582	1,17	660696	5120412	0,36	240	9	151,8 (–16,3)	135,5
– Pointe Lussaudière	SP2S00	664699	5110677	0,87	664639	5110973	0,25	304	7	4,9 (–16,4)	348,5
	SP2S02	664696	5110746	0,45	664638	5110975	0,25	306	6	4,8 (–16,3)	348,5
– Pointe d'Henri	SP3S00	668312	5112371	0,49	668235	5112765	–0,20	407	7	5,3 (–16,4)	348,9
	SP3S01	668293	5112536	0,19	668261	5112805	–0,31	275	7	5,3 (–16,4)	348,9
	SP3S02	668311	5112370	0,43	668227	5112769	–0,18	414	7	5,2 (–16,3)	348,9
– Baie-du-Febvre	SP4S99	673347	5114494	0,76	672817	5115067	–0,03	775	10	335,1 (–16,5)	318,6
	SP4S00	673341	5114475	–	672065	5115923	–0,22	1 938	15	335,0 (–16,4)	318,6
	SP4S02	673342	5114475	0,88	672074	5115933	–0,17	1 936	15	334,9 (–16,3)	318,6
– Pointe-du-Lac	SP5N00	674873	5128929	1,37	674886	5128749	0,29	180	13	192,2 (–16,4)	175,8
	SP5N01	674873	5128924	1,45	674899	5128381	0,02	540	19	192,2 (–16,4)	175,8
	SP5N02	674876	5128926	1,37	674899	5128426	–0,08	500	18	192,2 (–16,4)	175,8
– Pointe aux Raisins	SP5S00	679460	5118360	0,98	678016	5120115	–0,37	2 293	12	336,9 (–16,4)	320,5
	SP5S01	679309	5118544	0,0	677836	5120289	–0,24	2 546	12	336,9 (–16,4)	320,5
	SP5S02	679310	5118541	0,13	678016	5120127	–0,39	2 301	11	336,9 (–16,4)	320,5

3 Répartition des transects échantillonnés pour la zonation verticale des plantes dans les herbiers, de 1999 à 2002

Secteur	Date	Mesures		Quadrats (n)			Élévation ZC (m)	
		Hauteur	% de recouvrement	Émergents	Submergés	Total	Minimum	Maximum
1999								
Lac Saint-François								
– Pointe Dupuis	30 août	OUI	OUI	2	9	11	–0,19	0,57
– Pointe Mouillée	30 août	OUI	OUI	2	6	8	–0,39	0,46
Lac des Deux Montagnes								
– Île Hay	18 août	OUI	OUI	3	14	17	–0,50	0,28
– Baie des Indiens	31 août	OUI	OUI	6	10	16	–0,78	0,68
Corridor fluvial								
– Boucherville	20 août	OUI	OUI	14	10	24	–0,80	0,93
– Pointe-aux-Trembles	25 août	OUI	OUI	13	2	15	–1,07	1,65
– Île aux Cerfeuil	16 août	OUI	OUI	12	7	19	–0,95	2,39
– Verchères	7 sept.	OUI	OUI	13	0	13	–0,80	0,87
Lac Saint-Pierre								
– T4S-Baie-du-Febvre	5 oct.	OUI	OUI	2	8	10	–0,60	0,83
2000								
Lac Saint-François								
– Pointe Dupuis	13 sept.	OUI	OUI	3	9	12	–0,13	0,61
– Pointe Mouillée	13 sept.	OUI	OUI	1	7	8	–0,41	0,56
Lac des Deux Montagnes								
– Île Hay	6 sept.	OUI	OUI	1	15	16	–0,45	0,41
– Baie des Indiens	6 sept.	OUI	OUI	4	12	16	–0,55	0,80
Corridor fluvial								
– Boucherville	1 ^{er} août	OUI	OUI	6	9	15	–0,12	1,05
– Pointe-aux-Trembles	16 août	OUI	OUI	4	9	13	0,06	1,64
– Île aux Cerfeuil	14 août	OUI	OUI	6	6	12	–0,11	2,39
– Verchères	16 août	OUI	OUI	3	10	13	–0,09	0,85
Lac Saint-Pierre								
– Rivière du Loup	17 août	OUI	OUI	2	11	13	0,29	1,21
– Pointe Lussaudière	3 août	OUI	OUI	0	7	7	0,25	0,87
– Pointe d'Henri	25 juillet	OUI	OUI	0	7	7	–0,20	0,54
– Baie-du-Febvre	27 juillet	OUI	OUI	3	12	15	–0,22	–
– Pointe-du-Lac	9 août	OUI	OUI	3	10	13	0,29	1,37
– Pointe aux Raisins	31 juillet	OUI	OUI	1	11	12	–0,37	0,98

Secteur	Date	Mesures		Quadrats (n)			Élévation ZC (m)	
		Hauteur	% de recouvrement	Émergents	Submergés	Total	Minimum	Maximum
2001								
Lac Saint-François								
– Pointe Dupuis	27 août	OUI	OUI	2	10	12	–0,13	0,61
– Pointe Mouillée	27 août	OUI	OUI	1	7	8	–0,43	0,47
Lac des Deux Montagnes								
– Île Hay	5 sept.	OUI	OUI	5	12	17	–0,28	0,40
– Baie des Indiens	5 sept.	OUI	OUI	8	6	14	–0,39	0,83
Corridor fluvial								
– Boucherville	8 août	OUI	OUI	14	10	24	–0,46	1,15
– Pointe-aux-Trembles	14 août	OUI	OUI	12	3	15	–1,27	1,57
– Île aux Cerfeuil	16 août	OUI	OUI	11	8	19	–1,01	2,38
– Verchères	21 août	OUI	OUI				–0,13	1,02
Lac Saint-Pierre								
– Rivière du Loup	11 sept.	OUI	OUI	9	0	9	0,28	1,07
– Pointe d'Henri	26 juillet	OUI	OUI	0	7	7	–0,31	0,19
– Pointe-du-Lac	31 juillet	OUI	OUI	18	1	19	0,02	1,45
– Pointe aux Raisins	27 juillet	OUI	OUI	0	12	12	–0,24	0,00
2002								
Lac Saint-François								
– Pointe Dupuis	10 sept.	OUI	OUI	2	10	12	–0,07	0,77
Lac des Deux Montagnes								
– Île Hay	28 août	OUI	OUI	4	13	17	–0,32	0,33
– Baie des Indiens	27 août	OUI	OUI	7	8	15	–0,56	0,82
Corridor fluvial								
– Boucherville	16 août	OUI	OUI	6	18	27	–0,35	1,11
– Pointe-aux-Trembles	21 août	OUI	OUI	10	4	14	–0,59	1,66
– Île aux Cerfeuil	22 août	OUI	OUI	8	10	18	–0,82	2,16
– Verchères	20 août	OUI	OUI	10	4	14	–0,20	0,98
Lac Saint-Pierre								
– Rivière du Loup	12 sept.	OUI	OUI	2	7	9	0,36	1,17
– Pointe Lussaudière	29 juillet	OUI	OUI	0	6	6	0,24	0,44
– Pointe d'Henri	30 juillet	OUI	OUI	0	7	7	–0,18	0,44
– Baie-du-Febvre	31 juillet	OUI	OUI	3	12	15	–0,17	0,88
– Pointe-du-Lac	9 sept.	OUI	OUI	8	10	18	0,08	1,37
– Pointe aux Raisins	1 ^{er} août	OUI	OUI	0	11	11	–0,39	0,13

4 Élévations normalisées relativement au zéro des cartes (ZC) et au niveau d'eau du jour (observées) pour l'ensemble des espèces végétales entre 1999 et 2002

Habitat	Type d'hydrophyte	Espèce	Élévation ZC (cm)					Élévation observée (niveau du jour, cm)			
			n	Min.	Max.	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.	Moyenne	Écart-type
Arborescent	Obligatoire	<i>Acer saccharinum</i>	33	-4,6	117,3	57,8	31,5	-21,0	125,8	48,5	36,5
Arborescent	Obligatoire	<i>Populus deltoides</i>	31	-8,0	86,5	31,4	23,7	-4,0	133,0	46,4	29,2
Arborescent	Facultative	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	2	81,9	94,2	88,1	8,7	36,5	70,5	53,5	24,0
Arborescent	Facultative	<i>Abies balsamea</i>	1	98,8	98,8	98,8	-	117,8	117,8	117,8	-
Arborescent	Facultative	<i>Acer pensylvanicum</i>	1	136,8	136,8	136,8	-	67,6	67,6	67,6	-
Arborescent	Facultative	<i>Acer rubrum</i>	1	67,7	67,7	67,7	-	70,3	70,3	70,3	-
Arborescent	Facultative	<i>Ulmus americana</i>	1	70,9	70,9	70,9	-	66,0	66,0	66,0	-
Arbustif	Obligatoire	<i>Salix exigua</i>	7	28,3	152,8	79,6	45,9	-13,0	119,8	36,1	50,6
Arbustif	Obligatoire	<i>Myrica gale</i>	2	52,3	53,7	53,0	1,0	2,7	5,0	3,9	1,6
Arbustif	Facultative	<i>Salix fragilis</i>	4	16,9	78,9	60,3	29,1	4,5	67,5	43,2	29,9
Arbustif	Facultative	<i>Alnus incana</i>	3	60,9	98,8	78,8	19,0	6,6	117,8	44,7	63,4
Arbustif	Facultative	<i>Cornus stolonifera</i>	3	88,5	96,0	91,5	4,0	9,8	17,3	12,8	4,0
Arbustif	Facultative	<i>Alnus viridis</i>	1	96,9	96,9	96,9	-	4,3	4,3	4,3	-
Arbustif	-	<i>Salix sp.</i>	14	3,5	163,8	49,2	36,9	-21,0	112,0	26,3	41,5
Prairie humide	Terrestre	<i>Oxalis stricta</i>	17	55,7	239,1	163,6	55,4	-2,0	285,0	154,6	71,7
Prairie humide	Terrestre	<i>Digitaria ischaemum</i>	2	119,8	170,0	144,9	35,5	150,6	166,3	158,4	11,1
Prairie humide	Terrestre	<i>Sonchus oleraceus</i>	2	30,5	75,9	53,2	32,1	55,0	104,0	79,5	34,6
Prairie humide	Terrestre	<i>Medicago lupulina</i>	1	86,5	86,5	86,5	-	133,0	133,0	133,0	-
Prairie humide	Terrestre	<i>Scutellaria parvula</i>	1	97,8	97,8	97,8	-	5,0	5,0	5,0	-
Prairie humide	Obligatoire	<i>Sparganium eurycarpum</i>	91	-18,3	121,7	44,2	29,0	-92,0	119,2	3,7	46,1
Prairie humide	Obligatoire	<i>Leersia oryzoides</i>	85	-11,0	152,8	49,5	33,7	-70,0	134,5	40,4	41,7
Prairie humide	Obligatoire	<i>Spartina pectinata</i>	56	12,8	238,9	87,8	62,1	-80,0	285,0	61,0	75,7
Prairie humide	Obligatoire	<i>Sium suave</i>	47	11,4	101,8	43,3	21,5	-60,0	133,0	-7,0	38,5
Prairie humide	Obligatoire	<i>Lycopus americanus</i>	31	28,3	239,1	106,9	58,8	-30,5	243,0	80,1	71,2
Prairie humide	Obligatoire	<i>Mimulus ringens</i>	31	7,0	117,3	54,1	26,3	-60,0	133,0	26,9	49,5
Prairie humide	Obligatoire	<i>Rumex verticillatus</i>	25	18,0	104,6	69,7	27,6	-50,0	123,5	54,4	52,0
Prairie humide	Obligatoire	<i>Galium palustre</i>	18	27,0	239,1	130,8	76,5	-50,0	285,0	95,3	100,6
Prairie humide	Obligatoire	<i>Bidens cernua</i>	14	28,0	119,8	57,9	29,0	2,7	166,3	52,2	44,9
Prairie humide	Obligatoire	<i>Lysimachia terrestris</i>	14	14,0	107,8	78,1	31,0	-43,0	60,5	19,5	24,9
Prairie humide	Obligatoire	<i>Polygonum amphibium</i>	14	27,0	84,0	63,2	22,6	9,3	73,0	45,1	23,3
Prairie humide	Obligatoire	<i>Hypericum ellipticum</i>	12	23,2	121,7	69,6	34,0	-16,0	112,0	29,9	39,8
Prairie humide	Obligatoire	<i>Mentha arvensis</i>	12	50,0	196,7	129,5	54,3	-2,0	242,0	110,3	80,5

4 (suite 1)

Habitat	Type d'hydrophyte	Espèce	Élévation ZC (cm)				Élévation observée (niveau du jour, cm)				
			n	Min.	Max.	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.	Moyenne	Écart-type
Prairie humide	Obligatoire	<i>Lycopus uniflorus</i>	8	33,4	94,2	63,9	18,6	2,7	36,5	12,5	11,1
Prairie humide	Obligatoire	<i>Rorippa amphibia</i>	8	7,7	84,9	48,0	27,1	-75,0	2,2	-36,7	28,1
Prairie humide	Obligatoire	<i>Ludwigia palustris</i>	6	21,4	136,7	77,1	50,0	9,0	97,0	50,8	35,8
Prairie humide	Obligatoire	<i>Lysimachia nummularia</i>	5	34,5	125,6	54,0	40,1	53,5	106,2	65,3	22,9
Prairie humide	Obligatoire	<i>Triadenum fraseri</i>	5	32,2	96,9	53,8	25,1	2,0	28,5	12,3	10,8
Prairie humide	Obligatoire	<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	4	31,9	78,9	52,6	19,6	5,0	67,5	32,3	26,7
Prairie humide	Obligatoire	<i>Penthorum sedoides</i>	4	-11,0	86,5	46,8	41,9	35,5	133,0	93,3	41,9
Prairie humide	Obligatoire	<i>Decodon verticillatus</i>	3	19,4	101,0	73,1	46,5	0,0	117,8	51,3	60,4
Prairie humide	Obligatoire	<i>Asclepias incarnata</i>	2	49,0	52,3	50,7	2,3	-30,5	5,0	-12,8	25,1
Prairie humide	Obligatoire	<i>Epilobium ciliatum</i>	2	30,8	48,0	39,4	12,2	49,8	67,0	58,4	12,2
Prairie humide	Obligatoire	<i>Polygonum sagittatum</i>	2	76,1	106,8	91,5	21,7	8,9	125,8	67,4	82,7
Prairie humide	Obligatoire	<i>Scutellaria galericulata</i>	2	76,1	76,8	76,5	0,5	8,9	9,6	9,3	0,5
Prairie humide	Obligatoire	<i>Gratiola neglecta</i>	1	33,0	33,0	33,0	-	11,5	11,5	11,5	-
Prairie humide	Obligatoire	<i>Lysimachia terrestris</i>	1	94,2	94,2	94,2	-	36,5	36,5	36,5	-
Prairie humide	Obligatoire	<i>Rumex</i> sp.	1	76,8	76,8	76,8	-	9,6	9,6	9,6	-
Prairie humide	Obligatoire	<i>Stachys hispida</i>	1	48,0	48,0	48,0	-	67,0	67,0	67,0	-
Prairie humide	Facultative	<i>Lythrum salicaria</i> -total*	224	-11,0	239,1	70,1	46,1	-62,0	285,0	47,8	60,0
Prairie humide	Facultative	<i>Lythrum salicaria</i> -grand*	173	-5,6	239,1	71,9	39,1	-62,0	243,0	43,5	59,1
Prairie humide	Facultative	<i>Phalaris arundinacea</i>	143	-8,5	239,1	89,7	49,9	-70,0	285,0	61,2	70,4
Prairie humide	Facultative	<i>Polygonum lapathifolium</i>	87	-18,5	195,5	46,8	38,6	-10,0	242,0	55,9	37,6
Prairie humide	Facultative	<i>Lythrum salicaria</i> -petit*	79	-11,0	238,9	71,5	58,5	-21,0	285,0	61,4	55,3
Prairie humide	Facultative	<i>Urtica dioica</i>	43	-3,6	166,7	89,5	41,3	-1,0	194,0	72,6	48,7
Prairie humide	Facultative	<i>Polygonum pennsylvanicum</i>	41	-18,3	163,8	46,7	40,1	-4,0	166,3	54,3	32,6
Prairie humide	Facultative	<i>Onoclea sensibilis</i>	39	25,0	144,9	76,5	31,4	-7,0	140,0	43,1	35,4
Prairie humide	Facultative	<i>Panicum capillare</i>	38	-4,6	170,0	59,8	41,9	-2,0	150,6	72,3	34,3
Prairie humide	Facultative	<i>Phragmites australis</i>	37	36,0	114,7	77,7	24,0	-32,0	135,5	47,2	50,5
Prairie humide	Facultative	<i>Echinochloa muricata</i>	25	-18,5	117,3	30,0	31,1	-4,0	133,0	54,0	31,3
Prairie humide	Facultative	<i>Impatiens capensis</i>	24	-4,6	163,8	85,9	39,9	-2,0	140,0	52,8	43,3
Prairie humide	Facultative	<i>Gnaphalium uliginosum</i>	19	-4,5	170,0	61,6	43,5	30,5	150,6	74,4	33,5
Prairie humide	Facultative	<i>Plantago major</i>	19	20,1	239,1	103,3	64,8	8,9	243,0	103,3	63,7
Prairie humide	Facultative	<i>Potentilla anserina</i>	19	34,5	195,5	104,1	47,9	3,5	242,0	101,4	63,6
Prairie humide	Facultative	<i>Calamagrostis canadensis</i>	16	27,0	239,1	159,3	68,1	-13,0	285,0	130,2	96,8
Prairie humide	Facultative	<i>Echinochloa crus-galli</i>	15	3,5	94,2	38,0	23,9	29,0	133,0	59,1	23,8
Prairie humide	Facultative	<i>Bidens comosa</i>	14	3,5	121,7	70,7	31,8	6,6	122,0	44,9	32,7
Prairie humide	Facultative	<i>Hypericum mutilum</i>	13	1,4	170,0	69,0	46,9	-50,0	150,6	34,2	58,0

4 (suite 2)

Habitat	Type d'hydrophyte	Espèce	Élévation ZC (cm)				Élévation observée (niveau du jour, cm)				
			n	Min.	Max.	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.	Moyenne	Écart-type
Prairie humide	Facultative	<i>Trifolium repens</i>	12	65,5	239,1	150,4	60,3	77,4	243,0	140,5	48,6
Prairie humide	Facultative	<i>Acalypha rhomboidea</i>	11	63,4	196,7	124,0	43,7	44,0	206,8	116,4	48,1
Prairie humide	Facultative	<i>Calystegia sepium</i>	8	53,7	144,9	86,8	34,5	2,7	140,0	43,4	52,1
Prairie humide	Facultative	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	7	86,5	157,6	127,0	29,5	77,4	166,3	124,7	32,7
Prairie humide	Facultative	<i>Atriplex prostrata</i>	6	76,3	121,1	92,7	16,8	4,3	94,8	59,8	36,6
Prairie humide	Facultative	<i>Eupatorium maculatum</i>	6	52,3	76,8	62,2	8,9	2,7	14,7	8,0	4,2
Prairie humide	Facultative	<i>Apios americana</i>	5	21,4	84,0	60,1	30,2	9,0	73,0	42,8	28,1
Prairie humide	Facultative	<i>Bidens frondosa</i>	5	-4,5	81,9	46,5	36,2	42,0	70,5	58,8	13,2
Prairie humide	Facultative	<i>Cirsium arvense</i>	5	86,5	238,5	181,4	58,8	133,0	285,0	201,6	63,1
Prairie humide	Facultative	<i>Echinocystis lobata</i>	5	61,3	94,2	76,4	11,8	1,5	91,6	30,5	36,6
Prairie humide	Facultative	<i>Hypericum punctatum</i>	5	24,6	47,4	38,2	9,8	9,6	36,0	24,7	11,0
Prairie humide	Facultative	<i>Lactuca serriola</i>	5	-6,6	216,6	95,9	89,8	-4,0	197,2	85,1	74,1
Prairie humide	Facultative	<i>Phleum pratense</i>	5	216,6	239,1	233,3	11,1	174,6	285,0	225,0	49,1
Prairie humide	Facultative	<i>Solanum dulcamara</i>	5	61,3	76,8	68,6	7,3	8,9	14,7	11,2	2,9
Prairie humide	Facultative	<i>Agrostis perennans</i>	4	14,0	32,9	24,2	8,3	28,0	75,0	57,8	20,7
Prairie humide	Facultative	<i>Chenopodium glaucum</i>	4	-11,0	7,0	-4,3	8,0	9,6	53,5	35,2	18,6
Prairie humide	Facultative	<i>Galium trifidum</i>	4	60,9	94,2	74,0	15,2	6,6	36,5	15,6	14,0
Prairie humide	Facultative	<i>Panicum flexile</i>	4	34,5	170,0	106,7	56,8	53,5	150,6	96,9	41,8
Prairie humide	Facultative	<i>Polygonum persicaria</i>	4	-8,5	63,9	12,7	34,3	16,0	59,0	31,7	19,0
Prairie humide	Facultative	<i>Xanthium strumarium</i>	4	27,0	98,8	72,4	34,0	16,0	117,8	79,9	46,9
Prairie humide	Facultative	<i>Agalinis paupercula</i>	3	14,0	46,0	29,5	16,0	60,5	92,5	76,0	16,0
Prairie humide	Facultative	<i>Taraxacum officinale</i>	3	26,6	239,1	154,1	112,5	30,5	243,0	135,3	106,3
Prairie humide	Facultative	<i>Cerastium fontanum</i>	2	196,7	216,6	206,7	14,1	132,4	197,2	164,8	45,8
Prairie humide	Facultative	<i>Poa annua</i>	2	46,0	86,5	66,3	28,6	92,5	133,0	112,8	28,6
Prairie humide	Facultative	<i>Potentilla norvegica</i>	2	30,5	33,5	32,0	2,1	54,3	55,0	54,7	0,5
Prairie humide	Facultative	<i>Symphyotricum lanceolatum</i>	2	78,9	157,6	118,3	55,6	67,5	161,5	114,5	66,5
Prairie humide	Facultative	<i>Symphyotricum ontarione</i>	2	63,2	160,3	111,7	68,6	8,9	206,8	107,8	139,9
Prairie humide	Facultative	<i>Amaranthus retroflexus</i>	1	43,4	43,4	43,4	-	24,0	24,0	24,0	-
Prairie humide	Facultative	Composées	1	125,6	125,6	125,6	-	106,2	106,2	106,2	-
Prairie humide	Facultative	<i>Cuscuta gronovii</i>	1	31,4	31,4	31,4	-	59,5	59,5	59,5	-
Prairie humide	Facultative	<i>Elymus repens</i>	1	63,9	63,9	63,9	-	59,0	59,0	59,0	-
Prairie humide	Facultative	<i>Epilobium palustre</i>	1	55,7	55,7	55,7	-	-2,0	-2,0	-2,0	-
Prairie humide	Facultative	<i>Festuca pratensis</i>	1	157,6	157,6	157,6	-	161,5	161,5	161,5	-
Prairie humide	Facultative	<i>Galium boreale</i>	1	53,7	53,7	53,7	-	2,7	2,7	2,7	-
Prairie humide	Facultative	<i>Lactuca biennis</i>	1	88,0	88,0	88,0	-	71,0	71,0	71,0	-

4 (suite 3)

Habitat	Type d'hydrophyte	Espèce	n	Élévation ZC (cm)				Élévation observée (niveau du jour, cm)			
				Min.	Max.	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.	Moyenne	Écart-type
Prairie humide	Facultative	<i>Lathyrus japonicus</i>	1	117,0	117,0	117,0	–	47,8	47,8	47,8	–
Prairie humide	Facultative	<i>Menispermum canadense</i>	1	18,0	18,0	18,0	–	42,5	42,5	42,5	–
Prairie humide	Facultative	<i>Oenothera perennis</i>	1	48,0	48,0	48,0	–	67,0	67,0	67,0	–
Prairie humide	Facultative	<i>Osmunda claytoniana</i>	1	144,9	144,9	144,9	–	140,0	140,0	140,0	–
Prairie humide	Facultative	<i>Panicum tuckermani</i>	1	122,6	122,6	122,6	–	58,3	58,3	58,3	–
Prairie humide	Facultative	<i>Polygonum aviculare</i>	1	157,6	157,6	157,6	–	161,5	161,5	161,5	–
Prairie humide	Facultative	<i>Solanum betaceum</i>	1	14,7	14,7	14,7	–	35,5	35,5	35,5	–
Prairie humide	Facultative	<i>Trifolium pratense</i>	1	48,0	48,0	48,0	–	67,0	67,0	67,0	–
Prairie humide	Facultative	<i>Veronica serpyllifolia</i>	1	196,7	196,7	196,7	–	132,4	132,4	132,4	–
Prairie humide	–	Graminées	23	–8,7	239,1	110,1	78,8	9,6	285,0	111,0	83,9
Prairie humide	–	<i>Vicia cracca</i>	13	36,3	239,1	169,7	64,0	36,5	285,0	165,1	74,1
Prairie humide	–	<i>Bidens</i> sp.	11	14,7	170,0	67,7	45,8	24,0	150,6	69,8	38,5
Prairie humide	–	<i>Hypericum perforatum</i>	7	27,0	82,0	50,2	26,3	16,0	71,0	39,3	26,6
Prairie humide	–	<i>Galium</i> sp.	5	38,8	195,5	106,8	57,9	4,3	242,0	80,6	93,8
Prairie humide	–	<i>Polygonum</i> sp.	5	–3,6	105,2	49,3	41,7	–26,0	65,5	10,8	38,5
Prairie humide	–	<i>Thelypteris palustris</i>	5	52,3	76,8	61,5	9,8	2,7	9,6	6,7	3,0
Prairie humide	–	<i>Convolvulus arvensis</i>	4	52,3	63,9	60,2	5,4	5,0	14,0	9,4	3,7
Prairie humide	–	<i>Chenopodium polyspermum</i>	3	75,2	101,7	86,8	13,6	77,8	104,3	89,4	13,6
Prairie humide	–	<i>Solidago</i> sp.	3	16,3	94,2	47,0	41,5	36,5	55,0	44,1	9,7
Prairie humide	–	<i>Trifolium aureum</i>	3	122,6	238,9	186,1	58,9	58,3	174,6	121,8	58,9
Prairie humide	–	<i>Aster</i> sp.	1	125,6	125,6	125,6	–	106,2	106,2	106,2	–
Prairie humide	–	<i>Chamaesyce vermiculata</i>	1	119,8	119,8	119,8	–	166,3	166,3	166,3	–
Prairie humide	–	<i>Conyza canadensis</i>	1	118,1	118,1	118,1	–	122,0	122,0	122,0	–
Prairie humide	–	Crucifères	1	83,1	83,1	83,1	–	87,0	87,0	87,0	–
Prairie humide	–	<i>Hypericum</i> sp.	1	54,2	54,2	54,2	–	–25,3	–25,3	–25,3	–
Prairie humide	–	<i>Leontodon autumnnalis</i>	1	157,6	157,6	157,6	–	161,5	161,5	161,5	–
Prairie humide	–	<i>Vaccaria hispanica</i>	1	195,1	195,1	195,1	–	199,0	199,0	199,0	–
Prairie humide	–	<i>Viola</i> sp.	1	121,1	121,1	121,1	–	28,5	28,5	28,5	–
Marais	Obligatoire	<i>Bolboschoenus fluviatilis</i>	212	–32,2	157,3	37,6	37,8	–125,0	134,5	–2,1	55,9
Marais	Obligatoire	<i>Sagittaria latifolia</i>	206	–20,6	121,7	36,6	25,5	–95,0	116,8	0,0	44,2
Marais	Obligatoire	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	190	–54,8	88,0	9,2	27,5	–120,0	99,0	–32,3	47,1
Marais	Obligatoire	<i>Eleocharis smallii</i>	148	–30,8	121,7	28,0	27,9	–105,0	133,0	–8,8	40,7
Marais	Obligatoire	<i>Schoenoplectus pungens</i>	134	–22,2	125,6	38,7	29,9	–115,0	166,3	–1,0	52,4
Marais	Obligatoire	<i>Typha angustifolia</i>	95	–15,5	117,3	43,0	31,7	–105,0	132,5	15,0	53,7
Marais	Obligatoire	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	90	–41,0	136,7	17,4	34,1	–85,0	97,0	4,0	40,0

4 (suite 4)

Habitat	Type d'hydrophyte	Espèce	Élévation ZC (cm)				Élévation observée (niveau du jour, cm)				
			n	Min.	Max.	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.	Moyenne	Écart-type
Marais	Obligatoire	<i>Butomus umbellatus</i>	90	-18,5	121,7	49,4	36,7	-77,5	129,5	15,3	49,1
Marais	Obligatoire	<i>Eleocharis acicularis</i>	90	-15,6	136,7	38,8	32,1	-92,0	133,0	11,7	43,7
Marais	Obligatoire	<i>Pontederia cordata</i>	62	-21,6	74,3	17,7	21,3	-92,0	53,5	-17,1	31,3
Marais	Obligatoire	<i>Equisetum fluviatile</i>	26	10,2	238,9	88,9	55,7	-29,0	174,6	42,0	51,8
Marais	Obligatoire	<i>Lindernia dubia</i>	26	-11,0	121,7	40,3	28,8	9,3	82,0	36,8	17,3
Marais	Obligatoire	<i>Eragrostis hypnoides</i>	16	-8,0	64,1	29,1	21,5	29,0	92,5	58,9	18,1
Marais	Obligatoire	<i>Dulichium arundinaceum</i>	14	27,0	96,9	43,4	17,7	-52,0	36,0	10,3	23,9
Marais	Obligatoire	<i>Eleocharis erythropoda</i>	13	32,9	70,9	43,5	11,9	28,0	67,0	40,5	14,3
Marais	Obligatoire	<i>Acorus calamus</i>	12	9,0	105,2	69,8	30,4	-30,5	71,0	11,2	35,0
Marais	Obligatoire	<i>Zizania aquatica</i>	10	5,0	117,0	49,8	29,0	-35,0	47,8	-8,3	24,3
Marais	Obligatoire	<i>Typha latifolia</i>	9	34,5	76,1	59,1	11,5	2,7	53,5	13,8	15,4
Marais	Obligatoire	<i>Juncus canadensis</i>	7	29,0	94,2	57,7	25,4	-7,0	133,0	52,7	53,4
Marais	Obligatoire	<i>Eleocharis obtusa</i>	5	3,5	53,3	31,7	18,3	28,0	90,3	51,9	23,4
Marais	Obligatoire	<i>Equisetum litorale</i>	5	17,5	166,7	108,8	69,7	-4,0	194,0	94,4	80,8
Marais	Obligatoire	<i>Eriocaulon aquaticum</i>	3	24,6	46,9	34,8	11,3	9,6	31,9	17,7	12,4
Marais	Obligatoire	<i>Juncus dudleyi</i>	3	63,4	216,6	125,6	80,6	44,0	197,2	106,2	80,6
Marais	Obligatoire	<i>Juncus articulatus</i>	2	32,2	46,9	39,6	10,4	17,2	31,9	24,6	10,4
Marais	Obligatoire	<i>Carex aquatilis</i>	1	21,4	21,4	21,4	-	9,0	9,0	9,0	-
Marais	Obligatoire	<i>Carex trichocarpa</i>	1	119,8	119,8	119,8	-	166,3	166,3	166,3	-
Marais	Obligatoire	<i>Carex tuckermanii</i>	1	87,1	87,1	87,1	-	-13,0	-13,0	-13,0	-
Marais	Obligatoire	<i>Juncus brevicaudatus</i>	1	47,4	47,4	47,4	-	36,0	36,0	36,0	-
Marais	Obligatoire	<i>Juncus compressus</i>	1	157,3	157,3	157,3	-	93,0	93,0	93,0	-
Marais	Obligatoire	<i>Juncus nodosus</i>	1	83,1	83,1	83,1	-	87,0	87,0	87,0	-
Marais	Facultative	<i>Cyperus esculentus</i>	26	-8,0	119,8	40,8	30,3	-4,0	166,3	60,5	40,3
Marais	Facultative	<i>Cyperus squarrosus</i>	20	3,5	170,0	54,2	44,0	14,0	150,6	58,1	32,5
Marais	Facultative	<i>Cyperus dentatus</i>	12	-18,5	125,6	40,2	41,0	28,0	133,0	72,9	32,4
Marais	Facultative	<i>Juncus filiformis</i>	12	21,4	98,8	49,3	27,2	-7,0	117,8	32,3	36,1
Marais	Facultative	<i>Equisetum arvense</i>	5	125,6	238,5	189,2	43,7	106,2	285,0	196,2	71,0
Marais	Facultative	<i>Carex cumulata</i>	3	118,1	157,6	144,3	22,7	93,0	161,5	125,5	34,4
Marais	Facultative	<i>Cyperus diandrus</i>	3	39,0	122,6	67,2	48,0	28,0	58,3	38,4	17,2
Marais	Facultative	<i>Carex sparganoides</i>	2	125,6	160,3	142,9	24,5	106,2	206,8	156,5	71,1
Marais	Facultative	<i>Cyperus</i> sp.	1	30,9	30,9	30,9	-	19,5	19,5	19,5	-
Marais	Facultative	<i>Equisetum palustre</i>	1	136,7	136,7	136,7	-	97,0	97,0	97,0	-
Marais	Facultative	<i>Juncus arcticus</i>	1	96,9	96,9	96,9	-	4,3	4,3	4,3	-
Marais	-	<i>Carex</i> sp.	15	27,0	238,9	74,4	57,4	-13,0	174,6	42,1	56,5

4 (suite 5)

Habitat	Type d'hydrophyte	Espèce	Élévation ZC (cm)				Élévation observée (niveau du jour, cm)				
			n	Min.	Max.	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.	Moyenne	Écart-type
Marais	–	<i>Eleocharis</i> sp.	5	–6,3	85,6	26,7	37,5	–60,0	52,6	12,0	43,1
Sub. À f.	Obligatoire	<i>Nymphaea odorata</i>	75	–101,5	41,2	–10,0	28,1	–105,0	35,5	–33,9	26,9
Sub. À f.	Obligatoire	<i>Nuphar variegata</i>	69	–95,9	32,1	–6,3	20,4	–92,0	5,0	–47,3	21,9
Sub-libre	Obligatoire	<i>Lemna minor</i>	52	–18,3	86,1	34,3	22,1	–75,0	9,6	–29,6	23,2
Sub-libre	Obligatoire	<i>Ceratophyllum demersum</i>	24	–115,6	44,8	–8,9	35,6	–101,0	–2,5	–53,9	25,6
Sub-libre	Obligatoire	<i>Lemna trisulca</i>	13	–14,0	59,1	13,8	20,6	–65,0	–25,0	–45,3	14,3
Submergé	Obligatoire	<i>Vallisneria americana</i>	147	–127,0	68,7	–19,0	28,6	–125,0	9,2	–54,0	27,6
Submergé	Obligatoire	<i>Elodea canadensis</i>	128	–127,0	59,1	–3,8	32,5	–101,0	6,0	–49,8	26,8
Submergé	Obligatoire	<i>Heteranthera dubia</i>	98	–82,0	63,5	–10,4	26,8	–130,0	37,0	–37,2	35,7
Submergé	Obligatoire	<i>Myriophyllum</i> sp.	94	–127,0	62,7	–4,0	32,9	–125,0	22,5	–50,5	34,1
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton richardsonii</i>	81	–62,5	41,2	–13,1	22,1	–130,0	13,3	–61,8	33,3
Submergé	Obligatoire	<i>Elodea nuttallii</i>	36	–44,8	36,2	–8,4	18,0	–95,0	–3,0	–44,3	24,6
Submergé	Obligatoire	<i>Utricularia vulgaris</i>	27	–15,7	62,7	14,5	24,9	–92,0	–20,0	–53,6	20,4
Submergé	Obligatoire	<i>Stuckenia pectinata</i>	11	–59,0	10,3	–12,2	21,5	–92,0	–4,0	–54,4	27,8
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton oakesianus</i>	9	–39,0	31,9	1,0	25,0	–50,0	20,5	–16,4	24,6
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton robbinsii</i>	9	–30,8	12,8	–8,1	11,8	–90,0	–30,0	–61,7	24,5
Submergé	Obligatoire	<i>Ranunculus aquatilis</i>	7	–45,8	13,1	–14,8	20,1	–60,0	17,0	–27,8	26,7
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	4	–43,6	1,7	–21,1	24,9	–55,0	–52,6	–53,9	1,3
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton amplifolius</i>	3	–43,6	–6,6	–30,6	20,8	–55,0	–18,0	–42,0	20,8
Submergé	Obligatoire	<i>Crassula aquatica</i>	2	–5,6	3,4	–1,1	6,4	–25,0	–16,0	–20,5	6,4
Submergé	Obligatoire	<i>Najas flexilis</i>	2	–4,0	1,0	–1,5	3,5	–55,0	–50,0	–52,5	3,5
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton friesii</i>	2	6,8	12,8	9,8	4,2	–86,0	–80,0	–83,0	4,2
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton gramineus</i>	2	–6,8	2,2	–2,3	6,4	–46,0	–37,0	–41,5	6,4
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton zosteriformis</i>	2	–12,3	41,2	14,5	37,8	–95,0	–26,0	–60,5	48,8
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton epihydrus</i>	1	–43,0	–43,0	–43,0	–	–58,0	–58,0	–58,0	–
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton pusillus</i>	1	–11,0	–11,0	–11,0	–	–76,0	–76,0	–76,0	–
Sub-algale	Obligatoire	Algues filamenteuses	82	–115,6	67,8	–11,0	27,0	–122,0	3,5	–51,7	25,2
Sub-algale	Obligatoire	<i>Chara</i> sp.	70	–45,8	23,2	–6,4	15,9	–101,0	16,0	–42,1	29,6
Sub-algale	Obligatoire	<i>Cladophora</i> sp.	34	–82,0	40,9	–10,7	28,0	–68,0	36,0	–11,8	25,8
Sub-algale	Obligatoire	<i>Nitella</i> sp.	6	–12,7	9,3	–2,7	7,7	–60,0	–38,0	–50,0	7,7
Sub-algale	Obligatoire	<i>Spirodela polyrhiza</i>	4	12,7	62,7	33,7	21,0	–70,0	–20,0	–42,8	23,7
Muscinale	–	Mousses	73	–21,6	166,7	48,1	45,4	–85,0	140,0	15,4	51,3

* *Lythrum salicaria*-total combine *Lythrum salicaria*-petit (nouvelles pousses de l'année), *Lythrum salicaria*-grand (plantes adultes) ainsi que *Lythrum salicaria* (plantes dont la taille n'a pas été spécifiée).

5 Recouvrement et hauteur de l'ensemble des espèces végétales entre 1999 et 2002

Habitat	Type d'hydrophyte	Espèce	n	Recouvrement (%)				Hauteur (cm)			
				Min.	Max.	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.	Moyenne	Écart-type
Arborescent	Obligatoire	<i>Acer saccharinum</i>	33	0,5	18,0	4,4	4,8				
Arborescent	Obligatoire	<i>Populus deltoides</i>	31	0,5	63,0	6,6	12,8				
Arborescent	Facultative	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	2	0,5	3,0	1,8	1,8	10,0	15,0	12,5	3,5
Arborescent	Facultative	<i>Abies balsamea</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	2,0	2,0	2,0	–
Arborescent	Facultative	<i>Acer pensylvanicum</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	8,0	8,0	8,0	–
Arborescent	Facultative	<i>Acer rubrum</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	20,0	20,0	20,0	–
Arborescent	Facultative	<i>Ulmus americana</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	5,0	5,0	5,0	–
Arbustif	Obligatoire	<i>Salix exigua</i>	7	0,5	18,0	6,2	5,9	15,0	100,0	45,8	35,7
Arbustif	Obligatoire	<i>Myrica gale</i>	2	3,0	8,0	5,5	3,5	90,0	100,0	95,0	7,1
Arbustif	Facultative	<i>Salix fragilis</i>	4	3,0	3,0	3,0	0,0	20,0	30,0	25,0	5,8
Arbustif	Facultative	<i>Alnus incana</i>	3	3,0	37,5	19,5	17,3	10,0	210,0	116,7	100,7
Arbustif	Facultative	<i>Cornus stolonifera</i>	3	0,5	18,0	6,3	10,1	33,0	70,0	54,3	19,1
Arbustif	Facultative	<i>Alnus viridis</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	18,0	18,0	18,0	–
Arbustif	–	<i>Salix</i> sp.	14	0,5	8,0	2,5	2,0	6,0	110,0	23,4	25,1
Prairie humide	Terrestre	<i>Oxalis stricta</i>	17	0,5	18,0	3,3	4,2	1,0	15,0	5,9	3,6
Prairie humide	Terrestre	<i>Digitaria ischaemum</i>	2	8,0	37,5	22,8	20,9	2,0	18,0	10,0	11,3
Prairie humide	Terrestre	<i>Sonchus oleraceus</i>	2	3,0	18,0	10,5	10,6	45,0	70,0	57,5	17,7
Prairie humide	Terrestre	<i>Medicago lupulina</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	20,0	20,0	20,0	–
Prairie humide	Terrestre	<i>Scutellaria parvula</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	20,0	20,0	20,0	–
Prairie humide	Obligatoire	<i>Sparganium eurycarpum</i>	91	0,5	87,5	25,2	29,6	17,0	240,0	131,1	46,8
Prairie humide	Obligatoire	<i>Leersia oryzoides</i>	85	0,5	87,5	16,2	25,9	5,0	195,0	56,4	36,7
Prairie humide	Obligatoire	<i>Spartina pectinata</i>	56	0,5	87,5	20,0	24,0	50,0	240,0	133,9	34,0
Prairie humide	Obligatoire	<i>Sium suave</i>	47	0,5	63,0	6,4	11,0	2,0	114,0	46,5	29,5
Prairie humide	Obligatoire	<i>Lycopus americanus</i>	31	0,5	8,0	2,0	1,7	4,0	70,0	22,6	15,9
Prairie humide	Obligatoire	<i>Mimulus ringens</i>	31	0,5	18,0	3,6	3,6	2,0	125,0	43,3	35,1
Prairie humide	Obligatoire	<i>Rumex verticillatus</i>	25	0,5	37,5	7,8	10,8	15,0	140,0	72,7	33,4
Prairie humide	Obligatoire	<i>Galium palustre</i>	18	0,5	37,5	9,1	12,0	2,0	80,0	28,0	18,2
Prairie humide	Obligatoire	<i>Bidens cernua</i>	14	0,5	37,5	8,0	10,2	5,0	80,0	41,4	22,5
Prairie humide	Obligatoire	<i>Lysimachia terrestris</i>	14	0,5	8,0	3,7	2,5	8,0	90,0	55,6	25,6
Prairie humide	Obligatoire	<i>Polygonum amphibium</i>	14	0,5	63,0	24,8	18,9	35,0	120,0	75,8	23,8
Prairie humide	Obligatoire	<i>Hypericum ellipticum</i>	12	0,5	87,5	19,1	26,7	5,0	30,0	21,0	7,0
Prairie humide	Obligatoire	<i>Mentha arvensis</i>	12	0,5	8,0	2,4	2,2	5,0	45,0	24,9	13,1
Prairie humide	Obligatoire	<i>Lycopus uniflorus</i>	8	3,0	18,0	8,6	6,2	20,0	55,0	36,9	12,5

5 (suite 1)

Habitat	Type d'hydrophyte	Espèce	n	Recouvrement (%)				Hauteur (cm)			
				Min.	Max.	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.	Moyenne	Écart-type
Prairie humide	Obligatoire	<i>Rorippa amphibia</i>	8	0,5	63,0	16,4	22,6	5,0	60,0	33,1	19,6
Prairie humide	Obligatoire	<i>Ludwigia palustris</i>	6	0,5	18,0	4,7	6,6	2,0	20,0	10,3	6,5
Prairie humide	Obligatoire	<i>Lysimachia nummularia</i>	5	0,5	8,0	5,5	3,5	10,0	20,0	14,0	4,2
Prairie humide	Obligatoire	<i>Triadenum fraseri</i>	5	0,5	37,5	7,9	16,5	15,0	55,0	36,0	17,5
Prairie humide	Obligatoire	<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	4	3,0	8,0	4,3	2,5	15,0	60,0	33,8	18,9
Prairie humide	Obligatoire	<i>Penthorum sedoides</i>	4	0,5	3,0	1,8	1,4	6,0	20,0	12,8	7,3
Prairie humide	Obligatoire	<i>Decodon verticillatus</i>	3	3,0	3,0	3,0	0,0	45,0	90,0	75,0	26,0
Prairie humide	Obligatoire	<i>Asclepias incarnata</i>	2	3,0	3,0	3,0	0,0	40,0	76,0	58,0	25,5
Prairie humide	Obligatoire	<i>Epilobium ciliatum</i>	2	0,5	3,0	1,8	1,8	15,0	25,0	20,0	7,1
Prairie humide	Obligatoire	<i>Polygonum sagittatum</i>	2	0,5	3,0	1,8	1,8	30,0	70,0	50,0	28,3
Prairie humide	Obligatoire	<i>Scutellaria galericulata</i>	2	3,0	3,0	3,0	0,0	80,0	95,0	87,5	10,6
Prairie humide	Obligatoire	<i>Gratiola neglecta</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	5,0	5,0	5,0	–
Prairie humide	Obligatoire	<i>Lysimachia</i> sp.	1	0,5	0,5	0,5	–	5,0	5,0	5,0	–
Prairie humide	Obligatoire	<i>Rumex</i> sp.	1	3,0	3,0	3,0	–	60,0	60,0	60,0	–
Prairie humide	Obligatoire	<i>Stachys hispida</i>	1	18,0	18,0	18,0	–	12,0	12,0	12,0	–
Prairie humide	Facultative	<i>Lythrum salicaria</i> -total*	224	0,5	87,5	18,6	22,5	1,0	195,0	72,2	49,6
Prairie humide	Facultative	<i>Lythrum salicaria</i> -grand*	173	0,5	87,5	19,5	21,6	10,0	195,0	88,8	43,4
Prairie humide	Facultative	<i>Phalaris arundinacea</i>	143	0,5	87,5	42,1	36,6	5,0	190,0	89,7	48,7
Prairie humide	Facultative	<i>Polygonum lapathifolium</i>	87	0,5	87,5	11,1	17,8	3,0	200,0	62,7	59,5
Prairie humide	Facultative	<i>Lythrum salicaria</i> -petit*	79	0,5	87,5	12,1	21,1	1,0	38,0	11,3	7,5
Prairie humide	Facultative	<i>Urtica dioica</i>	43	0,5	63,0	19,2	19,5	1,0	210,0	52,8	63,4
Prairie humide	Facultative	<i>Polygonum pensylvanicum</i>	41	0,5	87,5	9,8	18,6	10,0	125,0	49,1	30,4
Prairie humide	Facultative	<i>Onoclea sensibilis</i>	39	0,5	87,5	21,1	28,8	5,0	70,0	35,7	20,7
Prairie humide	Facultative	<i>Panicum capillare</i>	38	0,5	63,0	13,3	16,4	7,0	115,0	35,7	27,0
Prairie humide	Facultative	<i>Phragmites australis</i>	37	0,5	87,5	37,7	36,2	70,0	320,0	229,6	55,7
Prairie humide	Facultative	<i>Echinochloa muricata</i>	25	0,5	37,5	5,6	10,0	5,0	140,0	53,4	42,7
Prairie humide	Facultative	<i>Impatiens capensis</i>	24	0,5	37,5	10,9	13,3	2,0	170,0	62,7	53,0
Prairie humide	Facultative	<i>Gnaphalium uliginosum</i>	19	0,5	63,0	4,8	14,1	2,0	15,0	8,0	4,5
Prairie humide	Facultative	<i>Plantago major</i>	19	0,5	8,0	2,2	1,9	2,0	25,0	8,1	5,3
Prairie humide	Facultative	<i>Potentilla anserina</i>	19	0,5	18,0	6,8	7,2	3,0	30,0	14,8	8,9
Prairie humide	Facultative	<i>Calamagrostis canadensis</i>	16	0,5	37,5	14,6	15,0	20,0	155,0	70,5	49,2
Prairie humide	Facultative	<i>Echinochloa crus-galli</i>	15	0,5	63,0	9,8	17,4	10,0	120,0	55,7	40,6
Prairie humide	Facultative	<i>Bidens comosa</i>	14	0,5	18,0	2,5	4,6	10,0	55,0	29,6	15,6
Prairie humide	Facultative	<i>Pilea pumila</i>	14	0,5	8,0	2,8	2,5	5,0	50,0	15,5	12,8
Prairie humide	Facultative	<i>Rorippa palustris</i>	14	0,5	63,0	6,6	16,9	1,0	60,0	17,7	19,4

5 (suite 2)

Habitat	Type d'hydrophyte	Espèce	n	Recouvrement (%)				Hauteur (cm)			
				Min.	Max.	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.	Moyenne	Écart-type
Prairie humide	Facultative	<i>Hypericum mutilum</i>	13	0,5	18,0	2,8	4,7	5,0	50,0	20,2	14,3
Prairie humide	Facultative	<i>Trifolium repens</i>	12	0,5	37,5	6,7	10,9	2,0	20,0	7,0	5,0
Prairie humide	Facultative	<i>Acalypha rhomboidea</i>	11	0,5	18,0	4,1	5,4	5,0	20,0	11,7	5,2
Prairie humide	Facultative	<i>Calystegia sepium</i>	8	0,5	37,5	8,6	12,1	50,0	170,0	116,9	39,7
Prairie humide	Facultative	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	7	0,5	8,0	3,7	3,1	5,0	55,0	20,3	16,7
Prairie humide	Facultative	<i>Atriplex prostrata</i>	6	0,5	8,0	4,7	3,8	3,0	150,0	42,2	57,6
Prairie humide	Facultative	<i>Eupatorium maculatum</i>	6	3,0	8,0	6,3	2,6	110,0	150,0	130,8	14,3
Prairie humide	Facultative	<i>Apios americana</i>	5	3,0	18,0	10,0	7,6	50,0	155,0	95,0	39,7
Prairie humide	Facultative	<i>Bidens frondosa</i>	5	0,5	3,0	2,5	1,1	5,0	35,0	15,2	12,6
Prairie humide	Facultative	<i>Cirsium arvense</i>	5	0,5	8,0	3,5	2,7	5,0	60,0	33,0	21,4
Prairie humide	Facultative	<i>Echinocystis lobata</i>	5	0,5	8,0	4,5	3,4	80,0	220,0	148,0	61,0
Prairie humide	Facultative	<i>Hypericum punctatum</i>	5	3,0	63,0	19,0	25,3	5,0	35,0	23,0	12,5
Prairie humide	Facultative	<i>Lactuca serriola</i>	5	0,5	0,5	0,5	0,0	2,0	10,0	6,4	3,5
Prairie humide	Facultative	<i>Phleum pratense</i>	5	3,0	8,0	4,0	2,2	35,0	112,0	55,8	31,9
Prairie humide	Facultative	<i>Solanum dulcamara</i>	5	3,0	63,0	29,8	24,6	120,0	180,0	155,0	22,4
Prairie humide	Facultative	<i>Agrostis perennans</i>	4	0,5	3,0	1,1	1,3	5,0	20,0	13,8	6,3
Prairie humide	Facultative	<i>Chenopodium glaucum</i>	4	0,5	0,5	0,5	0,0	2,0	9,0	6,3	3,4
Prairie humide	Facultative	<i>Galium trifidum</i>	4	0,5	3,0	2,4	1,3	25,0	80,0	38,8	27,5
Prairie humide	Facultative	<i>Panicum flexile</i>	4	3,0	18,0	6,8	7,5	10,0	110,0	37,5	48,4
Prairie humide	Facultative	<i>Polygonum persicaria</i>	4	0,5	3,0	1,1	1,3	7,0	13,0	10,0	2,9
Prairie humide	Facultative	<i>Xanthium strumarium</i>	4	3,0	18,0	6,8	7,5	15,0	70,0	46,3	28,1
Prairie humide	Facultative	<i>Agalinis paupercula</i>	3	0,5	18,0	6,3	10,1	5,0	10,0	7,3	2,5
Prairie humide	Facultative	<i>Taraxacum officinale</i>	3	0,5	0,5	0,5	0,0	7,0	12,0	10,0	2,6
Prairie humide	Facultative	<i>Cerastium fontanum</i>	2	0,5	0,5	0,5	0,0	10,0	10,0	10,0	0,0
Prairie humide	Facultative	<i>Poa annua</i>	2	3,0	18,0	10,5	10,6	6,0	23,0	14,5	12,0
Prairie humide	Facultative	<i>Potentilla norvegica</i>	2	0,5	0,5	0,5	0,0	10,0	20,0	15,0	7,1
Prairie humide	Facultative	<i>Symphyotricum lanceolatum</i>	2	3,0	3,0	3,0	0,0	30,0	60,0	45,0	21,2
Prairie humide	Facultative	<i>Symphyotricum ontarione</i>	2	3,0	3,0	3,0	0,0	30,0	120,0	75,0	63,6
Prairie humide	Facultative	<i>Amaranthus retroflexus</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	20,0	20,0	20,0	–
Prairie humide	Facultative	Composées	1	3,0	3,0	3,0	–	10,0	10,0	10,0	–
Prairie humide	Facultative	<i>Cuscuta gronovii</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	120,0	120,0	120,0	–
Prairie humide	Facultative	<i>Elymus repens</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	7,0	7,0	7,0	–
Prairie humide	Facultative	<i>Epilobium palustre</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	20,0	20,0	20,0	–
Prairie humide	Facultative	<i>Festuca pratensis</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	25,0	25,0	25,0	–
Prairie humide	Facultative	<i>Galium boreale</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	90,0	90,0	90,0	–

5 (suite 3)

Habitat	Type d'hydrophyte	Espèce	n	Recouvrement (%)				Hauteur (cm)			
				Min.	Max.	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.	Moyenne	Écart-type
Prairie humide	Facultative	<i>Lactuca biennis</i>	1	3,0	3,0	3,0	–	25,0	25,0	25,0	–
Prairie humide	Facultative	<i>Lathyrus japonicus</i>	1	3,0	3,0	3,0	–	45,0	45,0	45,0	–
Prairie humide	Facultative	<i>Menispermum canadense</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	10,0	10,0	10,0	–
Prairie humide	Facultative	<i>Oenothera perennis</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	10,0	10,0	10,0	–
Prairie humide	Facultative	<i>Osmunda claytoniana</i>	1	3,0	3,0	3,0	–	90,0	90,0	90,0	–
Prairie humide	Facultative	<i>Panicum tuckermani</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	5,0	5,0	5,0	–
Prairie humide	Facultative	<i>Polygonum aviculare</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	40,0	40,0	40,0	–
Prairie humide	Facultative	<i>Solanum betaceum</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	25,0	25,0	25,0	–
Prairie humide	Facultative	<i>Trifolium pratense</i>	1	3,0	3,0	3,0	–	10,0	10,0	10,0	–
Prairie humide	Facultative	<i>Veronica serpyllifolia</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	10,0	10,0	10,0	–
Prairie humide	–	Graminées	23	0,5	87,5	38,7	34,9	1,0	18,2	70,0	15,9
Prairie humide	–	<i>Vicia cracca</i>	13	0,5	18,0	4,9	6,1	10,0	36,4	70,0	21,8
Prairie humide	–	<i>Bidens</i> sp.	11	0,5	3,0	1,2	1,2	7,0	25,0	11,6	4,9
Prairie humide	–	<i>Hypericum perforatum</i>	7	0,5	63,0	12,6	22,4	10,0	50,0	21,1	13,7
Prairie humide	–	<i>Galium</i> sp.	5	0,5	8,0	2,5	3,3	4,0	20,0	11,8	6,0
Prairie humide	–	<i>Polygonum</i> sp.	5	0,5	3,0	1,0	1,1	1,0	10,0	7,2	4,1
Prairie humide	–	<i>Thelypteris palustris</i>	5	0,5	18,0	6,0	7,4	15,0	65,0	42,0	21,1
Prairie humide	–	<i>Convolvulus arvensis</i>	4	3,0	18,0	11,8	7,5	85,0	200,0	142,5	48,0
Prairie humide	–	<i>Chenopodium polyspermum</i>	3	0,5	3,0	2,2	1,4	20,0	60,0	40,0	20,0
Prairie humide	–	<i>Solidago</i> sp.	3	0,5	3,0	1,3	1,4	5,0	75,0	43,3	35,5
Prairie humide	–	<i>Trifolium aureum</i>	3	0,5	3,0	2,2	1,4	2,0	6,0	4,0	2,0
Prairie humide	–	<i>Aster</i> sp.	1	0,5	0,5	0,5	–	20,0	20,0	20,0	–
Prairie humide	–	<i>Chamaesyce vermiculata</i>	1	3,0	3,0	3,0	–	25,0	25,0	25,0	–
Prairie humide	–	<i>Coryza canadensis</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	35,0	35,0	35,0	–
Prairie humide	–	Crucifères	1	0,5	0,5	0,5	–	15,0	15,0	15,0	–
Prairie humide	–	<i>Hypericum</i> sp.	1	0,5	0,5	0,5	–	27,0	27,0	27,0	–
Prairie humide	–	<i>Leontodon autumnalis</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	40,0	40,0	40,0	–
Prairie humide	–	<i>Vaccaria hispanica</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	1,0	1,0	1,0	–
Prairie humide	–	<i>Viola</i> sp.	1	0,5	0,5	0,5	–	6,0	6,0	6,0	–
Marais	Obligatoire	<i>Bolboschoenus fluviatilis</i>	212	0,5	87,5	24,1	23,9	10,0	230,0	140,4	45,2
Marais	Obligatoire	<i>Sagittaria latifolia</i>	206	0,5	87,5	12,1	16,0	4,0	145,0	61,0	31,0
Marais	Obligatoire	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	190	0,5	87,5	10,5	15,6	10,0	300,0	158,1	49,9
Marais	Obligatoire	<i>Eleocharis smallii</i>	148	0,5	87,5	26,6	29,0	1,0	155,0	62,8	34,5
Marais	Obligatoire	<i>Schoenoplectus pungens</i>	134	0,5	87,5	22,5	27,5	5,0	200,0	102,1	43,2
Marais	Obligatoire	<i>Typha angustifolia</i>	95	0,5	87,5	24,5	25,7	5,0	275,0	199,9	67,9

5 (suite 4)

Habitat	Type d'hydrophyte	Espèce	n	Recouvrement (%)				Hauteur (cm)			
				Min.	Max.	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.	Moyenne	Écart-type
Marais	Obligatoire	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	90	0,5	87,5	6,4	12,2	1,0	120,0	31,4	28,9
Marais	Obligatoire	<i>Butomus umbellatus</i>	90	0,5	87,5	13,6	17,9	3,0	150,0	81,8	33,1
Marais	Obligatoire	<i>Eleocharis acicularis</i>	90	0,5	87,5	19,8	24,1	1,0	25,0	5,4	4,4
Marais	Obligatoire	<i>Pontederia cordata</i>	62	0,5	37,5	7,1	8,4	20,0	140,0	71,2	30,3
Marais	Obligatoire	<i>Equisetum fluviatile</i>	26	0,5	18,0	2,3	3,8	5,0	90,0	53,7	23,1
Marais	Obligatoire	<i>Lindernia dubia</i>	26	0,5	18,0	3,8	4,6	1,0	12,0	5,2	3,3
Marais	Obligatoire	<i>Eragrostis hypnoides</i>	16	0,5	63,0	7,8	15,7	1,0	25,0	11,0	7,3
Marais	Obligatoire	<i>Dulichium arundinaceum</i>	14	0,5	18,0	5,0	5,8	15,0	60,0	47,0	12,5
Marais	Obligatoire	<i>Eleocharis erythropoda</i>	13	0,5	63,0	16,3	21,4	3,0	35,0	16,4	7,2
Marais	Obligatoire	<i>Acorus calamus</i>	12	0,5	18,0	5,5	4,9	90,0	160,0	120,8	18,1
Marais	Obligatoire	<i>Zizania aquatica</i>	10	0,5	8,0	2,8	3,0	40,0	270,0	133,5	81,1
Marais	Obligatoire	<i>Typha latifolia</i>	9	0,5	18,0	7,7	6,4	130,0	240,0	191,1	37,8
Marais	Obligatoire	<i>Juncus canadensis</i>	7	0,5	18,0	7,6	7,4	15,0	70,0	41,4	23,0
Marais	Obligatoire	<i>Eleocharis obtusa</i>	5	0,5	63,0	15,0	27,0	12,0	30,0	21,4	6,7
Marais	Obligatoire	<i>Equisetum litorale</i>	5	0,5	8,0	2,0	3,4	15,0	90,0	43,6	33,8
Marais	Obligatoire	<i>Eriocaulon aquaticum</i>	3	0,5	3,0	1,3	1,4	3,0	10,0	7,0	3,6
Marais	Obligatoire	<i>Juncus dudleyi</i>	3	0,5	37,5	13,7	20,7	25,0	60,0	48,3	20,2
Marais	Obligatoire	<i>Juncus articulatus</i>	2	0,5	0,5	0,5	0,0	35,0	70,0	52,5	24,7
Marais	Obligatoire	<i>Carex aquatilis</i>	1	3,0	3,0	3,0	–	45,0	45,0	45,0	–
Marais	Obligatoire	<i>Carex trichocarpa</i>	1	8,0	8,0	8,0	–	80,0	80,0	80,0	–
Marais	Obligatoire	<i>Carex tuckermanii</i>	1	8,0	8,0	8,0	–	65,0	65,0	65,0	–
Marais	Obligatoire	<i>Juncus brevicaudatus</i>	1	3,0	3,0	3,0	–	75,0	75,0	75,0	–
Marais	Obligatoire	<i>Juncus compressus</i>	1	3,0	3,0	3,0	–	18,0	18,0	18,0	–
Marais	Obligatoire	<i>Juncus nodosus</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	15,0	15,0	15,0	–
Marais	Facultative	<i>Cyperus esculentus</i>	26	0,5	63,0	12,0	15,6	5,0	85,0	35,9	20,0
Marais	Facultative	<i>Cyperus squarrosus</i>	20	0,5	63,0	5,8	14,1	1,0	15,0	4,8	3,2
Marais	Facultative	<i>Cyperus dentatus</i>	12	0,5	63,0	12,1	19,3	1,0	75,0	16,3	20,2
Marais	Facultative	<i>Juncus filiformis</i>	12	0,5	37,5	15,8	14,6	15,0	80,0	60,7	16,7
Marais	Facultative	<i>Equisetum arvense</i>	5	0,5	8,0	3,5	2,7	5,0	75,0	23,0	29,3
Marais	Facultative	<i>Carex cumulata</i>	3	8,0	18,0	11,3	5,8	30,0	43,0	36,7	6,5
Marais	Facultative	<i>Cyperus diandrus</i>	3	3,0	8,0	4,7	2,9	3,0	15,0	9,3	6,0
Marais	Facultative	<i>Carex sparganoides</i>	2	8,0	37,5	22,7	20,8	56,0	95,0	75,5	27,5
Marais	Facultative	<i>Cyperus sp.</i>	1	0,5	0,5	0,5	–	10,0	10,0	10,0	–
Marais	Facultative	<i>Equisetum palustre</i>	1	3,0	3,0	3,0	–	45,0	45,0	45,0	–

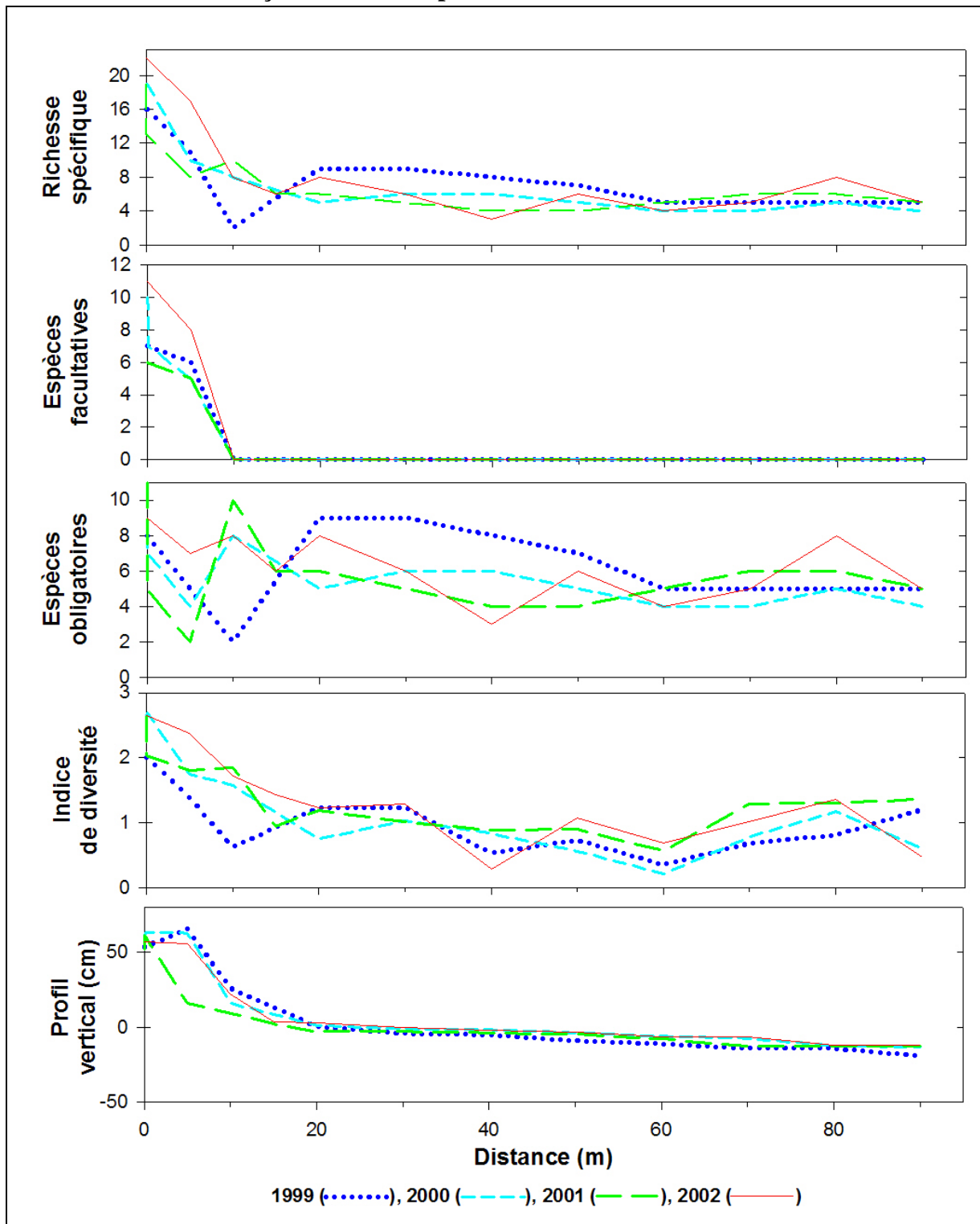
5 (suite 5)

Habitat	Type d'hydrophyte	Espèce	n	Recouvrement (%)				Hauteur (cm)			
				Min.	Max.	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.	Moyenne	Écart-type
Marais	Facultative	<i>Juncus arcticus</i>	1	8,0	8,0	8,0	–	50,0	50,0	50,0	–
Marais	–	<i>Carex</i> sp.	15	0,5	18,0	3,5	4,5	12,0	140,0	60,1	33,7
Marais	–	<i>Eleocharis</i> sp.	5	0,5	18,0	5,0	7,4	5,0	100,0	34,2	34,7
Sub. f. flottantes	Obligatoire	<i>Nymphaea odorata</i>	75	0,5	87,5	24,2	26,3	1,0	105,0	36,8	22,3
Sub. f. flottantes	Obligatoire	<i>Nuphar variegata</i>	69	0,5	87,5	25,3	24,7	1,0	92,0	47,4	21,6
Sub-libre	Obligatoire	<i>Lemna minor</i>	52	0,5	87,5	2,5	12,1	1,0	1,0	1,0	0,0
Sub-libre	Obligatoire	<i>Ceratophyllum demersum</i>	24	0,5	37,5	3,3	7,5	15,0	45,0	28,1	14,9
Sub-libre	Obligatoire	<i>Lemna trisulca</i>	13	0,5	18,0	4,5	5,3	1,0	1,0	1,0	0,0
Submergé	Obligatoire	<i>Vallisneria americana</i>	147	0,5	87,5	20,5	24,5	1,0	56,0	16,0	11,9
Submergé	Obligatoire	<i>Elodea canadensis</i>	128	0,5	87,5	13,5	22,0	1,0	81,0	35,9	21,0
Submergé	Obligatoire	<i>Heteranthera dubia</i>	98	0,5	87,5	7,3	12,7	1,0	52,0	19,7	14,6
Submergé	Obligatoire	<i>Myriophyllum</i> sp.	94	0,5	87,5	16,2	26,3	2,0	100,0	39,3	26,9
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton richardsonii</i>	81	0,5	87,5	13,4	20,4	1,0	140,0	30,8	21,3
Submergé	Obligatoire	<i>Elodea nuttallii</i>	36	0,5	87,5	12,1	20,8	3,0	38,0	17,8	9,8
Submergé	Obligatoire	<i>Utricularia vulgaris</i>	27	0,5	63,0	20,4	22,2	10,0	48,0	28,4	10,0
Submergé	Obligatoire	<i>Stuckenia pectinata</i>	11	0,5	18,0	4,1	5,4	4,0	69,0	39,5	21,4
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton oakesianus</i>	9	3,0	18,0	8,0	6,1	5,0	45,0	20,1	16,2
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton robbinsii</i>	9	0,5	63,0	19,3	21,9	15,0	45,0	31,0	12,1
Submergé	Obligatoire	<i>Ranunculus aquatilis</i>	7	0,5	8,0	3,4	3,4	1,0	20,0	11,7	7,3
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	4	0,5	3,0	2,4	1,3	26,0	27,0	26,5	0,6
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton amplifolius</i>	3	8,0	37,5	21,2	15,0	18,0	55,0	37,8	19,0
Submergé	Obligatoire	<i>Crassula aquatica</i>	2	3,0	3,0	3,0	0,0	15,0	20,0	17,5	3,5
Submergé	Obligatoire	<i>Najas flexilis</i>	2	0,5	0,5	0,5	0,0	25,0	25,0	25,0	0,0
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton friesii</i>	2	0,5	0,5	0,5	0,0	72,0	77,0	74,5	3,5
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton gramineus</i>	2	3,0	3,0	3,0	0,0	33,0	41,0	37,0	5,7
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton zosteriformis</i>	2	3,0	8,0	5,5	3,5	5,0	47,0	26,0	29,7
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton epihydrus</i>	1	3,0	3,0	3,0	–	58,0	58,0	58,0	–
Submergé	Obligatoire	<i>Potamogeton pusillus</i>	1	18,0	18,0	18,0	–	57,0	57,0	57,0	–
Sub-algale	Obligatoire	Algues filamenteuses	82	0,5	87,5	20,6	24,6	1,0	5,0	2,9	1,4
Sub-algale	Obligatoire	<i>Chara</i> sp.	70	0,5	87,5	47,6	36,7	1,0	10,0	7,6	2,7
Sub-algale	Obligatoire	<i>Cladophora</i> sp.	34	0,5	87,5	32,2	27,8	2,0	5,0	2,9	1,4
Sub-algale	Obligatoire	<i>Nitella</i> sp.	6	0,5	37,5	14,9	17,7	9,0	15,0	12,3	2,2
Sub-algale	Obligatoire	<i>Spirodela polyrhiza</i>	4	0,5	0,5	0,5	0,0	1,0	1,0	1,0	0,0
Muscinale	–	Mousses	73	0,5	87,5	23,1	29,1	1,0	1,0	1,0	0,0

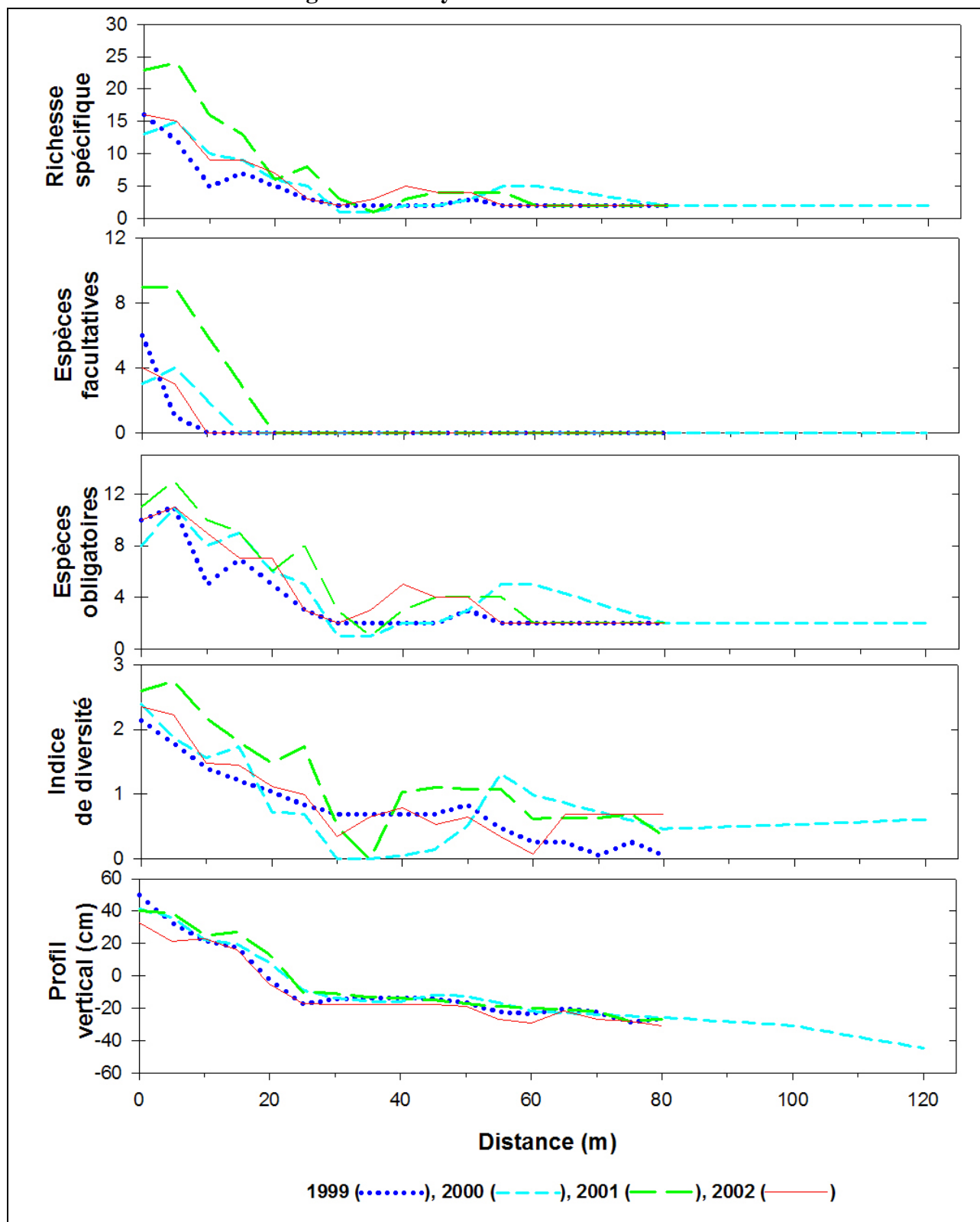
* *Lythrum salicaria*-total combine *Lythrum salicaria*-petit (nouvelles pousses de l'année), *Lythrum salicaria*-grand (plantes adultes) ainsi que *Lythrum salicaria* (plantes dont la taille n'a pas été spécifiée).

7 Variations interannuelles (1999-2002) de la richesse spécifique, du nombre d'espèces hydrophytes facultatives et obligatoires ainsi que de l'indice de diversité H en fonction de la distance le long des transects

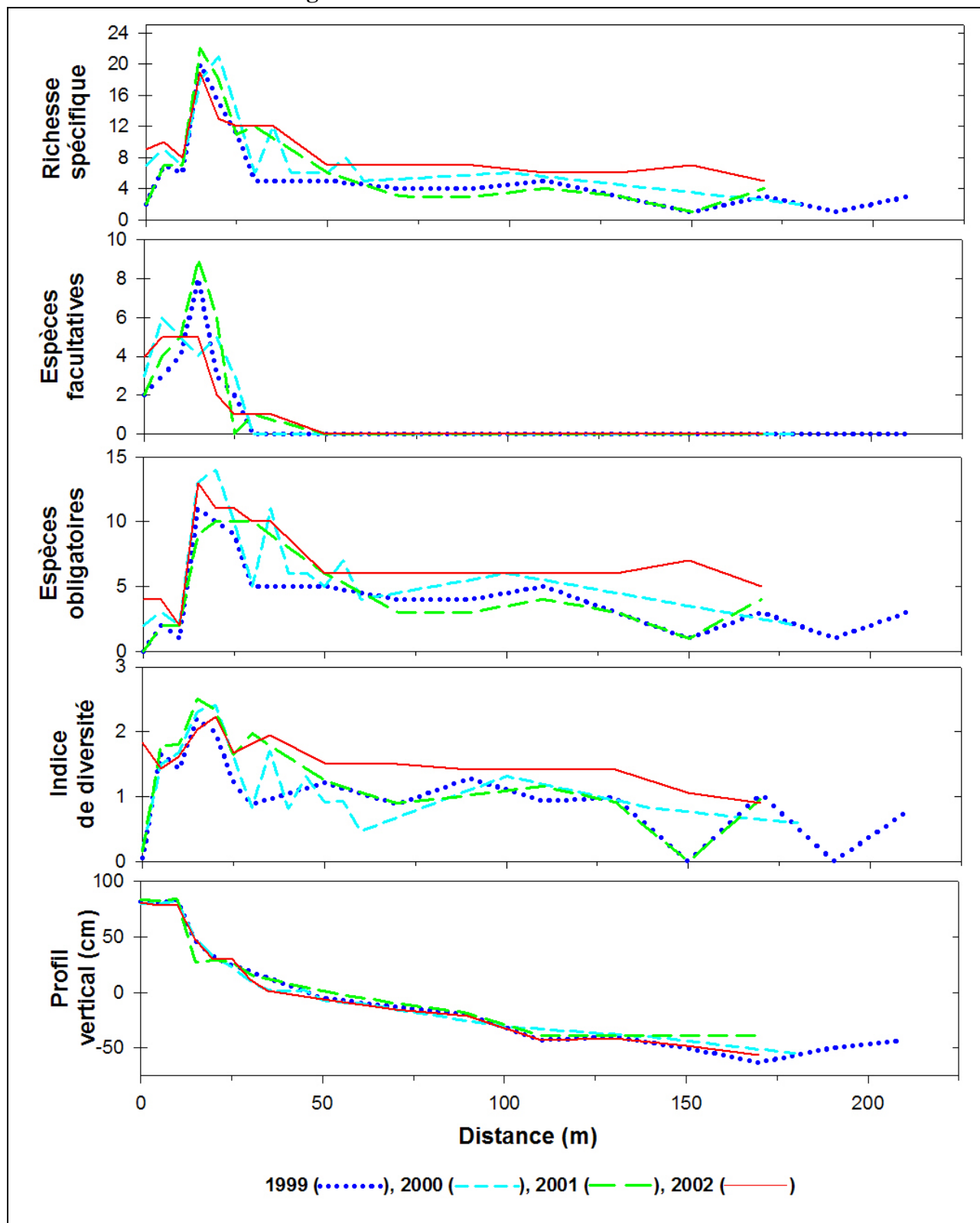
7.1 Lac Saint-François – Pointe Dupuis



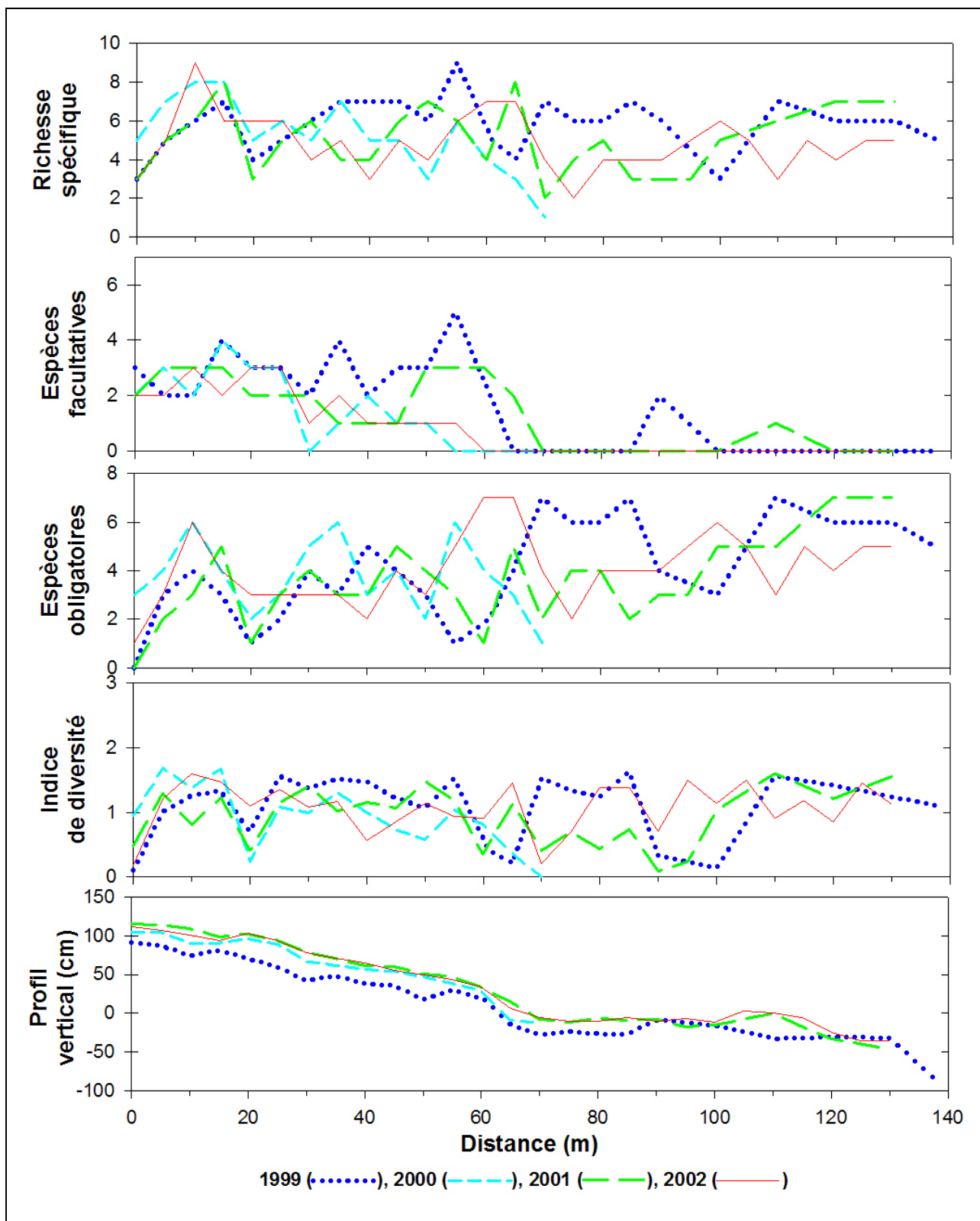
7.2 Lac des Deux Montagnes – Île Hay



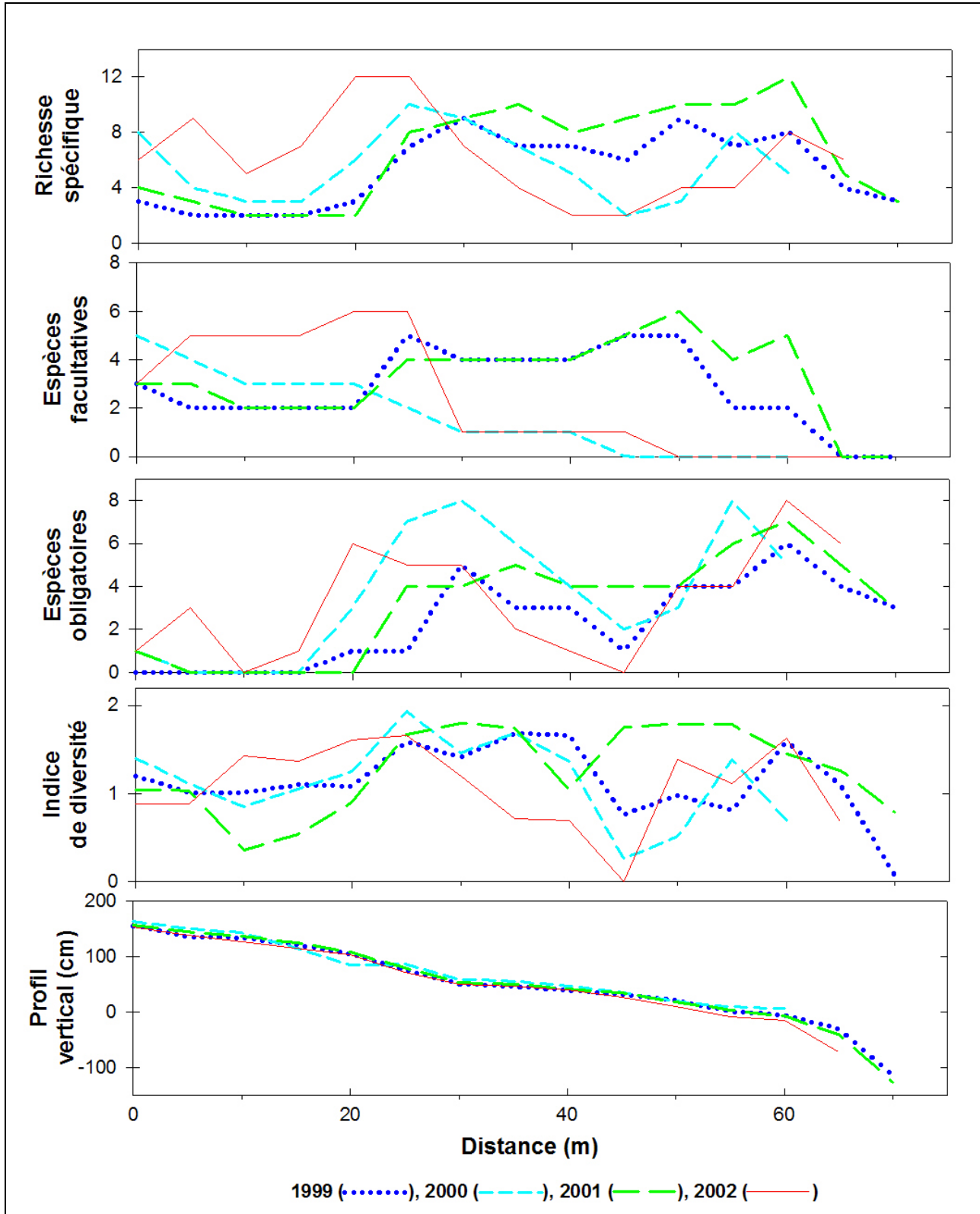
7.3 Lac des Deux Montagnes – Baie des Indiens



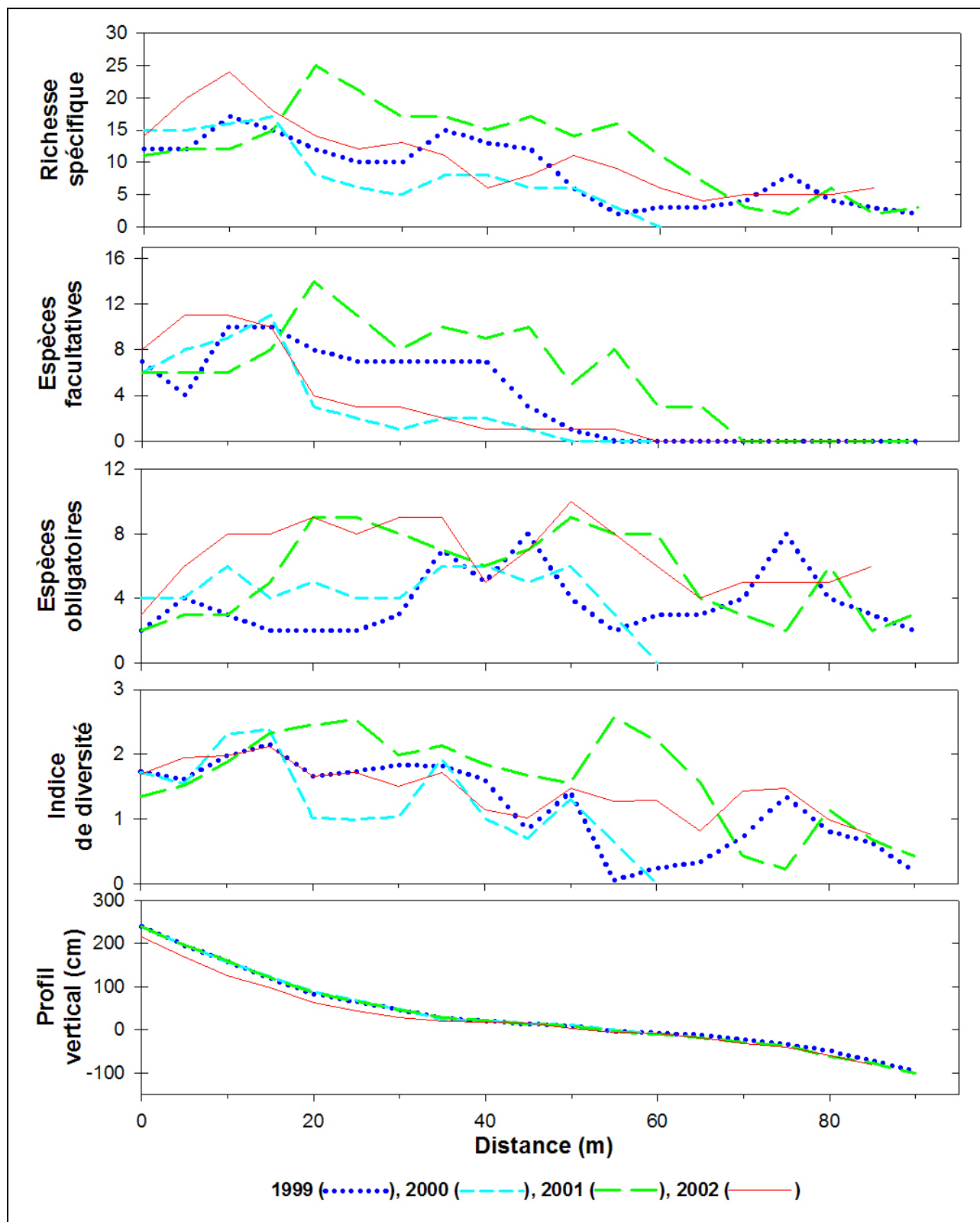
7.4 Corridor fluvial – Boucherville



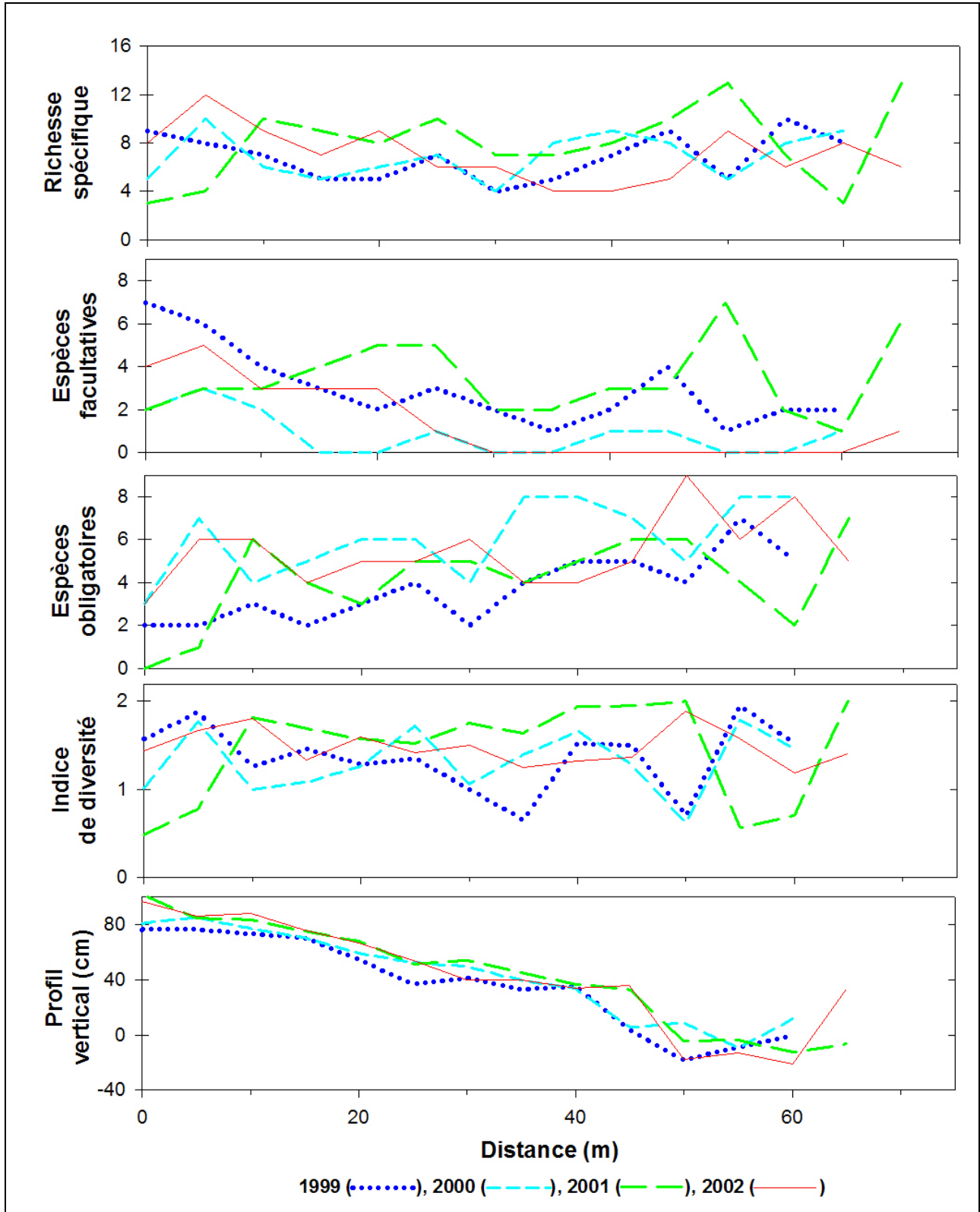
7.5 Corridor fluvial – Pointe-aux-Trembles



7.6 Corridor fluvial – Île aux Cerfeuil

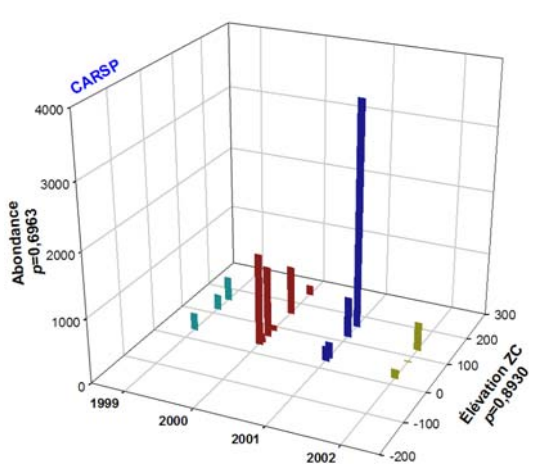
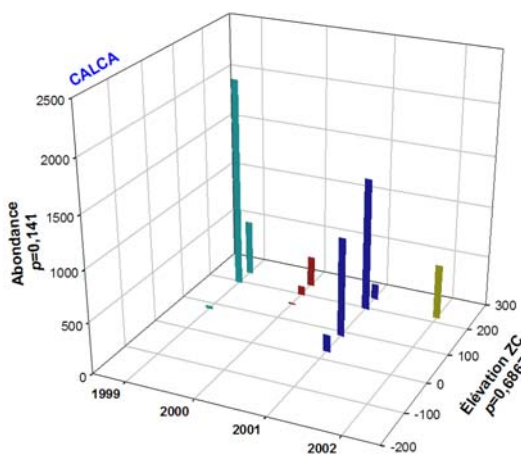
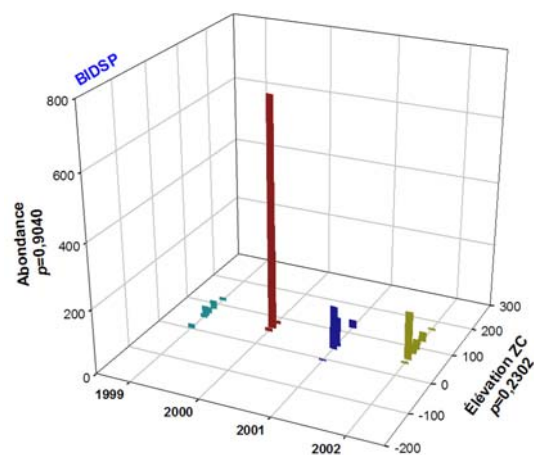
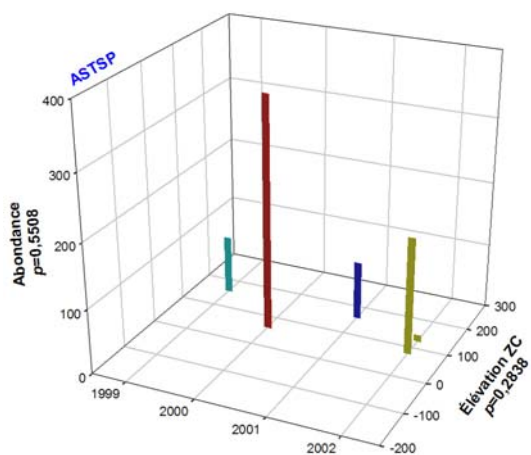
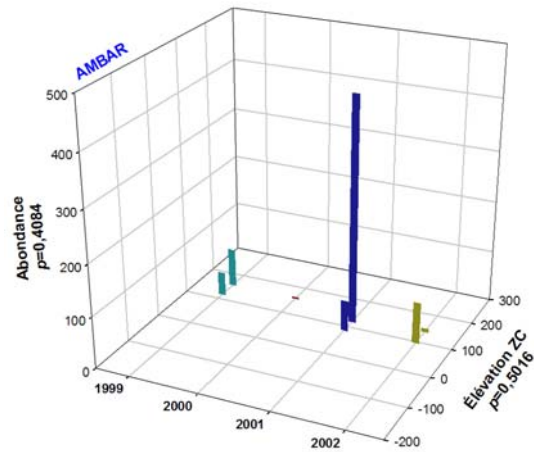
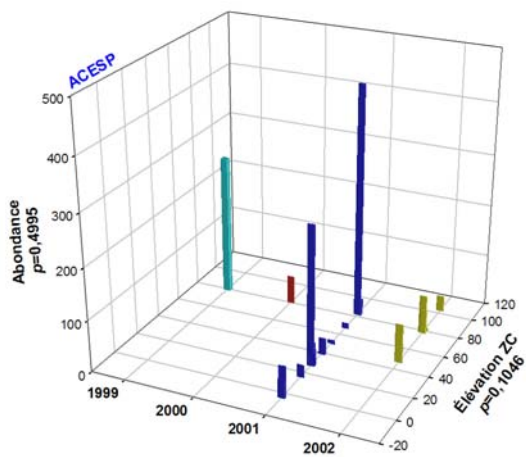


7.7 Corridor fluvial – Verchères



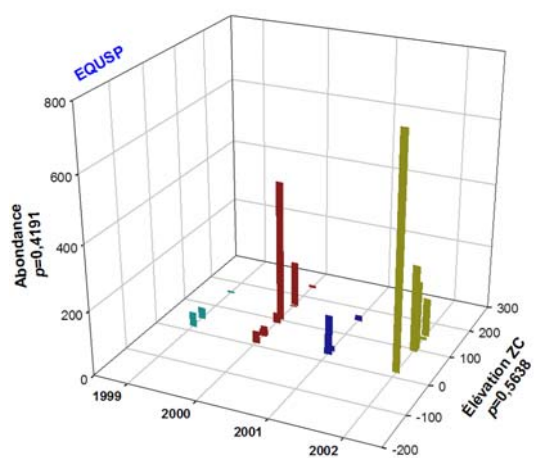
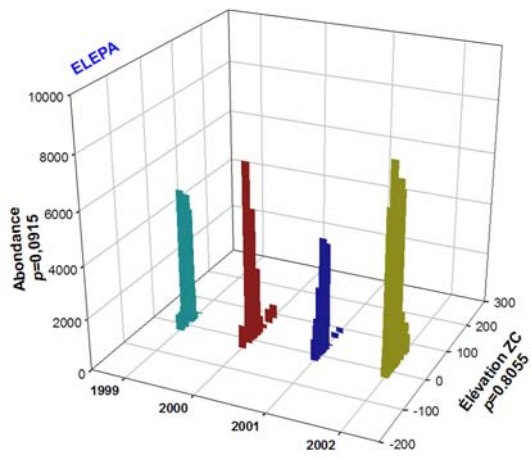
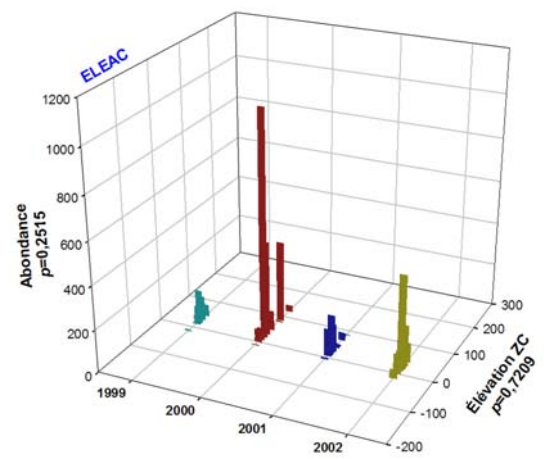
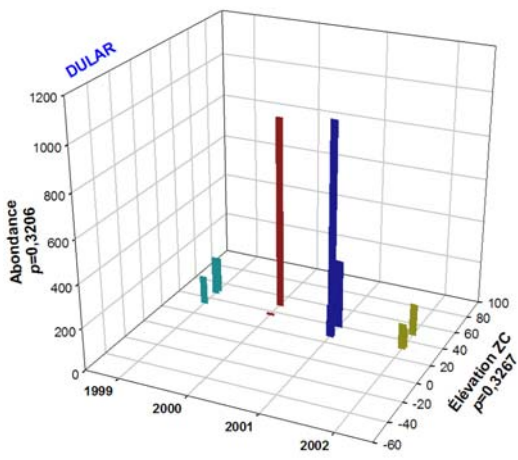
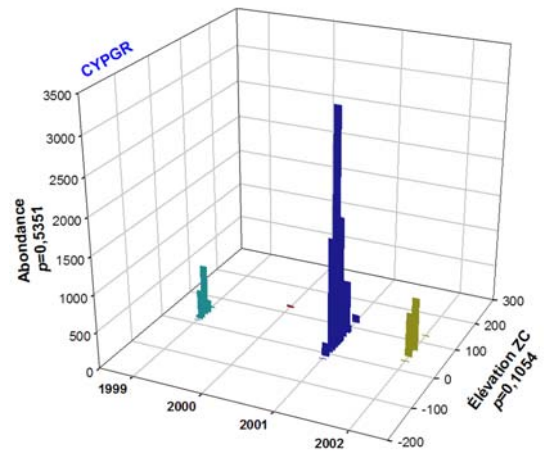
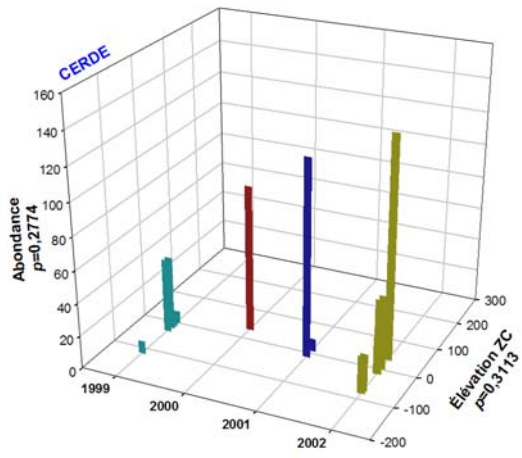
8 Patrons de variations d'abondance et d'élévation d'espèces végétales

8.1 Patrons de 44 espèces sans variation significative interannuelle*

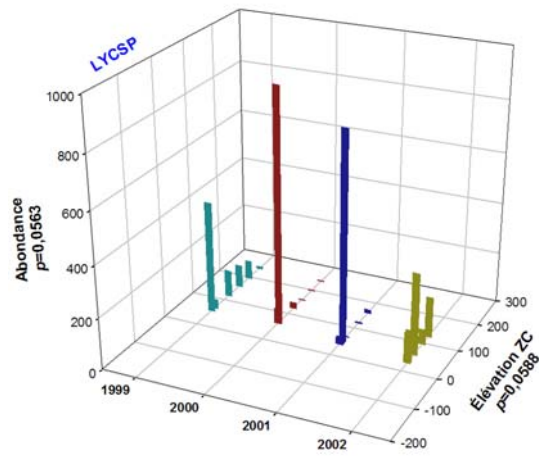
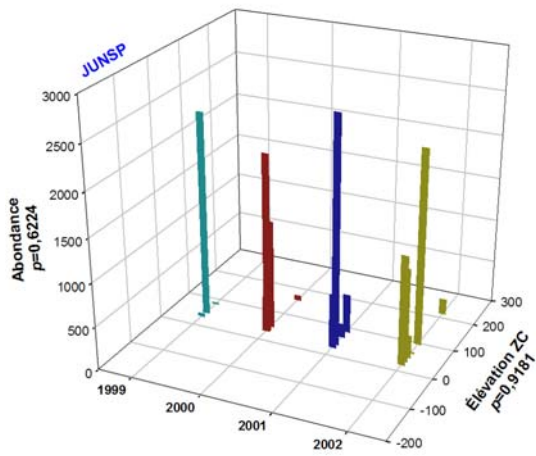
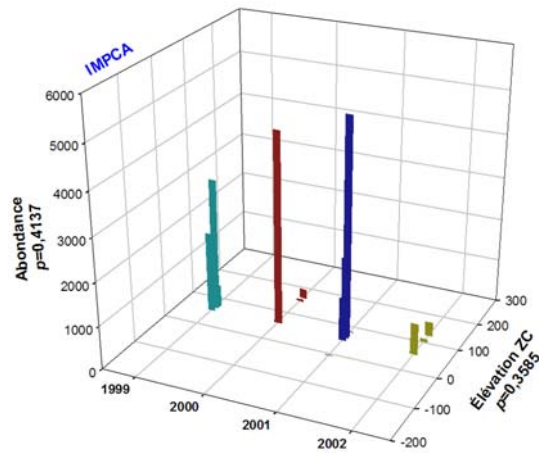
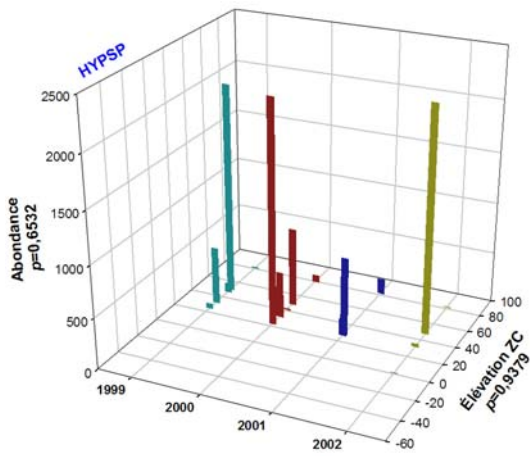
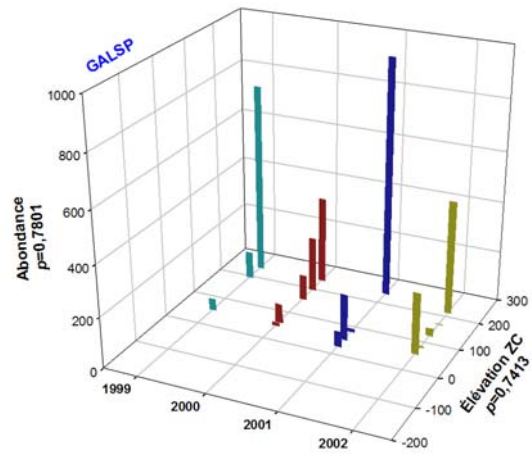
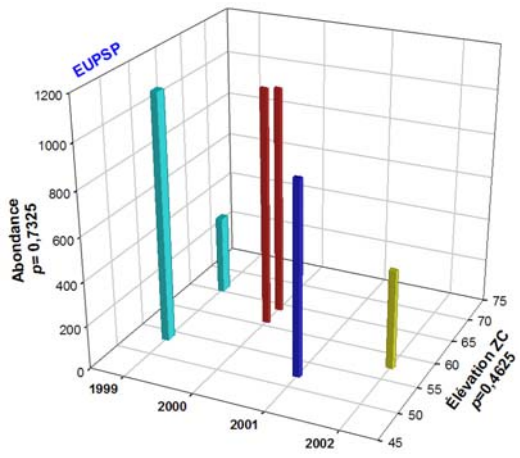


* La valeur p du test de Kruskal-Wallis est indiquée sur les axes.

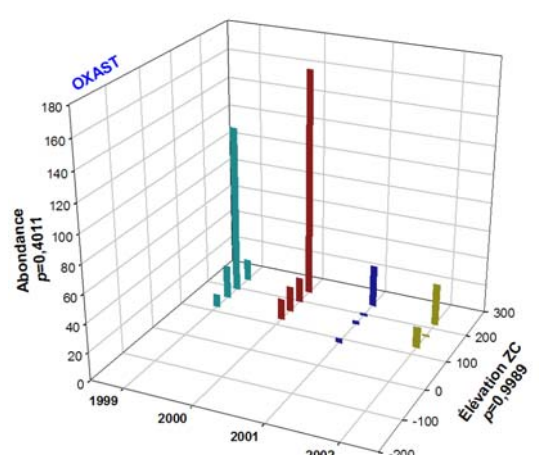
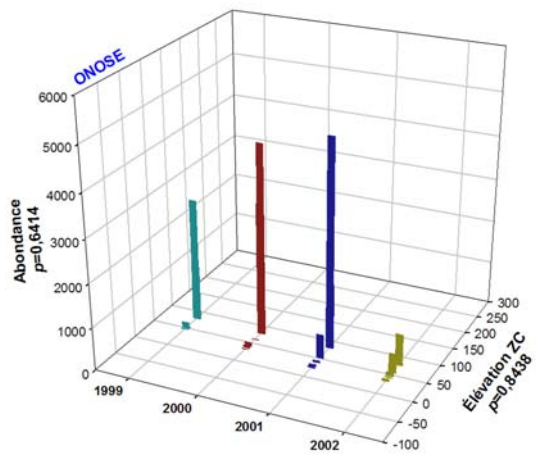
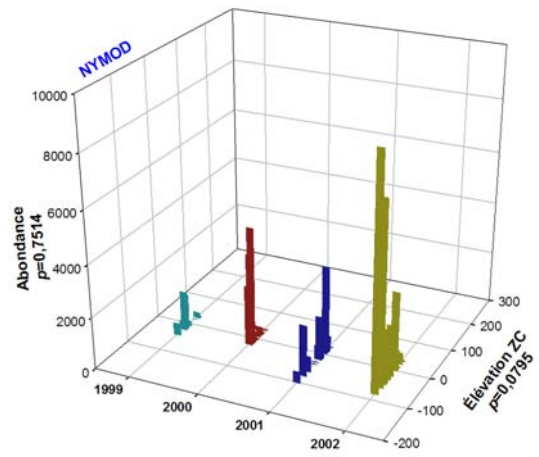
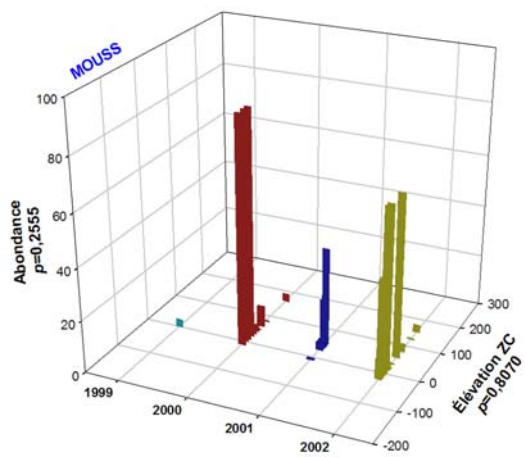
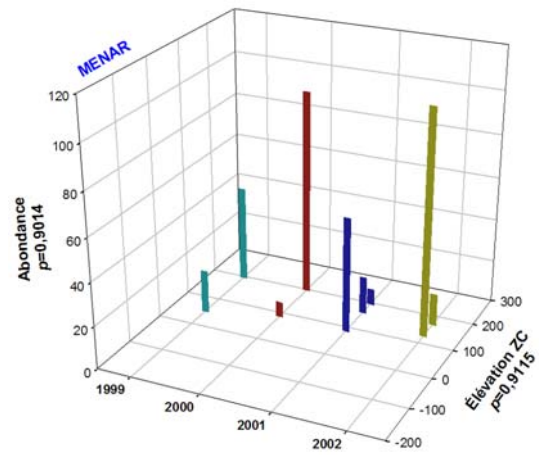
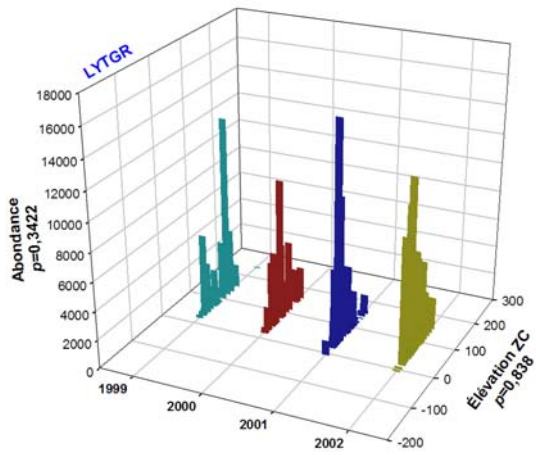
8.1 (suite 1)



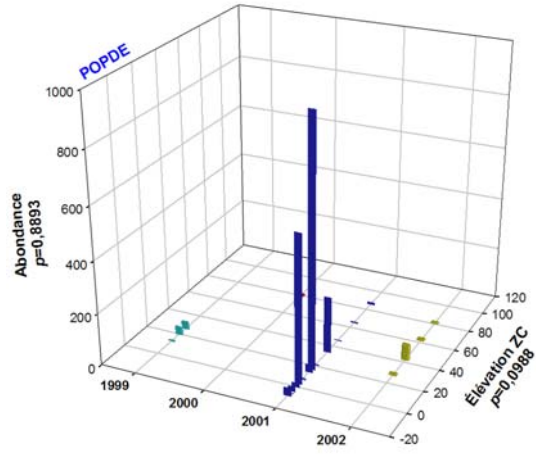
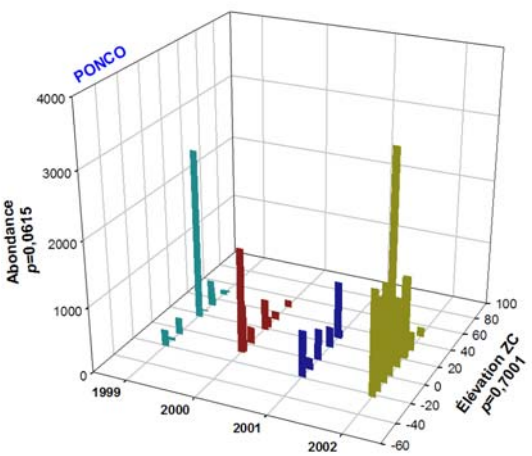
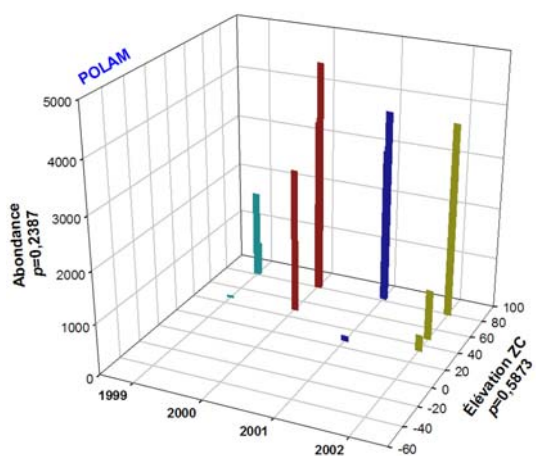
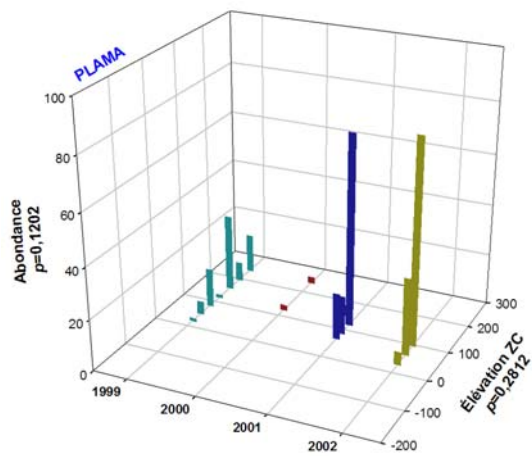
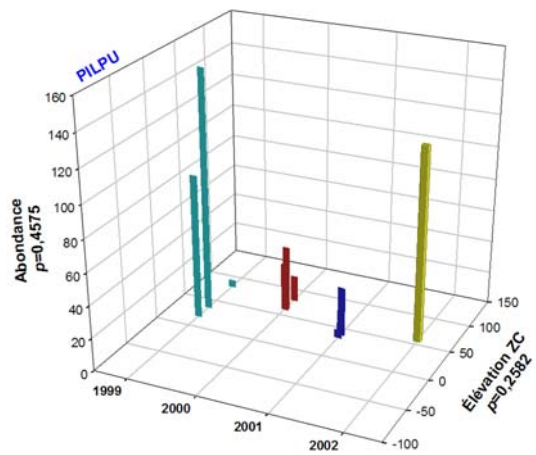
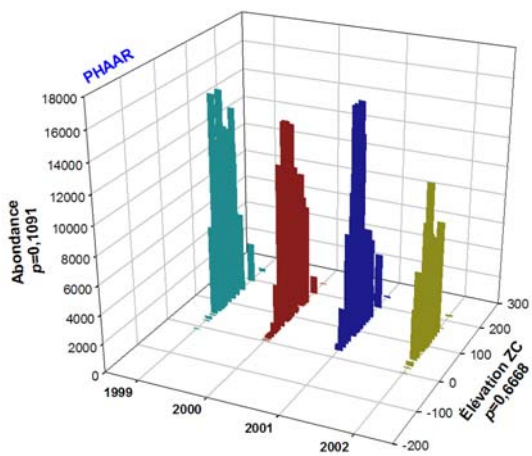
8.1 (suite 2)



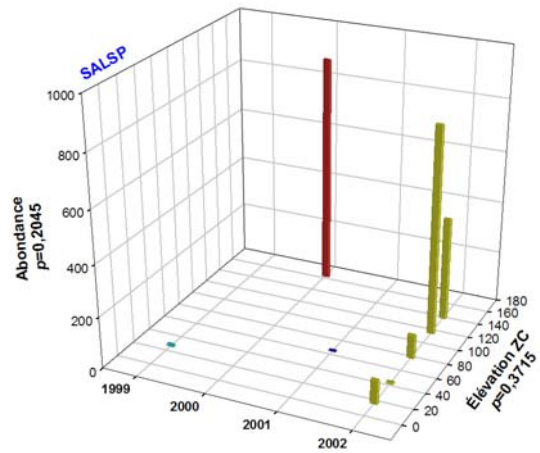
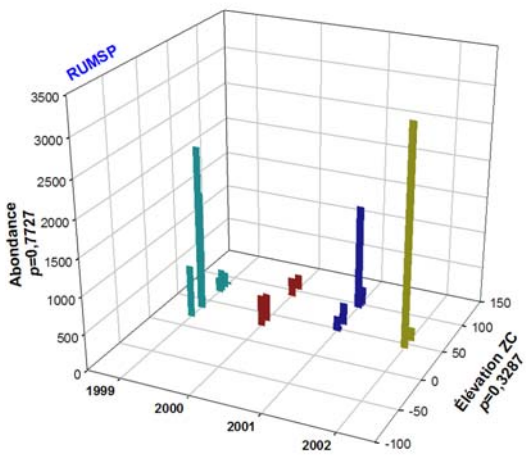
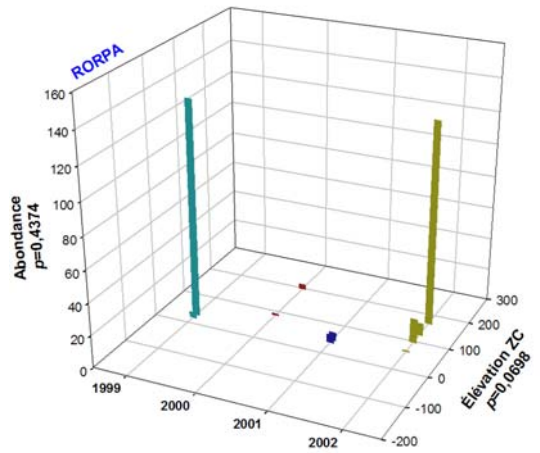
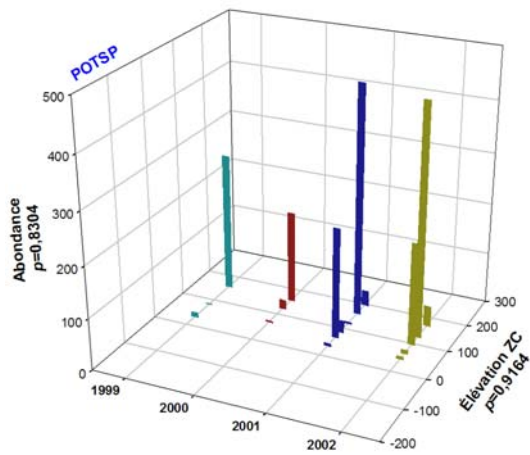
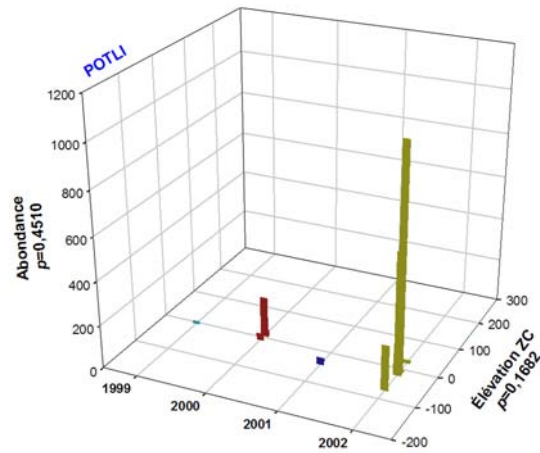
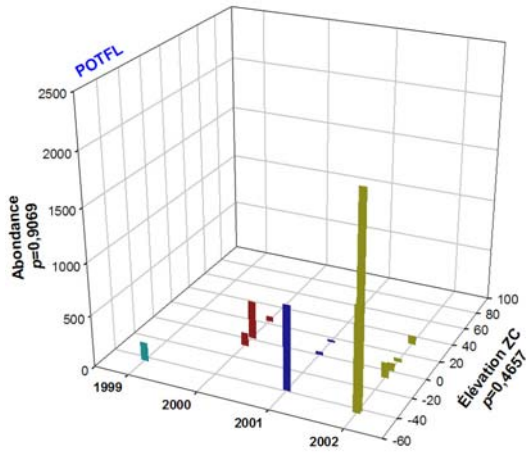
8.1 (suite 3)



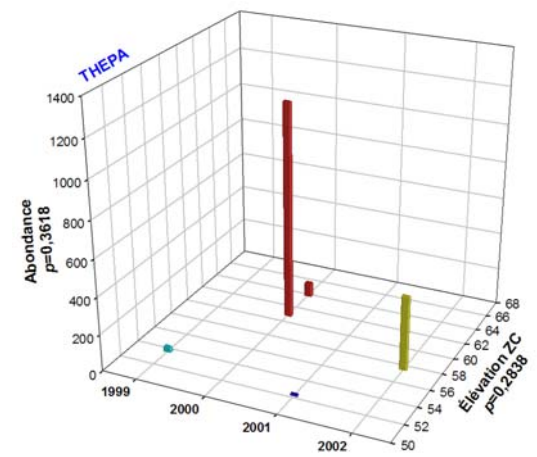
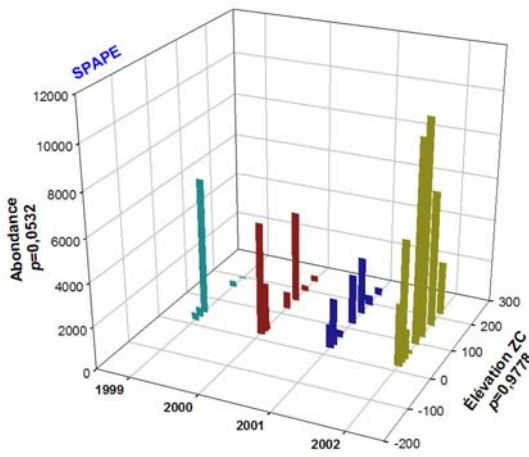
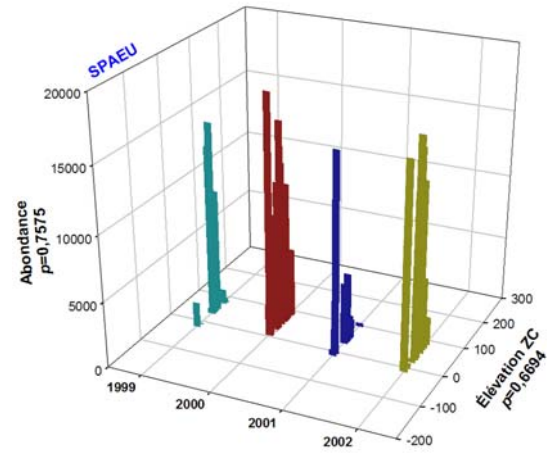
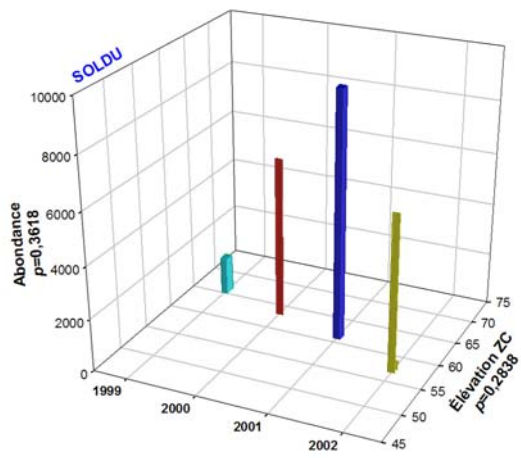
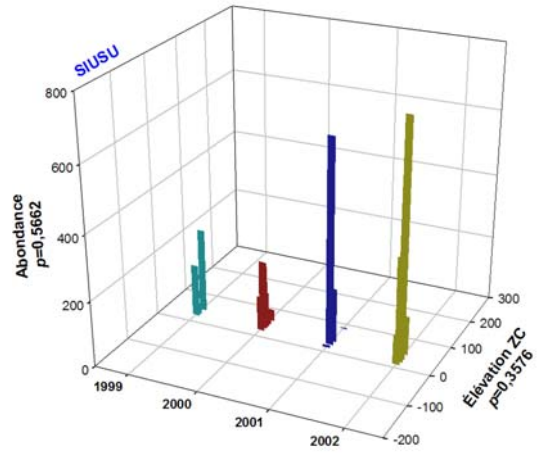
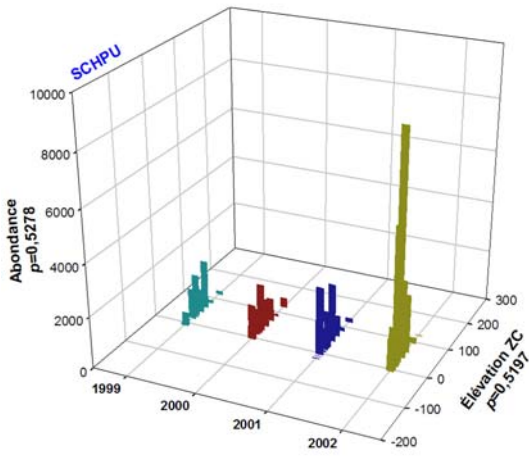
8.1 (suite 4)



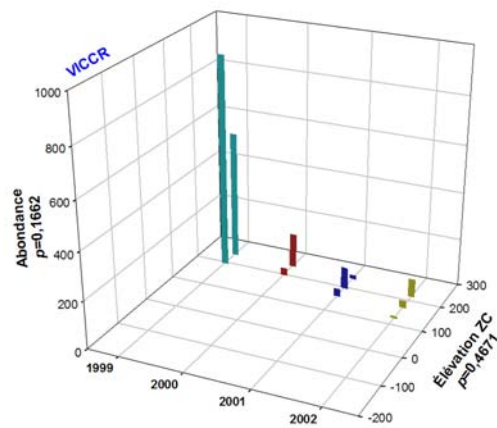
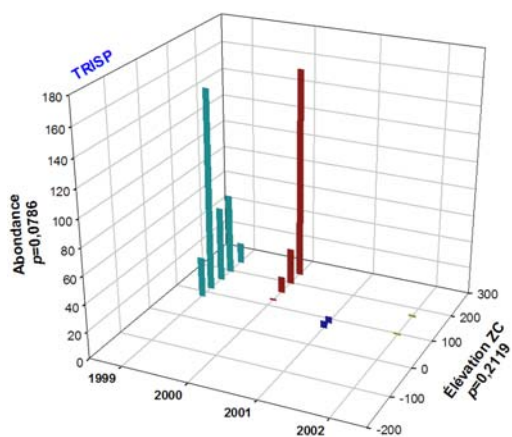
8.1 (suite 5)



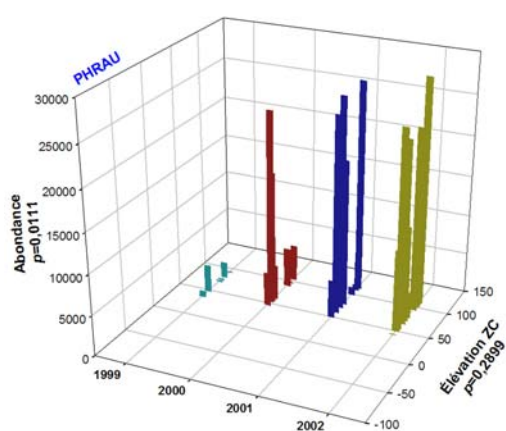
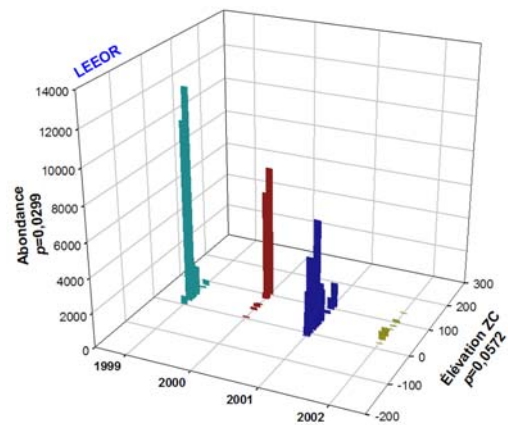
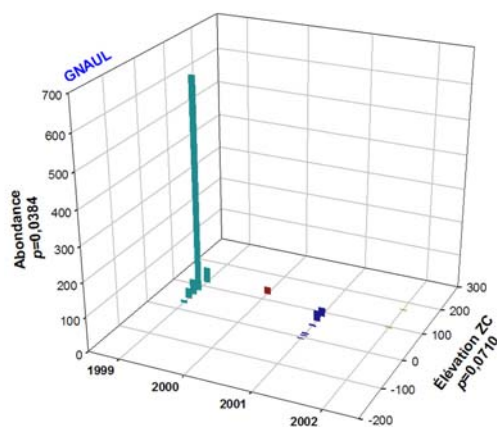
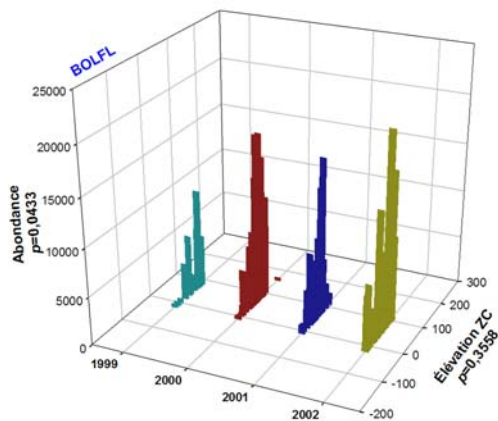
8.1 (suite 6)



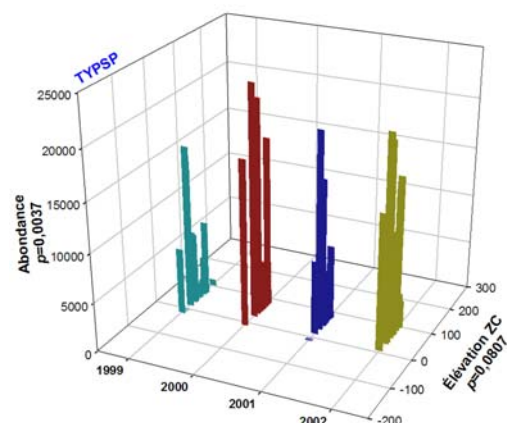
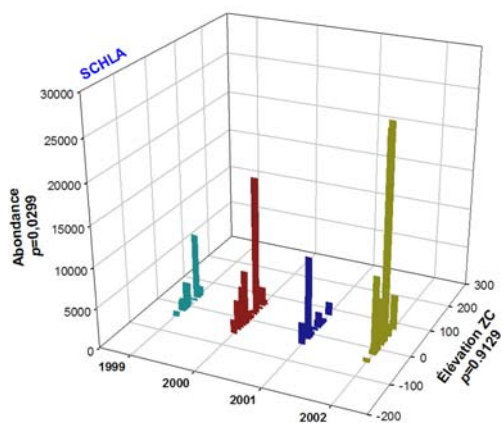
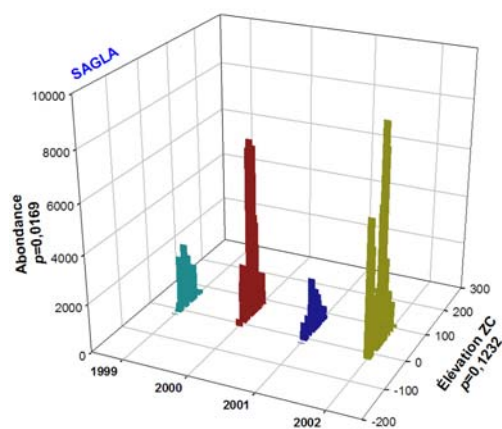
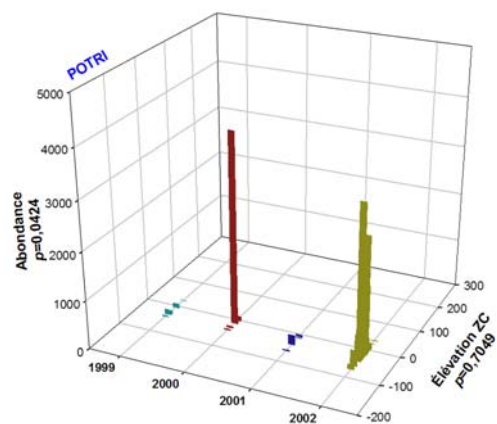
8.1 (suite 7)



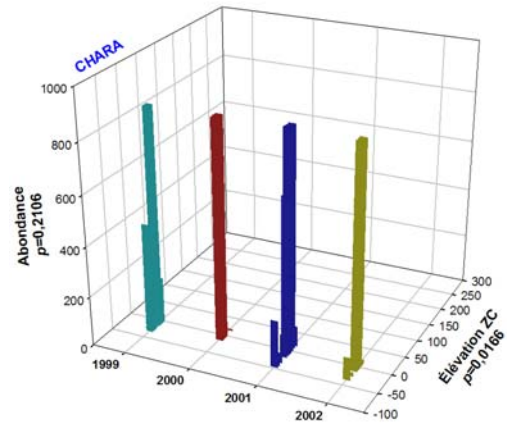
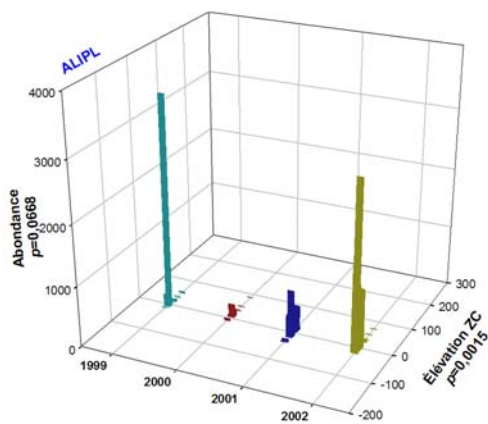
8.2 Patrons de huit espèces avec des variations significatives interannuelles d'abondance seulement*

* La valeur p du test de Kruskal-Wallis est indiquée sur les axes.

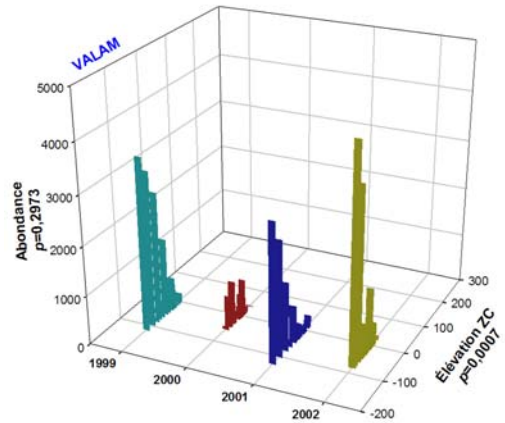
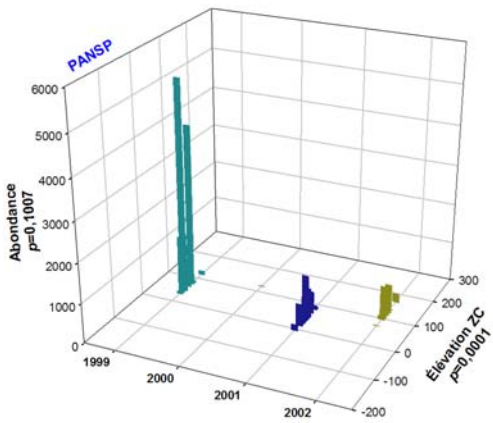
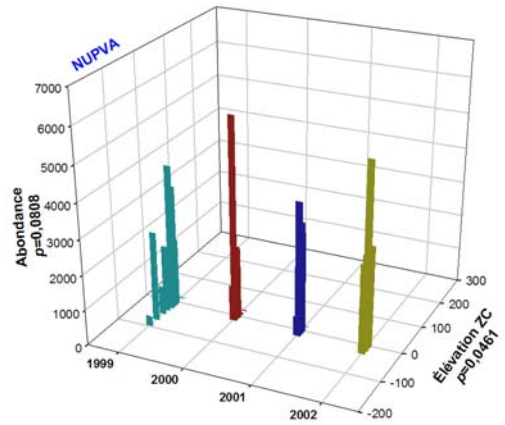
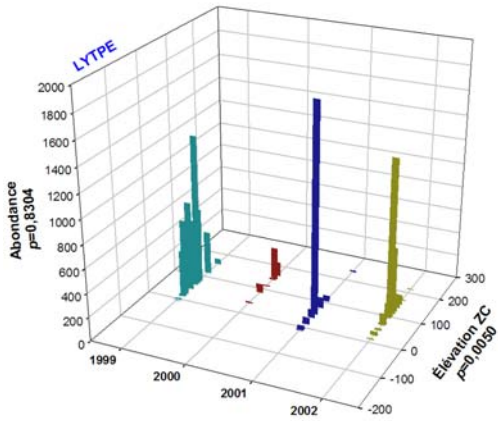
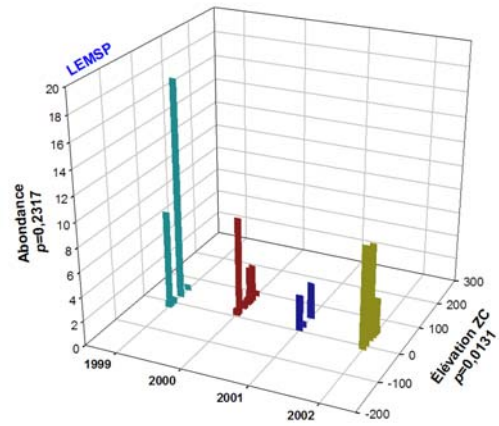
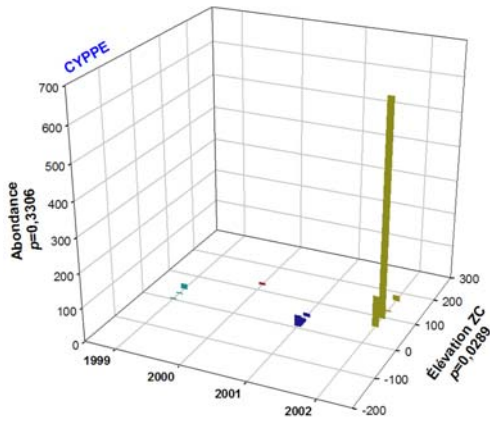
8.2 (suite 1)



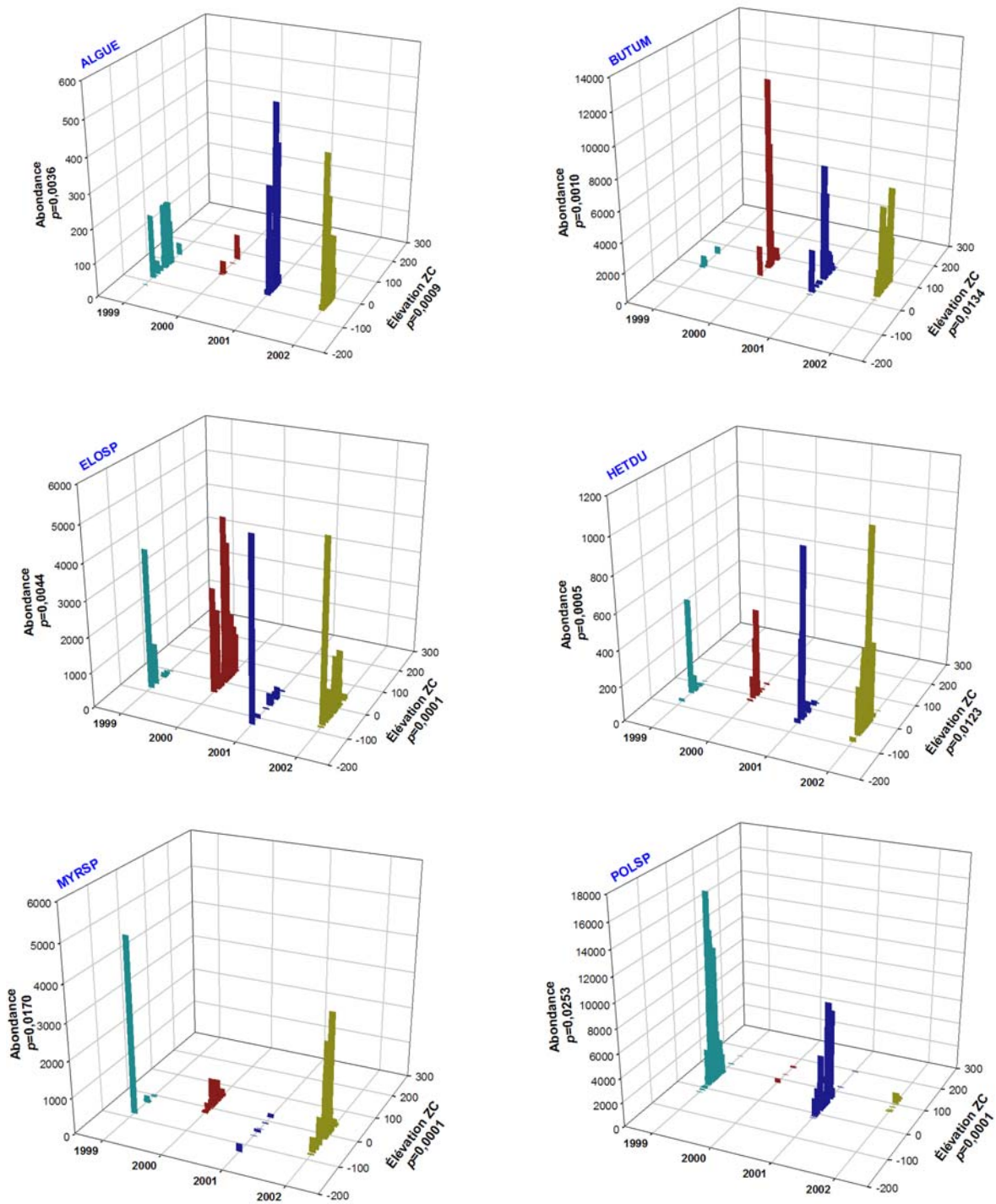
8.3 Patrons de huit espèces avec des variations significatives interannuelles d'élévation seulement*

* La valeur p du test de Kruskal-Wallis est indiquée sur les axes.

8.3 (suite 1)

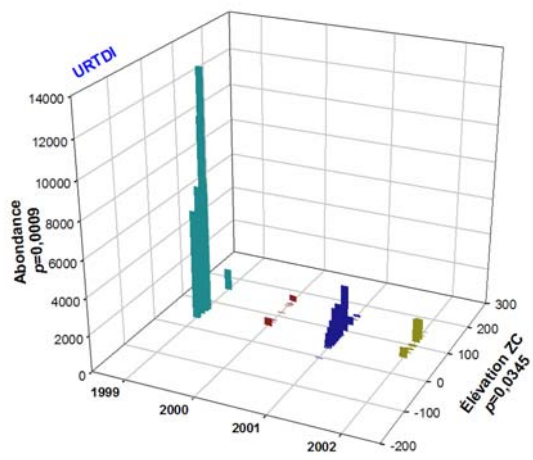


8.4 Patrons de sept espèces avec des variations significatives interannuelles d'abondance et d'élévation*



* La valeur p du test de Kruskal-Wallis est indiquée sur les axes.

8.4 (suite 1)



9 Comparaison des groupes et associations d'espèces végétales recensées sur les rives du Saint-Laurent avant la régularisation par Dansereau (1959)* et Cléonique-Joseph (1936)** et les groupes identifiés dans les conditions actuelles (1999-2002)

Principaux groupes	Espèces dominantes et sous-dominantes	Avant la régularisation (Dansereau, 1959)	Conditions actuelles (présente étude)
Marécages arborés	<i>Acer</i> spp. (<i>A. rubrum</i> , <i>A. saccharinum</i>), <i>Onoclea sensibilis</i> <i>Impatiens capensis</i>	Plusieurs associations de ces deux espèces d'érables sont décrites par Dansereau. Une forêt qui se trouve dans la plaine inondable ou là où la nappe phréatique reste haute jusqu'à l'été. Préfère les sols humides et compacts, offrant peu de capacité respiratoire aux racines. Peut supporter à la fois une inondation au printemps et/ou un assèchement considérable en fin d'été.	Non échantillonné dans notre étude. On peut obtenir des informations sur ce groupe auprès de Martin Jean (Centre Saint-Laurent, Environnement Canada).
	<i>Populus deltoides</i> , <i>Salix</i> spp., <i>Alnus rugosa</i> , <i>Lycopus uniflorus</i> , <i>Heracleum maximum</i> , <i>Thalictrum polygamum</i> , <i>Onoclea sensibilis</i> , <i>Apios tuberosa</i>	Il s'agit de l'écran typique isolant les levées des rivages laurentiens. Il constitue principalement une ceinture étroite plutôt qu'une forêt étendue. La crue printanière dépasse généralement la levée, ne serait-ce que pour une courte période. Sa surface sableuse ou graveleuse, cependant, s'assèche considérablement en été. Les autres espèces accompagnant ce peuplement varient selon la nature des sédiments.	Voir groupe ci-dessus.
Marécages arbustifs	<i>Alnus</i> spp., <i>Lonicera villosa</i> , <i>Onoclea sensibilis</i> , <i>Lycopus uniflorus</i>	Une association de rivage plus ou moins eutrophisé, en conditions assez variables, mais toujours en présence d'une inondation printanière prolongée, sur des sols organiques.	Voir groupe ci-dessus.
	<i>Salix interior</i> , <i>Calamagrostis canadensis</i> , <i>Onoclea sensibilis</i> , <i>Lycopus uniflorus</i>	Les rives sablonneuses des rivières ont pratiquement toujours une bande plus ou moins bien développée de petits saules. Ceci dépend de la grandeur du gradient vertical où sont combinées les conditions adéquates de durée d'inondation et de texture du sol. Les arbustes, de six à huit pieds de haut, ont un feuillage peu dense qui permet une meilleure expansion des espèces sous-jacentes que dans le cas, par exemple, des associations dominées par <i>Alnus rugosa</i> .	Voir groupe ci-dessus.
Prairies humides	<i>Desmodium canadense</i> , <i>Xanthium</i> spp., <i>Strophostyles helvola</i> , <i>Andropogon gerardi</i> , <i>Sporobolus heterolepis</i> , <i>Apocynum cannabinum</i> , <i>Asclepias incarnata</i>	Une zone de plages graveleuses mal définies, présente immédiatement sous la bande de saules et de peupliers. Cette zone est plutôt hétérogène parce qu'elle est périodiquement détruite par les tempêtes ou les crues trop prolongées.	Voir groupe ci-dessus.

9 (suite 1)

Principaux groupes	Espèces dominantes et sous-dominantes	Avant la régularisation (Dansereau, 1959)	Conditions actuelles (présente étude)
Prairies humides (suite)	<i>Calamagrostis canadensis</i>	Cette association monospécifique occupe une bande plus ou moins large entre les peuplements des rives argileuses érodées (<i>Butomus umbellatus</i>) ou ceux des plages sablonneuses (<i>Xanthium</i> spp.) et la ceinture d'arbustes (<i>Alnus rugosa</i>) ou d'arbres (<i>Populus</i> spp.) de la plaine inondable. Son extension géographique N.-S. est considérable. Ce groupe est submergé au printemps et de nouveau en automne et, en raison de sa tolérance, occupe de très vastes superficies, particulièrement dans les terres deltaïques, par exemple à l'embouchure des rivières Saint-François et Richelieu. Étrangement, cette association s'observe aussi sur le bord des routes et dans les gravières, dans les lieux vierges non encore colonisés par les plantes rudérales véritables. La rivière des Prairies et la ville de La Prairie tirent probablement leur nom de cette association. Avec <i>Spartina pectinata</i> (sur les terres plus humides, avec une inondation plus prolongée ou une saturation plus permanente du sol), ce groupe forme une prairie humide qui s'étend jusqu'aux dépressions des Prairies du Midwest américain	L'association dominée par <i>Calamagrostis canadensis</i> n'a pas été observée entre 1999 et 2002; cette espèce n'était présente que dans 16 des 630 quadrats échantillonnés. Lorsqu'elle était présente, elle était associée à <i>Galium</i> sp., à <i>Vicia cracca</i> et à diverses Graminées. Il semble que les associations dominées par <i>Phalaris arundinacea</i> (143 observations sur 630) et <i>Lythrum salicaria</i> (173 observations) aient largement remplacé les associations dominées par <i>C. canadensis</i> et <i>Spartina pectinata</i> (groupe ci-dessous) dans les prairies humides du fleuve. Ceci confirme en outre la tendance générale à l'assèchement des milieux humides du Saint-Laurent au cours des années 1999-2002.
	<i>Calamagrostis canadensis</i> , <i>Lythrum salicaria</i> , <i>Spartina pectinata</i>		
	<i>Spartina pectinata</i> , <i>Sium suave</i> , <i>Eupatorium perfoliatum</i> , <i>Cicuta victorinii</i>	Cette haute prairie de Graminées grossières, parsemées d'autres herbacées, borde l'ensemble du Saint-Laurent, de l'amont à l'aval et peut aussi être occasionnellement trouvée à la marge des lacs et rivières à l'intérieur des terres. Toutefois, la pente doit être douce pour que ce groupe se développe pleinement. Ainsi, sur les rives des lacs du Saint-Laurent (Saint-François, Saint-Louis, Saint-Pierre), il s'étend considérablement et occupe la bande entre <i>Scirpus</i> spp. ou <i>S. americanus</i> et <i>Calamagrostis canadensis</i> ou <i>Salix</i> spp.	L'association dominée par <i>Spartina pectinata</i> n'a pas été observée entre Cornwall et le lac Saint-Pierre; cette espèce n'était présente que dans 56 des 630 quadrats échantillonnés. Lorsqu'elle était présente, elle était en faible abondance et associée à <i>Phalaris arundinacea</i> et à <i>Lythrum salicaria</i> (voir groupe ci-dessus).
	<i>Lythrum salicaria</i> , <i>Spartina pectinata</i> , <i>Sium suave</i>	La salicaire est un envahisseur européen de la vallée du Saint-Laurent. Il est présent localement en colonies assez étendues sur les rives du lac Saint-Pierre, particulièrement à Baie-du-Febvre. Sa position particulière dans la zonation semble s'être établie aux dépens de <i>Spartina pectinata</i> et <i>Calamagrostis canadensis</i> . En fait, elle forme une ceinture apparemment autonome à ce niveau, ce qui constitue un exemple de coïncement (« <i>cornering</i> »).	La salicaire semble avoir étendu sa distribution aux dépens de plusieurs espèces indigènes. L'espèce germe rapidement sur toutes les terres exondées et des individus de petite taille (< 20 cm) prolifèrent aux faibles élévations au cours des années de bas niveaux d'eau (1999 et 2001). Les individus de taille supérieure à 20 cm survivent à un accroissement subséquent du niveau, mais ne fleurissent qu'en faible profondeur (< 5 cm).
<i>Acalypha rhomboidea</i> , <i>Plantago major</i> , <i>Cyperus</i> spp., <i>Ambrosia artemisiifolia</i> , <i>Oxalis stricta</i> , <i>Trifolium</i> spp. et <i>Carex</i> spp., <i>Potentilla</i> spp., <i>Mentha canadensis</i>	Cette association n'a pas été rapportée par Dansereau.	Ces deux groupes comprennent plusieurs plantes rudérales caractéristiques des pâturages et des terrains vagues, témoignant de l'utilisation de nombreuses îles de l'archipel d'Hochelaga pour le pacage estival de moutons et de vaches. Ces plantes résistantes au broutage et aux variations des niveaux d'eau sont concentrées sur le haut des talus, révélant leur préférence pour les conditions plutôt sèches.	

9 (suite 2)

Principaux groupes	Espèces dominantes et sous-dominantes	Avant la régularisation (Dansereau, 1959)	Conditions actuelles (présente étude)
Prairies humides (suite)	<i>Phragmites australis</i>	Tout comme dans le cas des associations monospécifiques à <i>Typha</i> spp. et à <i>Nuphar</i> spp., l'espèce seule prédomine dans ce groupe. Le phragmite est présent à la charnière des écosystèmes aquatiques et palustres et forme un écran généralement étroit de Graminées plumeuses de très grande taille. Cependant, ce groupe atteint ici une de ses limites et n'est ni fréquent, ni bien développé.	La seule population de <i>Phragmites australis</i> répertoriée dans notre étude était située dans le chenal du Courant des Grandes battures Tailhandier (îles de Boucherville). Sur ce site, comme aux autres où sa présence a été rapportée (Contrecoeur, île des Sœurs, Beauharnois), son introduction semble coïncider avec le remblayage, l'empiètement, l'assèchement et autres modifications humaines des rives. Après son introduction, et peu important les niveaux subséquents, <i>Phragmites australis</i> prolifère, exclut toutes les autres espèces et forme des peuplements monospécifiques monopolisant tout l'espace et la lumière disponible. Malgré sa présence dans les fossés des autoroutes 20 et 40 entre Montréal et Québec, cette espèce semble toujours absente du lac Saint-Pierre, quoique des colonies isolées soient présentes dans l'archipel.
Vasières dénudées	<i>Eragrostis hypnoides</i> , <i>Lindernia dubia</i> , <i>Populus deltoides</i> , <i>Gnaphalium uliginosum</i> <i>Polygonum lapathifolium</i> , <i>P. pensylvanicum</i>	Cette association n'a pas été rapportée par Dansereau. Une ceinture riparienne quelque peu éphémère sur les plages sablonneuses. Lorsque des espèces pérennes sont présentes, beaucoup de propagation végétative se produit et le peuplement est bien consolidé. La compétition annuelle entre <i>Bidens</i> et les <i>Polygonum</i> résulte en une alternance entre les deux associations.	Ce groupe d'espèces ne comporte que des individus de très petite taille (< 5 cm) colonisant typiquement les rivages sablonneux et dénudés de la rive nord du Saint-Laurent (des îles d'Hochelaga à Pointe-du-Lac) d'où l'exondation extrême (1999 et 2001) a éliminé les plantes submergées. Les espèces colonisant les milieux exondés lors des bas niveaux (<i>Polygonum lapathifolium</i> , <i>P. pensylvanicum</i> , <i>Bidens</i> spp., <i>Echinochloa</i> spp.) ont été observées dans les conditions décrites par Dansereau, avec la présence additionnelle d' <i>Urtica dioica</i> et <i>Impatiens capensis</i> . Croissant dans les sédiments alluviaux très fertiles du Saint-Laurent, ces deux dernières espèces de plantes peuvent atteindre des tailles considérables (> 2 m). Des espèces mentionnées, seule <i>Xanthium</i> spp. a été rarement observée (4 quadrats sur 630).
	<i>Xanthium</i> spp., <i>Bidens frondosa</i> , <i>Polygonum pensylvanicum</i>	Cette association, restreinte aux plages sablonneuses des basses-terres Champlain–Saint-Laurent, est très instable puisqu'elle est composée principalement d'espèces annuelles. En fait, les crues printanières régulières déracinent la plupart des plantes établies au cours de la saison précédente, ou la sédimentation de leurs matières en suspension les enterre pratiquement toutes. La récession de la crue dépose une rangée de diaspores à chaque pulsation, de telle sorte que les bandes concentriques de végétation produisent différents développements de cette même communauté.	Voir groupe ci-dessus.
	<i>Bidens</i> spp. (<i>frondosa</i>)	Une communauté éphémère de fin d'été sur les vasières récemment émergées. La germination tardive et abondante sur ces terres exemptes de compétiteurs et la préférence pour des journées courtes associées à une fructification automnale assurent la permanence de cette association.	Voir groupe ci-dessus.
	<i>Cyperus</i> spp., <i>Leersia oryzoides</i> , <i>Panicum</i> spp., <i>Lythrum salicaria</i> (< 20 m)	Cette association n'a pas été rapportée par Dansereau.	Ce groupe d'espèces est présent sur les rivages exondés depuis le début de la saison de croissance, ce qui a permis la germination de petits individus de <i>Lythrum salicaria</i> et de Graminées.

9 (suite 3)

Principaux groupes	Espèces dominantes et sous-dominantes	Avant la régularisation (Dansereau, 1959)	Conditions actuelles (présente étude)
Marais peu profonds	<i>Acorus calamus</i> , <i>Lycopus</i> spp. <i>Juncus effusus</i>	Au bord des rivières, au-dessus de <i>Scirpus americanus</i>	Bien que chacune de ces espèces ait été observée occasionnellement, elles ne formaient pas une association particulière : <i>Acorus calamus</i> (12 quadrats), <i>Lycopus americanus</i> (31 quadrats), <i>L. uniflorus</i> (8 quadrats). Huit espèces de <i>Juncus</i> ont été observées à de très faibles fréquences (de 1 à 7 quadrats), mais pas de <i>J. effusus</i> .
	<i>Typha latifolia</i> , <i>T. angustifolia</i> , <i>Polygonum lapathifolium</i> , <i>Lycopus uniflorus</i>	Les marais à quenouilles, ici comme dans plusieurs parties du monde (y compris certaines régions tropicales), jouent un rôle plutôt important dans le paysage : leur étendue et leur capacité de formation des sols sont considérables. Dans les gains constants des marais sur les lacs et des hautes terres sur les marais, cette association est importante. Un cas extrême de cette capacité de formation des sols est visible lorsqu'une « île » de quenouilles migre sur toute la largeur d'un lac et se dépose sur la rive sous le vent. Mais est-ce une association dans le pur sens du terme? Les espèces associées ne montrent aucune constance. La seule constance de l'association est donc la dominance par les quenouilles seules. On ne peut cependant nier la réalité des peuplements de quenouilles, ancrées dans une boue organique riche, avec une croissance importante de nouveau feuillage chaque année, une dispersion intense de graines en automne et en hiver (quelle graine ne germe pas bien?) et, quelquefois, un nombre considérable d'autres espèces palustres associées.	Dans les marais peu profonds entre Montréal et Pointe-du-Lac (lac Saint-Pierre), <i>Butomus umbellatus</i> (90 quadrats), <i>Typha</i> spp. (96 quadrats), <i>Bolboschoenus</i> (= <i>Scirpus</i>) <i>fluviatilis</i> (212 quadrats), <i>Sparganium eurycarpum</i> (91 quadrats) et <i>Sagittaria</i> spp. (206 quadrats) sont les taxa les plus fréquemment observés et ils occupent des strates d'élévations similaires. Selon les sites, la dominance et l'importance relative des différentes espèces varient en fonction de la profondeur, du degré d'exposition aux vents et aux vagues ainsi que de l'enrichissement organique des sédiments.
	<i>Sparganium eurycarpum</i>	Cette espèce tolère passablement d'émersion pourvu que la vase dans laquelle elle s'enracine reste saturée d'eau. Il s'agit probablement plus d'une espèce de marais qu'une plante aquatique véritable. Elle forme communément de grandes taches dans les dépressions des prairies humides, dans les petits étangs trop humides pour <i>Juncus effusus</i> et borde aussi la marge des berges argileuses des rivières.	Voir groupe ci-dessus.
Marais mixtes	<i>Butomus umbellatus</i> , <i>Eleocharis acicularis</i>	Le Butome à ombelle a envahi le Saint-Laurent depuis 50 ans et a déplacé plusieurs plantes indigènes, progressant des Grands Lacs aux Maritimes. Il forme une prairie humide qui est plus ou moins limitée à sa marge supérieure par la limite des eaux d'étiage d'été.	Voir groupe ci-dessus.
	<i>Equisetum</i> spp.	Une association très éphémère qui se propage végétativement et forme un tapis serré (<i>E. arvense</i>).	Cette association dominée par les Équisétales n'a pas été observée et semble avoir disparu, quoique des individus de <i>Equisetum arvense</i> (5 quadrats), <i>E. litorale</i> (5 quadrats) et <i>E. palustre</i> (1 quadrat) aient été occasionnellement identifiés en faible abondance.
	<i>Scirpus americanus</i> (= <i>Schoenoplectus pungens</i>) <i>Sagittaria cuneata</i> , <i>Scirpus americanus</i>	Une bande continue et parfois très large de cette plante est communément trouvée dans les eaux du Saint-Laurent, plus particulièrement dans la zone estuarienne. Elle mesure deux à trois pieds de haut et ses minces tiges triangulaires sont bien espacées. Au cap Tourmente, elle joue un rôle important comme nourriture principale des Oies des neiges en migration. Dans le Saint-Laurent moyen, elle peut être moins visible, quoiqu'elle forme aussi une bande entre <i>Scirpus</i> spp. et <i>Sagittaria</i> spp.	Le Scirpe américain forme une bande distincte, pratiquement monospécifique, sur les rivages du lac Saint-Pierre exposés aux vents dominants du N.-E. (en automne et en hiver) et du S.-O. (en été), situés respectivement près de l'embouchure de la rivière Saint-François et à Pointe-du-Lac. Il est occasionnellement accompagné de <i>Sagittaria</i> spp., de <i>Sium suave</i> et de <i>Eleocharis</i> spp.

9 (suite 4)

Principaux groupes	Espèces dominantes et sous-dominantes	Avant la régularisation (Dansereau, 1959)	Conditions actuelles (présente étude)
Marais mixtes (suite)	<i>Sagittaria latifolia</i> , <i>Pontederia cordata</i>	Des bandes étroites mais très denses de sagittaires s'observent partout sur les rivages limoneux du Saint-Laurent, particulièrement lorsqu'une certaine quantité de sol organique s'est accumulée et où les variations de niveau sont appréciables.	Nos observations coïncident avec celles de Dansereau. Les sagittaires et les pontédéries forment souvent une bande étroite à la marge externe des herbiers émergents dont le pourcentage de recouvrement est supérieur à 50 %. Au cours de l'hiver 1998, les conditions de très bas niveaux ont permis l'exondation et le gel des racines de ces plantes, amenant une réduction de leur abondance les années subséquentes.
	<i>Sagittaria rigida</i> , <i>Eleocharis acicularis</i> <i>Sagittaria latifolia</i> , <i>Eleocharis acicularis</i> , <i>E. palustris</i> , <i>Alisma plantago-aquatica</i> , <i>Sium suave</i> <i>Eleocharis acicularis</i>	Cette communauté franchement aquatique est généralement très près du rivage quoique toujours sous l'eau. Au plus, elle peut supporter de brèves émergences en automne. Elle croît sur des sédiments assez fins.	Les bas niveaux de 2001 ont permis l'exondation complète des zones riveraines colonisées par ces espèces et le développement important d'algues filamenteuses dans les zones peu profondes (< 10 cm).
	<i>Scirpus validus</i> + <i>S. acutus</i> (= <i>Schoenoplectus lacustris</i>), <i>Eleocharis palustris</i> var. <i>major</i> , <i>Eleocharis acicularis</i> <i>Scirpus acutus</i> (= <i>Schoenoplectus lacustris</i>), <i>Scirpus fluviatilis</i> (= <i>Bolboschoenus fluviatilis</i>), <i>Nuphar variegatus</i> , <i>Potamogeton perfoliatus</i> , <i>Elodea canadensis</i> , <i>Callitriche palustris</i> <i>Zizania aquatica</i>	Des tapis de cette plante recouvrent communément le bord des lacs où le niveau d'eau fluctue de façon à les garder submergées pour la plupart de la saison. Ce n'est qu'en fin d'été, quand la plante est émergée, qu'elle peut fleurir et fructifier. Les scirpes de grande taille sont une caractéristique habituelle de la zonation des rivières et même des lacs. Habituellement, une des trois espèces domine clairement, quoique l'une ou les deux autres puissent être présentes (dans les eaux les moins profondes, <i>Equisetum fluviatile</i> aussi). Les rives des baies du Saint-Laurent sont particulièrement favorables, avec leur fond sablonneux, quelquefois recouvert d'une couche plutôt mince de limon récemment déposé. De petites plantes en rosette forment parfois une strate sous-jacente dense et continue. Ces peuplements peuvent occasionnellement être émergés en automne, en conditions de très basses eaux.	Voir groupe ci-dessus. Les marais dominés par les grands scirpes sont généralement ouverts, ce qui permet le développement de plantes submergées et flottantes dans les vastes zones libres situées entre les touffes clairsemées de plantes émergentes. Au lac Saint-Pierre, les plantes émergentes éparses caractéristiques des marais ouverts ont progressivement occupé les zones situées de part et d'autre du chenal de navigation, possiblement en réponse à la réduction de la profondeur occasionnée par les bas niveaux estivaux.
		Dans les rivières, les zones de faible courant où le limon est plutôt fin permettent le développement d'une bande de Riz sauvage, au delà de la bande de <i>Scirpus</i> spp. et à la place de <i>Vallisneria americana</i> . Les Graminées montent un à deux pieds au-dessus de la surface des eaux et jusqu'à une hauteur totale de six ou sept pieds. À plusieurs endroits, la formation est assez dense. Les Indiens avaient l'habitude de naviguer au travers des champs de riz et d'agiter les inflorescences au-dessus de leur canot pour en ramasser les graines.	L'association dominée par <i>Zizania aquatica</i> semble avoir disparu des rivages du Saint-Laurent, puisque l'espèce n'a été observée qu'à 10 reprises, toujours en faible abondance et assez haut sur le rivage, dans des sites exposés au vent tels que Pointe-du-Lac (lac Saint-Pierre). Cette espèce semble avoir été remplacée par <i>Schoenoplectus lacustris</i> , cette plante émergente occupant maintenant la partie la plus profonde (1-2 m) du rivage du lac Saint-Pierre.

9 (suite 5)

Principaux groupes	Espèces dominantes et sous-dominantes	Avant la régularisation (Dansereau, 1959)	Conditions actuelles (présente étude)
Marais ouverts	<i>Nuphar variegata</i> , <i>Ceratophyllum demersum</i> , <i>Potamogeton</i> spp. <u><i>Nuphar variegatus</i></u> , <u><i>Nymphaea tuberosa</i></u> , <u><i>Potamogeton natans</i></u> , <u><i>P. spirillus</i></u>	Le Grand nénuphar jaune est communément présent seul (occasionnellement avec d'autres espèces), enraciné parfois jusqu'à des profondeurs considérables sous la surface dans une boue organique très inconsistante.	Ces associations de plantes flottantes sont toujours présentes dans le Saint-Laurent et l'Outaouais. Les rhizomes bien développés de ces plantes leur permettent de survivre à l'exondation complète pendant une saison de croissance, les feuilles reposant directement sur la vase humide
	<i>Nymphaea odorata</i>	Les Nymphées odorantes semblent préférer un milieu plutôt aéré, puisqu'elles croissent dans les eaux à faibles courants ou de niveaux fluctuants plutôt que dans les conditions stagnantes qui semblent plus favorables aux Grands nénuphars jaunes.	Voir groupe ci-dessus.
Herbier submergé	<i>Chara</i> spp. <u><i>Chara fragilis</i></u> , <u><i>Isoetes braunii</i></u> , <u><i>Najas flexilis</i></u>	Quelquefois en eau très peu profonde (deux à quatre pieds).	<i>Chara</i> spp. a été couramment (70 quadrats) observé en eau peu profonde (< 1 m), particulièrement au lac Saint-François ainsi qu'à Boucherville, en conditions de niveaux bas (1999 et 2001). Les algues filamenteuses sont aussi un élément fréquent (82 quadrats) des milieux très peu profonds, tandis que <i>Najas flexilis</i> n'a été observée que deux fois en quatre ans et <i>Isoetes braunii</i> , jamais. L'eutrophisation pourrait expliquer la quasi disparition de <i>Najas</i> et <i>Isoetes</i> , qui sont caractéristiques des cours d'eau peu productifs des Laurentides, ainsi que la prolifération des algues filamenteuses.
	<i>Vallisneria americana</i> , <i>Potamogeton richardsonii</i> , <i>Najas flexilis</i> , <i>Eleocharis acicularis</i>	Les eaux peu profondes sont colonisées par <i>Vallisneria americana</i> , plus ou moins mélangée avec plusieurs espèces de potamots (particulièrement <i>P. richardsonii</i>). Dans les eaux eutrophes entourées par les hauts fonds du Saint-Laurent, cette association joue un rôle prédominant	Ces associations de plantes submergées sont toujours présentes dans le Saint-Laurent et l'Outaouais, à l'exception de <i>Najas flexilis</i> (voir groupe ci-dessus). Dix espèces de potamots ont été dénombrées au cours des quatre années, le plus souvent en de rares occasions (1-10 quadrats) selon les taxa. Cependant, la haute fréquence d'observation de <i>Potamogeton crispus</i> et de <i>P. pectinatus</i> (= <i>Stuckenia pectinata</i>) en eaux plus profondes est indicatrice d'eaux plus minéralisées et enrichies par les éléments nutritifs.
	<i>Myriophyllum</i> spp. <u><i>Myriophyllum exalbescens</i></u> , <u><i>Potamogeton perfoliatus</i></u> , <u><i>Vallisneria americana</i></u> , <u><i>Elodea canadensis</i></u> , <u><i>Heteranthera dubia</i></u>	Dans les eaux stagnantes, le myriophylle (<i>M. verticillatum</i> , <i>M. exalbescens</i>) forme occasionnellement par lui-même un amas dense. Cependant, il forme plus souvent une couche sous-jacente aux autres strates, par exemple avec des plantes à feuilles flottantes ou des scirpes (<i>rush</i>) de grande taille.	Le myriophylle et l'Élodée du Canada forment à l'occasion des peuplements très denses dans les milieux relativement abrités, monopolisant toute la colonne d'eau jusqu'à 2 m de profondeur. Ces espèces sont accompagnées de la Vallisnérie américaine et de l'Hétéranthère litigieuse, qui sont plus importantes dans les milieux exposés aux vagues et aux courants. L'exondation élimine les plantes submergées et réduit considérablement la biomasse des milieux littoraux pour un ou deux étés subséquents.

* Dansereau (1959) : noms d'espèces en italique et commentaires sur les associations végétales de l'ensemble de la vallée du Saint-Laurent.

** Cléonique-Joseph (1936) : noms d'espèces soulignés en italique qui se rapportent aux associations végétales du lac Saint-Pierre.

10 Interactions de l'effet des glaces, des embâcles, des fluctuations de niveaux, de l'érosion et de la végétation

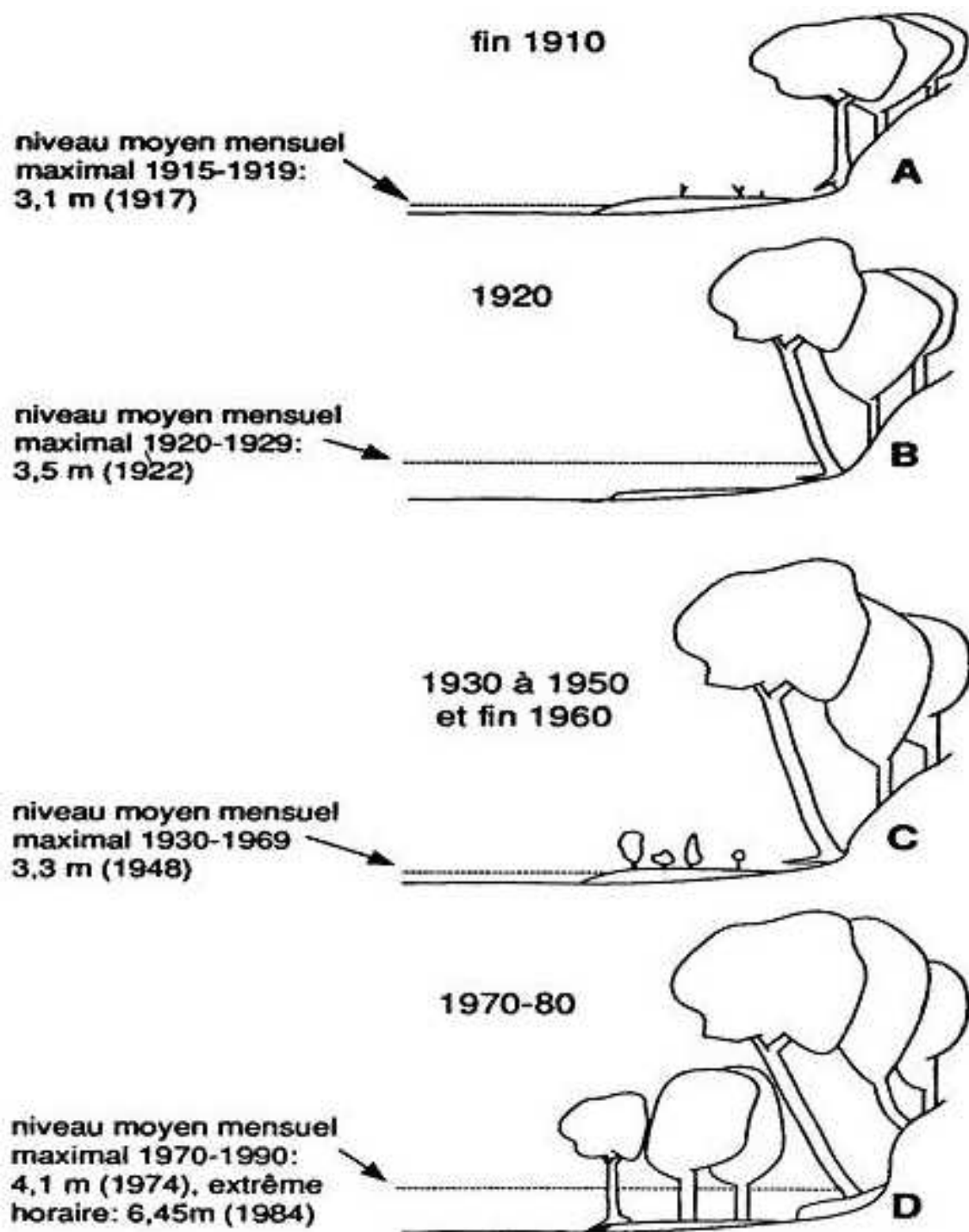
En 1934, près de 30 ans avant le contrôle de la glace, des embâcles et la gestion des niveaux d'eau, le Frère Marie-Victorin décrivait l'importance des événements hydrologiques et l'importance de la glace pour expliquer l'hétérogénéité et la dispersion de la végétation riveraine dans la section alluviale du Saint-Laurent (Montréal–lac Saint-Pierre) :

« Le niveau de l'eau subit de fortes variations saisonnières. Très élevé au printemps après le départ des glaces, il baisse régulièrement pendant l'été, découvrant graduellement les rivages pour s'élever de nouveau, et brusquement, à la fin de l'automne. Durant l'hiver, toute cette section est couverte d'une épaisse couche de glace, avec des amoncellements parfois énormes dans les endroits resserrés. Les mouvements de la glace, au moment de la consolidation à l'entrée de l'hiver, et surtout au moment de la débâcle au printemps, exercent des actions mécaniques puissantes qui sont, pour la flore riparienne, une cause importante d'élimination et de dispersion. Soumis à des pressions latérales formidables, les blocs de glace labourent les battures et les îles argileuses, détruisent la végétation superficielle, découvrent et dispersent rhizomes et tubercules. D'un autre côté, la glace, au moment de sa formation à l'automne, a enrobé dans sa masse la végétation riparienne d'arrière-saison avec ses fruits, graines, bourgeons, bulbilles, stolons tubérifiés, etc. Au moment de la débâcle, ces blocs, véritables poudingues organiques à matrice temporaire, s'en vont au fil de l'eau, disséminant, au fur et à mesure de la fusion, une multitude de débris végétaux capables de s'implanter sur les rivages de l'aval. »

Des arguments similaires ont été invoqués par Dansereau (1945) pour les milieux humides du lac Saint-Louis, amenant des considérations sur le mélange génétique des populations :

« Le milieu aquatique du lac Saint-Louis est soumis, de plus, à la puissante action mécanique des glaces. Elle se fait sentir d'une façon particulièrement évidente dans les parties les moins profondes où la glace atteint le plancher du lac, étant donné l'absence de circulation de l'eau (Hesse 1927, p. 328; Préfontaine 1941, pp. 58-59). La débâcle entraîne alors un énorme transport de plantes [...] sur des distances variables dans tout le cours moyen du Saint-Laurent (Marie-Victorin 1934, Rouleau 1945). Ce transport – que l'on peut considérer comme une véritable transplantation – s'oppose sans doute à la constitution de populations génétiquement très homogènes de chaque espèce, puisqu'une partie, peut-être assez importante, d'une formation locale reçoit un apport annuel plus ou moins considérable d'individus d'une autre localité. »

Les effets complexes sur la végétation riveraine du cycle saisonnier de crue, de l'abrasion des glaces et des variations cycliques de niveau d'eau au XX^e siècle ont été documentées jusque dans l'estuaire fluvial, en amont de Québec (Bégin, 1990; Desrosiers et Bégin, 1992) (voir figure suivante).



Représentation schématique des phases de l'évolution récente des rives, en fonction des effets cumulatifs et des interactions entre le niveau, les embâcles dus à la glace et l'érosion

Deux périodes de hauts niveaux de l'eau (décennies 1920 et 1970) coïncident avec une régression des franges forestières en raison d'une érosion accrue. Pendant les deux périodes de bas niveaux (décennies 1910 et de 1930 à 1950) intercalaires, la forêt s'est rapprochée du fleuve en colonisant les sédiments de la plage. De 1970 à 1990, l'amplitude et la fréquence des débordements ont considérablement augmenté, en relation avec les épisodes de fonte hivernale des tributaires (non régularisés) ainsi qu'avec le mode de gestion des débits des ouvrages de rétention des Grands Lacs. Ces cycles correspondent en outre aux fluctuations climatiques naturelles rapportées pour l'ensemble du système Saint-Laurent–Grands Lacs (Moulton et Cuthbert, 1987).

11 Caractéristiques des sédiments à chaque site échantillonné en 2000 et 2001

Site	n	Granulométriques*							Chimiques			
		Composition (%)			Diamètre des particules (µm)				Mat. vol. (%)	N _{org} (mg/kg)	P _{tot} (mg/kg)	pH
		Sable	Limon	Argile	Moyenne	Variance	Écart-type	Médiane				
2000												
Lac Saint-François												
Pointe Dupuis	12	55,8 (13,5)	40,4 (13,3)	3,8 (2,1)	116,6 (41,3)	15 786,5 (11 213,1)	115,6 (51,4)	78,2 (29,8)	21,2 (34,9)	4 405,8 (7 592)	674,2 (344,3)	6,7 (0,8)
Lac des Deux Montagnes												
Île Hay	16	50,4 (12,2)	40,8 (10,4)	8,8 (2,1)	75,5 (17,9)	3 788,9 (1 538)	60,4 (12,3)	65,1 (19,7)	1,3 (0,5)	424,4 (137,5)	1 017,5 (105,2)	4,7 (0,4)
Baie des Indiens	16	33,7 (17,5)	45,2 (14,5)	21,1 (10)	114,6 (61,8)	31 162,7 (17 317,6)	161,3 (73,1)	38 (45,3)	5 (5,7)	1 817,5 (1 851,3)	581,9 (245,6)	5,4 (0,6)
Corridor fluvial												
Boucherville	15	6,9 (7,6)	67,3 (12,9)	25,8 (6,6)	28 (22,7)	5 446,1 (11 455,1)	46,1 (59,7)	11 (2,6)	7,9 (2,6)	2 887,3 (933,3)	931,3 (144)	7,1 (0,1)
Pointe-aux-Trembles	13	11,1 (6,2)	69,7 (5,1)	19,1 (3,3)	27,9 (9,7)	1 443,5 (2 459,6)	32,2 (21)	17 (3,1)	7,4 (2,4)	3 007,7 (909,6)	942,3 (264,8)	7,1 (0,3)
Île aux Cerfeuil	11	28,4 (22,4)	51,5 (14,9)	20,1 (8,7)	125,1 (148,9)	55 830,8 (82 669,7)	171,9 (170)	56,9 (108,9)	3,6 (1,8)	1 366,4 (648,1)	879,1 (198,3)	6,1 (0,5)
Verchères	13	8,9 (10,8)	62,6 (10,5)	28,5 (7,3)	38,3 (50,7)	13 166,5 (32 268,3)	60,5 (101,5)	11,5 (4,5)	7,3 (2,5)	3 128,5 (1 100,8)	900,8 (238,6)	7,1 (0,3)
Lac Saint-Pierre												
Rivière du Loup	13	15 (9,7)	61,3 (7,9)	23,7 (6)	36 (19)	3 482,3 (5 447)	46,9 (37,2)	20 (7,1)	3,4 (2,8)	843,1 (942,4)	1 174,6 (147,3)	5,8 (0,3)
Pointe-du-Lac	13	14,6 (12,1)	70,3 (9,7)	15 (4,9)	38,8 (23,2)	3 652,3 (5 933,3)	45 (41,9)	25,1 (8,8)	1,8 (1,4)	736,2 (585,5)	1 142,3 (216,8)	5,9 (0,6)
2001												
Lac Saint-François												
Pointe Dupuis	12	53,5 (25)	37,8 (17,4)	8,7 (14,3)	117,3 (68,9)	16 165,8 (14 692)	112,5 (61,8)	88,1 (61,9)	13,4 (28,3)	2 060,8 (3 735,3)	608,3 (320)	7 (0,7)
Lac des Deux Montagnes												
Île Hay	17	37,4 (17,1)	48,9 (12,8)	13,7 (9,2)	59,4 (17,5)	5 338,1 (8 769,3)	59,9 (43,1)	45,9 (21,1)	1,3 (0,5)	360,6 (170,2)	1088,8 (103,7)	4,6 (0,6)
Baie des Indiens	14	30,2 (21)	49,7 (16,4)	20,1 (7,7)	93,3 (77,8)	20 773,1 (19 329)	120,5 (82,1)	45,7 (74,4)	6,5 (6,5)	1 790,7 (1 624,7)	802,1 (184,1)	5,8 (0,9)

Site	n	Granulométriques							Chimiques			
		Composition (%)			Diamètre des particules (µm)				Mat. vol. (%)	N _{org} (mg/kg)	P _{tot} (mg/kg)	pH
		Sable	Limon	Argile	Moyenne	Variance	Écart-type	Médiane				
2001 (suite)												
Corridor fluvial												
Boucherville	24	19,1 (19)	58,2 (17,4)	22,7 (11,1)	89,2 (96,7)	37 344,4 (52 506,7)	135,1 (141,2)	28,2 (37)	6 (4,2)	2 184,6 (1 618,8)	852,9 (186,3)	7,3 (0,2)
Pointe-aux-Trembles	15	13,5 (8,2)	70,1 (7,1)	16,4 (4,5)	31,8 (13,2)	1 883,4 (2 714)	37,1 (23,3)	18,6 (4,4)	7,3 (2,4)	2 513,3 (779,1)	1044,7 (143,4)	7,2 (0,2)
Île aux Cerfeuil	19	28,8 (19,1)	54,2 (15,3)	17,1 (7,2)	93,7 (119,2)	28 926,2 (66 089,9)	121,1 (122,7)	46,8 (79,5)	3,3 (1,8)	1 124,2 (718,7)	856,8 (140,1)	6,9 (0,5)
Verchères	14	7,6 (6,1)	66 (8,3)	26,4 (7,6)	22,7 (12,1)	1 891,2 (3 841,1)	32,7 (29,8)	10,8 (3,1)	7,9 (2,3)	3 155 (1 048,5)	1015,7 (150,3)	7,2 (0,2)
Lac Saint-Pierre												
Rivière du Loup	9	13,6 (12,2)	64,3 (10,2)	22,1 (9)	37,3 (34)	4 882,7 (11 209,3)	48,1 (53,7)	20 (11,5)	4,3 (2,4)	1 012,2 (634,6)	1156,7 (171,5)	5,9 (0,5)
Pointe-du-Lac	19	21,7 (14)	61,8 (13,2)	16,5 (9,2)	51,3 (48,5)	7 051,3 (19 302,3)	58,6 (61)	30,3 (18)	2,1 (2,6)	614,7 (727,8)	1291,9 (192,8)	6,2 (0,9)

* Moyennes et écarts-types des fractions granulométriques, des matières volatiles, de l'azote organique, du phosphore total et du pH. Les variables sont décrites aux tableaux 8 et 14.

12 Caractéristiques physico-chimiques des 45 paires de duplicatas analysés

12.1 Pourcentage de sable des duplicatas soumis aux analyses granulométriques

Site	Date	N°	Duplicata 1	Duplicata 2	Moyenne	Écart-type	C.V.*
SP5N	31 juillet 2001	10	20,6	19,2	19,9	0,99	5,0
SP5N	31 juillet 2001	12	5,4	9,4	7,4	2,83	38,2
SP1Ca	10 août 2000	29	5,2	13,0	9,1	5,52	60,6
SP1Ca	10 août 2000	30	15,3	54,8	35,1	27,93	79,7
SP1Ca	10 août 2000	31	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0
IACE	14 août 2000	37	14,2	9,9	12,1	3,04	25,2
BOUC	8 août 2001	41	7,7	2,0	4,9	4,03	83,1
IACE	14 août 2000	45	9,0	23,5	16,3	10,25	63,1
BOUC	8 août 2001	49	43,4	4,9	24,2	27,22	112,7
SP3C	15 août 2000	51	11,5	49,3	30,4	26,73	87,9
SP3C	15 août 2000	53	0,4	50,0	25,2	35,07	139,2
SP3C	15 août 2000	56	28,9	35,2	32,1	4,45	13,9
SP3C	15 août 2000	57	35,8	29,4	32,6	4,53	13,9
SP1Ca	9 août 2001	63	73,5	72,0	72,8	1,06	1,5
PATR	14 août 2001	81	17,5	3,9	10,7	9,62	89,9
PATR	14 août 2001	87	7,5	2,3	4,9	3,68	75,0
SP2Ca	21 août 2000	100	16,2	9,5	12,9	4,74	36,9
SP2Cb	15 août 2001	102	30,4	35,5	33,0	3,61	10,9
SP2Ca	21 août 2000	105	12,0	13,6	12,8	1,13	8,8
IACE	16 août 2001	105	12,9	21,2	17,1	5,87	34,4
SP2Ca	21 août 2000	109	23,3	26,3	24,8	2,12	8,6
SP5C	22 août 2000	113	4,1	52,4	28,3	34,15	120,9
IACE	16 août 2001	114	33,4	27,7	30,6	4,03	13,2
IACE	16 août 2001	117	10,9	24,1	17,5	9,33	53,3
SP5C	22 août 2000	119	0,0	29,0	14,5	20,51	141,4
SP4C	24 août 2000	121	39,0	19,1	29,1	14,07	48,4
SP4C	24 août 2000	122	7,3	18,3	12,8	7,78	60,8
SP4C	24 août 2000	123	1,3	5,2	3,3	2,76	84,9
SP4C	24 août 2000	129	0,1	39,4	19,8	27,79	140,7
SP1Cb	28 août 2000	131	5,1	27,2	16,2	15,63	96,8
VERC	21 août 2001	131	1,0	7,4	4,2	4,53	107,7
SP1Cb	28 août 2000	134	22,7	60,8	41,8	26,94	64,5
LSLe	23 août 2001	137	36,3	39,5	37,9	2,26	6,0
LSLe	23 août 2001	138	24,5	14,5	19,5	7,07	36,3
LSLe	23 août 2001	140	0,0	93,0	46,5	65,76	141,4
LSLe	23 août 2001	142	30,1	67,1	48,6	26,16	53,8
SFPD	27 août 2001	148	64,3	67,4	65,9	2,19	3,3
SP5C	29 août 2001	161	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0
SP4C	29 août 2001	172	16,9	15,9	16,4	0,71	4,3
SP4C	29 août 2001	178	32,5	28,6	30,6	2,76	9,0
DMIH	5 septembre 2001	181	0,0	12,8	6,4	9,05	141,4
DMIH	5 septembre 2001	186	46,3	18,7	32,5	19,52	60,0
DMIH	5 septembre 2001	194	42,9	57,5	50,2	10,32	20,6
DMBI	5 septembre 2001	197	1,4	5,8	3,6	3,11	86,4
SP3C	6 septembre 2001	216	55,3	41,5	48,4	9,76	20,2

* Coefficient de variation.

12.2 Pourcentage de limon des duplicatas soumis aux analyses granulométriques

Site	Date	N°	Duplicata 1	Duplicata 2	Moyenne	Écart-type	C.V.*
SP5N	31 juillet 2001	10	69,2	69,8	69,5	0,42	0,6
SP5N	31 juillet 2001	12	80,3	78,6	79,5	1,20	1,5
SP1Ca	10 août 2000	29	62,0	46,8	54,4	10,75	19,8
SP1Ca	10 août 2000	30	55,5	31,6	43,6	16,90	38,8
SP1Ca	10 août 2000	31	42,2	40,9	41,6	0,92	2,2
IACE	14 août 2000	37	54,5	60,4	57,5	4,17	7,3
BOUC	8 août 2001	41	72,5	74,9	73,7	1,70	2,3
IACE	14 août 2000	45	61,0	55,9	58,5	3,61	6,2
BOUC	8 août 2001	49	42,4	67,5	55,0	17,75	32,3
SP3C	15 août 2000	51	64,1	36,0	50,1	19,87	39,7
SP3C	15 août 2000	53	68,2	34,2	51,2	24,04	47,0
SP3C	15 août 2000	56	45,0	40,9	43,0	2,90	6,8
SP3C	15 août 2000	57	42,6	38,7	40,7	2,76	6,8
SP1Ca	9 août 2001	63	19,0	19,4	19,2	0,28	1,5
PATR	14 août 2001	81	63,3	71,4	67,4	5,73	8,5
PATR	14 août 2001	87	65,6	74,5	70,1	6,29	9,0
SP2Ca	21 août 2000	100	55,6	62,8	59,2	5,09	8,6
SP2Cb	15 août 2001	102	50,0	45,4	47,7	3,25	6,8
SP2Ca	21 août 2000	105	59,9	55,0	57,5	3,46	6,0
IACE	16 août 2001	105	46,9	57,1	52,0	7,21	13,9
SP2Ca	21 août 2000	109	39,2	40,0	39,6	0,57	1,4
SP5C	22 août 2000	113	38,9	23,0	31,0	11,24	36,3
IACE	16 août 2001	114	55,1	57,3	56,2	1,56	2,8
IACE	16 août 2001	117	73,1	61,5	67,3	8,20	12,2
SP5C	22 août 2000	119	29,9	57,3	43,6	19,37	44,4
SP4C	24 août 2000	121	44,3	58,6	51,5	10,11	19,7
SP4C	24 août 2000	122	49,1	61,8	55,5	8,98	16,2
SP4C	24 août 2000	123	71,7	72,5	72,1	0,57	0,8
SP4C	24 août 2000	129	69,1	43,3	56,2	18,24	32,5
SP1Cb	28 août 2000	131	63,5	49,1	56,3	10,18	18,1
VERC	21 août 2001	131	79,2	74,8	77,0	3,11	4,0
SP1Cb	28 août 2000	134	32,3	21,5	26,9	7,64	28,4
LSLe	23 août 2001	137	38,7	35,4	37,1	2,33	6,3
LSLe	23 août 2001	138	41,0	41,9	41,5	0,64	1,5
LSLe	23 août 2001	140	56,6	4,5	30,6	36,84	120,6
LSLe	23 août 2001	142	52,9	16,3	34,6	25,88	74,8
SFPD	27 août 2001	148	32,7	30,7	31,7	1,41	4,5
SP5C	29 août 2001	161	11,3	13,4	12,4	1,48	12,0
SP4C	29 août 2001	172	44,7	45,2	45,0	0,35	0,8
SP4C	29 août 2001	178	37,0	38,1	37,6	0,78	2,1
DMIH	5 septembre 2001	181	78,3	69,2	73,8	6,43	8,7
DMIH	5 septembre 2001	186	43,8	65,1	54,5	15,06	27,7
DMIH	5 septembre 2001	194	47,1	35,5	41,3	8,20	19,9
DMBI	5 septembre 2001	197	69,6	74,0	71,8	3,11	4,3
SP3C	6 septembre 2001	216	30,6	38,7	34,7	5,73	16,5

* C.V. : coefficient de variation.

12.3 Pourcentage d'argile des duplicatas soumis aux analyses granulométriques

Site	Date	N°	Duplicata 1	Duplicata 2	Moyenne	Écart-type	C.V.*
SP5N	31 juillet 2001	10	10,2	11,0	10,6	0,57	5,3
SP5N	31 juillet 2001	12	14,3	12,0	13,2	1,63	12,4
SP1Ca	10 août 2000	29	32,7	40,2	36,5	5,30	14,5
SP1Ca	10 août 2000	30	29,2	13,6	21,4	11,03	51,5
SP1Ca	10 août 2000	31	57,8	59,1	58,5	0,92	1,6
IACE	14 août 2000	37	31,3	29,7	30,5	1,13	3,7
BOUC	8 août 2001	41	19,7	23,1	21,4	2,40	11,2
IACE	14 août 2000	45	30,0	20,6	25,3	6,65	26,3
BOUC	8 août 2001	49	14,2	27,6	20,9	9,48	45,3
SP3C	15 août 2000	51	24,5	14,7	19,6	6,93	35,4
SP3C	15 août 2000	53	31,4	15,8	23,6	11,03	46,7
SP3C	15 août 2000	56	26,1	23,9	25,0	1,56	6,2
SP3C	15 août 2000	57	21,6	31,9	26,8	7,28	27,2
SP1Ca	9 août 2001	63	7,5	8,5	8,0	0,71	8,8
PATR	14 août 2001	81	19,2	24,6	21,9	3,82	17,4
PATR	14 août 2001	87	26,9	23,2	25,1	2,62	10,4
SP2Ca	21 août 2000	100	28,2	27,7	28,0	0,35	1,3
SP2Cb	15 août 2001	102	19,5	19,1	19,3	0,28	1,5
SP2Ca	21 août 2000	105	28,1	31,4	29,8	2,33	7,8
IACE	16 août 2001	105	40,2	21,7	31,0	13,08	42,3
SP2Ca	21 août 2000	109	37,5	33,7	35,6	2,69	7,5
SP5C	22 août 2000	113	57,0	24,6	40,8	22,91	56,2
IACE	16 août 2001	114	11,5	15,0	13,3	2,47	18,7
IACE	16 août 2001	117	15,9	14,5	15,2	0,99	6,5
SP5C	22 août 2000	119	70,1	13,7	41,9	39,88	95,2
SP4C	24 août 2000	121	16,7	22,3	19,5	3,96	20,3
SP4C	24 août 2000	122	43,6	19,9	31,8	16,76	52,8
SP4C	24 août 2000	123	27,1	22,3	24,7	3,39	13,7
SP4C	24 août 2000	129	30,9	17,3	24,1	9,62	39,9
SP1Cb	28 août 2000	131	31,5	23,7	27,6	5,52	20,0
VERC	21 août 2001	131	19,7	17,8	18,8	1,34	7,2
SP1Cb	28 août 2000	134	45,0	17,7	31,4	19,30	61,6
LSLe	23 août 2001	137	25,1	25,0	25,1	0,07	0,3
LSLe	23 août 2001	138	34,5	43,5	39,0	6,36	16,3
LSLe	23 août 2001	140	43,4	2,5	23,0	28,92	126,0
LSLe	23 août 2001	142	17,0	16,5	16,8	0,35	2,1
SFPD	27 août 2001	148	3,0	1,8	2,4	0,85	35,4
SP5C	29 août 2001	161	88,7	86,6	87,7	1,48	1,7
SP4C	29 août 2001	172	38,5	38,9	38,7	0,28	0,7
SP4C	29 août 2001	178	30,5	33,2	31,9	1,91	6,0
DMIH	5 septembre 2001	181	21,7	18,0	19,9	2,62	13,2
DMIH	5 septembre 2001	186	9,9	16,2	13,1	4,45	34,1
DMIH	5 septembre 2001	194	10,0	6,9	8,5	2,19	25,9
DMBI	5 septembre 2001	197	28,9	20,2	24,6	6,15	25,1
SP3C	6 septembre 2001	216	14,1	19,8	17,0	4,03	23,8

* C.V. : coefficient de variation.

12.4 Diamètre moyen des particules des duplicatas soumis aux analyses granulométriques

Site	Date	N°	Duplicata 1	Duplicata 2	Moyenne	Écart-type	C.V.*
SP5N	31 juillet 2001	10	38,3	37,0	37,6	0,93	2,5
SP5N	31 juillet 2001	12	25,5	30,0	27,8	3,15	11,3
SP1Ca	10 août 2000	29	17,7	29,5	23,6	8,38	35,5
SP1Ca	10 août 2000	30	52,3	219,2	135,8	118,03	86,9
SP1Ca	10 août 2000	31	4,6	4,9	4,7	0,19	3,9
IACE	14 août 2000	37	33,6	29,8	31,7	2,67	8,4
BOUC	8 août 2001	41	22,5	17,1	19,8	3,79	19,1
IACE	14 août 2000	45	22,5	49,7	36,1	19,25	53,3
BOUC	8 août 2001	49	185,0	18,9	102,0	117,51	115,3
SP3C	15 août 2000	51	27,6	35,7	31,7	5,72	18,1
SP3C	15 août 2000	53	14,6	216,3	115,5	142,64	123,5
SP3C	15 août 2000	56	116,1	116,3	116,2	0,12	0,1
SP3C	15 août 2000	57	122,8	94,5	108,6	19,95	18,4
SP1Ca	9 août 2001	63	322,4	361,3	341,8	27,47	8,0
PATR	14 août 2001	81	32,9	19,7	26,3	9,36	35,6
PATR	14 août 2001	87	19,7	17,6	18,6	1,46	7,8
SP2Ca	21 août 2000	100	26,6	23,8	25,2	1,96	7,8
SP2Cb	15 août 2001	102	112,4	113,9	113,2	1,05	0,9
SP2Ca	21 août 2000	105	36,6	34,8	35,7	1,31	3,7
IACE	16 août 2001	105	31,6	49,6	40,6	12,73	31,4
SP2Ca	21 août 2000	109	77,4	76,2	76,8	0,85	1,1
SP5C	22 août 2000	113	11,6	200,2	105,9	133,37	125,9
IACE	16 août 2001	114	70,9	58,0	64,5	9,14	14,2
IACE	16 août 2001	117	26,2	46,4	36,3	14,34	39,5
SP5C	22 août 2000	119	37,8	47,0	42,4	6,50	15,3
SP4C	24 août 2000	121	69,1	77,9	73,5	6,21	8,4
SP4C	24 août 2000	122	28,3	69,9	49,1	29,46	60,0
SP4C	24 août 2000	123	19,6	22,2	20,9	1,85	8,9
SP4C	24 août 2000	129	15,5	179,8	97,6	116,20	119,0
SP1Cb	28 août 2000	131	18,6	102,0	60,3	58,96	97,8
VERC	21 août 2001	131	16,8	22,3	19,5	3,91	20,0
SP1Cb	28 août 2000	134	17,7	255,3	136,5	167,95	123,0
LSLe	23 août 2001	137	254,8	251,6	253,2	2,24	0,9
LSLe	23 août 2001	138	186,7	108,1	147,4	55,56	37,7
LSLe	23 août 2001	140	6,7	976,7	491,7	685,95	139,5
LSLe	23 août 2001	142	50,4	256,4	153,4	145,65	95,0
SFPD	27 août 2001	148	112,8	89,3	101,0	16,64	16,5
SP5C	29 août 2001	161	2,2	2,3	2,2	0,06	2,5
SP4C	29 août 2001	172	44,3	38,4	41,3	4,17	10,1
SP4C	29 août 2001	178	116,1	111,6	113,8	3,21	2,8
DMIH	5 septembre 2001	181	16,5	31,7	24,1	10,74	44,5
DMIH	5 septembre 2001	186	64,3	36,5	50,4	19,65	39,0
DMIH	5 septembre 2001	194	60,5	95,3	77,9	24,60	31,6
DMBI	5 septembre 2001	197	13,9	20,1	17,0	4,37	25,7
SP3C	6 septembre 2001	216	228,3	186,6	207,5	29,44	14,2

* C.V. : coefficient de variation.

12.5 Diamètre médian des particules des duplicatas soumis aux analyses granulométriques

Site	Date	N°	Duplicata 1	Duplicata 2	Moyenne	Écart-type	C.V.*
SP5N	31 juillet 2001	10	33,0	30,0	31,5	2,09	6,6
SP5N	31 juillet 2001	12	22,3	26,6	24,4	3,05	12,5
SP1Ca	10 août 2000	29	8,5	6,2	7,3	1,63	22,3
SP1Ca	10 août 2000	30	11,6	87,9	49,7	53,90	108,4
SP1Ca	10 août 2000	31	3,3	3,1	3,2	0,13	4,0
IACE	14 août 2000	37	9,4	8,7	9,1	0,50	5,5
BOUC	8 août 2001	41	14,6	12,0	13,3	1,87	14,1
IACE	14 août 2000	45	11,7	19,3	15,5	5,34	34,4
BOUC	8 août 2001	49	40,5	11,3	25,9	20,69	79,9
SP3C	15 août 2000	51	15,2	20,9	18,0	4,09	22,7
SP3C	15 août 2000	53	10,0	62,0	36,0	36,77	102,1
SP3C	15 août 2000	56	17,7	24,2	20,9	4,64	22,2
SP3C	15 août 2000	57	31,3	12,0	21,7	13,68	63,1
SP1Ca	9 août 2001	63	285,3	297,7	291,5	8,80	3,0
PATR	14 août 2001	81	15,9	13,2	14,6	1,94	13,3
PATR	14 août 2001	87	9,8	11,9	10,9	1,48	13,7
SP2Ca	21 août 2000	100	12,9	15,0	14,0	1,50	10,7
SP2Cb	15 août 2001	102	20,3	28,6	24,5	5,91	24,1
SP2Ca	21 août 2000	105	11,8	8,7	10,3	2,19	21,4
IACE	16 août 2001	105	6,2	15,9	11,0	6,86	62,2
SP2Ca	21 août 2000	109	8,2	11,8	10,0	2,55	25,4
SP5C	22 août 2000	113	3,1	78,4	40,8	53,25	130,6
IACE	16 août 2001	114	32,5	25,3	28,9	5,12	17,7
IACE	16 août 2001	117	18,1	23,0	20,5	3,43	16,7
SP5C	22 août 2000	119	27,8	34,4	31,1	4,62	14,9
SP4C	24 août 2000	121	16,4	14,5	15,4	1,40	9,1
SP4C	24 août 2000	122	5,0	19,1	12,1	9,99	82,8
SP4C	24 août 2000	123	15,5	16,0	15,8	0,39	2,5
SP4C	24 août 2000	129	12,2	32,3	22,3	14,18	63,7
SP1Cb	28 août 2000	131	9,7	15,7	12,7	4,27	33,6
VERC	21 août 2001	131	12,4	14,6	13,5	1,55	11,4
SP1Cb	28 août 2000	134	3,8	154,2	79,0	106,36	134,6
LSLe	23 août 2001	137	15,5	18,0	16,7	1,74	10,4
LSLe	23 août 2001	138	8,3	5,1	6,7	2,27	34,1
LSLe	23 août 2001	140	4,8	959,7	482,3	675,21	140,0
LSLe	23 août 2001	142	25,5	248,8	137,1	157,88	115,1
SFPD	27 août 2001	148	88,0	86,3	87,1	1,17	1,3
SP5C	29 août 2001	161	1,8	1,9	1,9	0,01	0,8
SP4C	29 août 2001	172	6,9	6,7	6,8	0,13	1,9
SP4C	29 août 2001	178	14,4	10,2	12,3	2,97	24,1
DMIH	5 septembre 2001	181	16,2	22,6	19,4	4,56	23,5
DMIH	5 septembre 2001	186	56,2	24,7	40,4	22,27	55,1
DMIH	5 septembre 2001	194	49,7	78,5	64,1	20,38	31,8
DMBI	5 septembre 2001	197	8,9	12,6	10,7	2,60	24,2
SP3C	6 septembre 2001	216	97,3	30,5	63,9	47,27	74,0

* C.V. : coefficient de variation.

12.6 Teneurs en matières organiques des duplicatas soumis aux analyses chimiques

Site	Date	N°	Duplicata 1	Duplicata 2	Moyenne	Écart-type	C.V.*
SP5N	31 juillet 2001	10	1,2	1,6	1,4	0,29	20,4
SP5N	31 juillet 2001	12	1,5	1,6	1,6	0,13	8,4
SP1Ca	10 août 2000	29	1,8	1,9	1,9	0,08	4,3
SP1Ca	10 août 2000	30	1,1	0,9	1,0	0,15	14,7
SP1Ca	10 août 2000	31	1,3	1,5	1,4	0,17	12,3
IACE	14 août 2000	37	5,9	6,1	6,0	0,08	1,3
BOUC	8 août 2001	41	10,5	9,8	10,1	0,52	5,1
IACE	14 août 2000	45	4,4	2,5	3,4	1,33	38,7
BOUC	8 août 2001	49	1,5	1,8	1,7	0,20	12,2
SP3C	15 août 2000	51	1,4	1,5	1,5	0,10	6,6
SP3C	15 août 2000	53	0,6	0,7	0,6	0,06	9,0
SP3C	15 août 2000	56	1,2	1,1	1,2	0,04	3,3
SP3C	15 août 2000	57	0,6	0,5	0,5	0,03	4,7
SP1Ca	9 août 2001	63	0,7	0,7	0,7	0,00	0,1
PATR	14 août 2001	81	12,5	12,6	12,6	0,12	1,0
PATR	14 août 2001	87	8,9	8,7	8,8	0,15	1,7
SP2Ca	21 août 2000	100	1,2	1,4	1,3	0,16	12,6
SP2Cb	15 août 2001	102	2,0	2,0	2,0	0,06	3,0
SP2Ca	21 août 2000	105	1,7	1,8	1,8	0,12	7,0
IACE	16 août 2001	105	6,8	6,5	6,7	0,16	2,4
SP2Ca	21 août 2000	109	0,7	0,6	0,6	0,06	8,9
SP5C	22 août 2000	113	0,6	0,8	0,7	0,16	21,6
IACE	16 août 2001	114	2,7	3,3	3,0	0,40	13,5
IACE	16 août 2001	117	2,4	2,5	2,5	0,04	1,4
SP5C	22 août 2000	119	0,7	0,8	0,7	0,05	6,7
SP4C	24 août 2000	121	1,0	1,8	1,4	0,52	37,3
SP4C	24 août 2000	122	0,9	1,1	1,0	0,12	11,3
SP4C	24 août 2000	123	0,7	2,0	1,4	0,93	68,9
SP4C	24 août 2000	129	0,8	1,0	0,9	0,13	14,9
SP1Cb	28 août 2000	131	0,5	0,5	0,5	0,06	12,5
VERC	21 août 2001	131	10,1	9,7	9,9	0,23	2,3
SP1Cb	28 août 2000	134	2,7	0,8	1,7	1,36	79,0
LSLe	23 août 2001	137	3,6	3,7	3,7	0,10	2,8
LSLe	23 août 2001	138	5,8	5,4	5,6	0,25	4,5
LSLe	23 août 2001	140	2,2	2,0	2,1	0,11	5,0
LSLe	23 août 2001	142	2,4	0,4	1,4	1,41	103,0
SFPD	27 août 2001	148	1,0	0,8	0,9	0,16	17,9
SP5C	29 août 2001	161	3,4	2,9	3,1	0,38	12,0
SP4C	29 août 2001	172	1,5	1,7	1,6	0,11	6,8
SP4C	29 août 2001	178	1,1	1,0	1,1	0,02	1,6
DMIH	5 septembre 2001	181	2,8	2,6	2,7	0,15	5,4
DMIH	5 septembre 2001	186	1,2	1,5	1,4	0,21	14,9
DMIH	5 septembre 2001	194	1,4	1,4	1,4	0,01	0,9
DMBI	5 septembre 2001	197	14,2	13,6	13,9	0,47	3,4
SP3C	6 septembre 2001	216	0,6	0,6	0,6	0,00	0,7

* C.V. : coefficient de variation.

12.7 Teneurs en azote organique des duplicatas soumis aux analyses chimiques

Site	Date	N°	Duplicata 1	Duplicata 2	Moyenne	Écart-type	C.V.*
SP5N	31 juillet 2001	10	370,0	560,0	465,0	134,35	28,9
SP5N	31 juillet 2001	12	620,0	630,0	625,0	7,07	1,1
SP1Ca	10 août 2000	29	620,0	560,0	590,0	42,43	7,2
SP1Ca	10 août 2000	30	350,0	270,0	310,0	56,57	18,2
SP1Ca	10 août 2000	31	370,0	340,0	355,0	21,21	6,0
IACE	14 août 2000	37	2300,0	2300,0	2300,0	0,00	0,0
BOUC	8 août 2001	41	3500,0	4200,0	3850,0	494,97	12,9
IACE	14 août 2000	45	1200,0	630,0	915,0	403,05	44,0
BOUC	8 août 2001	49	570,0	700,0	635,0	91,92	14,5
SP3C	15 août 2000	51	510,0	490,0	500,0	14,14	2,8
SP3C	15 août 2000	53	290,0	250,0	270,0	28,28	10,5
SP3C	15 août 2000	56	540,0	500,0	520,0	28,28	5,4
SP3C	15 août 2000	57	200,0	200,0	200,0	0,00	0,0
SP1Ca	9 août 2001	63	390,0	320,0	355,0	49,50	13,9
PATR	14 août 2001	81	4100,0	4100,0	4100,0	0,00	0,0
PATR	14 août 2001	87	2700,0	2900,0	2800,0	141,42	5,1
SP2Ca	21 août 2000	100	850,0	270,0	560,0	410,12	73,2
SP2Cb	15 août 2001	102	630,0	650,0	640,0	14,14	2,2
SP2Ca	21 août 2000	105	590,0	630,0	610,0	28,28	4,6
IACE	16 août 2001	105	2300,0	2400,0	2350,0	70,71	3,0
SP2Ca	21 août 2000	109	220,0	200,0	210,0	14,14	6,7
SP5C	22 août 2000	113	220,0	200,0	210,0	14,14	6,7
IACE	16 août 2001	114	810,0	910,0	860,0	70,71	8,2
IACE	16 août 2001	117	680,0	880,0	780,0	141,42	18,1
SP5C	22 août 2000	119	280,0	300,0	290,0	14,14	4,9
SP4C	24 août 2000	121	380,0	340,0	360,0	28,28	7,9
SP4C	24 août 2000	122	310,0	220,0	265,0	63,64	24,0
SP4C	24 août 2000	123	690,0	470,0	580,0	155,56	26,8
SP4C	24 août 2000	129	330,0	310,0	320,0	14,14	4,4
SP1Cb	28 août 2000	131	200,0	200,0	200,0	0,00	0,0
VERC	21 août 2001	131	3800,0	3800,0	3800,0	0,00	0,0
SP1Cb	28 août 2000	134	200,0	200,0	200,0	0,00	0,0
LSLe	23 août 2001	137	450,0	470,0	460,0	14,14	3,1
LSLe	23 août 2001	138	380,0	470,0	425,0	63,64	15,0
LSLe	23 août 2001	140	550,0	530,0	540,0	14,14	2,6
LSLe	23 août 2001	142	740,0	200,0	470,0	381,84	81,2
SFPD	27 août 2001	148	370,0	540,0	455,0	120,21	26,4
SP5C	29 août 2001	161	340,0	350,0	345,0	7,07	2,0
SP4C	29 août 2001	172	400,0	370,0	385,0	21,21	5,5
SP4C	29 août 2001	178	380,0	350,0	365,0	21,21	5,8
DMIH	5 septembre 2001	181	940,0	780,0	860,0	113,14	13,2
DMIH	5 septembre 2001	186	330,0	330,0	330,0	0,00	0,0
DMIH	5 septembre 2001	194	290,0	460,0	375,0	120,21	32,1
DMBI	5 septembre 2001	197	4700,0	2700,0	3700,0	1414,21	38,2
SP3C	6 septembre 2001	216	210,0	210,0	210,0	0,00	0,0

* C.V. : coefficient de variation.

12.8 Teneurs en phosphore total des duplicatas soumis aux analyses chimiques

Site	Date	N°	Duplicata 1	Duplicata 2	Moyenne	Écart-type	C.V.*
SP5N	31 juillet 2001	10	1400,0	1400,0	1400,0	0,00	0,0
SP5N	31 juillet 2001	12	1300,0	1300,0	1300,0	0,00	0,0
SP1Ca	10 août 2000	29	850,0	880,0	865,0	21,21	2,5
SP1Ca	10 août 2000	30	640,0	700,0	670,0	42,43	6,3
SP1Ca	10 août 2000	31	630,0	690,0	660,0	42,43	6,4
IACE	14 août 2000	37	1100,0	1000,0	1050,0	70,71	6,7
BOUC	8 août 2001	41	1000,0	1000,0	1000,0	0,00	0,0
IACE	14 août 2000	45	920,0	950,0	935,0	21,21	2,3
BOUC	8 août 2001	49	510,0	680,0	595,0	120,21	20,2
SP3C	15 août 2000	51	1000,0	980,0	990,0	14,14	1,4
SP3C	15 août 2000	53	570,0	440,0	505,0	91,92	18,2
SP3C	15 août 2000	56	840,0	1000,0	920,0	113,14	12,3
SP3C	15 août 2000	57	640,0	940,0	790,0	212,13	26,9
SP1Ca	9 août 2001	63	510,0	540,0	525,0	21,21	4,0
PATR	14 août 2001	81	1300,0	1200,0	1250,0	70,71	5,7
PATR	14 août 2001	87	1000,0	1000,0	1000,0	0,00	0,0
SP2Ca	21 août 2000	100	980,0	930,0	955,0	35,36	3,7
SP2Cb	15 août 2001	102	830,0	810,0	820,0	14,14	1,7
SP2Ca	21 août 2000	105	810,0	810,0	810,0	0,00	0,0
IACE	16 août 2001	105	1100,0	960,0	1030,0	98,99	9,6
SP2Ca	21 août 2000	109	880,0	930,0	905,0	35,36	3,9
SP5C	22 août 2000	113	810,0	740,0	775,0	49,50	6,4
IACE	16 août 2001	114	900,0	920,0	910,0	14,14	1,6
IACE	16 août 2001	117	860,0	910,0	885,0	35,36	4,0
SP5C	22 août 2000	119	1500,0	1500,0	1500,0	0,00	0,0
SP4C	24 août 2000	121	800,0	770,0	785,0	21,21	2,7
SP4C	24 août 2000	122	760,0	670,0	715,0	63,64	8,9
SP4C	24 août 2000	123	1100,0	1000,0	1050,0	70,71	6,7
SP4C	24 août 2000	129	640,0	800,0	720,0	113,14	15,7
SP1Cb	28 août 2000	131	340,0	350,0	345,0	7,07	2,0
VERC	21 août 2001	131	1100,0	1000,0	1050,0	70,71	6,7
SP1Cb	28 août 2000	134	410,0	490,0	450,0	56,57	12,6
LSLe	23 août 2001	137	2200,0	2200,0	2200,0	0,00	0,0
LSLe	23 août 2001	138	2400,0	2200,0	2300,0	141,42	6,1
LSLe	23 août 2001	140	800,0	1000,0	900,0	141,42	15,7
LSLe	23 août 2001	142	960,0	290,0	625,0	473,76	75,8
SFPD	27 août 2001	148	440,0	400,0	420,0	28,28	6,7
SP5C	29 août 2001	161	560,0	580,0	570,0	14,14	2,5
SP4C	29 août 2001	172	810,0	860,0	835,0	35,36	4,2
SP4C	29 août 2001	178	810,0	930,0	870,0	84,85	9,8
DMIH	5 septembre 2001	181	910,0	940,0	925,0	21,21	2,3
DMIH	5 septembre 2001	186	1100,0	1100,0	1100,0	0,00	0,0
DMIH	5 septembre 2001	194	990,0	930,0	960,0	42,43	4,4
DMBI	5 septembre 2001	197	960,0	970,0	965,0	7,07	0,7
SP3C	6 septembre 2001	216	550,0	680,0	615,0	91,92	14,9

* C.V. : coefficient de variation.

12.9 pH des duplicatas soumis aux analyses chimiques

Site	Date	N°	Duplicata 1	Duplicata 2	Moyenne	Écart-type	C.V.*
SP5N	31 juillet 2001	10	7,5	7,3	7,4	0,14	1,9
SP5N	31 juillet 2001	12	5,5	5,4	5,5	0,07	1,3
SP1Ca	10 août 2000	29	6,5	7,6	7,1	0,78	11,0
SP1Ca	10 août 2000	30	6,7	7,5	7,1	0,57	8,0
SP1Ca	10 août 2000	31	7,1	7,2	7,2	0,07	1,0
IACE	14 août 2000	37	5,5	5,6	5,6	0,07	1,3
BOUC	8 août 2001	41	7,0	7,0	7,0	0,00	0,0
IACE	14 août 2000	45	6,6	7,0	6,8	0,28	4,2
BOUC	8 août 2001	49	7,6	7,3	7,5	0,21	2,8
SP3C	15 août 2000	51	7,3	7,4	7,4	0,07	1,0
SP3C	15 août 2000	53	7,5	7,5	7,5	0,00	0,0
SP3C	15 août 2000	56	6,9	6,8	6,9	0,07	1,0
SP3C	15 août 2000	57	6,8	6,4	6,6	0,28	4,3
SP1Ca	9 août 2001	63	7,4	7,6	7,5	0,14	1,9
PATR	14 août 2001	81	6,6	6,7	6,7	0,07	1,1
PATR	14 août 2001	87	7,2	7,1	7,2	0,07	1,0
SP2Ca	21 août 2000	100	7,6	7,7	7,7	0,07	0,9
SP2Cb	15 août 2001	102	6,0	6,0	6,0	0,00	0,0
SP2Ca	21 août 2000	105	7,3	7,1	7,2	0,14	2,0
IACE	16 août 2001	105	5,9	5,9	5,9	0,00	0,0
SP2Ca	21 août 2000	109	6,5	6,3	6,4	0,14	2,2
SP5C	22 août 2000	113	8,1	8,0	8,1	0,07	0,9
IACE	16 août 2001	114	7,3	7,4	7,4	0,07	1,0
IACE	16 août 2001	117	7,4	7,5	7,5	0,07	0,9
SP5C	22 août 2000	119	6,3	6,3	6,3	0,00	0,0
SP4C	24 août 2000	121	7,9	8,0	8,0	0,07	0,9
SP4C	24 août 2000	122	8,0	8,1	8,1	0,07	0,9
SP4C	24 août 2000	123	7,6	7,4	7,5	0,14	1,9
SP4C	24 août 2000	129	6,9	6,3	6,6	0,42	6,4
SP1Cb	28 août 2000	131	7,3	7,1	7,2	0,14	2,0
VERC	21 août 2001	131	7,1	7,1	7,1	0,00	0,0
SP1Cb	28 août 2000	134	7,8	7,8	7,8	0,00	0,0
LSLe	23 août 2001	137	6,9	6,7	6,8	0,14	2,1
LSLe	23 août 2001	138	7,3	7,5	7,4	0,14	1,9
LSLe	23 août 2001	140	8,2	8,2	8,2	0,00	0,0
LSLe	23 août 2001	142	5,5	7,1	6,3	1,13	18,0
SFPD	27 août 2001	148	7,6	7,3	7,5	0,21	2,8
SP5C	29 août 2001	161	8,2	8,2	8,2	0,00	0,0
SP4C	29 août 2001	172	8,0	7,9	8,0	0,07	0,9
SP4C	29 août 2001	178	7,2	7,4	7,3	0,14	1,9
DMIH	5 septembre 2001	181	5,0	5,2	5,1	0,14	2,8
DMIH	5 septembre 2001	186	5,1	7,5	6,3	1,70	26,9
DMIH	5 septembre 2001	194	4,1	4,1	4,1	0,00	0,0
DMBI	5 septembre 2001	197	6,1	6,0	6,1	0,07	1,2
SP3C	6 septembre 2001	216	7,4	7,4	7,4	0,00	0,0

* C.V. : coefficient de variation.

13 Article scientifique de Hudon *et al.*, 2005

Les résultats de modélisation pour le lac Saint-Pierre sont publiés dans l'article scientifique suivant :

Hudon, C., P. Gagnon, J.-P. Amyot, G. Létourneau, M. Jean, C. Plante, D. Rioux et M. Deschênes (2005). « Historical changes in herbaceous wetland distribution induced by hydrological conditions in Lake Saint-Pierre (St. Lawrence River, Quebec, Canada) », *Hydrobiologia*, 539 : 205-224.

Historical changes in herbaceous wetland distribution induced by hydrological conditions in Lake Saint-Pierre (St. Lawrence River, Quebec, Canada).

Christiane Hudon, Pierre Gagnon, Jean-Pierre Amyot, Guy Létourneau, Martin Jean, Céline Plante, Daniel Rioux & Martin Deschênes

*Environment Canada, St. Lawrence Centre,
105 McGill Street, 7th Floor,
Montreal, Quebec, Canada H2Y 2E7
Tel.: (514) 283-619. Fax: (514) 496-7398
E-mail: christiane.hudon@ec.gc.ca*

Key words: river, wetlands, herbaceous plant associations, hydrology, water level, St. Lawrence River, Lake Saint-Pierre, historical changes, CART model

Abstract

Historical changes (1961–2002) in the distribution of herbaceous wetland plant associations were inferred from the hydrological regime of Lake Saint-Pierre, a 312 km² broadening of the St. Lawrence River (Quebec, Canada), to assess the cumulative effects of human interventions and climatic variability. Relative abundance index (height x percent cover) of wetland plants in 630 field quadrats sampled at 13 sites (1999–2002) were used to derive a model predicting the occurrence of nine herbaceous plant classes with a 71% (24 to 84%) accuracy. Wetland types included seasonally dry (meadows), mudflats and wet (low marshes and submerged) assemblages. Over the 1961–2002 period, the total surface area of Lake Saint-Pierre herbaceous wetlands ranged between 11 (in 1972) and 128 (in 2001) km² and was negatively correlated (Spearman $r = -0.86$, $p < 0.0001$) to average water level during the current growing season. Within-season variability and level conditions over the previous season defined 5 marsh assemblages characterized by different species composition, relative abundance and diversity. Significant hydrological variables included quadrat elevation, water depth, number of days flooded and depth variability experienced over the current and/or previous growth seasons. The hydrological model suggests that for a given level, wetland plant assemblages differed markedly whether the multi-year sequence of water levels was rising or falling. Lake Saint-Pierre alternated between three broad-scale wetland configurations, dominated by meadows and open marsh with floating-leaved vegetation (in the 1960s), scattered tall *Scirpus* marshes (in the 1970s and early 1980s) and closed marsh with aggressive emergents (since 1996). The strong response of Lake Saint-Pierre wetlands to hydrological conditions in the current and previous growth seasons underlines their vulnerability to future water level variations resulting from regulation and climate variability.

INTRODUCTION

Wetland plant assemblages are well-linked to hydrology; water-level variations are dominant forces shaping the distribution, species composition and biomass of riparian wetlands (Keddy & Reznicek, 1986; Hudon, 1997; Wilcox et al., 2002). Modeling wetland assemblages has concentrated on broad categories ranging from swamps to emergent herbaceous vegetation (Hill et al., 1998; Toner & Keddy, 1997). Owing to their individual species composition, each of these plant assemblages reacts to hydrology on different time scales: forested swamps, shrubby swamps and herbaceous vegetation have been shown to establish themselves over decades, years and months, respectively. Modeling the entire range of wetland plant assemblages as a function of hydrology is thus done at the expense of fine-scale resolution of herbaceous plant assemblages. Herbaceous plant assemblages encompass the complex transition between meadows, marshes, floating-leaved and submerged vegetation, which range from temporarily (albeit for varying durations) flooded to continuously submerged conditions (Buteau et al., 1994). Owing to the complete regeneration of above-ground structures every year, the relative abundance of herbaceous wetland plant species varies on an annual time scale as a function of water levels (Nilsson & Keddy, 1988; Day et al., 1988; Jean & Bouchard, 1991; Wilcox et al., 2002; Hudon, 2004).

Maintenance of diversified, sustainable wetlands lies at the heart of freshwater management objectives (Chambers et al., 1999) and is now taken into consideration in the development of a new water level regulation plan in the Lake Ontario-St. Lawrence River basin (IJC, 1999). Herbaceous wetlands are additionally valuable in that they represent key riparian habitats for numerous faunal groups (Herdendorf et al., 1981), which take advantage of the cover (plant architecture, height and density) and of the diversified food sources (bacteria, micro-algae and invertebrates) made available as macrophytes grow, mature and decay (Carpenter & Lodge, 1986). Aquatic faunal species may thus be vulnerable to water level variations either directly (through the effects of water depth and level-related water quality characteristics), or indirectly (through the effects of hydrology on the availability of wetland plant assemblages critical for different stages of their life history) (IJC, 1999). For example, in the St. Lawrence River, pike (*Esox lucius*) spawn in early spring among the flooded remains of the tall grasses of the previous

summer's meadow. If the timing or the magnitude of the flood is inadequate, pike may spawn on the remnants of submerged or robust emergent (*Typha*, *Scirpus*) plants, both of which are less optimal spawning and nursery habitats (Casselman & Lewis, 1996). For various of fish species, different combinations of water depths, plant composition and density define the optimal habitat for each life history stage (Herdendorf et al., 1981). Aquatic birds and waterfowl require the appropriate ratio of open water to shallow emergent vegetation (Kaminski & Prince, 1981), acting as shelter from predators and supporting their food supply. Muskrats (*Ondatra zibethicus*) are among the few vertebrates to feed directly on robust emergent plants (*Typha*, *Butomus*, *Sparganium*, *Scirpus*) and whose feeding and house-building activities help to generate spatial heterogeneity (openings) in densely vegetated low marshes (van der Valk & Davis, 1978).

We hypothesize that (1) water level conditions in the current season determine the surface area and define the broad delineation of wetland plant assemblages, from seasonally dry (meadows) to wet (low marsh and submerged vegetation) conditions; (2) water level variability at short (week) to medium (previous season) temporal scales determine the finer details of marsh species composition, plant cover and relative abundance. Through these changes in vegetation, different hydrological regimes modify the overall structure of wetland habitats at the scale of a large fluvial lake: high-level years should correspond to a predominance of low marsh and submerged assemblages characterized by emergent and submerged obligatory wetland plants, whereas low-level years should show an increase in the surface area of high marsh/meadow assemblages dominated by facultative wetland plants. In addition, the temporal sequence of hydrological events, particularly water level conditions in the previous growth season, should modulate the composition of plant assemblages.

This study describes, validates and applies a model of herbaceous wetlands in Lake Saint-Pierre, a large (312 km²) fluvial lake formed by a broadening of the St. Lawrence River. The model was developed from four (1999–2002) sampling seasons of 13 wetlands located in the St. Lawrence River, under contrasting level conditions. The model was applied to Lake Saint-Pierre and predictions were validated using remote sensing data for seven years of different hydrological conditions. Finally, historical (1961–2002) variations in the surface area and distribution of wetland assemblages in Lake Saint-Pierre were inferred from model application.

Materials and methods

Study area

The study area covers a 225–km-long section of the St. Lawrence River between Lake Saint-François and the outlet of Lake Saint-Pierre (Figure 1). The wide (> 5 km), shallow (mean depth < 5 m) fluvial lakes are joined by narrow (< 4 km) corridors that flow through the Montreal archipelago. The shores of the island of Montreal and adjacent areas are heavily urbanized (population of about 2.5 million people) and have been considerably altered by human activities, such as dredging and channelling for ship traffic, the creation of islands for the 1967 World Exhibition and the deepening of the Port of Montreal. The area downstream of Montreal to Lake Saint-Pierre is more rural; here, agricultural activities and shoreline erosion are probably the main factors responsible for the loss of wetland habitats (Jean et al., 2002).

The St. Lawrence River discharge is currently regulated to optimize hydro-electric production, control flooding of riparian property and maintain water levels for commercial ship traffic. The regulated outflow at the Moses-Saunders Dam averages $7000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ and is the main source of inflow to Lake Saint-François, which level is stabilized. Water level variations in the Montreal area further reflect the Ottawa River discharge regime (mean annual discharge $1900 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) (Figure 1), increasing flow rate and vertical range to > 1 m. At the outlet of Lake Saint-Pierre (about 100 km downstream of Montreal), the influence of the Ottawa River, combined with that of other smaller tributaries (l'Assomption, Richelieu, Yamaska and Saint-François rivers), increase the seasonal range in water levels in the St. Lawrence River to > 2 m.

In addition to their effects on the seasonal discharge pattern, the confluence of the Ottawa River and other tributaries with the St. Lawrence increases spatial variability in water quality as water masses of different origins discharge into the main river stem and mix to different degree. For example, waters originating from Lake Ontario (in Lake Saint-François) are clearer ($K < 0.4 \text{ m}^{-1}$), more mineralized (conductivity $230\text{-}300 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$) and contain lower phosphorus (total P $< 15 \text{ } \mu\text{g P l}^{-1}$) concentrations than those originating from the Ottawa River (in Lake des Deux-Montagnes), which tend to be turbid ($K > 1.3 \text{ m}^{-1}$), soft (conductivity $< 70 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$) and nutrient-rich (total P $> 30 \text{ } \mu\text{g P l}^{-1}$) (Hudon, unpublished data).

In the fluvial sections, emergent marsh vegetation colonizes the shallow (< 2 m) shelf around islands and shoals, which drops sharply along a steep slope ($1\text{-}3.5 \text{ cm m}^{-1}$) to deeper

waters. In contrast, fluvial lakes are characterized by a wide littoral margin, which deepens progressively over a gentle slope ($< 0.01\text{--}0.8\text{ cm m}^{-1}$). Thirteen wetlands from fluvial sections and fluvial lakes were sampled to represent the various combinations of exposure to wind, predominant water mass and resulting water quality (Figure 1). Depending on their morphology and the origin of the water masses to which they were exposed, wetlands from the fluvial corridor (4 sites) and from three fluvial lakes (Lake Saint-François (1 site), Lake des Deux-Montagnes (2 sites) and Lake Saint-Pierre (6 sites)) represented a broad range of exposure to south-westerly wind (0 to $> 38\text{ km}$), water clarity ($K = 0.4\text{ to }3.5\text{ m}^{-1}$), conductivity (60 to $300\text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$) and total phosphorus concentrations (10 to $210\text{ }\mu\text{g P l}^{-1}$).

With its 11 700 hectares of high and low marshes, Lake Saint-Pierre represents over 70% of St. Lawrence River marshes (Jean et al., 2002), supporting a large nesting blue heron (*Ardea herodias*) population (over 1300 nests), a major resting area for migratory wildfowl (over 800 000 ducks and geese annually) and a highly diversified nesting bird (167 species), amphibian (13 species) and fish (79 species) fauna (EC, 1996). The Lake Saint-Pierre area is a Ramsar site (named after the international Convention on Wetlands, signed in Ramsar, Iran, in 1971), a UNESCO World Biosphere site and is protected under the Eastern Habitat Joint Venture. Public access to the southern portion of Lake Saint-Pierre is restricted, for safety reasons, by the Department of National Defence (Figure 1).

Sampling procedure: assessment of herbaceous wetlands distribution

Sampling followed the method outlined in Hudon (1997) and Hudon et al. (2003). Herbaceous wetland plant distribution and biomass were assessed in 13 wetland sites (Figure 1), where sampling took place in late summer (end of July to early October) of 1999 to 2002. At each site, plants were sampled in six to 27 permanent quadrats ($1 \times 2\text{ m}$) located along a transect line perpendicular to the shoreline, from a height of about 1 m above chart datum (hereafter referred to as CD) to a depth of about 1 m. At each quadrat, DGPS position (Differential Global Positioning System $\pm 1\text{--}2\text{ m}$), quadrat elevation ($\pm 1\text{ cm}$), water depth ($\pm 1\text{ cm}$), average height ($\pm 1\text{ cm}$) and % cover of each plant species were measured. Plant cover was divided among seven classes ($< 1\%$, 1–5%, 6–10%, 11–25%, 26–50%, 51–75% and $> 75\%$). Species' relative abundance was determined by multiplying average plant height (in cm) by median percent cover (0.5, 3, 8, 18, 37.5, 63 and 87.5%), to provide an indication of plants' architecture. Sediment

samples were taken at a subset of sampling locations in 2000 and 2001. Quadrat elevation was determined with respect to water level at the time of sampling using a surveyor's level and corrected to CD level using the daily (or hourly for Lake Saint-Pierre) level value at the nearest gauging station (see next section). The same quadrats were visited annually over the 1999–2002 period, yielding a total of 630 observations; quadrats submerged in water > 1 m could not be sampled each year, depending on year-to-year variations in water levels.

The limits of closed–dense (> 50% surface cover) and scattered–open (< 50% cover) marshes were surveyed in the field (2000–2002) by following the inner and outer limit of scattered emergent plants in a hydrofoil, with a continuous (DGPS) position recording. The average water depth of the limits of each emergent plant density was assessed by superimposing the XY positions tracked on the bathymetric map of that day.

Physical data acquisition: climatic, sedimentary and hydrological variables

Climatic variables were analysed to determine the relative importance of between-year differences in weather conditions on herbaceous wetland classes (Table 3). Daily air temperature, precipitation (1999–2002) and daily sunshine (1990–2000) were obtained from weather stations located at Saint-Hubert and Pierre Elliott Trudeau (daily sunshine in 2000–2001) airports (EC, 2003a) (Figure 1). The period from April 1 to September 30 was used to define the plant growing season, over which period hydrological characteristics were deemed to exert their maximum influence on herbaceous plants. An index of daily drought (Keetch-Byram Drought Index, KBDI, Keetch & Byram, 1968), using maximum daily air temperature, cumulative rain and the number of consecutive days since the last rain, was used to determine how much rain would be necessary to saturate the soil on each day of the growing season. The exposure of each site to wind and waves was assessed by including a variable quantifying the open-water fetch (m) from the southwest, which is the predominant wind direction in the St. Lawrence Valley in spring-summer (Morin & Bouchard, 2001).

Sedimentary variables were investigated to assess the relative magnitude of between-site effects, especially with respect to upstream-downstream differences in nutrient enrichment and fine sediment build-up from erosion and tributary inflow. Percent sand, loam and clay, mean, median and variance in particle diameter, percent of volatile organic contents, organic N, total P

and pH were measured on surface sediment cores (10 cm) collected at the time of plant sampling in 2000 (122 cores) and 2001 (143 cores) (Hudon unpubl. data).

Hydrological conditions represented the main factor of our analysis, which tested the hypothesis that the presence of a given type of herbaceous wetland (hereafter designated as classes) over a given year resulted from the hydrological conditions experienced during the current and previous growing season. The hydrological regime of each quadrat was characterized using daily water level measurements at the nearest gauging stations (DFO, 2003). Between-site differences in elevation (referenced to the International Great Lakes Datum of 1985, IGLD85) were accounted for by adjusting level values to navigation charts (CD) by subtracting individual site elevation (m, IGLD85) from daily level values of the nearest gauging station.

The hydrological conditions to which each quadrat was subjected were assessed using 54 hydrological variables. Variables included the number of days of inundation, the number of wet-dry (water-air-water) cycles, quadrat depth (mean and standard deviation) and quadrat elevation with respect to water level (mean and standard deviation). Different periods and time intervals were chosen to address different selective effects of hydrological regime on plant assemblages over the very short (1 to 8 weeks before sampling), short (mean monthly levels in May, June, July and August) and medium terms (current and past growing seasons). In addition to mean levels over each time interval, standard deviation values were included as measurements of variability in water levels at different temporal scales.

All hydrological variables were calculated for the current growing season (ending on the day each quadrat was sampled); longer term variables (monthly average, growing season average) for the previous growing season (1 April–30 September) were also computed. The choice of hydrological variables reflected their potential effects on processes such as seed germination of annuals, budding of underground structures of perennials, survival/death of obligatory and facultative taxa by flooding or drying out. This allowed us to test our first hypothesis that the occurrence of a given herbaceous plant assemblage at a given location and time should primarily result from favourable hydrological conditions at the proper temporal scale or frequency. This further implied that propagules of taxa characteristic of all vegetation classes were widely distributed in wetlands (or have dispersion mechanisms that operate over periods

shorter than that of critical hydrological variability) and remained latent (unexpressed) when hydrological conditions were not favourable.

Identification of herbaceous wetland classes

Species nomenclature follows Marie-Victorin (1995), with the exception of 2 taxa whose morphology varies noticeably with water levels (*Scirpus lacustris*, *Sagittaria latifolia*), for which the simpler nomenclature of Fleurbec (1987) was used. Each species was allocated to obligatory or facultative wetland taxa (Reed, 1988; Gauthier, 1997), obligate perennial (i.e., requiring more than one growing season to produce seeds) or annual life cycle (Marie-Victorin, 1995) and to an ecological type (meadow, emergent, submerged, floating-leaved). Diversity was quantified using taxa richness (in each quadrat and within each class) as well as Shannon (H') diversity index (Legendre & Legendre, 1983), calculated from the percent cover of all species sampled.

Herbaceous plant assemblages based on the relative abundance (height in cm x % median cover) of taxa were identified from the results of multivariate analyses carried out on different subsets of the 630 quadrats. In order to reduce the number of rare species (occurring in < 1% or < 7 quadrats), some species were lumped at the genus level or in groups of similar ecological form (i.e., linear-leaved *Potamogeton* species). This procedure resulted in the inclusion of 76 taxa (frequency > 1%) in multivariate analyses. Groups of quadrats supporting homogeneous herbaceous plant assemblages were identified from cluster analyses using a Bray-Curtis dissimilarity coefficient (Legendre & Legendre, 1983) computed between all pairs of quadrats and the "Flexible-Beta" (Lance & Williams, 1967) clustering method (SAS, PROC CLUSTER, beta = -0.25). These procedures were selected because they are well-suited for relative abundance data and also because the absence of a given taxon from two quadrats does not count as an element of similarity. Characteristic plant assemblages resulting from a sharp drop of mean water level were identified from a separate cluster analysis carried out on quadrats sampled in 1999 and 2001 only (N = 287 quadrats x 82 taxa); dewatering of low marshes and submerged vegetation yielded 2 plant assemblages (annual meadow and mudflat) which did not occur under average water level conditions (2000 and 2002, N = 343 quadrats x 74 taxa). Five additional wetland classes were common to all years, corresponding to meadow, mixed marshes with

narrow-leaved emergents and other marshes, floating-leaved and submerged vegetation. Diagnostic taxa, top ranking in their excess relative to expected abundance, were identified for each herbaceous wetland class.

Hydrological model development and validation

The relative importance of climatic, sedimentary and hydrological variables on herbaceous wetland classes was assessed by running Canonical Correspondence Analyses (CCA, ter Braak & Smilauer, 1998) on data subsets for which information was complete. The effect of sediment characteristics (% sand, % clay, % loam, total P, organic N, % organic contents, pH and grain size distribution [mean, median and standard deviation]) in explaining plant assemblages was assessed on the subset of samples (plant assemblages derived from N= 265 quadrats sampled in 2000 and 2001) for which sediment data was available. Another CCA was carried out on the complete data set (plant assemblages derived from N=630 quadrats sampled in 1999–2002) to determine the fraction of variance in plant assemblages explained by environmental (cumulative degree-days, precipitation and hours of sunshine, drought index, water mass and clarity, fetch from the NE and SW) and hydrological variables (see the description of the 54 variables in the above section on physical data acquisition). CCA was used to identify the subset of most influential hydrological variables using forward selection of highly significant ($p < 0.01$) variables while removing the effects of environmental variables and avoiding co-linear variables.

The combination of hydrological variables and the critical thresholds allowing the best separation of plant assemblages were identified using classification tree (CART, Breiman et al., 1984) analysis. This hierarchical model was used to predict the temporal variations (1961–2002) in the surface area and distribution of wetland classes in Lake Saint-Pierre, as a function of recorded water levels. The expected wetland class was predicted from the hydrological conditions experienced by each pixel of lake bottom at a known elevation using a two-dimensional hydrodynamic simulation model (see section below).

The validity of the output of the hydrological CART model was assessed using three methods. First, the surface area and distribution of each class of plant assemblage predicted from the hydrological model was compared to wetland classes identified from remote sensing images.

Late-summer wetland distribution in Lake Saint-Pierre could be assessed independently on eight remote sensing images from LANDSAT-TM (1984, 1986, 1987 and 1988 [two dates]; Lalonde & Létourneau, 1996), MEIS-II (1990 and 2000) and IKONOS (2002, EC, 2004) platforms (Table 2). For each pixel of lake area, we assessed the concordance between the nine herbaceous wetland classes predicted from hydrology and the wetland category inferred from its remote-sensing spectral signature (55 categories). This exercise was based on a (9 x 55) matrix where roughly 46% of the combinations were deemed concordant, based on the plant species typically associated with each class. Second, the limits of continuous (> 50% surface cover, dense and closed marshes) and sparse (< 50% cover, scattered and open marshes) emergents surveyed in the field (2000–2002) were compared with the limits of equivalent classes derived from the hydrological model and from remote sensing for the same years. Third, the attribution of groups of quadrats derived from the hydrological-based CART model was verified against the classes previously identified by the cluster analyses, to determine the fraction of quadrats properly classified using hydrology alone.

Application of model to Lake Saint-Pierre

The level regime affecting wetlands was determined using a hydrodynamic simulation model (Morin & Bouchard, 2001) combined with a numerical elevation model (EC, 2003b). Wetlands were modelled in the elevation belt between 2.94 m and 4.45 m, which roughly coincide with the 1-m-depth isobath in August (which was set as the lower limit of emergent plant colonization) and with the two-year recurrent flood limit (above which shrubby and forested swamps tend to dominate the succession), respectively. The slope of the water surface for Lake Saint-Pierre was assessed by interpolating the daily water levels from gauging stations located near the entrance (Lake Saint-Pierre) and at the outlet (Trois-Rivières) of Lake Saint-Pierre using 40 000 polygons. This slope was then corrected on a daily basis by using a simulated slope as a reference to calculate the slight variations caused by topometry, winds and tides. The simulated slope that was used to correct the interpolated slope was derived from a simulated scenario corresponding to a mean discharge of $9500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in spring. Hydrological conditions experienced by each pixel of lake bottom at a known elevation were then used to predict the expected herbaceous wetland class at each point.

The distribution of the predicted wetland classes was mapped using a geographic information system (MapInfo version 6.5), which was then used to calculate the surface area of each class for each year (1961–2002). The 42–y sequence of changes in the surface area of wetlands classes was reduced from a nine-descriptor (surface of nine classes) time series to a two-dimensional state-space diagram. The new factors consisted of simple differences of wetland class areas and were identified by inspection of the first two principal components of the covariance matrix between the surface areas of the nine herbaceous wetland classes. This synthesized representation of Lake Saint-Pierre herbaceous wetlands dynamics revealed the presence of a small number of recurrent patterns through time.

Results

Identification of key variables

Seven broad classes of herbaceous wetlands were identified from the cluster analyses on taxonomic composition, corresponding to the range from seasonally dry to constantly wet conditions: wet meadow, annual meadow, mudflat, mixed marshes with narrow-leaved vegetation, open marshes with floating-leaved vegetation, other (scattered, closed, dense) marshes and submerged vegetation.

The relative association between wetland classes and sedimentary (among-sites), environmental (among-years) and hydrological variables revealed the increasing order of importance of these three factors in explaining wetland classes. Sediment characteristics varied among sites (not shown), explaining 11.5 % of the variance in classes. The first axis (65% of variance) was positively correlated to particle size and to the % sand and was negatively correlated to pH and organic N content. Submerged vegetation and mixed marshes with narrow-leaved emergents were found on sandy sediments with a high median size and low organic contents whereas other marshes and wet meadows tended to grow on finer, more organic sediments.

In spite of the major differences in climatic conditions among years (Table 1), canonical correspondence analysis revealed that environmental and climatic conditions only explained 9.6% of total variance in the above classes. As expected, precipitation was negatively correlated to sunshine and air temperature, and together explained 57.2% of the variance of the first axis.

Similarly, fetch from dominant wind directions was inversely correlated to water clarity and explained 29% of the variance of the second canonical axis. Open marshes with floating-leaved vegetation occurred in areas that were sheltered from dominant winds and of relatively good water clarity.

Hydrological variables alone explained 25% of the variation in classes, allowing the subset of most significant hydrological variables to be identified. The first axis (45% of explained variance) distinguished between dry (wet and annual meadows) and wet (shallow submerged and open marsh with floating-leaved vegetation) plant assemblages: water level in July, the number of days flooded in the past 2 and 7 weeks and two variables describing hydrological conditions over the previous season (average water depth and number of days flooded) were well correlated to this axis. The second axis (24% of explained variance) differentiated between mudflats and marshes on the basis of water level variability, expressed as the standard deviation of water level (depth and elevation) over the current and previous seasons.

Once the effect of sediment and environmental conditions was removed from the analysis, hydrology still explained 24% of total variance. Variables identified above were used in the development of a predictive binary CART model based exclusively on combinations of hydrological variables; sedimentary and environmental variables were excluded since they represented only about 10% (each) of variability among herbaceous wetland classes.

Hydrological model development and concordance assessment

The hydrological model (CART) increased from seven to nine the total number of wetland classes that could be predicted from hydrological conditions (Figure 2), as it yielded predictions for three subsets of marshes which were originally lumped together as “other marshes” in the taxa-based cluster analysis. The correspondence of wetland classes obtained from the two statistical analyses supports our first hypothesis that exposure to hydrological conditions over the current season (identified from the hydrology-based CART model) would allow to distinguish broad wetland plant assemblages (identified from the taxa-based cluster analyses) across the dry-wet range. Furthermore, our second hypothesis was supported by the hierarchy of hydrological variables resulting from the CART model, showing that water level conditions over the previous season distinguished finer classes of wetland assemblages.

The hydrology-based CART model (Figure 2) first divided quadrats that were above (dry) or below (wet) the average water level in July. That threshold separated areas which were dry for most of the current growing season (high marshes = classes 1, 2, 3) from the ones subjected to water-logged or submerged conditions throughout the current growing season (classes 4 to 9). This criterion also happened to correspond with one of the defining characteristic of high and low marshes (Buteau et al., 1994). Three classes of high marsh were distinguished from the average water depth over the previous growing season: water depth < 23 cm resulted in wet meadow vegetation (class 1), water depth between 23 and 95 cm during the previous growing season resulted in annual meadow vegetation (class 2), and water depth > 95 cm resulted in mudflats (class 3). This sequence of wetland classes coincided with the dewatering of areas colonized the year before by wet meadow, low marsh and submerged vegetation, respectively.

The six remaining wetland classes were divided according to the number of days spent underwater during the preceding season. Areas always flooded (> 180 days in the growing season) over the previous growing season yielded open marshes with floating-leaved vegetation (class 5) and scattered marshes with tall *Scirpus* (class 4), which were distinguished on the basis of small (class 5) and large (class 4) seasonal water depth variability. The four remaining classes were divided into those located in water deeper (classes 6, 9) or shallower (classes 7, 8) than 77 cm below the July level. The number of days flooded over the previous season allowed mixed marshes with narrow-leaved vegetation (class 6, > 46 days underwater) to be distinguished from closed marshes with aggressive emergents (class 9, < 46 days underwater). Finally, dense marsh with robust emergents (class 8, > 100 days underwater) was flooded for longer periods during the previous season than shallow submerged vegetation (class 7, < 100 days underwater).

Comparison of herbaceous wetland class distribution predicted from the hydrology model with remote sensing images for eight years (Table 2) revealed that the wetland assemblages coincided over 58% (1988) to 96% (1987) of the surface area. The relatively poor performance (58% and 64% accuracy) of the two 1988 images remains unexplained. The correspondence between high marsh classes (meadows and mudflats) with remote sensing was unequivocal. Closed, dense and mixed (classes 9, 8, 6) marshes inferred from the model also coincided well with the areas observed on remote-sensing images. However, the transition between open marshes and dense submerged vegetation was more difficult to define, particularly the

correspondence between class 5 (open marsh with floating-leaved vegetation) and remote sensing categories (deep marshes, floating-leaved or submerged vegetation).

Field surveys of continuous (> 50%) cover of emergent plants coincided well with areas of meadows and marshes derived from remote-sensing and those inferred from the model (Figure 3). Areas delineating the outer limit of scarce (< 50% cover) emergent vegetation also showed concordance with open marsh (class 5), although the field survey showed that *S. lacustris* could grow in 1–2 m of water whereas the outer limit of modelled wetlands was set to 1 m.

A 71% overall match was observed between herbaceous wetland classes derived from taxa-based cluster analyses section and allocation from the hydrology-based CART model. Depending on wetland class, the percentage of well classified quadrats varied from 84% (open marsh with floating vegetation) to 24% (submerged vegetation) (Table 3). As observed in the previous two validation steps, attribution of quadrats to the three drier high marsh classes (wet and annual meadows and mudflat) was highly successful (70–79% concordance). The allocation of quadrats belonging to low marsh categories reflected the difficulty of accurately describing the transition between terrestrial and aquatic environments (45–58% of quadrats properly classified). Again, the two most aquatic wetland classes tended to be lumped together, as most (N = 46 out of 65) quadrats classified as submerged vegetation (class 7, 24% well classified) were attributed to class 5 (open marsh with floating-leaved vegetation, 84% well classified). Specifically, all submerged vegetation quadrats originating from Lake Saint-Pierre were classified into open marshes with floating-leaved vegetation.

Description of wetland classes

The nine wetland classes derived from the hydrological model (Figure 2) can be described from hydrological, biological and taxonomical standpoints (Table 3), all important characteristics defining their properties as faunal habitats.

Wet meadow (Class 1) – This class was located at the highest elevation and was the first to be dried out as spring flood receded. It formed a large sample which was adequately represented in Lake Saint-Pierre and was well classified at 71% by the CART analyses. *Phalaris arundinacea*, *Lythrum salicaria*, and *Onoclea sensibilis* were diagnostic taxa of this group, which formed a

dense cover of tall grasses (about 1m) (Table 3). Obligatory emergent taxa (*Spartina pectinata*, *Typha* spp. and *Bolboschoenus fluviatilis*) were also common, contributing to its diversity: of all classes, meadows comprised the highest number of recorded taxa. Such high value emphasizes the important fine-scale species richness of meadows in contrast with the lesser richness of tall emergent marshes. Most taxa in this class were perennials, with a roughly equal representation of obligatory and facultative wetland taxa.

Annual meadow (Class 2) – Located at a lower elevation than the previous one, but still 37 cm above the average July water level (Table 3), annual meadows appeared when low-level conditions resulted in the drying out of marsh vegetation over most of the growing period (occurring in 1999 and 2001 only). Periodic drying out induced high diversity, from the co-occurrence of perennial with obligate annual taxa, pinpointing a subset of taxa not commonly seen in dense wet meadows (*Polygonum* spp., *Urtica dioica* and tall [> 10 cm] *Cyperus* spp.). Various graminea (*Leersia*, *Phalaris*, *Phragmites*, *Spartina*), *Lythrum salicaria*, *Populus* spp. and *Acer* spp. were also observed germinating in the dry, open spaces between the scattered stems of the obligatory emergent taxa (*Bolboschoenus fluviatilis*, *Typha* spp., *Sparganium eurycarpum*, *Butomus umbellatus*), usually dominant under wetter conditions. In contrast with the previous class, the annual meadow provided a rather heterogeneous ground cover for fauna, including tall grasses, scattered lumps of stunted emergent plants and a low cover of annuals germinating on the dried ground.

Barren mudflats (Class 3) – Like the previous class, barren mudflats were only observed in low-level years, in dried areas colonized the year before by submerged aquatic vegetation. The low representation of this class in Lake Saint-Pierre results from the lack of access by foot (for safety reasons) to the southern (restricted) part of Lake Saint-Pierre under low-level conditions (Figure 1). Assemblages belonging to this group were subjected to frequent wet-dry cycles (6 times per season on average), imposing a sharp selection pressure in favour of highly tolerant, quick-responding taxa (*Polygonum* spp., *Leersia* and filamentous algae). This class was also rich in taxa specifically adapted to sharp water-level drops (*Alisma plantago-aquatica*), able to germinate and

flower on water-logged soils (*Heteranthera dubia*) and taking advantage of open substrate to germinate (*Polygonum* spp., *Populus deltoides*, *L. salicaria*, *Lindernia dubia*).

Low marshes (Classes 4, 6, 8, 9) – Low marshes are found in areas that remain water-saturated or inundated year-round (Buteau et al., 1994), at depths ranging between 0 and about 1 m below the water level in July (Table 3). In addition to the direct effects of hydrology, marsh assemblages are also affected by other factors (such as water quality, sediment type, scouring by ice, current, wind and waves,), some of which are indirectly affected by hydrology. For these reasons, dividing marshes into distinct, yet ecologically meaningful classes was a challenge, since low marshes represent a complex continuum of emergent and submerged plant assemblages grading into each other. Three classes of marshes were initially identified on the sole basis of the cluster analysis of the relative abundance of plant taxa: open marsh with floating-leaved vegetation (class 5), a mixed marsh characterized by narrow-leaved emergents (class 6) and a single group of all other marshes. Hydrology-based model succeeded in distinguishing these marsh classes (5 and 6) and further resolved the “other marshes” group into three additional marsh classes (classes 4, 8 and 9) (Figure 2). We thus describe the five low marsh classes and their faunal habitat potential in the same order as that of the hydrological model output (Figure 2), without regard for environmental gradients (water depth, taxonomic composition, emergent plant height).

Open marsh with floating-leaved vegetation (Class 5) – A mixture of floating-leaved, emergents (mostly *Scirpus lacustris*), submergents (*Vallisneria americana*, *Elodea* spp.) and algae characterized this class (Table 6). This large group was the least diversified and was common in the offshore belt of southern Lake Saint-Pierre, well below the average level in July. *Scirpus lacustris* formed small and dispersed (< 5 m across and >100 m apart) patches among dense submerged and floating vegetation. Although the maximum depth limit of this assemblage was fixed at 1 m below the late summer level, *S. lacustris* grew to a depth of 1.5 m (s.d. = 0.5 m) (Figure 3).

Scattered tall Scirpus marsh (Class 4) – Sheltered areas of Lake Saint-Pierre were typically colonized by this complex arrangement of patches of tall (> 1m) emergent plants (*S. lacustris*,

Bolboschoenus fluviatilis) interspersed with pools of fairly dense submerged vegetation (*Myriophyllum* spp., *Potamogeton richardsonii* and *Heteranthera dubia*). Like classes 8 and 9, scattered *Scirpus* marsh grew in fairly deep water; while water depth was highly variable, the area was seldom dewatered. These hydrological conditions resulted in moderate diversity and the exclusive presence of obligatory wetland taxa, most of which were perennial.

Mixed marsh with narrow-leaved emergents (Class 6) – This class of marsh comprised *Schoenoplectus pungens*, *Eleocharis palustris*, *E. acicularis* and *Pontederia cordata*, which formed a cover of medium height (0.5–1.0 m) nearly devoid of submerged plants. Very common in the inner fringe between high and low marshes of Lake Saint-Pierre, it colonized exposed areas between continuous (> 50% cover) and sparse (< 50% cover) emergents (Figure 3). Mixed marshes with narrow-leaved emergents were found in shallow areas periodically dewatered over the previous growing season. These moderately variable hydrological conditions yielded the highest diversity of the five low marsh classes.

Closed marsh with aggressive emergents (Class 9) – Closed-cover assemblage of tall (1.5 to 2.5 m high), robust *Phragmites australis*, *Typha* spp., *Sparganium eurycarpum* and *Butomus umbellatus* grew in shallow, but variable water depth, with extended periods of de-watering in the previous growing season (Table 8). This set of hydrological conditions coincided with low diversity, with a strong dominance of aggressive, clonal obligatory wetland taxa and the lack of submerged plants. This assemblage occurred mostly in the disturbed wetlands of the fluvial section but could be underestimated in Lake Saint-Pierre owing to the difficulty of accessing the restricted area (Figure 1), especially under low water-level conditions.

Dense marsh with robust emergents (Class 8) – Dense, robust emergent taxa (*Bolboschoenus fluviatilis*, *Butomus umbellatus*, *Typha* spp. and *Sparganium eurycarpum*) co-existed with floating-leaved (*Nuphar variegata*) and a variety of submerged taxa (*A. plantago aquatica*, *Potamogeton* spp.). The last of the five low-marsh classes was found in deep waters more than 1 metre below average July level and was flooded for most of the previous growing season.

Intermediate emergent cover, fairly deep water and nearly constant flooding allowed dense submerged vegetation to grow among emergent plants.

Shallow submerged aquatic vegetation (Class 7). A mixture of algae, submerged vascular plants (*E. canadensis*, *Myriophyllum* spp., *Potamogeton* spp., *V. americana*) and of emergents (*L. salicaria*, *Eleocharis palustris*, *Schoenoplectus pungens* and *Typha* spp.) was observed in the fluvial section. This assemblage coincided with erratic dewatering (in the previous growth season) of shallow submerged vegetation.

Temporal variations of herbaceous wetlands in Lake Saint-Pierre (1961–2002)

During the study period (1961–2002), average growing season levels exhibited large changes: Between 1961–1965, levels receded sharply (by about 0.8 m), rose by nearly 2 m in 1965–1974 and declined by 1.5 m between 1974 and 2001. The last decade (1993–2002) has shown large (up to 80 cm) interannual variations, which had not been experienced since 1974–1977. As hypothesized, temporal variations of wetland surface derived from our model reflected the wide range of hydrological conditions: over the 1961–2002 period, the total surface area of Lake Saint-Pierre wetlands ranged between 11 (in 1972) and 128 (in 2001) km² (Figure 4) and was negatively correlated (Spearman $r = -0.86$, $p < 0.0001$) to average water level during the current growing season. To emphasize broad changes in faunal habitat availability, wetland classes were grouped (Figure 4) according to high marsh (wet meadows, annual meadows and mudflats, classes 1, 2, 3), low marsh (classes 4, 6, 8, 9) and floating-leaved and submerged vegetation (classes 5 and 7). Meadows and mudflats, which represent aquatic bird nesting and foraging habitats, were nearly always available except for the period of highest levels (1972–1974). Marshes also followed wide variations in surface area through time and were completely dried out during the low-level episodes of 1962–1963, 1982, 1995, 1999 and 2001. Over these years, they were temporarily replaced by annual meadows and resulted in an abrupt transition between terrestrial meadows and aquatic habitats. Reduced availability of the most aquatic wetland habitat (open marsh and shallow submerged vegetation) is less critical since fauna may use deeper (> 1 m) open-water submerged vegetation which prevails towards the center of the lake (not included in the present study).

Whereas the total surface area and broad wetland plant assemblages could be distinguished from water level over the current season, the sequence of interannual (previous year) water level variations also coincided with more subtle changes in the distribution and abundance of Lake Saint-Pierre wetland classes. The finding that the first two components of a principal component analysis captured 82% of the overall variation in the history of wetland class area led to a useful representation of model's predictions. Two simple axes, inspired by principal components, were defined to represent the overall changes in surface area of all herbaceous wetland classes in Lake Saint-Pierre (Figure 5). The resulting V-shaped diagram showed that the lake alternated between three major wetland configurations, dominated by meadows and open marsh with floating-leaved vegetation (upper left), scattered tall *Scirpus* marshes (upper right) and closed marsh with aggressive emergents (bottom). In addition, the diagram illustrates that, for a given level, wetland plant assemblages differed markedly whether the multi-year sequence of water levels was rising (1966) or falling (1988) (Figures 4 and 5), thus further supporting our second hypothesis.

The lowest lake-level conditions experienced in the 1962–1966 period, 1995, 1999 and 2001 (Figure 4) coincided with assemblages found in the upper left arm of the V-shaped diagram (Figure 5). In those years, Lake Saint-Pierre wetlands were characterized by large expanses (up to 69 km²) of high marsh (wet and annual meadows, class 1 and 2) and open marsh with floating-leaved vegetation (Class 5). This configuration resulted in a sharp dry-wet boundary, mostly devoid of transitional low marsh assemblages. Sequences of years of rising water levels (1965–1969, 1988–1990 and 1992–1994) show the appearance of mixed marshes with narrow-leaved emergents (Class 6), which provided a more gradual transition between terrestrial (high marsh) and aquatic (submerged and floating-leaved vegetation) (lower left arm of the V-shaped diagram, Figure 5).

The highest water levels (1972–1974, 1976) coincided with the lowest total surface area and a mixture of wetland classes, which appeared as the transition between the left and right arms of the V-shaped diagram. Periods (1967–1971, 1977–1994) of intermediate levels (4.7–5.3 m) showed the increase of the surface occupied by low marshes (particularly classes 4 and 6) to 10–70 km². The wetland assemblages inferred for 1971 and 1991 show the predominance of scattered *Scirpus* marsh (class 4), which were generally found on the right arm of the V-shaped

diagram (Figure 5). Large interannual fluctuations of water levels during the last decade (1993–2002) brought the first appearance of large surfaces ($> 20 \text{ km}^2$) of mudflats in low-level years (1995, 1999, 2001) and of conditions favouring closed marshes dominated by aggressive emergents the following years (1996, 2000, 2002), which were clustered at the lowest part of the V-shaped diagram (Figure 5).

In addition to the shifts between three major wetland configurations of Lake Saint-Pierre, the distribution of years in the V-shaped diagram also provided indications on the decadal-scale level of variability. It is noticeable that every year in the 1961–1967 period was located in the left arm of the diagram (Figure 5; circles), whereas the years 1971–1977 (Figure 5; squares) showed more variability and shifted to the right arm of the diagram. In contrast, over the most recent years (1996–2002) (Figure 5; pentagons) wetlands switched rapidly between the three configurations, from the scattered *Scirpus* marsh (right side) to the open marsh (left side), with the unprecedented occurrence of closed marshes with aggressive emergents (bottom) in the most recent years. Over the last decade, Lake Saint-Pierre wetlands have been subject to an unusually high level of year-to-year hydrological variability.

Discussion

Our results confirm the previously documented linkages between water level variations and the distribution and composition of herbaceous wetland plant assemblages (van der Valk, 1994; Toner & Keddy, 1997; Hudon, 1997; Hill et al., 1998; Keddy, 2002; Nilsson & Svedmark, 2002). In Lake Saint-Pierre, water level conditions over the current season were negatively correlated to the total surface area of wetlands. Periods of low levels increased the area of meadows, mudflats and open marshes whereas periods of high levels decreased the total area emergent vegetation, since it was flooded under $> 1 \text{ m}$. Hydrological variables alone explained 24% of the variability in herbaceous plant assemblages, once the effect of other (sediment, environment, climate) variables was removed.

In addition, hydrological conditions over the previous growing season were useful in defining finer wetland plant assemblages, revealing the importance of interannual variability of levels for species composition, relative abundance and diversity of meadows and marsh categories (Nilsson & Keddy, 1988). For example, annual meadows were observed following the

de-watering of areas colonized by marshes over the previous season. Sharp drops in water levels dried out shallow areas clogged by submerged vegetation and turned them into mudflats, thus reducing their occurrence the following year when higher levels returned. In addition, the occurrence of five distinct marsh assemblages, characterized by different diagnostic species, species richness, plant cover and height, were related to water level variability (water depth) and flooding conditions (number of days under water) over the current and previous season, respectively.

Over the four sampling seasons leading to the development of our hydrologic model, St. Lawrence River water levels followed the pattern of alternating low (1999 and 2001) and nearly average (2000 and 2002) conditions. These broad differences in water levels from year to year allowed us to document the considerable plasticity of herbaceous plant assemblages to hydrology. The important changes in plant assemblages we recorded in the littoral zone over successive seasons showed the quick response of wetland plants to fluctuating water level conditions, owing to vegetative propagation or seed germination. Persistent underground structures sustain perennial wetland taxa (such as *Phalaris arundinacea*, *Scirpus lacustris* and *Typha angustifolia*) over periods of unfavourable level conditions while increasing their biomass when favourable conditions return (Hudon, 2004). Such mechanisms also account for the broad range of elevation over which many wetland taxa occur (Hudon, 1997). Alternately, seed germination allowed the colonisation of temporarily dried sediments. Our observation of high taxa diversity in periodically dried out marshes (class 2, annual meadows) confirms that (1) wetland species diversity is maximal just above the water line (Keddy, 2002); and (2) episodic low-level periods favour wetlands species diversity through the flowering of obligate annual species, which replenish wetlands' seed-banks (Keddy & Reznicek, 1986).

Hydrology is also linked to other factors (exposure, litter accumulation, fertility gradients, exotic species introduction) previously shown to influence the complex mosaic of wetland plant assemblages (Day et al., 1988; Keddy, 1989; Shipley et al., 1991; Lavoie et al., 2003).

Comparison of wetland assemblages over low-level episodes in 1931 and 1999 revealed that recent wetland plant assemblages reflect nutrient enrichment, drier wetland conditions and proliferation of aggressive taxa (Hudon, 2004). Our observations (CCA results) showing that scattered, dense and closed marshes (classes 4, 8, 9) tended to grow on fine, organic sediments

support the linkage between flood, sediment and vegetation types. Environmental, climatic and sedimentary variables each accounted for only about 10% of the differences among plant assemblages in our study, but did not account for the effects of historical increases in nutrients and sediment loads. In addition, colonization and proliferation by aggressive taxa such as *Lythrum salicaria*, *Typha angustifolia* and *Phragmites australis* are influenced by water level conditions (Hudon, 2004; Décamps et al., 1995). It is noteworthy that numerous new patches of *Phragmites australis* were observed in Lake Saint-Pierre in the years following the low-level conditions of 1999 and 2001.

Managing water levels to sustain habitat diversity

There is increasing evidence that biological diversity follows a dome-shaped relationship with disturbance levels (Day et al., 1988; Hill et al., 1998; Ward et al., 1999): wetland diversity is maximal under moderate, cyclic, seasonal and interannual variability and decreases when water level variations are minimized, erratic or overly amplified (Bunn & Arthington, 2002). Wetland diversity in space and time is not only desirable for its own sake, but also because it ensures the availability of a variety of faunal habitats (Herdendorf et al., 1981).

In Lake Saint-Pierre, high spring water levels allow flushing of organic matter and recent sediment thus reducing litter accumulation and maintaining a mineral, nutrient-poor substrate. Spring floods also tend to be correlated to annual and growing season levels, both of which lead to a reduction of robust emergent plant biomass; prolonged submersion in deep water is a commonly used practice to eliminate dense *Typha* stands (van der Valk, 1994). Years of above-average water levels were shown to coincide with flooding of emergent vegetation and reduced marsh surface area and cover (Day et al., 1988; Hudon, 1997). Conversely, the decrease in mean water level over the past 30 years could lead Lake Saint-Pierre wetlands towards closed marshes dominated by aggressive emergent plants.

In the past, St. Lawrence River and Lake Saint-Pierre wetlands were subjected to intense, albeit periodic physical disturbances such as major flood and drought events, freeze-over and lift-off of ice pack and ice scouring (Marie-Victorin, 1934, 1943; Cléonique-Joseph, 1936; Dansereau, 1959), which maintained temporal (seasonal, interannual, pluri-annual) and spatial (patch, assemblage, community, landscape) heterogeneity at different scales. Over the last

decades, multiple human interventions (control of ice jams, channel excavation, shoreline alteration and discharge control) (EC, 1996) have reduced the magnitude of floods and concentrated water flow in the navigation channel. Water level regulation has led to a reduction in the overall range of seasonal water level variations, by decreasing spring floods and raising late summer low levels (Hudon, 1997). In conjunction with increased nutrient and sediment inflow from tributaries draining farmlands (MENV, 2003), these cumulative interventions result in significantly altered environmental conditions for Lake Saint-Pierre wetlands. Climate change scenarios forecast warmer temperatures, extended growth seasons and reduced discharge and level conditions, which will further modify wetland ecosystems in the future (Magnuson et al., 1997).

Although water level variations from year-to-year in the Great Lakes Basin are largely controlled by climatic conditions (Magnuson et al., 1997), regulation modulates the timing and magnitude of levels and flow to suit the needs of the various interest groups (IJC, 1999). Stabilization of Lake Ontario levels resulted in an increase in river discharge during periods of high water supply and its reduction over periods of low water supply (Carpentier, 2003). This management practice has eliminated the decadal-scale variations of Lake Ontario levels (Wilcox & Whillans, 1999) and could alter year-to-year variability in a way that is detrimental to wetlands in both Lake Ontario (over-stabilized levels) and St. Lawrence River (overly variable regime).

Environmentally-conscious water level management requires knowledge of how much regulated outflow can deviate from natural conditions without impairing wetlands sustainability (Hill et al., 1998; IJC, 1999). For most stakeholders, simple management objectives may be set in terms of water level thresholds that cannot be exceeded (in both directions) without major effects on human activities (IJC, 1999). To meet environmental objectives however, both the amplitude and the recurrence of extreme events should mimic that of unaltered flow conditions (Petts, 1984; Poff et al., 1997).

The strong response of Lake Saint-Pierre wetlands to hydrological conditions underlines their vulnerability to future water level variations resulting from regulation and climate variability. Erratic water level fluctuations (at weekly, seasonal, interannual scales) appear to be detrimental to wetland ecosystems, resulting in the selection of only those species that are tolerant to extreme disturbance and thus reduce species and habitat diversity. In this respect,

regularity of level variations could be as important as their overall magnitude. As shown by our results, past periods of low (1960s) and high (mid 1970s) water supply resulted in a sequence of many years of similarly high or low conditions, thus allowing wetlands to adjust over a period of several consecutive years. Since the mid 1970s, mean water levels in the St. Lawrence River have declined and exhibited large year-to-year variations between 1996 and 2002, coinciding with high density, closed marshes in Lake Saint-Pierre. Since maintenance of diversified wetland habitats relies on a wide seasonal range in water level and the occasional extreme high and low years, water level management should ensure that future amplitude, flood and drought recurrence (including frequency and timing) remain close to historical, pre-regulation conditions.

Acknowledgements

This study benefited from the help of many staff members of the St. Lawrence Centre (Environment Canada). The authors thank D. Poulin, C. Lemay, S. Légaré, J. Amaral, J. Tena-Russell and numerous other occasional visitors for their help with field and laboratory work. Hydrographic data and support information were supplied by G. Morin and J. Laroche (MSC, Environment Canada). J. Grekin revised an earlier version of the manuscript. This study was partially funded by the Lake Ontario–St. Lawrence River Water Level Study of the International Joint Commission.

References

- Breiman, L., J. Friedman, R. Ohlsen & C. Stone, 1984. Classification and regression trees. Wadsworth, Belmont, CA.
- Bunn, S.E. & A.H. Arthington, 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environ. Manag.* 30: 492–507.
- Buteau, P., N. Dignard & P. Grondin, 1994. Système de classification des milieux humides du Québec. MB 94-01. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources Naturelles, Secteur des mines, 25 pp.
- Carpenter, S.R. & D.M. Lodge, 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquat. Bot.* 26: 341–370.
- Carpentier, A., 2003. La régularisation du Saint-Laurent. *Le naturaliste Canadien* 127: 102–113.

- Casselman, J.M. & C.A. Lewis, 1996. Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53 (suppl. 1): 161–174.
- Chambers, P.A., R.E. DeWreede, E.A. Irlandi & H. Vandermeulen, 1999. Management issues in aquatic macrophyte ecology: a Canadian perspective. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 77: 471–487.
- Cléonique-Joseph, Fr., 1936. Étude de développement floristique en Laurentie. Contributions du Laboratoire de Botanique de l'Université de Montréal - No. 27.
- Dansereau, P., 1959. Phytogeographia Laurentiana. II. The principal plant associations of the St. Lawrence River Valley. Contributions de l'Institut Botanique de l'Université de Montréal 75: 148 p.
- Day, R.T., P.A. Keddy, J. McNeill & T. Carleton, 1988. Fertility and disturbance gradients: a summary model for riverine marsh vegetation. Ecology 69: 1044–1054.
- Décamps, H., A.M. Planty-Tabacchi & A. Tabacchi, 1995. Changes in the hydrological regime and invasions by plant species along riparian systems of the Adour river, France. Reg. Rivers - Res. Manag. 11: 23–33
- DFO, Department of Fisheries and Oceans, 2003. Daily water level data for Summerstown (14940), Sainte-Anne-de-Bellevue (16005), Montreal Harbour Jetty No. 1 (15520), Varennes (15660), Sorel (15930), Lake Saint-Pierre (15975), and Trois-Rivières (03360) gauging stations. Marine Environment Data Service Data Bank (MEDS), Ottawa, Ontario, Canada.
- EC, Environment Canada, 1996. State of the Environment Report on the St. Lawrence River. Volumes 1 and 2. St. Lawrence Update Series. St. Lawrence Centre. Environment Canada–Quebec Region, Conservation Branch and Éditions MultiMondes, Montreal, Quebec, Canada.
- EC, Environment Canada, 2003a. Daily Meteorological Data for McGill (702590), Dorval (7025250) and Saint-Hubert (7027320) weather stations. Canadian Meteorological Service, Environment Canada–Quebec Region, Saint-Laurent, Quebec, Canada.
- EC, Environment Canada, 2003b. Digital Elevation Model for St. Lawrence River bed and floodplain, Lake St. Pierre Area. Canadian Meteorological Service, Environment Canada–Quebec Region, Sainte-Foy, Quebec.
- EC, Environment Canada, 2004. Remote sensing images LANDSAT, MEIS and IKONOS. St. Lawrence Centre, Section State of the Environment. Environnement Canada–Quebec Region, Montreal, Quebec, Canada.
- Fleurbec, 1987. Plantes sauvages des lacs, rivières et tourbières. Groupe Fleurbec. Guide d'identification Fleurbec. Saint-Augustin (Portneuf), Quebec, Canada.

- Gauthier, B., 1997. Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables. Direction de la conservation et du patrimoine écologique. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. 25 pp.
- Herdendorf, C.E., S.M. Hartley & M.D. Barnes (eds.), 1981. Fish and Wildlife Resources of the Great Lakes Coastal Wetlands within the United States, Volume I. U.S. Fish & Wildlife Service, Washington, D. C. 469 pp.
- Hill, N.M., P.A. Keddy & I.C. Wisheu, 1998. A hydrological model for predicting the effects of dams on the shoreline vegetation of lakes and reservoirs. *Environ. Manag.* 22: 723–736.
- Hudon, C., 1997. Impact of water-level fluctuations on St. Lawrence River aquatic vegetation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2853–2865.
- Hudon, C., 2004. Shift in wetland plant composition and biomass following low-level episodes in the St. Lawrence River: looking into the future. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61: 603–617.
- IJC, International Joint Commission, 1999. Plan of study for criteria review in the orders of approval for regulation of Lake Ontario-St. Lawrence River levels and flows. Report prepared for the International Joint Commission by the St. Lawrence River-Lake Ontario plan of study team. <http://www.ijc.org/boards/islrbc/pos/pose.html>.
- Jean, M. & A. Bouchard, 1991. Temporal changes in wetland landscapes of a section of the St. Lawrence River, Canada. *Environ. Manag.* 15: 241–250.
- Jean, M., G. Létourneau, C. Lavoie & F. Delisle, 2002. Les milieux humides et les plantes exotiques en eau douce. Bureau de coordination de Saint-Laurent Vision 2000, Sainte-Foy, Quebec, Canada. 8 pp.
- Kaminski, R.M., & H.H. Prince, 1981. Dabbling duck and aquatic macroinvertebrate responses to manipulated wetland habitat. *J. Wildl. Manag.* 45: 1–15.
- Keddy, P.A., 1989. Effects of competition from shrubs on herbaceous wetland plants: a 4-year field experiment. *Can. J. Bot.* 67: 708–716.
- Keddy, P.A., 2002. *Wetland Ecology—Principles and Conservation*. 2^e ed. Cambridge Studies in ecology. Cambridge University Press, Cambridge. 618 p.
- Keddy, P.A. & A.A. Reznicek, 1986. Great Lakes vegetation dynamics: the role of fluctuating water levels and buried seeds. *J. Great Lakes Res.* 12: 25–36.
- Keetch, J. & G.M. Byram, 1968. A drought index for forest fire control. *Forest Exp. Sta., U.S. D.A. Forest Serv. Res. SE-38*, 32 pp.
- Lalonde, S. & G. Létourneau, 1996. Sensibilité de la télédétection spatiale pour le suivi des milieux humides. St. Lawrence Centre, Environment Canada—Quebec Region, Montreal, Quebec, Canada.

- Lance, G.N. & W.T. Williams, 1967. A general theory of classificatory sorting strategies. I. Hierarchical systems. *Computer J.* 9: 373–380.
- Lavoie, C., M. Jean, F. Delisle & G. Létourneau, 2003. Exotic plant species of the St. Lawrence River Wetlands: a spatial and historical analysis. *J. Biogeogr.* 30: 537–549.
- Legendre, L. & P. Legendre, 1983. Numerical ecology. 2nd edition. *Developments in Environmental Modelling*, 3. Elsevier, Amsterdam. 419 pp.
- Marie-Victorin, Fr., 1995. Flore laurentienne. 3rd edition updated and annotated by Luc Brouillet et al., Presses de l'Université de Montréal, Quebec, Canada. 1093 pp.
- Marie-Victorin, Fr., 1943. Observations botaniques sur les effets d'une exceptionnelle baisse de niveau du Saint-Laurent durant l'été de 1931. *Contributions de l'Institut Botanique de l'Université de Montréal* 48: 21–28.
- Marie-Victorin, Fr., 1934. Le fleuve Saint-Laurent, milieu biologique pour les plantes vasculaires, *Trans. Royal Soc. of Canada Section V, Series III.* 28: 17 p.
- Magnuson, J.J., K.E. Webster, R.A. Assel, C.J. Bowser, P.J. Dillon, J.G. Eaton, H.E. Evans, E.J. Fee, R.I. Hall, L.R. Mortsch, D.W. Schindler & F.H. Quinn. 1997. Potential effects of climate changes on aquatic systems: Laurentian Great Lakes and Precambrian Shield Region. *Hydrol. Proc.* 11: 825–871.
- MENV, Ministère de l'environnement, 2003. Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec. Direction de politiques du secteur agricole, ministère de l'Environnement, Québec, Envirodoq ENV/2003/0025, 143 pp.
- Morin, J. & A. Bouchard, 2001. Les bases de la modélisation du Tronçon Montréal/Trois-Rivières. Scientific Report RS-100. Meteorological Service of Canada. Hydrology, Environment Canada–Quebec Region, Sainte-Foy, Quebec, Canada.
- Nilsson, C. & P.A. Keddy, 1988. Predictability of change in shoreline vegetation in a hydroelectric reservoir, northern Sweden. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1896–1904.
- Nilsson, C. & M. Svedmark, 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environ. Manag.* 30: 468–480.
- Petts, G.E., 1984. *Impounded rivers—Perspectives for ecological management.* Wiley–Interscience, John Wiley & Sons, New-York.
- Poff, N.L., J.D. Allan, M.B. Bain, J.R. Karr, K.L. Prestegard, B.D. Richter, R.E. Sparks & J.C. Stromberg, 1997. The natural flow regime—A paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience* 47: 769–784.
- Reed, P.B., 1988. National List of Plant Species that Occur in Wetlands: National Summary. Biological Report 88 (24). U. S. Fish & Wildlife Service.

- Shiple, B., P.A. Keddy & L.P. Lefkovitch, 1991. Mechanisms producing plant zonation along a water depth gradient: a comparison with the exposure gradient. *Can. J. Bot.* 69: 1420–1424.
- ter Braak, C.J.F. & P. Smilauer, 1998. Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA), 352 pp.
- Toner, M. & P.A. Keddy, 1997. River hydrology and riparian wetlands: A predictive model for ecological assembly. *Ecol. Appl.* 7: 236–246.
- van der Valk, A.G., 1994. Effects of prolonged flooding on the distribution and biomass of emergent species along a freshwater wetland coenocline. *Vegetatio* 110: 185–196.
- van der Valk, A.G. & C.B. Davis, 1978. The role of seed banks in the vegetation dynamics of prairie glacial marshes. *Ecology* 59: 322–335.
- Ward, J.V., K. Tockner & F. Schiemer, 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Reg. Rivers–Res. Manag.* 15: 125–139
- Wilcox, D.A. & T.H. Whillans, 1999. Techniques for restoration of disturbed coastal wetlands of the Great Lakes. *Wetlands* 19: 835–857.
- Wilcox, D.A., J.E. Meeker, P.L. Hudson, B.J. Armitage, M.G. Black, & D.G. Uzarski, 2002. Hydrologic variability and the application of Index of Biotic Integrity metrics to wetlands: a Great Lakes evaluation. *Wetlands* 22: 588–615.

List of Figures

Figure 1. Map of the St. Lawrence River, between the Moses-Saunders dam and the outlet of Lake Saint-Pierre, showing the location of the 13 wetland sites (black squares), weather stations (stars) and gauging stations (circles) used to develop models of wetland plant assemblages. The hydrology-based model derived from the 13 sites was used to predict the distribution of wetland classes in Lake Saint-Pierre. Access to the southern portion of Lake Saint-Pierre is restricted, for safety reasons, by the Department of National Defence.

Figure 2. Classification and regression tree model (CART) predicting the occurrence of nine classes from the hydrological conditions of the current and previous season. The model predicts the occurrence of three high marsh classes (classes 1, 2, 3), five low marsh classes (classes 5, 4, 6, 9, 8) and shallow submerged aquatic vegetation (class 7). Elevation and depth values are in cm.

Figure 3. Comparison of the distribution of herbaceous wetlands classes derived from remote sensing (top) and CART model predictions (bottom) in 1986 (level = 5.2 m) and 2000 (level = 4.4 m). The outline of continuous (black line, > 50% cover) and sparse (grey line, < 50% cover) emergent plant cover obtained from the hydrofoil field survey is shown for reference (2000, right panels).

Figure 4. Historical (1961–2002) changes in mean water level during the growing season and in the surface area of Lake Saint-Pierre wetlands.

Figure 5. State-space diagram derived from principal component analysis of the surface areas of the nine classes of herbaceous plant assemblages describing the alternating states of Lake Saint-Pierre wetlands through time (1961–2002). Seven-year periods corresponding to different patterns of temporal shifts in wetlands are identified: 1961–1967 (circles), 1971–1977 (squares), 1996–2002 (pentagons).

Table 1. Summary of climatic (Saint-Hubert Airport) and hydrological (Lake Saint-Pierre gauging station no. 15975) conditions during the 1999–2002 growing seasons (1 April–30 September) in comparison with long-term (1960–2002) average conditions.

Variable	Year				
	1999	2000	2001	2002	(1960–2002)
	Average (min., max.)	Average (min., max.)	Average (min., max.)	Average (min., max.)	Average (min., max.)
Daily air temperature (°C)	16.8 (–5.2, 33.7)	14.5 (–6.4, 30.6)	16.1 (–5.5, 35.5)	15.7 (–8.4, 34.6)	15.1 (–14.6, 35.6)
Daily sunshine (h)	8.1 (0, 15)	6.7 (0, 14.7)	8.2 (0, 14.6)	7.7 (0, 14.3)	7.2 (0, 16)
Daily precipitation (mm)	2.8 (0, 53)	3.0 (0, 36)	2.3 (0, 43)	2.9 (0, 35)	2.9 (0, 92)
Drought Index (KBDI, mm)	55.9 (0.2, 115.8)	33.3 (0.2, 86.9)	47.2 (0.2, 114.0)	39.8 (0.2, 117.3)	n.a.
Daily water level (m, IGLD85)	3.95 (3.36, 5.39)	4.48 (3.68, 5.73)	3.91 (3.15, 6.04)	4.56 (3.38, 5.78)	4.48 (2.94, 7.34)

Table 2. Remote sensing images used to validate model predictions in Lake Saint-Pierre, with corresponding daily water-level values at the Sorel gauging station (m, IGLD85).

Date	Water level (m)	Accurate (km²) (%)	Inaccurate (km²) (%)	Type	Pixel size	Source
1984-09-21	4.64	26.7 (93)	2.0 (7)	Landsat TM	25 m	Lalonde & Létourneau, 1996
1986-08-26	5.20	14.4 (91)	1.5 (9)			
1987-08-13	4.70	68.8 (96)	2.8 (4)			
1988-07-30	4.23	32.5 (58)	23.2 (42)			
1988-09-16	4.38	26.5 (64)	14.6 (36)			
1990-07-26	4.89	28.6 (81)	6.7 (19)	MEIS II	7 m aggregated to 10 m)	EC, 2004
1990-08-21 (composite)	4.69					
2000-09-18	4.41	34.6 (92)	3.1 (8)	MEIS II	3.5 m (aggregated to 10 m)	EC, 2004
2000-09-19	4.43					
2000-09-20 (composite)	4.44					
2002-07-22	4.61	37.2 (88)	5.3 (12)	IKONOS	4 m (aggregated to 10 m)	EC, 2004
2002-08-13 (composite)	4.52					
Overall		83 (58-96)				

Table 3. Characteristics of the nine classes identified from the hydrological model. For each class, the total number of quadrats per class (N), the number of quadrats from Lake Saint-Pierre (N_{LSP}), the proportion of well classified quadrats (% well classified) and average elevation are indicated. The total number of taxa, Shannon-Weaver diversity index (H'), mean number of obligate annual taxa, perennial taxa and major diagnostic taxa are also specified.

CART leaf no.	1	2	3	5	4	6	9	8	7
Name	Wet meadow	Annual meadow	Mudflat	Open marsh (floating-leaved vegetation)	Scattered marsh (tall <i>Scirpus</i>)	Mixed marsh (narrow-leaved vegetation)	Closed marsh (aggressive vegetation)	Dense marsh (robust emergents)	Shallow submerged vegetation
N	120	103	44	162	18	87	34	42	20
N _{LSP}	21	25	4	27	18	59	1	29	0
% quadrats well classified	71	70	79	84	45	58	45	45	24
Elevation CD (mean ± s.d.)	104 ± 41	45 ± 29	-3 ± 19	-21 ± 25	-18 ± 9	32 ± 15	49 ± 12	-3 ± 17	-0.3 ± 10
Height (+)–Depth (-)(mean±s.d.)	+69 ± 64	+ 56 ± 38	+ 16 ± 20	- 53 ± 28	- 46 ± 10	- 29 ± 26	- 10 ± 26	- 73 ± 19	- 57 ± 26
Total no. of taxa	103	91	48	30	19	59	36	31	17
Taxa / quadrat	9.8	9.3	5.6	4.3	5.3	7.7	5.6	5.9	5.4
H'	1.37	1.49	0.94	0.84	1.16	1.24	1.10	1.17	1.14
Obligate annual taxa	1.4	2.7	1.9	0.9	1.1	0.7	0.3	0.7	1.9
Perennial taxa	7.4	6.3	3.6	3.4	4.2	6.8	5.3	5.1	3.4
Diagnostic taxa	<i>Phalaris</i> , <i>Lythrum</i> , <i>Onoclea</i>	<i>Polygonum</i> , <i>Urtica</i> , <i>Cyperus</i> >10 cm	<i>Polygonum</i> , <i>Leersia</i> , filamentous algae	<i>Nymphaea</i> , <i>Nuphar</i> , <i>Vallisneria</i> , <i>Chara</i> , <i>Scirpus</i> <i>lacustris</i>	<i>Scirpus</i> <i>lacustris</i> , <i>Myriophyllum</i> , <i>Potamogeton</i> <i>richardsonii</i> , <i>Heteranthera</i>	<i>Schoenoplectus</i> <i>pungens</i> , <i>Eleocharis</i> <i>palustris</i> , <i>E.</i> <i>acicularis</i> , <i>Pontederia</i> <i>cordata</i>	<i>Sparganium</i> , <i>Typha</i> , <i>Phragmites</i> , <i>Sagittaria</i> , <i>Butomus</i>	<i>Bolboschoenus</i> , <i>Alisma</i> , <i>Potamogeton</i> <i>richardsonii</i> , linear-leaved <i>Potamogeton</i>	<i>Myriophyllum</i> , linear-leaved <i>Potamogeton</i>

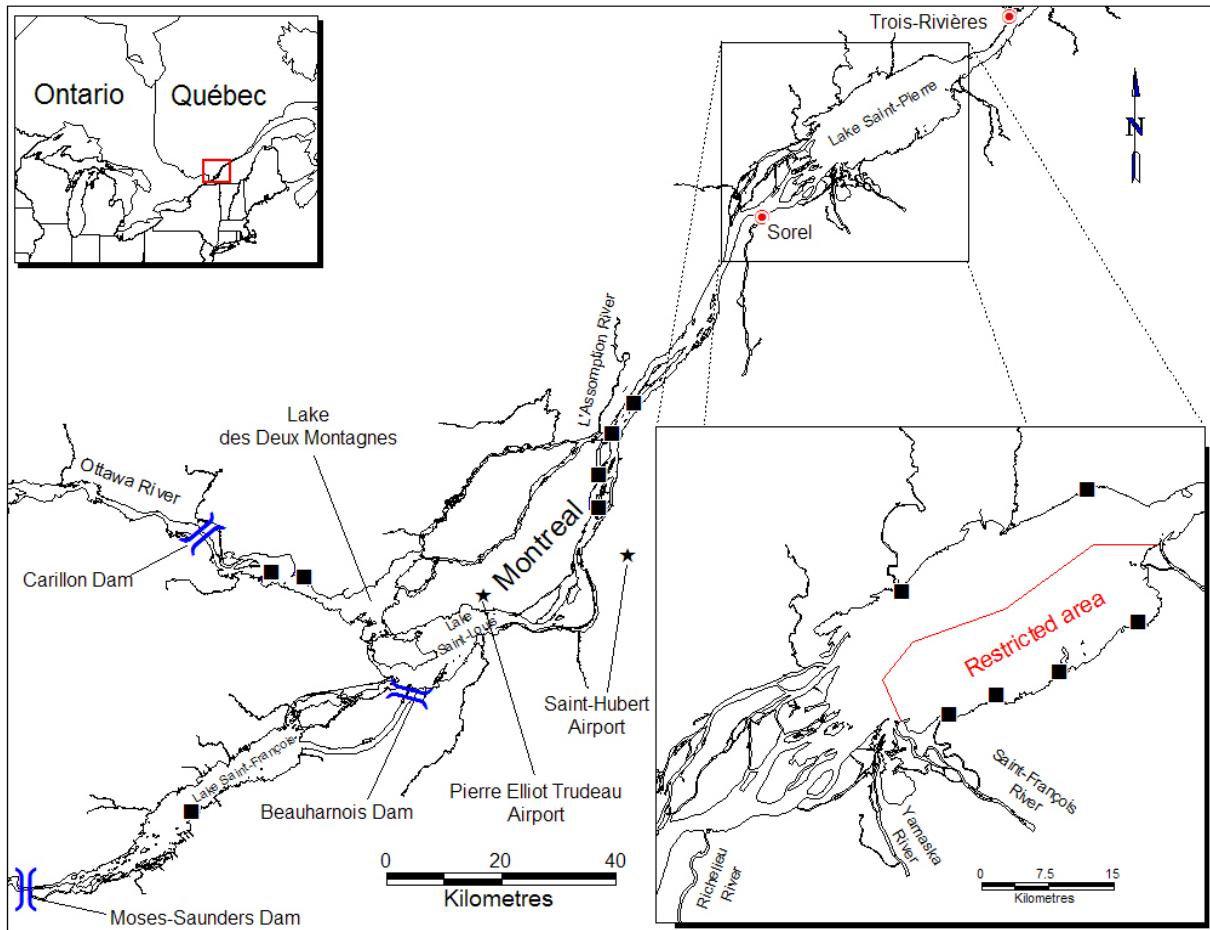


Figure 1.

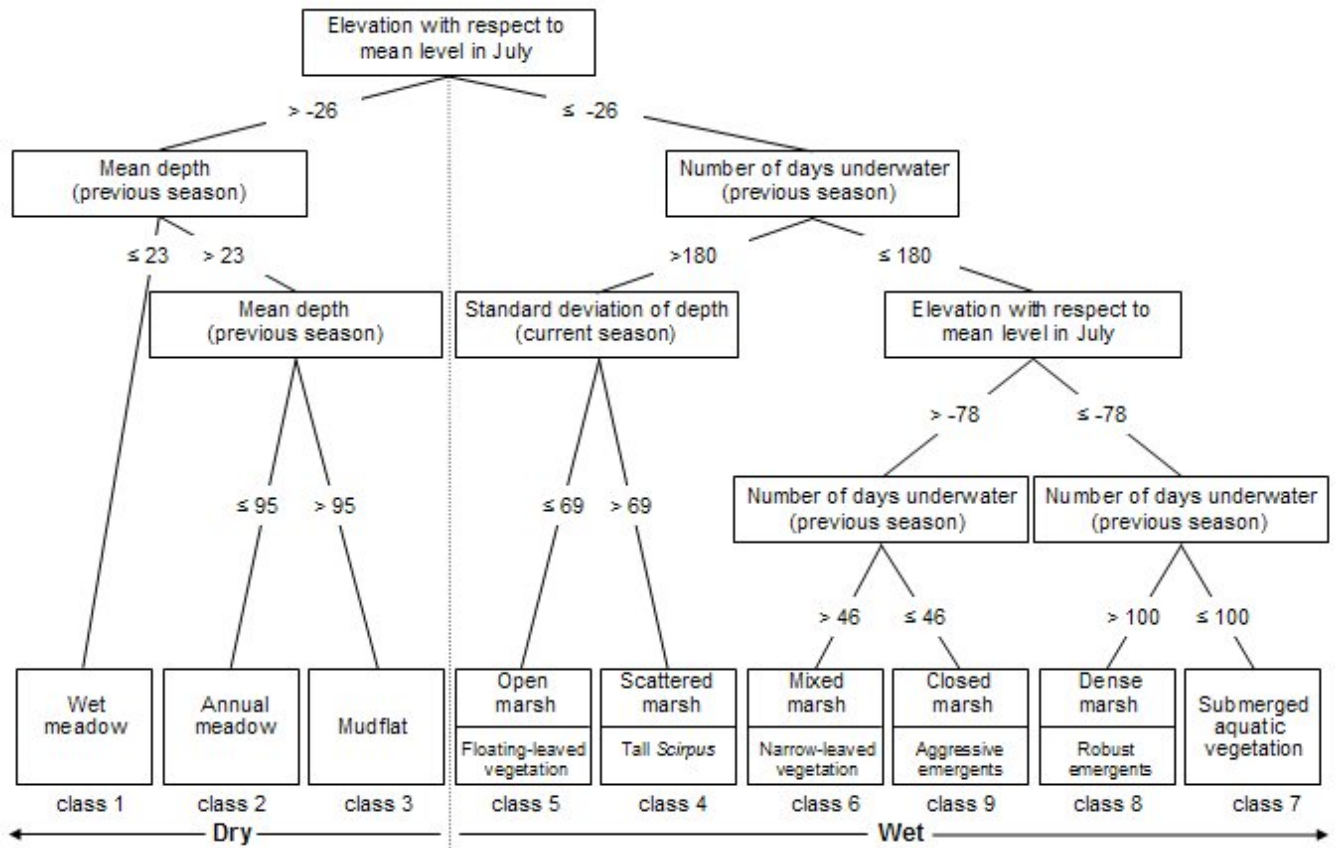


Figure 2.

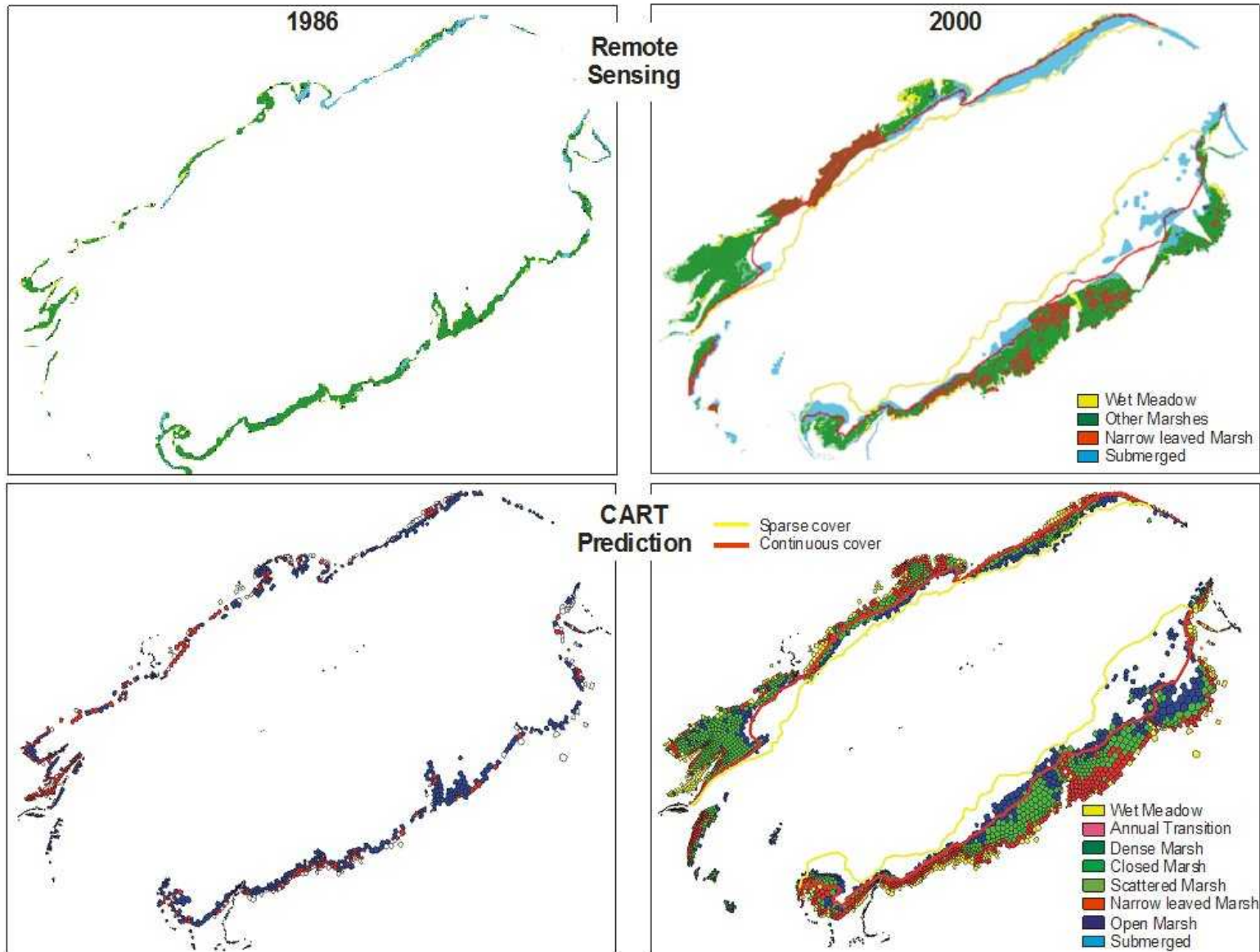


Figure 3.

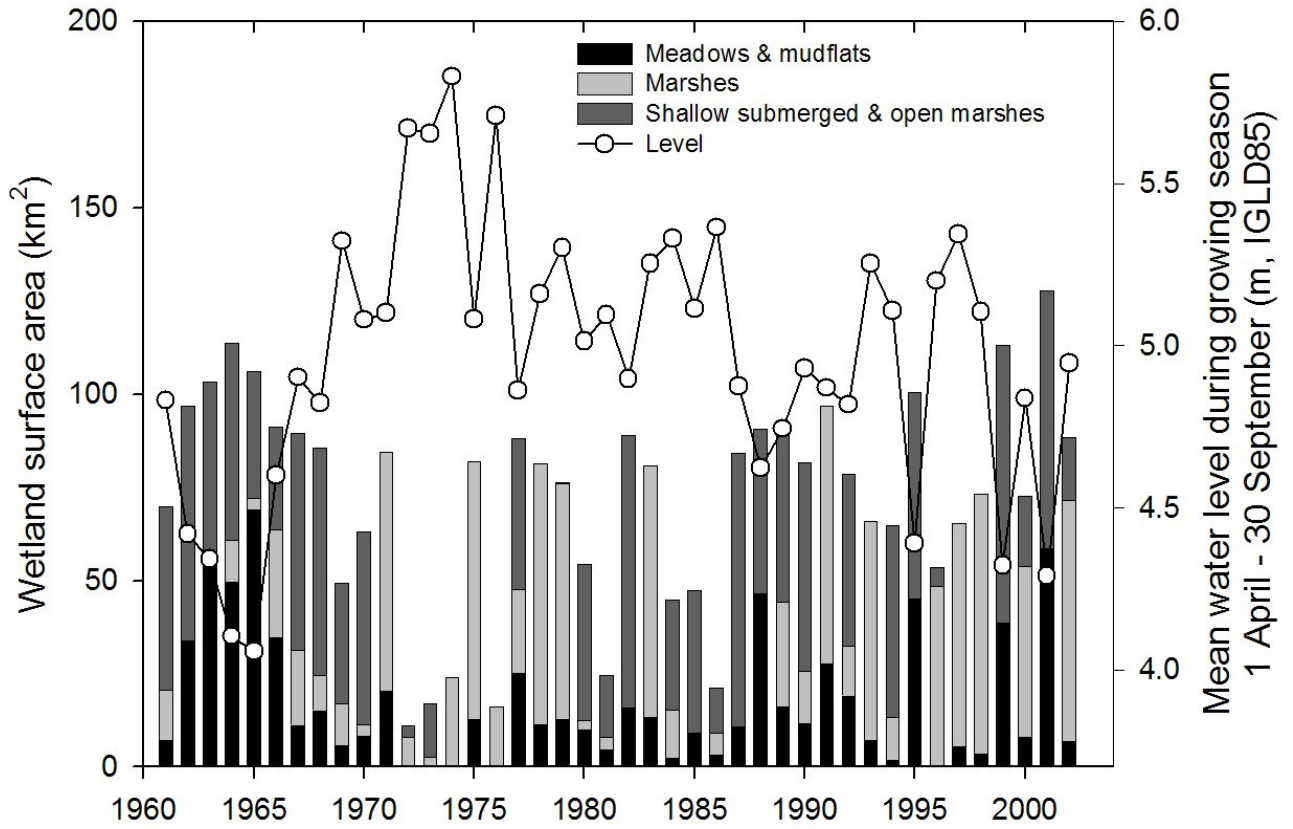


Figure 4.

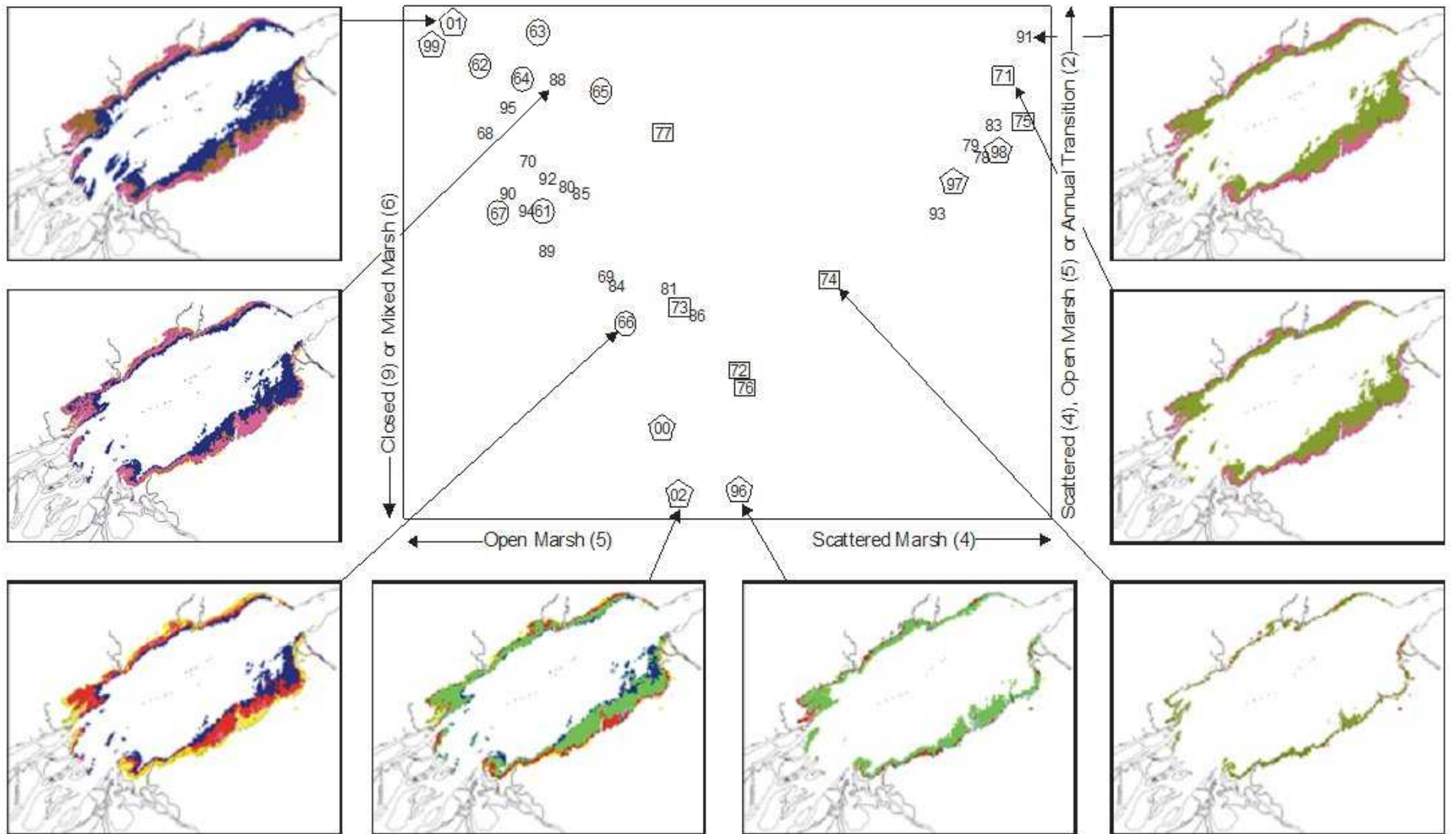


Figure 5.