

Rapport Scientifique RS-107

**Modélisation des grandes
classes de milieux humides de
la plaine inondable du fleuve
Saint-Laurent : considération de
la succession des communautés
végétales**

Katrine Turgeon, Olivier Champoux,
Sylvain Martin et Jean Morin

Avril 2005

Pour fins de citation :

Turgeon K., O. Champoux, S. Martin et J. Morin. 2005. Modélisation des grandes classes de milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent : considération de la succession des communautés végétales. *Rapport scientifique - RS-107*, Environnement Canada, SMC-Hydrologie, Sainte-Foy. 89 pages + annexes.

Sommaire :

Modélisation des grandes classes de milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent : considération de la succession des communautés végétales

Katrine Turgeon, Olivier Champoux, Sylvain Martin et Jean Morin, Avril 2005

La plaine inondable de la partie fluviale du Saint-Laurent représente plus de 729 km². Une grande partie de ce territoire est couverte de milieux humides plus ou moins perturbés par les activités anthropiques. Dans le cadre du plan d'étude sur la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent, et de la révision des critères du plan de régularisation actuel, les impacts de la régularisation sur les milieux humides et sur la faune doivent être pris en compte. Des modèles d'habitat bidimensionnel (2D) basés sur des régressions logistiques ont été développés pour sept grandes classes de milieux humides: marécage arboré, marécage arbustif, prairie humide, marais peu profond, marais profond influencé par les vagues, marais profond et la prairie humide d'origine anthropique. Ces modèles ont été combinés à un module temporel, le modèle de succession végétale (MSV), afin de prédire correctement les temps de réponses des divers milieux humides face aux fluctuations du niveau d'eau. Les classes de milieux humides ont été produites à l'aide d'une analyse de correspondance canonique. Les relations entre les variables prédictives 2D, c'est-à-dire, les variables d'hydropériode, celles dérivées des modèles de vagues et d'hydrodynamique, et les données biotiques sont excellentes. Le taux de classification « correct » des modèles de régressions logistiques varie, en fonction du milieu, entre 70% et 97 %. Le modèle de succession végétale augmente nettement la performance du modèle lorsqu'il est utilisé en mode temporel. Le rendement élevé des modèles prédictifs permet d'accroître les outils d'analyse et la connaissance des milieux humides. L'isolement des processus qui contrôlent la distribution des milieux humides a permis de confirmer que l'hydropériode est le facteur principal qui structure la distribution des milieux humides. Ces travaux de modélisation ont aussi permis de constater que la distribution des plantes émergentes des milieux humides dans la partie inférieure de l'hydrosère (marais) réagit rapidement suite à une fluctuation des niveaux d'eau (2-3 ans) alors que dans la partie supérieure de l'hydrosère (prairies et marécages), les plantes émergentes ont une inertie temporelle plus importante (étendue : 5 à 40 ans). La succession végétale, intégrée dans le MSV, permet une meilleure compréhension des processus qui gèrent la distribution des plantes émergentes peuplant les milieux humides.

ÉQUIPE DE RECHERCHE

Environnement Canada - Service météorologique du Canada - Hydrologie

Rédaction

Katrine Turgeon, M.Sc.

Jean Morin, Ph.D.

Olivier Champoux, M.Sc.

Sylvain Martin, M.Sc.

Réalisation des travaux

Jean Morin, Ph.D.

Katrine Turgeon, M.Sc.

Sylvain Martin, M.Sc.

Olivier Champoux, M. Sc.

Conception et gestion du projet

Jean Morin, Ph.D.

TABLE DES MATIÈRES

1	INTRODUCTION.....	1
1.1	HYDROPÉRIODE ET COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES DES MILIEUX HUMIDES.....	1
1.2	IMPORTANCE DES SUCCESSIONS VÉGÉTALES DANS LA DÉFINITION DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES DES MILIEUX HUMIDES.....	2
1.3	IMPACT DE L'AGRICULTURE ET DES ACTIONS ANTHROPIQUES SUR LA VÉGÉTATION DES MILIEUX HUMIDES.....	3
1.4	MODÉLISER LA DISTRIBUTION DES MILIEUX HUMIDES.....	3
1.5	RÉTROSPECTIVE DES TRAVAUX DU SERVICE MÉTÉOROLOGIQUE DU CANADA (SMC) SUR LES MILIEUX HUMIDES.....	4
2	MÉTHODOLOGIE.....	7
2.1	SITE À L'ÉTUDE.....	7
2.2	MODÈLE NUMÉRIQUE D'ÉLEVATION (MNE).....	8
2.3	CONSTRUCTION DE LA GRILLE MIRE	10
2.4	CALCUL DES NIVEAUX D'EAU	10
2.4.1	<i>Projection des niveaux d'eau.....</i>	12
2.4.2	<i>Validation des niveaux d'eau corrigés.....</i>	12
2.4.3	<i>Marais résiduels et aménagés.....</i>	12
2.5	PRODUCTION DES VARIABLES ABIOTIQUES	15
2.5.1	<i>Simulations hydrodynamiques</i>	15
2.5.2	<i>Simulation de l'effet des vagues.....</i>	17
2.5.3	<i>Données de vents.....</i>	18
2.5.4	<i>Projection de la topographie</i>	19
2.5.5	<i>Intégration des variables environnementales durant la saison de croissance.....</i>	19
2.5.6	<i>Production des données d'hydropériode (hydropériode nodale).....</i>	19
2.6	ÉCHANTILLONNAGE DES DONNÉES POUR LES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES	21
2.6.1	<i>Caractérisation des milieux humides du lac Saint-Pierre (Jacques 1986).....</i>	21
2.6.2	<i>Correction de la caractérisation végétale pour les sites soumis à une action anthropique</i>	22
2.7	CALIBRATION DES MODÈLES DE MILIEUX HUMIDES	23
2.7.1	<i>Détermination des grandes classes de milieux humides</i>	23
2.7.2	<i>Développement des modèles probabilistes (régressions logistiques)</i>	24
2.7.3	<i>Détermination d'un seuil de décision pour l'acceptation des différentes classes des milieux humides.....</i>	25
2.8	DÉVELOPPEMENT DU MODÈLE DE SUCCESSION VÉGÉTALE (MSV)	27
2.8.1	<i>Perturbations et successions pouvant affecter les marécages (arborés et arbustifs)</i>	28
2.8.2	<i>Perturbations et successions pouvant affecter les marais (profonds et peu profonds) et les prairies humides</i>	28
2.8.3	<i>Problématique des espèces graminées envahissantes, des milieux ouverts ou récemment perturbés</i>	29
2.8.4	<i>Méthodologie utilisée pour bâtir le Modèle de succession végétale (MSV)</i>	29

2.9	VALIDATION SPATIALE ET TEMPORELLE DES MODÈLES STATISTIQUES.....	33
2.9.1	<i>Validation spatiale dans le lac Saint-Pierre en 1985</i>	33
2.9.2	<i>Validation spatiale dans les archipels du fleuve et au lac Saint-Louis (années 80)</i>	34
2.9.3	<i>Validation temporelle à l'aide des images MEIS et IKONOS en 2000 et 2002.....</i>	34
2.10	ÉVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DES CLASSES DE MILIEUX HUMIDES EN FONCTION DES VARIATIONS DE NIVEAUX/DÉBITS	34
3	RÉSULTATS.....	36
3.1	CLASSIFICATION DES ESPÈCES ÉMERGENTES ET PRODUCTION DES GRANDES CLASSES DE MILIEUX HUMIDES	36
3.2	LES MODÈLES PROBABILISTES (RÉGRESSION LOGISTIQUE).....	43
3.2.1	<i>Comparaison des différents seuils d'acceptation des milieux humides</i>	43
3.2.2	<i>Eau libre (EAU)</i>	48
3.2.3	<i>Marais profond (MP).....</i>	48
3.2.4	<i>Marais profond affecté par les vagues (MP_V).....</i>	49
3.2.5	<i>Marais peu profond (MPP).....</i>	49
3.2.6	<i>Prairie humide naturelle (PH).....</i>	50
3.2.7	<i>Marécage arbustif (MARBU).....</i>	51
3.2.8	<i>Marécage arborescent (MARBO)</i>	51
3.2.9	<i>Forêts humides (FORET_H)</i>	52
3.2.10	<i>Prairie humide anthropique (PH_A)</i>	52
3.2.11	<i>Prairie humide dominée par des espèces graminées envahissantes (PH_E)</i>	53
3.3	VALIDATION SPATIALE ET TEMPORELLE DU MODÈLE DES MILIEUX HUMIDES.....	56
3.3.1	<i>Validation spatiale sur les archipels du fleuve Saint-Laurent et sur les îles du lac Saint-Louis</i>	56
3.3.2	<i>Validation temporelle dans le lac Saint-Pierre (image IKONOS 2002).....</i>	57
3.4	ÉVOLUTION TEMPORELLE DE LA SUPERFICIE COUVERTE PAR LES MILIEUX HUMIDES EN FONCTION DES VARIATIONS DE DÉBITS.....	61
4	DISCUSSION.....	73
4.1	DISTRIBUTION DES DIFFÉRENTS MILIEUX HUMIDES	73
4.1.1	<i>Modélisation des marais (MP_V, MP, et MPP).....</i>	73
4.1.2	<i>Modélisation des prairies humides (PH et PH_E) et des marécages (MARBU et MARBO).....</i>	74
4.2	VALIDATION SPATIALE ET TEMPORELLE	76
4.2.1	<i>Validation spatiale : tronçon fluvial et lac Saint-Louis</i>	76
4.2.2	<i>Validation temporelle : lac Saint-Pierre (SVM et Image IKONOS 2002)</i>	76
4.3	ÉVALUATION DU RENDEMENT DES MODÈLES.....	77
4.4	DÉVELOPPEMENTS FUTURS	79
5	CONCLUSION	81
6	REMERCIEMENTS.....	82
7	RÉFÉRENCES.....	82

LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Localisation de l'aire d'étude dans le fleuve Saint-Laurent, Québec. Le site d'étude comprend les milieux humides du lac Saint-Pierre, de l'archipel Berthier/Sorel, des îles de Contrecoeur, de Verchères, de Varennes, de Ste-Thérèse, de Boucherville et les milieux humides du lac Saint-Louis. Les polygones verts représentent la superficie couverte par les milieux humides dans la plaine inondable du Fleuve Saint-Laurent, des forêts humides jusqu'à l'eau..... 9
- Figure 2. Zone couverte par le maillage MIRE (Modèle Intégré de la Réponse de l'Écosystème) dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. En médaillon : exemple de la densification et de la distribution des points dans le maillage MIRE pour les îles de la Paix au lac Saint-Louis, Québec. 11
- Figure 3. Validation du calcul des niveaux d'eau en fonction du temps en comparant les simulations produites des niveaux d'eau par Fan & Fay (2002) (-▲-), les niveaux d'eau du SMC, section hydrologie (-■-) et les niveaux d'eau mesurés à la station de Frontenac (-●-)..... 13
- Figure 4. Localisation des marais résiduels (polygones rouges) et aménagés (polygones bleus) dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre, Québec. 14
- Figure 5. Schéma d'une coupe transversale d'un marais résiduel pour illustrer le comportement hydrologique lorsque le niveau d'eau est contrôlé par un seuil. 14
- Figure 6. Illustration d'une simulation spatiale, la profondeur (m), servant à produire les variables abiotiques pour modéliser la distribution des milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. La simulation présentée est faite pour l'année 1985. 16
- Figure 7 : Schématisation du concept et du calcul de la variable nombre de cycle utilisé dans les variables d'hydropériode utilisée pour la modélisation des superficies de milieux humides. 21
- Figure 8. Modèle temporel sous forme de « tuiles » ou état de l'évolution des milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. Le point rouge central est le principal centre décisionnel du modèle et représente la limite de l'hydrosère entre les parties majoritairement inondées et exondées. Les différents milieux humides sont reliés entre eux par des flèches qui indiquent le sens de l'évolution ou de la régression. L'évolution des milieux humides peut s'effectuer en fonction des processus successionnels des végétaux (tirés de la littérature) mais également en fonction des perturbations naturelles provenant de la fluctuation des niveaux d'eau (sécheresse et inondation prolongée). 32
- Figure 9. Illustration de la position occupée par les classes de milieux humides (avec leurs espèces dominantes et co-dominantes) dans la toposéquence de la plaine inondable du lac Saint-Pierre, Québec. La position des espèces est basée sur la littérature existante et les résultats (ACC) de la présente étude..... 39
- Figure 10. Diagramme d'ordination (ACC) illustrant la présence des espèces émergentes (points) en fonction des variables environnementales (flèches). Le diagramme (axe 1 et axe 2) explique 83.3 % de la variance totale des présences des espèces végétales émergentes de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Les deux premières valeurs propres (eigenvalues) sont respectivement de 0.767 et 0.187..... 41
- Figure 11. Distribution de fréquence (courbes Kernel) des variables environnementales utilisées pour modéliser les marécages arborés (bleu), les marécages arbustifs (mauve) et les prairies humides

naturelles (vert).	42
Figure 12. Comparaison du rendement (TCC, spécificité et sensibilité) des trois seuils de décision : Seuil de décision optimal, seuil de décision hiérarchique et seuil de décision avec probabilité maximum en fonction des différents milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint- Laurent	47
Figure 13. Distribution des milieux humides prédits par les modèles utilisant la régression logistique et le modèle de succession végétale dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre, Québec pour l'année 1985. Les modèles ont été appliqués sur les points de la grille MIRE.....	54
Figure 14. Distribution des milieux humides prédits par les modèles utilisant la régression logistique dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent pour a) l'archipel Contrecoeur-Verchères, b) l'archipel Ste-Thérèse-Varennes-Boucherville et c) lac Saint-Louis (avec agrandissement pour les îles de la Paix). Les modèles ont été appliqués sur les points de la grille MIRE.....	55
Figure 15. Comparaison des milieux humides : a) prédits pour les modèles en régression logistique pour l'année 1985 pour les îles Verchères et Contrecoeur, b) observés sur les îles de Contrecoeur en 1985 et c) observés sur les îles de Verchères en 1985 (Jean <i>et al.</i> 2001). Les modèles ont été appliqués sur les points de la grille MIRE.	58
Figure 16. Comparaison des milieux humides prédits par les modèles en régression logistique pour l'année 1981 b) et 1991 d) (avec l'intégration du MSV) pour les îles de la Paix (lac Saint- Louis) et ceux observés par Jean <i>et al.</i> (1992) en 1981 a) et 1991 c). Les modèles ont été appliqués sur les points de la grille MIRE.	59
Figure 17. Comparaison des rendements des modèles des classes de milieux humides. Taux de classification correct, spécificité et sensibilité des modèles en 1985 sans l'inclusion du MSV (S pour Spatial); avec l'inclusion du MSV (T pour Temporel) et pour l'année 2002 (d'après l'image IKONOS).	60
Figure 18. Mise en évidence de la perte des marécages arborés dans la baie de Maskinongé sur la rive Nord du lac Saint-Pierre, Québec ; a) Photographie aérienne datant de 1964 (marécages arborés présents), b) prédictions en 1964 (marécages arborés prédits), c) photographie aérienne datant de 1984 (marécages arborés disparus) et d) prédictions en 1984 (marécages arborés disparus suite à la hausse des niveaux d'eau sur plusieurs années consécutives (1972-1975))......	63
Figure 19. Simulation 2D de la distribution des milieux humides dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent en fonction de différents niveaux d'eau observés : a) 1967 ; niveau d'eau très bas, b) 1977 ; niveau d'eau très haut et c), 1985 ; niveau d'eau moyen	64
Figure 20. Graphique illustrant la superficie couverte par l'eau libre, dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent en relation avec le débit pour chaque année allant de 1900 à 2003 en fonction des divisions du fleuve. Simulation 2D sur 100 ans (plan 1958-DD). a) Sommation de toutes les divisions (T), b) lac Saint-Louis (D1), c) tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent (D2), d) Archipel Berthier-Sorel (D3), e) lac Saint-Pierre et Trois-Rivières (D4).	65
Figure 21. Graphique illustrant la superficie couverte par les marais profonds affectés par les vagues, dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent en relation avec le débit pour chaque année allant de 1900 à 2003 en fonction des divisions du fleuve. Simulation 2D sur 100 ans (plan 1958-DD).). a) Sommation de toutes les divisions (T), b) lac Saint-Louis (D1), c) tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent (D2), d) Archipel Berthier-Sorel (D3), e) lac Saint-Pierre et Trois-Rivières (D4).	66
Figure 22. Graphique illustrant la superficie couverte par les marais profonds, dans la plaine	

inondable du fleuve Saint-Laurent en relation avec le débit pour chaque année allant de 1900 à 2003 en fonction des divisions du fleuve, pour les données simulées en 2D (bleu foncé) et simulées avec les relations simplifiées (rouge). a) Sommation de toutes les divisions (T), b) lac Saint-Louis (D1), c) tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent (D2), d) Archipel Berthier-Sorel (D3), e) lac Saint-Pierre et Trois-Rivières (D4).....	67
Figure 23. Graphique illustrant la superficie couverte par les marais peu profonds, dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent en relation avec le débit pour chaque année allant de 1900 à 2003 en fonction des divisions du fleuve, pour les données simulées en 2D (bleu foncé) et simulées avec les relations simplifiées (rouge). a) Sommation de toutes les divisions (T), b) lac Saint-Louis (D1), c) tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent (D2), d) Archipel Berthier-Sorel (D3), e) lac Saint-Pierre et Trois-Rivières (D4).....	68
Figure 24. Graphique illustrant la superficie couverte par les prairies humides naturelles, dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent en relation avec le débit pour chaque année allant de 1900 à 2003 en fonction des divisions du fleuve, pour les données simulées en 2D (bleu foncé) et simulées avec les relations simplifiées (rouge). a) Sommation de toutes les divisions (T), b) lac Saint-Louis (D1), c) tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent (D2), d) Archipel Berthier-Sorel (D3), e) lac Saint-Pierre et Trois-Rivières (D4).	69
Figure 25. Graphique illustrant la superficie couverte par les prairies humides dominées par des graminées envahissantes, dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent en relation avec le débit pour chaque année allant de 1900 à 2003 en fonction des divisions du fleuve, pour les données simulées en 2D (bleu foncé) et simulées avec les relations simplifiées (rouge). a) Sommation de toutes les divisions (T), b) lac Saint-Louis (D1), c) tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent (D2), d) Archipel Berthier-Sorel (D3), e) lac Saint-Pierre et Trois-Rivières (D4).	70
Figure 26. Graphique illustrant la superficie couverte par les marécages arbustifs, dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent en relation avec le débit pour chaque année allant de 1900 à 2003 en fonction des divisions du fleuve, pour les données simulées en 2D (bleu foncé) et simulées avec les relations simplifiées (rouge). a) Sommation de toutes les divisions (T), b) lac Saint-Louis (D1), c) tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent (D2), d) Archipel Berthier-Sorel (D3), e) lac Saint-Pierre et Trois-Rivières (D4).....	71
Figure 27. Graphique illustrant la superficie couverte par les marécages arborés, dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent en relation avec le débit pour chaque année allant de 1900 à 2003 en fonction des divisions du fleuve, pour les données simulées en 2D (bleu foncé) et simulées avec les relations simplifiées (rouge). a) Sommation de toutes les divisions (T), b) lac Saint-Louis (D1), c) tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent (D2), d) Archipel Berthier-Sorel (D3), e) lac Saint-Pierre et Trois-Rivières (D4).....	72

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Moyenne $\pm$ écart-type des variables simulées ayant servi à calibrer les modèles en régression logistique des différentes classes des milieux humides de la plaine inondable du lac Saint-Pierre pour l'année 1985.....	40
Tableau 2. Moyenne $\pm$ écart-type des variables simulées pour prédire la présence des différentes classes des milieux humides de la plaine inondable du Saint-Laurent, du lac Saint-Pierre au lac Saint-Louis, Québec pour l'année 1985.....	40
Tableau 3. Coefficients standardisés et évaluation des modèles en régression logistique pour les milieux humides de la plaine inondable du lac Saint-Pierre et pour les deux milieux qui limitent l'hydrosère (eau libre et forêt humide).....	45
Tableau 4. Évaluation de la performance des modèles en régression logistique pour les milieux humides de la plaine inondable du lac Saint-Pierre et pour les deux milieux qui limitent l'hydrosère (eau libre et forêt humide) sur des points de validation (indépendant de la calibration). Les mesures de performance sont obtenues avec le SOD déterminé durant la calibration des modèles.	46
Tableau 5. Évaluation de l'erreur de classification des modèles en régression logistique (N (%)) pour les milieux humides de la plaine inondable du lac Saint-Pierre et pour les deux milieux qui limitent l'hydrosère (eau libre et forêt humide) sur des points de calibration en utilisant le seuil de décision hiérarchique (1 seul milieu humide par point) sans l'utilisation du MSV.	46

1 INTRODUCTION

Les milieux humides sont des composantes essentielles à l'équilibre des écosystèmes terrestres. Ils jouent un rôle prépondérant dans la rétention et la purification de l'eau douce (Muscutt *et al.*, 1993), dans le recyclage du carbone (Wetzel & Likens, 1991), dans l'absorption des polluants (Osborne & Kovacic 1993; de Snoo & de Wit, 1998) et dans le support d'un nombre considérable d'espèces végétales et animales, dont plusieurs sont identifiées comme étant menacées ou vulnérables (Desgranges & Jobin, 2003; Leck, 2003). Toutefois, en dépit de leur utilité, ces milieux très productifs ont été, et sont encore, perturbés par des actions d'origine anthropique (agriculture, coupe forestière, régulation des niveaux d'eau), menant sans cesse à la réduction de leur superficie (Lamoureux, 1971; Geis, 1985; Jean *et al.*, 1992; Ellison & Bedford, 1995). Une meilleure compréhension des processus qui gèrent la distribution des plantes émergentes peuplant les milieux humides nous permettrait d'évaluer plus efficacement les impacts d'une variation du niveau d'eau sur la flore et la faune, et permettrait, également, de prédire l'impact de la perte ou du gain de certains milieux humides en fonction des perturbations.

1.1 Hydropériode et communautés végétales des milieux humides

Le paysage et les communautés végétales des milieux humides sont fortement influencés par les processus hydrologiques (Nilsson & Keddy, 1988; Toner & Keddy, 1997), l'action des vagues et des glaces (Dionne, 1989; Keddy, 1983; Langlais & Bégin, 1993; Jean & Bouchard, 1996), les perturbations naturelles comme les fluctuations des niveaux d'eau (Jean *et al.* 1992; Van der Valk *et al.*, 1994; Ellison & Bedford, 1995; Tabacchi *et al.* 1998; Odland & del Moral, 2002) et les perturbations d'origine anthropique comme l'agriculture, les pâturages, les coupes forestières (Tessier *et al.*, 1981; De Koninck, 2000) et le dragage (Lamoureux, 1971) dans le secteur à l'étude. La nature du substrat et la sédimentation auraient un effet négligeable et varieraient très peu entre les différents groupements des milieux humides (Tessier *et al.*, 1981).

L'hydropériode, qui se définit comme étant l'étendue, la durée et le moment de l'inondation, est reconnue comme étant le facteur environnemental ayant le plus d'influence sur la distribution des communautés végétales des milieux humides (Spence, 1982; Mitsch & Gosselink, 1993; Townsend, 2001). Malgré la mise en évidence que l'hydropériode agit à titre de gradient environnemental déterminant dans la distribution des communautés végétales, cette variable est encore difficile à modéliser et à intégrer dans les études écologiques. La rareté des études alliant « hydropériode » et « modélisation des milieux humides » réside probablement dans les problèmes logistiques associés aux bases de données complexes qui sont nécessaires pour calibrer et valider de tels modèles (Costanza *et al.*, 1990; Townsend, 2001; Morin *et al.*, 2005). Il est suggéré que le niveau d'eau du fleuve Saint-Laurent contrôle l'hydropériode des milieux humides littoraux, bien que la recharge des nappes souterraines par la pluie pourrait être significative dans certains secteurs.

1.2 Importance des successions végétales dans la définition des communautés végétales des milieux humides

Lorsque l'on considère les milieux humides à une échelle temporelle plus grossière (variation interannuelle), les perturbations hydrologiques (intensité et fréquence) semblent être responsables des processus de succession végétale entre les différentes classes de milieux humides. Les fluctuations des niveaux d'eau peuvent occasionner une progression ou une régression dans le processus de succession végétale et peuvent ainsi façonner les milieux humides (McCook, 1994; Van der Valk *et al.*, 1994; Tabacchi *et al.*, 1998). La quantification des perturbations hydrologiques pourrait être la clé pour comprendre le processus de succession végétale et ainsi mieux prédire la distribution des milieux humides. Au Québec, les impacts des fluctuations de niveau d'eau sur les milieux humides ont déjà été observés, notamment au lac Saint-François (Jean & Bouchard, 1991) et au lac Saint-Louis (Jean *et al.*, 1992). Ces impacts se traduisent globalement par une perte de certaines classes de milieux humides (marécages arborés et marécages arbustifs) suite à une inondation prolongée au bénéfice des marais ou des prairies humides avec graminées envahissantes. Par conséquent, les changements à court terme (hydropériode sur une année de croissance) et à long terme (entre les années) des niveaux du fleuve, devraient moduler la distribution des milieux humides et entraîner des changements notoires dans la plaine

inondable du fleuve Saint-Laurent.

1.3 Impact de l'agriculture et des actions anthropiques sur la végétation des milieux humides

Le fleuve Saint-Laurent englobe huit archipels regroupant plus de 300 îles. Encore aujourd'hui, 53 de ces îles (localisées dans les archipels de Boucherville, de Sainte-Thérèse/Varennnes, de Verchères et de Berthier/Sorel) sont utilisées, en totalité ou partiellement, à des fins agricoles comme la production de plantes fourragères et comme site de pâturage pour le bétail (De Koninck, 2000; Bélanger, 1991). Les terrains agricoles actuels et anciens sont dominés par des prairies relativement sèches que l'on trouve principalement dans la partie amont des îles. Ces zones sont généralement peu touchées par les inondations printanières ce qui permet un ensemencement plus hâtif (Tessier et *al.*, 1981). Ces sites, localisés dans la partie supérieure de la toposéquence, étaient fort probablement anciennement dominés par les marécages arborés qui représenteraient le climax des milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. Durant les dernières décennies, l'abandon des champs et des pâturages a permis l'établissement des espèces herbacées envahissantes et compétitives, telles *Phalaris arundinacea* qui est une espèce introduite, et *Calamagrostis canadensis*. L'établissement de ces espèces semble empêcher le retour du climax (marécage arborescent dominé par l'*Acer saccharinum*) dans la plaine inondable du Saint-Laurent. Pour corroborer ces observations, certaines études suggèrent que les milieux humides dits « ouverts », tels les prairies humides et les marécages arbustifs, sont probablement une conséquence des actions d'origine anthropique (anciens champs ou ancienne coupe forestière) et sont composés d'espèces opportunistes qui colonisent rapidement les sites abandonnés (Foster & Motzkin, 2003; Middleton, 2003). Il a d'ailleurs été observé que les prairies abandonnées semblent habituellement faire le lien entre les anciennes cultures et la saulaie à *Salix discolor* (Tessier et *al.*, 1981).

1.4 Modéliser la distribution des milieux humides

Les milieux humides comportent une variété impressionnante d'espèces végétales, dans une étendue d'habitats spécifiques et répondant à un gradient environnemental représenté par

l'hydropériode. Afin de bâtir un modèle « optimal » représentant les milieux humides, il s'avèrerait pour l'instant beaucoup trop complexe, peu intégrateur et beaucoup moins applicable de modéliser la distribution de toutes les espèces prises individuellement ou de modéliser seulement la distribution de certaines espèces indicatrices. Afin de développer un modèle représentant les milieux humides, nous avons abandonné les unités taxonomiques et avons décidé d'utiliser des attributs plus généraux. Ceci nous a menés à la notion de stratégies écologiques, c'est-à-dire à produire des groupements qui sont phénologiquement semblables et pouvant être prédits grâce aux gradients environnementaux (Grime, 1979, Southwood, 1988; Shipley *et al.*, 1989). Pour modéliser les milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent, nous avons opté pour regrouper les espèces végétales émergentes sur la base d'une analyse de gradient direct (Analyse Canonique de Correspondance ; ACC), où la position des végétaux est dirigée par les gradients environnementaux (Jongman *et al.*, 1995) afin de catégoriser les grandes classes de milieux humides. Nous nous sommes inspirés des travaux de Pilon *et al.* (1980, 1981), Tessier *et al.* (1981) et Jean *et al.* (1992), afin de produire des grandes classes de milieux humides pouvant être utilisées à des fins de gestion et répondant aux besoins des différents partenaires (Service Canadien de la Faune, Centre Saint-Laurent et FAPAQ).

1.5 Rétrospective des travaux du Service météorologique du Canada (SMC) sur les milieux humides

Depuis 2000, l'équipe du Service météorologique du Canada – section Hydrologie, s'intéresse à la dynamique des milieux humides et s'est fixé un but à long terme : modéliser la distribution et l'évolution des milieux humides en fonction des variables environnementales et des fluctuations dans les niveaux d'eau du fleuve Saint-Laurent. La demande grandissante des modèles d'habitat 2D dans la compréhension et dans la prise de décision environnementale a rendu nécessaire la modélisation détaillée des grandes classes de milieux humides et de certaines espèces clés.

Avant d'être en mesure de modéliser la distribution et l'impact des fluctuations hydrologiques sur les milieux humides, il s'est avéré primordial de bien comprendre les processus et les facteurs environnementaux qui gèrent la dynamique et la succession des milieux humides. Pour répondre à ce besoin, une rétrospective exhaustive des aspects

abiotiques et biotiques de l'écologie des milieux humides a été produite (Falardeau & Morin, 2000; Guay & Morin, 2001), et a permis d'identifier certaines variables clés susceptibles d'influencer la distribution des milieux humides. Pour compléter l'inventaire des connaissances sur les milieux humides, des cartes numériques détaillées de la végétation émergente ont été produites à partir d'inventaires floristiques effectués dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent allant du lac Saint-Pierre au lac Saint-Louis (Tessier *et al.*, 1981; Pilon *et al.*, 1980; Jacques, 1986; Jean *et al.*, 1992; Falardeau & Morin, 2000). De plus, deux ouvrages connexes ont permis de mettre en évidence l'impact des fluctuations de niveaux d'eau sur les communautés végétales des milieux humides (Jean *et al.*, 1992; Jean *et al.*, 2001). Durant la période allant de 1964 à 2003, plusieurs changements se sont produits en ce qui a trait à la superficie couverte par les milieux humides. Le phénomène le plus marquant réside dans la perte de marécages arborés dans les îles du lac Saint-Louis.

En 2002, une première ébauche de modélisation des milieux humides à l'aide de la régression logistique a été entreprise (Champoux *et al.*, 2002). Les modèles prédisaient à un taux de classification correct de 58% pour les marais profonds, et jusqu'à 69% pour les marécages arborés. Cette étude a montré que les variables d'hydropériode étaient significatives dans la variance de la distribution spatiale des milieux humides. L'une des principales conclusions de cette étude a été de montrer que la distribution spatiale des milieux humides n'est pas influencée par les niveaux d'eau de la saison en cours, mais qu'elle est le résultat de l'historique des niveaux d'eau de plusieurs échelles temporelles en fonction de la position du milieu dans l'hydrosère.

Depuis ce premier essai, le modèle numérique d'élévation été considérablement raffiné par l'ajout et le traitement de données LIDAR (Ouellet *et al.*, 2003). En 2003, il a été mis en évidence que l'utilisation des terres dans le passé, à des fins agricoles ou de pâturage, a perturbé d'une façon significative la toposéquence naturelle des milieux humides. En effet, les champs agricoles occupent l'espace anciennement occupé par les marécages arborés. Suite à l'abandon des champs, les espèces invasives telles *Phalaris arundinacea* et *Calamagrostis canadensis* colonisent ces zones délaissées au détriment des érables argentés (*Acer sacharrinum*) caractérisant les marécages arborés (Turgeon *et al.*, 2004).

Une deuxième étape dans la modélisation des milieux humides a été franchie en 2004 en utilisant les espèces dominantes et des méthodes statistiques de classification (Analyse de groupement hiérarchique et Analyse canonique de correspondance) afin de produire les grandes classes de milieux humides. Les modèles utilisant la régression logistique prédisaient la distribution des milieux humides avec un rendement de l'ordre de plus de 80% (Turgeon *et al.*, 2004). Cependant, il résidait un problème au niveau de la stabilité des modèles lorsque appliqués sur de longues séries temporelles.

Le présent ouvrage tente de corriger ce problème en utilisant trois années précédant l'échantillonnage (1984, 1983 et 1982) afin de calibrer les modèles et en ajoutant un module de succession végétale. Afin d'avoir un meilleur pouvoir de caractérisation des milieux humides et de produire des modèles plus rigoureux, nous avons également utilisé les plantes co-dominantes pour déterminer les grandes classes de milieux humides. Nous avons également raffiné le modèle temporel de transition entre les communautés végétales en le validant grâce à des images obtenues en télédétection pour les années 2000 (MEIS 2000 et IKONOS 2002).

Le principal objectif du document est de produire un modèle représentant les milieux humides avec des précisions spatiale et temporelle qui permettent son utilisation dans les modèles fauniques élaborés dans le cadre de l'étude de la CMI sur la régularisation du Saint-Laurent. Dans le présent ouvrage, les modèles spatiaux des classes de milieux humides sont élaborés, validés et appliqués dans l'ensemble du domaine d'étude. On présente brièvement les données cartographiques de base sur la distribution des milieux humides au lac Saint-Pierre. Les principales classes de milieux humides sont présentées et définies et sont ensuite utilisées pour établir des modèles 2D de régression logistique faisant le lien entre les variables environnementales et la distribution spatiale de ces classes. Un modèle de succession végétale est ensuite élaboré afin de représenter correctement l'évolution temporelle des milieux humides en fonction des changements dans l'hydrologie. Le module temporel est validé à l'aide de diverses sources de données sur l'évolution des milieux humides riverains du fleuve Saint-Laurent.

2 MÉTHODOLOGIE

Nous devons modéliser les relations spatiales et temporelles qui existent entre les grandes classes de milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent et les différentes variables environnementales (dérivées de simulations hydrodynamiques 2D) qui influencent la distribution des espèces végétales émergentes. Pour ce faire, nous avons utilisé des modèles probabilistes (régression logistique) afin de modéliser les grandes classes de milieux humides. Afin de représenter l'évolution des milieux humides dans le temps, nous avons développé un modèle temporel complémentaire qui tient compte des successions végétales possibles dans les milieux humides.

L'idée générale des modèles d'habitat 2D utilisant des couches d'information sur la physique (par exemple l'hydrodynamique) est de générer une série de variables abiotiques dérivées à partir des niveaux d'eau à des points spatiaux (nœuds) et représentant l'effet de l'hydropériode (profondeur de l'eau, % de la saison de croissance inondée et cycles d'inondation et d'exondation), de l'exposition aux vagues, de l'effet des vitesses de courant, et de la pente du terrain sur la distribution des communautés végétales (Morin *et al.*, 2003). Les variables abiotiques (physiques) sont combinées avec des données biotiques par le biais d'outils statistiques multivariés divers qui permettent d'obtenir des corrélations spatiales. Ces modèles combinant des données biologiques limitées et des données modélisées couvrant l'ensemble du domaine d'étude peuvent être utilisés pour prédire les habitats disponibles dans l'ensemble du domaine de simulation. Puisque que l'on peut aisément simuler la physique pour des conditions différentes, les modèles d'habitat une fois validés sont utilisables pour estimer les impacts pour une variété de conditions hydrauliques. Dans le cadre du présent projet, les données biotiques (caractérisation de la végétation émergente) proviennent d'une cartographie détaillée de la plaine inondable du lac Saint-Pierre provenant des travaux de Jacques (1986) et numérisée dans Falardeau & Morin (2000).

2.1 Site à l'étude

L'aire d'étude s'étend sur plus de 170 km entre le lac Saint-Louis et la sortie du bassin de La Prairie jusqu'à Trois-Rivières (Figure 1). La largeur du fleuve dans le tronçon varie entre un kilomètre dans sa partie la plus étroite (près de Lanoraie) jusqu'à 13 km au lac Saint-Pierre.

Le fleuve Saint-Laurent est alimenté par deux sources principales : l'eau des Grands Lacs à la sortie du lac Ontario et par la rivière des Outaouais à Carillon. Le débit moyen annuel du fleuve Saint-Laurent à Cornwall est de 7500 m³/s tandis que le débit moyen annuel de la rivière des Outaouais est de près de 2000 m³/s. À l'aval des deux sources principales, plusieurs tributaires viennent augmenter le débit du fleuve. Les tributaires les plus importants sont la rivière Richelieu (débit annuel moyen de 385 m³/s) et la rivière Saint-François (débit annuel moyen de 209 m³/s). Le signal de marée semi-diurne clairement perceptible à Trois-Rivières est presque inexistant au lac Saint-Pierre et imperceptible dans le Port de Montréal. Cependant, les marées semi-lunaires d'une période de 14 jours ont une amplitude de près de 40 cm au lac Saint-Pierre (Morin & Bouchard, 2000).

L'aire d'étude est caractérisée par une grande plaine inondable couverte par des milieux humides, particulièrement dans la région du lac Saint-Pierre, où ceux-ci occupent près de 46% (338 km² sur 729 km²) de la plaine inondable à une récurrence 1/100 ans. Dans le tronçon entre le Port de Montréal et Sorel, les milieux humides sont principalement confinés aux îles et leurs superficies sont relativement restreintes en comparaison avec le lac Saint-Pierre. Enfin, la région du lac Saint-Louis comporte des milieux humides principalement localisés sur les Îles de la Paix et sur l'Île Saint-Bernard. La Figure 1 illustre l'étendue du domaine à l'étude pour la CMI.

2.2 Modèle numérique d'élévation (MNE)

Le MNE utilisé pour la modélisation des milieux humides a été assemblé en utilisant les données bathymétriques du SMC de même que les données LIDAR de la plaine inondable du Saint-Laurent acquises à l'automne 2001. Les données bathymétriques proviennent de plusieurs sources. Les données de bathymétrie en eaux profondes proviennent des sondages réalisés depuis plusieurs années par le Service Hydrographique du Canada (SHC) et par la Garde Côtière Canadienne (GCC). Les sondages permettent d'obtenir une couverture des zones en eaux profondes. Les minutes hydrographiques du SHC couvrent le domaine d'étude à une échelle de 1 :12 000 avec des points de sondages à tout les 30 à 50 m. Le nombre total de points de bathymétrie pour le tronçon à l'étude est de 866 527. De ce nombre, 655 650 points proviennent du SHC et 8000 de la GCC. Afin de combler le manque

de données bathymétriques en eaux peu profondes, zones représentant de grandes superficies spécialement au lac Saint-Pierre, des campagnes de mesures ont été effectuées au printemps 2000 et 2001. Ainsi, plus de 186 000 points de bathymétrie en eaux peu profondes ont été ajoutés au modèle de terrain.

Québec, Canada

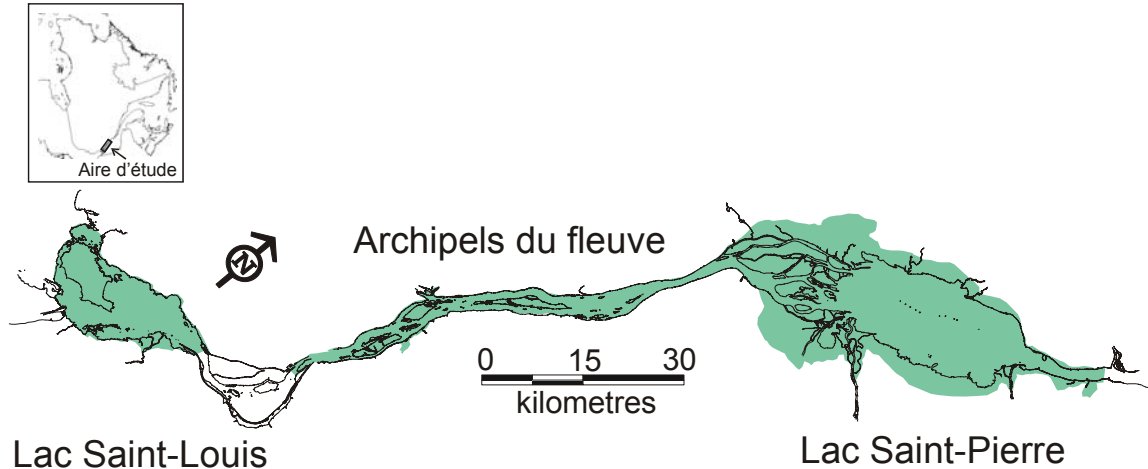


Figure 1. Localisation de l'aire d'étude dans le fleuve Saint-Laurent, Québec. Le site d'étude comprend les milieux humides du lac Saint-Pierre, de l'archipel Berthier/Sorel, des îles de Contrecoeur, de Verchères, de Varennes, de Ste-Thérèse, de Boucherville et les milieux humides du lac Saint-Louis. Les polygones verts représentent la superficie couverte par les milieux humides dans la plaine inondable du Fleuve Saint-Laurent, des forêts humides jusqu'à l'eau.

La topographie de la plaine inondable est décrite à haute densité (1 point au 2 m), et à haute résolution (± 20 cm vertical). Elles proviennent d'un relevé par laser aéroporté (LIDAR: Light & Detection Ranging) le long du Saint-Laurent et sur sa plaine inondable définie par la récurrence centenaire. Même si les données ont subi plusieurs post-traitements et cycles de contrôle de qualité, elles ont dû être corrigées afin de réduire l'erreur observée dans les marais à végétation dense et dans les aménagements fauniques. En effet, dans ces milieux fortement hétérogènes ou inondés une bonne partie de l'année, les erreurs sont significatives et ont dû être corrigées. Les méthodes de correction et de validation des données corrigées sont présentées dans Ouellet *et al.* (2003).

2.3 Construction de la grille MIRE

Le maillage du MIRE (Modèle Intégré de la Réponse de l'Écosystème) supporte l'ensemble des calculs effectués dans le cadre de la présente étude. Le MIRE a pour objectif de quantifier les impacts des fluctuations des débits du Saint-Laurent sur la physique fluviale et ses conséquences sur plusieurs portions du vivant, et ce, sur une base spatio-temporelle. Le maillage du MIRE couvre le fleuve Saint-Laurent et sa plaine d'inondation entre Beauharnois et Trois-Rivières sans couvrir la portion entre les rapides de Lachine et le bassin de La Prairie (Figure 2).

Un premier maillage de points équidistants de 160 m a été créé et inséré dans la base de données. Par la suite, une densification de points a été faite afin de couvrir de façon plus détaillée certaines zones d'intérêt comme les milieux humides. Ainsi, pour ces endroits, des points distancés de 160 m ont été enlevés et des points distants de 80, 40 ou 20 m y ont été ajoutés en fonction de la complexité locale.

2.4 Calcul des niveaux d'eau

Les variations des niveaux d'eau dans le domaine d'étude sont très importantes. Les données historiques enregistrées à la station de Sorel démontrent qu'entre 1967 et 2001, les variations de niveaux d'eau ont atteint jusqu'à 5 m d'amplitude. Même s'il est possible de connaître les variations aux stations de mesure de niveaux d'eau, la complexité topographique et hydrodynamique du Saint-Laurent fait en sorte que les variations enregistrées localement (i.e : aux stations) ne peuvent être interpolées sans une perte de précision qui peut atteindre plusieurs dizaines de centimètres. Nous présentons ici très brièvement la méthode d'interpolation utilisée ; pour une information plus détaillée, consulter Morin *et al.* (2005).

Afin de connaître la variation spatiale du niveau d'eau d'une manière précise, l'hydrodynamique bidimensionnelle est utilisée. Les simulations hydrodynamiques permettent de connaître l'influence locale de la topographie, du substrat et des vitesses de courant sur les niveaux d'eau. Ainsi, en simulant une partie des conditions hydrodynamique 2D du fleuve, il est possible de connaître la valeur des niveaux d'eau de n'importe quel point dans le domaine d'étude. L'ensemble des conditions d'hydraulicité a été réduit par

Morin & Bouchard (2000) par la définition de huit scénarios de débit. Même si les événements de référence définis par Morin & Bouchard (2000) représentent l'ensemble du spectre des conditions d'hydraulicité, ceux-ci correspondent à des conditions moyennes de niveau et de débit et ne peuvent être utilisés directement dans un contexte de calcul de série à long terme puisque les conditions nécessaires pour les décrire sont trop nombreuses. La méthode utilisée ici combine les avantages de la modélisation 2D par scénario au modèle de prévision des niveaux à plusieurs stations produit par Fan & Fay (2002) pour l'étude de la CMI.

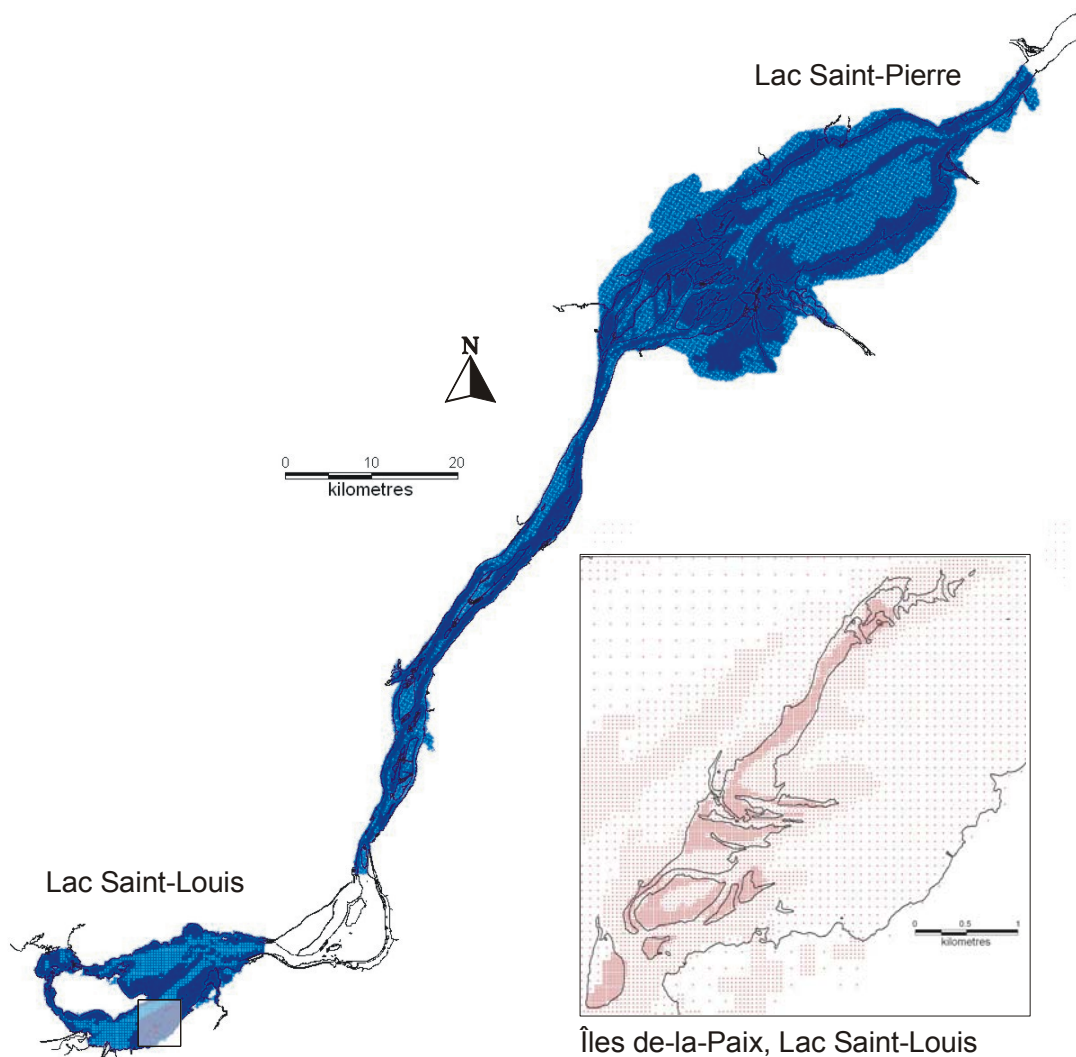


Figure 2. Zone couverte par le maillage MIRE (Modèle Intégré de la Réponse de l'Écosystème) dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. En médaillon : exemple de la densification et de la distribution des points dans le maillage MIRE pour les îles de la Paix au lac Saint-Louis, Québec.

2.4.1 Projection des niveaux d'eau

La méthode de projection utilisée sur chacun des points de la grille MIRE est une approche basée sur la combinaison des relations statistiques de quelques stations de Fan & Fay (2002) et celles des niveaux d'eaux locaux et spatialisés calculés par simulations hydrodynamiques pour chacun des événements de référence (scénarios) de Morin & Bouchard (2000). Cette approche est utilisée afin de corriger le niveau de la surface du fleuve qui n'est pas linéaire entre deux stations de mesure placées dans l'axe principal du fleuve et qui peut varier de plus de 20 cm dans l'axe transversal au fleuve.

2.4.2 Validation des niveaux d'eau corrigés

Afin de s'assurer de la validité des niveaux d'eau calculés par la méthode de correction, une vérification sur les données mesurées et calculées a été effectuée. La vérification a été produite en comparant les niveaux d'eau mesurés à la station de Frontenac pour la période de 1995 à 1997, les niveaux produits par les relations de Fan & Fay (2002) et les niveaux produits par la méthode de correction des niveaux par les différences. Les résultats de la méthode d'interpolation spatiale donne des résultats plus près de la réalité que la méthode de Fan & Fay (2002). La Figure 3 montre la correspondance des niveaux pour les deux méthodes de calcul des niveaux de l'eau.

2.4.3 Marais résiduels et aménagés

La complexité de l'hydrologie, de l'hydrodynamique et de la topographie de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent se traduit par la présence, à plusieurs endroits de la plaine inondable, de marais résiduels. Les marais résiduels peuvent être définis comme des superficies dont les caractéristiques hydrologiques sont semblables à celles du fleuve lorsque le niveau d'eau local est supérieur ou égal au seuil topographique du marais résiduel, mais dont le comportement hydrologique diffère lorsque le niveau du fleuve est inférieur, localement, au niveau du seuil topographique. Le comportement hydrologique du marais résiduel est ainsi contrôlé par les bilans hydriques de précipitations et d'évaporation (Figure 5). La Figure 4 montre la distribution spatiale des principaux marais résiduels et aménagés au lac Saint-Pierre.

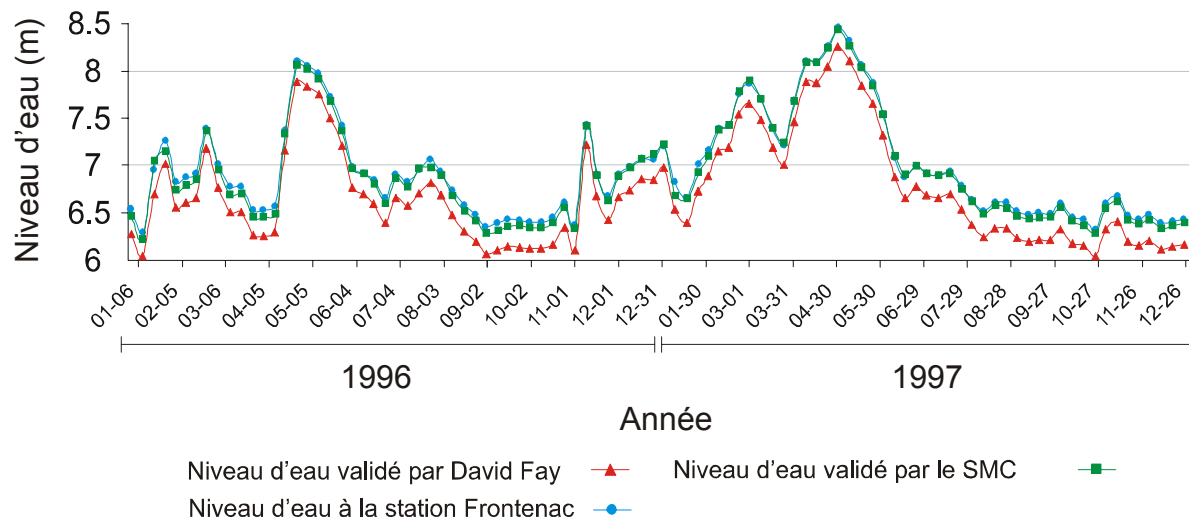


Figure 3. Validation du calcul des niveaux d'eau en fonction du temps en comparant les simulations produites des niveaux d'eau par Fan & Fay (2002) (-▲-), les niveaux d'eau du SMC, section hydrologie (-■-) et les niveaux d'eau mesurés à la station de Frontenac (-●-).

D'autre part, la diminution des superficies de milieux humides observées depuis plusieurs années a occasionné la construction de marais aménagés afin de combler le déficit en milieux humides. Ces marais aménagés ont deux vocations principales, soit d'augmenter l'habitat de qualité pour la fraie printanière du poisson, et d'augmenter l'habitat disponible pour la migration de la sauvagine. Les niveaux d'eau dans les marais aménagés sont gérés de manière à optimiser l'impact sur les communautés de poissons et de sauvagine qui les utilisent. La gestion des niveaux d'eau dans les aménagements est présentée dans Mingelbier & Douguet (1999). Afin de rendre plus uniforme la gestion des aménagements dans le système de calcul des niveaux d'eau de la grille MIRE, une révision complète des cotes d'opération (gestion des niveaux) de chacun des aménagements de la plaine d'inondation du fleuve Saint-Laurent a été effectuée avec l'aide de la FAPAQ (Société de la Faune et des Parcs du Québec, Mingelbier & Brodeur, comm.pers.).

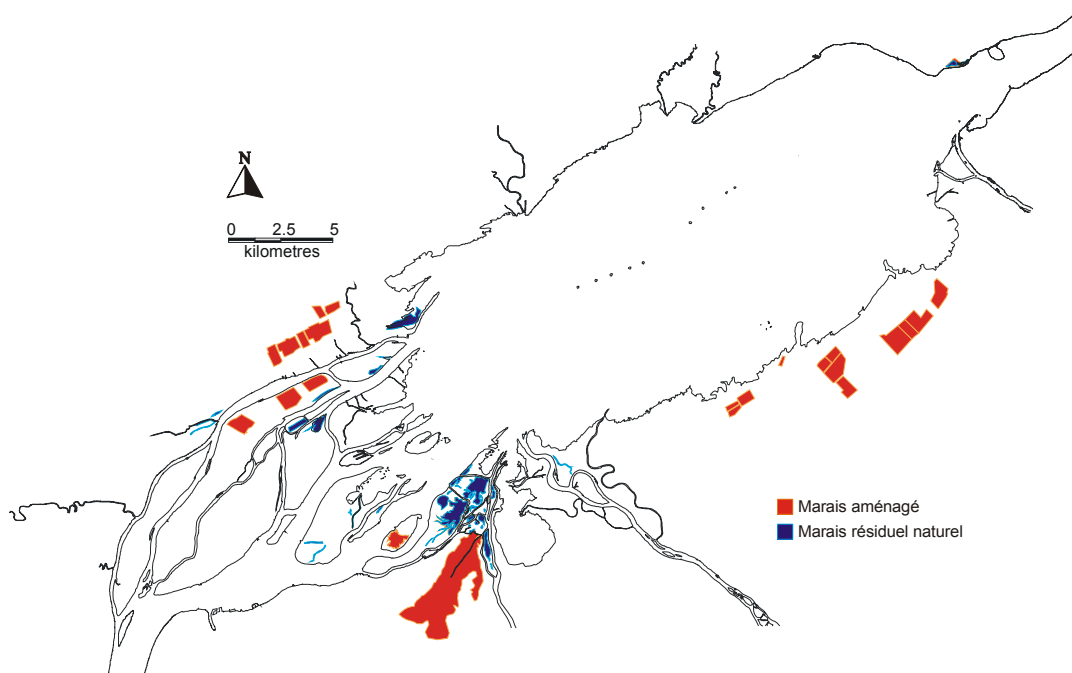


Figure 4. Localisation des marais résiduels (polygones rouges) et aménagés (polygones bleus) dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre, Québec.

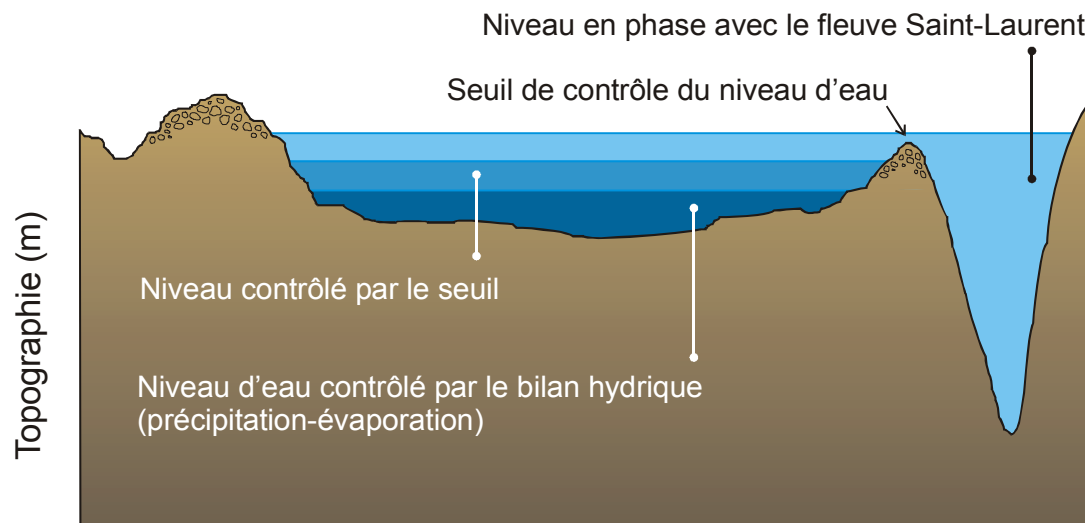


Figure 5. Schéma d'une coupe transversale d'un marais résiduel pour illustrer le comportement hydrologique lorsque le niveau d'eau est contrôlé par un seuil.

La présence de marais résiduels ou aménagés a occasionné une étape de calcul supplémentaire dans la détermination des niveaux d'eau, qui est décrite dans Morin *et al.* (2005). Toutefois, les marais aménagés ont des hydrogrammes très différents de celui du fleuve étant donné leur déconnexion partielle durant une plus ou moins longue partie de la saison de croissance. Cette déconnexion vient moduler les valeurs moyennes de niveau durant la saison de croissance en comparaison des zones en phase avec le niveau du fleuve, créant une difficulté fondamentale pour la modélisation actuelle dont le pas temporel est saisonnier. Nous avons donc exclus les marais aménagés et les marais résiduels de l'analyse pour les modèles de milieux humides. Dans ces secteurs, la végétation a été considérée comme « fixée » pour les modèles fauniques utilisant des données de végétation. Les classes de milieux humides pour ces marais correspondent à celles qui ont été cartographiées par Jacques (1986) et ne sont pas mis à jour par les changements dans les débits causés par la régularisation.

Pour obtenir un modèle valable dans ces secteurs, la modélisation devrait être faite avec un pas temporel hebdomadaire afin de tenir compte des spécificités de l'hydraulique locale. De plus, puisque ces milieux sont indépendants du fleuve durant une bonne partie de la saison, ils sont beaucoup moins influencés par la régularisation que les milieux en connexion directe avec le niveau du fleuve.

2.5 Production des variables abiotiques

2.5.1 Simulations hydrodynamiques

Les résultats de simulations hydrodynamiques bidimensionnelles à haute résolution du lit et de la plaine inondable du Saint-Laurent ont été utilisés dans la production des variables abiotiques caractérisant les milieux humides (variables explicatives). Dans les premières études de Champoux *et al.* (2002) et de Turgeon *et al.* (2004) plusieurs variables abiotiques inspirées des travaux de la littérature ont été testées, mais seules les variables significatives sont traitées ici. Les variables abiotiques utilisées sont les suivantes : profondeur de l'eau durant la saison de croissance (m), pourcentage de la saison de croissance inondé (%), nombre de cycles inondation/exondation durant la saison de croissance, vitesse orbitale des

vagues ($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$), vitesse de courant ($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$) et pente du terrain (degrés). La Figure 6 représente la simulation spatiale d'une variable abiotique, la profondeur, modélisée dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre pour la valeur moyenne de la saison de croissance de 1985.

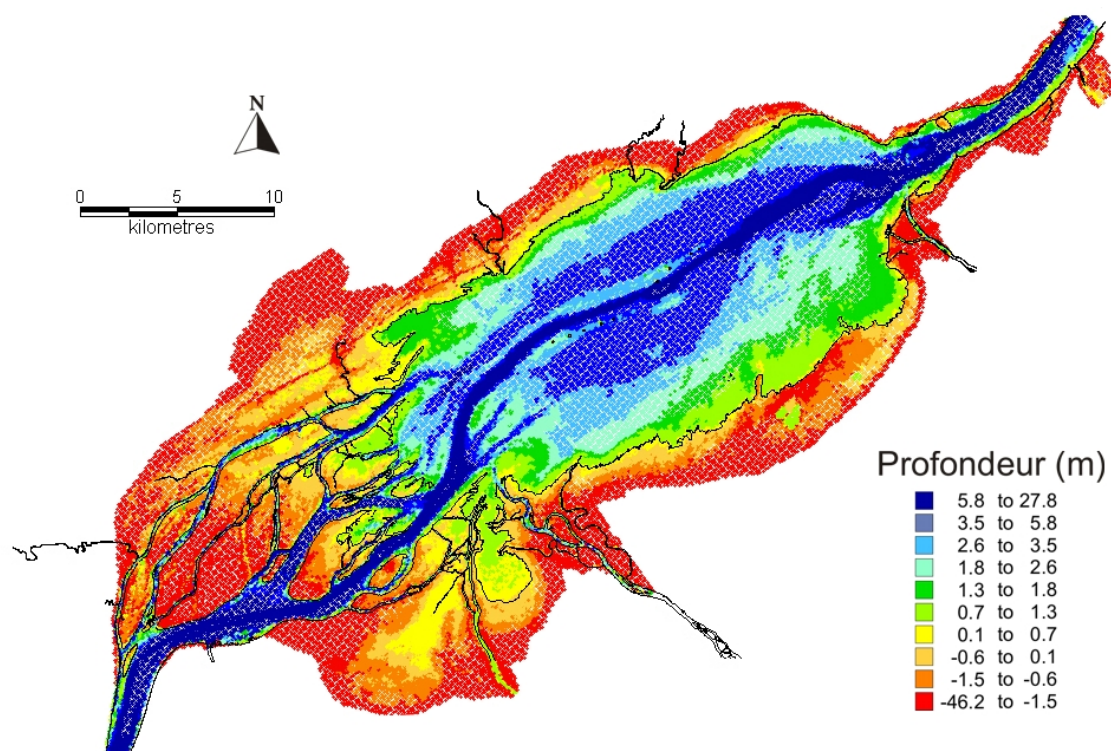


Figure 6. Illustration d'une simulation spatiale, la profondeur (m), servant à produire les variables abiotiques pour modéliser la distribution des milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. La simulation présentée est faite pour l'année 1985.

La modélisation hydrodynamique a été effectuée à l'aide du modèle *HYDROSIM* développé à l'INRS-ETE. Il s'agit d'un modèle bidimensionnel vertical qui résout un système d'équations en eaux peu profondes par la méthode des éléments finis. Ce modèle utilise la forme conservatrice des équations de conservation de la masse et de la quantité de mouvement des équations de Saint-Venant et prend en compte localement les paramètres de frottement dus aux substrats, aux plantes aquatiques et à la glace. Il procure en sortie les composantes (x, y) de la vitesse moyenne (intégrées dans la verticale) et le niveau d'eau sur tous les nœuds de calcul.

Les simulations hydrodynamiques ont été réalisées sur un maillage aux éléments finis qui a été calibré pour des variations de niveaux d'eau de près de six mètres avec une précision de moins de 0,05 m dans tout le domaine d'étude. Le modèle hydrodynamique pour le secteur du Port de Montréal à Trois-Rivières contient 166 217 nœuds et 81 322 éléments tandis que le maillage du lac Saint-Louis contient 76 236 nœuds et 37 369 éléments. La validation des vitesses a été effectuée à l'aide de données de courantométrie Doppler (ADCP) mesurées lors des événements choisis pour la calibration du modèle (4 événements).

L'approche par événements de référence a été utilisée dans le choix des conditions à simuler. Ceux-ci couvrent l'ensemble de l'hydraulique du Saint-Laurent et sont définis dans Morin & Bouchard (2000) pour le secteur Port de Montréal à Trois-Rivières et dans Morin *et al.* (2003) pour le secteur du lac Saint-Louis.

2.5.2 Simulation de l'effet des vagues

Les variables associées à l'énergie des vagues générées par les vents ont été produites en utilisant le modèle *HISWA*. Le modèle *HISWA* a été développé pour calculer la génération, la propagation et la transformation des vagues de vents dans des environnements peu profonds avec courants significatifs (Holthuijsen *et al.*, 1989; Booij *et al.*, 1993). *HISWA* est un modèle stationnaire de vagues de deuxième génération (pré-SWAN) développé par l'Université de Technologie de Delft aux Pays-Bas. Le modèle simule en 2D (horizontal), la propagation des vagues en eau peu profonde en incluant la réfraction, la croissance des vagues grâce à l'action du vent et la dissipation de l'énergie par la friction du fond et par le déferlement, mais il ne tient pas compte de la réflexion, ni de la diffraction des vagues. Le modèle produit en sortie plusieurs paramètres tels que la vitesse orbitale, la hauteur, la direction, l'amplitude et la fréquence des vagues.

Le modèle utilise une grille de calcul régulière en différences finies avec des éléments carrés. La taille des éléments varie de 25 à 50 m pour l'ensemble du domaine, les éléments sont étirés dans le sens de la propagation des vagues. Chacun des nœuds de la grille de calcul supporte, pour l'événement hydrologique choisi, la vitesse de l'écoulement, en *X* et *Y*, le niveau de surface et la topographie. Ainsi, pour chacun des 8 scénarios de débit, nous disposons de 16 simulations par intensité de vents (en fonction de la direction d'origine du

vent) et ce pour 4 intensités différentes, soit un total de 512 simulations de vagues pour chacun des secteurs. Ces simulations sont ensuite combinées pour obtenir une intensité moyenne de l'énergie des vagues pour une saison donnée.

2.5.3 Données de vents

Les simulations de vagues naturelles sont identifiées par l'intensité et la direction du vent par lesquelles elles sont générées. Ainsi, une analyse de fréquence des directions et intensités par saison a été produite pour l'ensemble du domaine à l'étude. Les données de vents proviennent des stations d'Environnement Canada. Pour la région du lac Saint-Pierre, deux stations ont été retenues, celle de Nicolet (7025442) et celle de Trois-Rivières (701HE63). Ces stations enregistrent sur une base horaire les directions et les intensités des vents. La période utilisée pour chacune des stations est respectivement de 1992 à 1999 et 1991 à 1999. Pour le secteur du Port de Montréal à Sorel, la station de Saint-Hubert a été retenue (7027320). La série utilisée s'étend de 1993 à 1999 et contient elle aussi des données horaires selon 36 directions. Enfin, la station de Dorval (YUL71627) a été utilisée pour le secteur du lac Saint-Louis pour la période 1993 à 1999.

Les intensités ont été divisées en quatre classes : les vents faibles (0-9 km/h), les vents modérés ou moyens (10-24 km/h), les vents forts (25-44 km/h), et les vents extrême (45-60 km/h). Pour chacune des intensités, l'analyse des fréquences a été diminuée à 16 directions de compas afin de réduire le nombre de simulations tout en gardant une excellente précision dans la définition des directions.

Une fois les simulations de vagues produites, chacune des simulations représentant une intensité et une direction (16 simulations par intensité donc 64 simulations pour un scénario de débit) ont été combinées en utilisant les pourcentages d'occurrence de chacune des intensités et directions durant la saison choisie. En combinant ainsi la vitesse orbitale des vagues de toutes les directions et intensités, il est possible d'obtenir l'énergie dissipée durant toute une saison sur tous les points du domaine à l'étude. Pour la modélisation des milieux humides, seule la variable combinée par saison a été utilisée.

2.5.4 Projection de la topographie

La référence spatiale de toutes les données utilisées dans la modélisation de la végétation émergente du tronçon lac Saint-Pierre au lac Saint-Louis permet d'attribuer aux points d'échantillonnage des valeurs nodales simulées ou mesurées. Deux types de valeurs nodales ont été projetés sur les points d'échantillonnage, soit la topographie à partir du modèle de terrain du lit et de la plaine d'inondation, et les niveaux d'eau simulés. La projection des niveaux d'eau a été faite de manière à obtenir le niveau d'eau hebdomadaire durant la saison de croissance. La topographie a été utilisée pour calculer la pente locale du terrain. Cette variable permet de donner une information caractéristique du drainage local et de l'hétérogénéité du terrain.

2.5.5 Intégration des variables environnementales durant la saison de croissance

Dans le précédent rapport sur la modélisation des milieux humides (Turgeon *et al.*, 2004) nous avons utilisé un scénario de référence moyen (5P) pour simuler les vagues, la vitesse du courant et le débit spécifique. Cette méthode de calcul était relativement grossière et amenait des problèmes de colinéarité entre certaines variables. Pour résoudre ces problèmes, nous avons jugé approprié de simuler les variables mentionnées précédemment en fonction des quart-de-mois durant la saison de croissance des plantes émergentes. Nous avons utilisé les quart-de-mois allant du QM 13 à QM 45, ce qui correspond à une saison de croissance allant du mois d'avril à octobre. Nous avons ensuite fait une moyenne des conditions rencontrées en fonction des quart-de-mois à chaque point du maillage et ce, pour chaque variable.

2.5.6 Production des données d'hydropériode (hydropériode nodale)

La saturation du sol en eau et ses fluctuations temporelles sont des aspects fondamentaux de la végétation des milieux humides. Mitsch & Gosselink (1993) ont développé une classification des milieux humides basée sur l'hydropériode d'un secteur et celle-ci utilise la fréquence d'inondation durant la saison de croissance de la végétation. Suivant une approche similaire, Toner & Keddy (1997) ont exploré l'impact de plusieurs aspects de l'intensité et de la durée des crues printanières sur la structure des milieux humides.

Le concept d'hydropériode nodale est similaire, à la différence qu'il s'adresse au nœud de

calcul plutôt qu'à l'ensemble d'un milieu humide (Morin *et al.*, 2003). Cette approche permet d'explorer plusieurs nouvelles variables et leurs liens avec la distribution des milieux humides. A chaque nœud, l'hydrologie locale permet de dériver une série de profondeur d'eau qui est analysée en relation avec la présence d'espèces ou de classe, par saison de croissance. Champoux *et al.* (2002) ont analysé les variables suivantes à plusieurs pas de temps (moyennes sur 1, 3, 7, 12 et 18 ans):

- 1- **Nombre de semaines inondées**: somme du nombre des semaines dont le niveau d'eau était supérieure à la topographie;
- 2- **Nombre de semaines exondées**: somme du nombre des semaines dont le niveau d'eau était inférieure à la topographie;
- 3- **Nombre de cycle inondation/exondation**: somme du nombre de cycles (minimum une semaine) par saison de croissance;
- 4- **Profondeur moyenne**: moyenne de la profondeur de la colonne d'eau aux points d'échantillonnage par saison de croissance;
- 5- **Profondeur moyenne d'inondation** : moyenne de la profondeur lorsque le niveau d'eau est supérieure à la topographie;
- 6- **Profondeur moyenne d'exondation** : moyenne de la profondeur lorsque la valeur de niveau d'eau est inférieure à la valeur de topographie.

Ces variables ont été examinées dans le cadre du présent rapport. Les nombres de semaines inondées et exondées ont été rassemblés en une seule variable : le pourcentage de la saison de croissance inondée. Toutes ces variables correspondent à des moyennes ou à des totaux appliqués à un pas de temps annuel, sur la durée de la saison de croissance. Les pas de temps des variables ont été supprimés afin d'insérer les processus de succession végétale dans un module externe (Modèle de succession végétale - MSV) qui permet de mieux contrôler la qualité et de rendre plus flexible l'outil de prédiction.

Calcul du nombre de cycles exondation/inondation

Le nombre de cycles inondation/exondation constitue la variable d'hydropériode la plus complexe à obtenir dans le présent exercice. La saison de croissance de la végétation s'étire du QM 13 au QM 42. La différence entre les niveaux du QM 14 et du QM 13 est d'abord calculée au nœud. Si la différence est positive, c'est qu'il y a eu une augmentation des niveaux et vice-versa. Si, comme dans l'exemple présenté à la Figure 7 il y a augmentation des niveaux, l'algorithme attribue une valeur de 1 à cet événement. Cette opération est

répétée pour tous les QM de l'année et résulte en une série de 1 et de 0 qui identifie les variations de niveaux d'eau par rapport au quart de mois précédent. Il faut ensuite déterminer si les variations de niveaux identifiées font partie d'un même cycle. Un cycle est défini par : 1) une progression des niveaux/débits) suivie d'une diminution, 2) accompagnée de son inverse, une diminution suivie par une augmentation des niveaux (Figure 7). Un cycle est comptabilisé lorsqu'un événement identifie le début du cycle suivant.

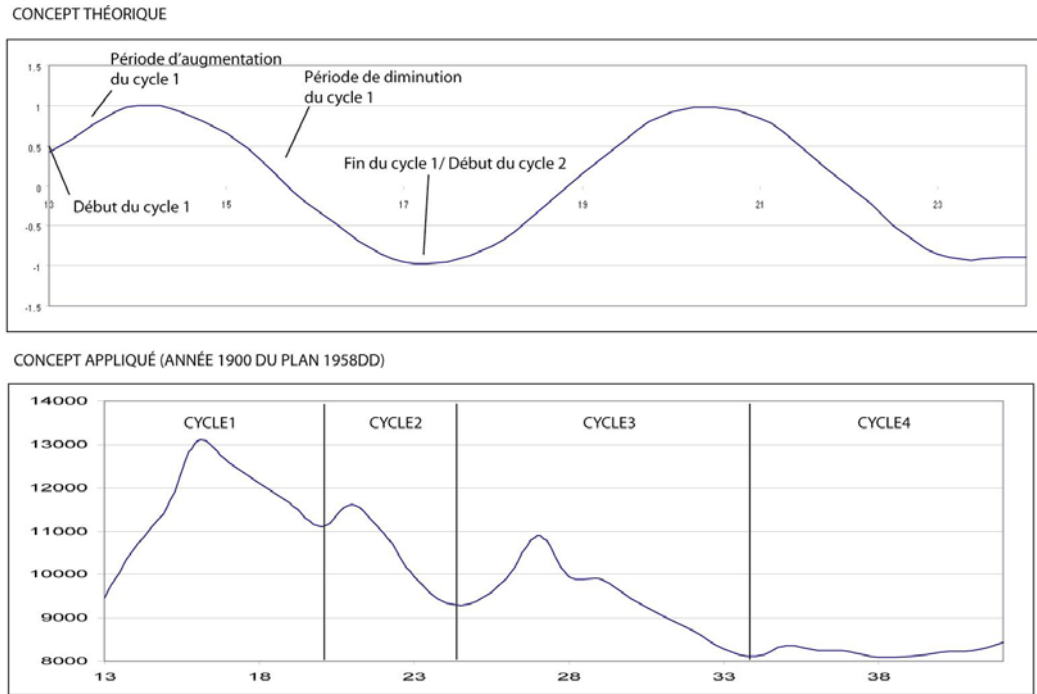


Figure 7 : Schématisation du concept et du calcul de la variable nombre de cycle utilisé dans les variables d'hydropériode utilisée pour la modélisation des superficies de milieux humides.

2.6 Échantillonnage des données pour les communautés végétales

2.6.1 Caractérisation des milieux humides du lac Saint-Pierre (Jacques 1986)

Un travail exhaustif de caractérisation des milieux humides de la plaine inondable du lac Saint-Pierre a été produit par l'équipe de D. Jacques en 1986. L'échantillonnage sur le terrain s'est déroulé selon la méthode de Braun-Blanquet (1972) et la caractérisation des plantes émergentes s'est effectuée durant la saison de croissance de 1985 sur un total de 152 transects. Une base de données contenant la description des espèces végétales dominantes et

co-dominantes a été numérisée et validée dans Falardeau & Morin 2000.

En 1985, l'acquisition de photographies aériennes au 1 :10 000 a permis la production de 23 cartes contenant 6 000 polygones, couvrant une superficie totale de 550 km² de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Sur les sites non-caractérisés par Jacques (1986) à l'été 1985, les données ont été photo-interprétées à partir de photographies aériennes des mois d'août et septembre 1985. La cartographie a nécessité la prise de 703 photographies aériennes (23 cm × 23 cm) à l'échelle 1: 10 000. Les caractéristiques végétales des espèces dominantes et co-dominantes sont assignées aux points de maillage en fonction du polygone dans lequel ils se retrouvent.

2.6.2 Correction de la caractérisation végétale pour les sites soumis à une action anthropique

Les ortho-photographies aériennes de 1964, 1984, 1997, les images IKONOS acquises en 2000 et les images MEIS acquises en 2002, ont permis de produire des polygones d'utilisation du sol (urbanisation, anciens champs cultivés, agriculture active, pâturages récents et anciens et coupes forestières) sur l'ensemble de la plaine d'inondable du Saint-Laurent. Les polygones qui ont été soumis à une activité anthropique (passée ou récente) ont été exclus de l'analyse et de la calibration des modèles.

Comme mentionné précédemment, les sites anciennement soumis à une action anthropique se retrouvent habituellement en amont des îles. Cette position dans l'hydrosère devrait vraisemblablement correspondre avec les marécages arborés. Suite à l'abandon des champs et des pâturages, les espèces émergentes envahissantes et compétitives, telles *Phalaris arundinacea* et *Calamagrostis canadensis*, s'établissent et empêchent la croissance des jeunes arbres (Tessier *et al.* 1981). Cette problématique est observée massivement dans la zone d'échantillonnage et elle occasionne une discontinuité dans la toposéquence naturelle provoquant des aberrations dans la modélisation (la Figure 9 compare la position des prairies humides naturelles à celles d'origine anthropique). Suite à un traitement préliminaire, en 1985, plus de 75% des milieux humides identifiés comme ayant été potentiellement soumis à une action anthropique, sont dominés par de grandes graminées telles : *Phalaris arundinacea*, *Calamagrostis canadensis*, *Glyceria grandis*, *Lythrum salicaria* et quelques

espèces de saules (*Salix petiolaris*, *Salix x rubens* et *Salix eriocephala*). Le rétablissement du marécage arboré dans ces milieux ne semble pas s'effectuer sur une échelle de temps inférieure à 50 ans.

2.7 Calibration des modèles de milieux humides

La plaine inondable du lac Saint-Pierre a été choisie comme région de calibration car elle a été relativement peu soumise aux pressions d'origine anthropique en comparaison avec les autres régions de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent (e.g. : Îles de Contrecoeur, Archipel de Repentigny). Au total, 11 543 points d'échantillonnage ont été sélectionnés aléatoirement dans l'ensemble des points de la grille MIRE de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Ces points ont été utilisés pour les analyses de caractérisation de la végétation (détermination des grandes classes de milieux humides) et pour la modélisation des grandes classes de milieux humides. Nous avons utilisé les variables environnementales projetées de 1984 pour modéliser les plantes émergentes retrouvées en 1985. Afin de définir les limites inférieure et supérieure de l'hydrosère, nous avons également échantillonné des points dans l'eau libre et dans des zones dominées par la forêt terrestre.

2.7.1 Détermination des grandes classes de milieux humides

Afin de déterminer les grandes classes de milieux humides (i.e. le gradient environnemental potentiel pouvant influencer la distribution de la végétation émergente), nous avons mené une Analyse de Correspondance Canonique (ACC) sur tous les points (calibration et validation) avec le logiciel CANOCO 4.5 (Jongman *et al.*, 1995; Ter Braak, 1986, 1987). Cette technique d'ordination représente les gradients directs environnementaux et permet de mettre en évidence les relations entre les variables indépendantes (habitat) et plusieurs variables dépendantes (espèces végétales dominantes et co-dominantes). La signifiante statistique des composantes environnementales est évaluée par une série de permutations de Monte Carlo (Verdonchot & Ter Braak, 1994). Les espèces dominantes et co-dominantes qui étaient présentes sur plus de 10 sites étaient conservées dans l'analyse en minimisant le poids pour les espèces rares.

Dans le rapport RS-104 (Turgeon *et al.*, 2004), nous avons séparé « artificiellement » les points retrouvés dans les marais (marais profonds et marais peu profonds) par une analyse de

groupement « k-means ». Afin de rendre les modèles statistiques plus rigoureux, nous avons évité d'utiliser une méthode de regroupement afin de discriminer les marais profonds des marais peu profonds. En effet, les espèces dominantes ne permettaient pas d'obtenir une ségrégation nette entre les deux types de marais. Les espèces végétales retrouvées dans les marais, notamment les quenouilles et les différentes espèces de scirpes, sont très plastiques et peuvent s'adapter à large spectre de conditions environnementales. Dans le présent rapport (RS-107), l'utilisation des espèces co-dominantes permet de diminuer le problème de plasticité des espèces de marais car plusieurs espèces co-dominantes ont des exigences strictes vis-à-vis certaines conditions de l'habitat et permettent une meilleure ségrégation. Les exigences de ces espèces semblent bien se révéler dans le graphique (« bi-plot ») produit par l'ACC.

Pour valider qualitativement les différentes classes de milieux humides déterminées par l'ACC, nous avons produit des graphiques de distribution de fréquence des plantes émergentes dominantes et co-dominantes. Ces différentes associations végétales caractérisant les milieux humides de la plaine inondable du lac Saint-Pierre ont ensuite été validées avec l'information disponible dans la littérature (Pilon *et al.*, 1980 ; Tessier & Caron, 1981 ; Tessier *et al.* 1981; Carrière *et al.*, 1983; Jacques, 1986; Day *et al.*, 1988; Jean *et al.*, 1992; Marie-Victorin, 1995).

2.7.2 Développement des modèles probabilistes (régressions logistiques)

Nous avons modélisé la probabilité d'observer les différentes classes de milieux humides à l'aide de la régression logistique. Les modèles utilisant la régression logistique (RL) représentent la probabilité d'occurrence d'une classe de milieu humide en fonction d'une combinaison linéaire des variables environnementales, laquelle peut inclure des variables simples et des termes d'interactions entre les variables :

$$p = \frac{e^{\beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i x_i}}{1 + e^{\beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i x_i}}$$

où β_0 est une constante, β_i sont les coefficients de la régression associés avec les k termes

prédictifs, et e est la base du logarithme népérien.

Le programme SYSTAT, v.10.0, a été utilisé pour bâtir les modèles. Les variables simples et élevées au carré ont été utilisées comme termes prédictifs potentiels. Toutes les variables ont été standardisées avant de calculer les produits entre les variables afin d'enlever la colinéarité non-essentielle dans les termes quadratiques. Une procédure de sélection pas à pas (progressive) avec un seuil d'acceptation de $p = 0,10$ a été utilisée pour déterminer quelles variables seraient retenues dans les modèles finaux. Lorsque la sélection des variables est complétée, les modèles sont évalués pour détecter s'il y a présence de multicollinéarité entre les termes prédictifs en examinant la tolérance de chaque variable individuelle (Tabachnick & Fidell, 1989; Graham, 2003). Les tolérances sont supérieures à 0,30 pour tous les modèles finaux avec la RL.

Pour évaluer l'exactitude de prédiction des modèles, les mesures suivantes ont été dérivées à partir d'une matrice de confusion : taux de classification correct (TCC; pourcentage des cas correctement prédits), sensibilité (pourcentage des véritables présences correctement prédites) et la spécificité (pourcentage des véritables absences correctement prédites). Une autre mesure additionnelle, le Kappa de Cohen qui est dérivé des matrices de confusion et varie entre -1 et 1, permet d'estimer si la performance du modèle diffère de ce qui est attendu par chance seulement (Fielding & Bell, 1997, Manel *et al.*, 2001). Une valeur de zéro pour le Kappa de Cohen indique qu'il n'y a pas de différence entre les prédictions du modèle et celles obtenues aléatoirement.

2.7.3 Détermination d'un seuil de décision pour l'acceptation des différentes classes des milieux humides

Deux seuils de décision ont été utilisés pour modéliser les milieux humides. Premièrement, nous avons utilisé le « seuil de décision optimal (SDO) » pour évaluer l'efficacité de prédiction des modèles développés. Deuxièmement, nous avons développé un modèle hiérarchique logique afin d'accepter une seule classe de milieu humide à chaque point du maillage MIRE.

Pour évaluer l'efficacité des modèles RL, un point de coupure $p=0,5$ est habituellement utilisé pour déterminer la probabilité de présences (i.e. lorsque la probabilité d'observer un

milieu humide $> 0,5$ le milieu est prédit « présent » et lorsque $< 0,5$ le milieu est prédit « absent »). Cependant, avec les modèles utilisant la RL, le TCC, la sensibilité et la spécificité des modèles peuvent être très sensibles au choix d'un point de coupure lorsque la prévalence est réduite (Fielding & Bell, 1997; Manel *et al.*, 2001; Hosmer & Lemeshow, 2000). Pour ce faire, un graphique indiquant comment la sensibilité et la spécificité varient en fonction d'un point de coupure déterminé a été utilisé pour évaluer la capacité de prédiction en fonction de tous les points de coupure potentiels (Fielding & Bell, 1997 ; Pearce & Ferrier, 2000). Le SDO a été choisi pour égaliser les coûts associés à une classification erronée des présences (sensibilité) et des absences (spécificité) (Fielding & Bell, 1997).

À chaque point du maillage MIRE, nous avons des probabilités d'occurrence pour chaque milieu humide d'après les équations obtenues par la régression logistique. Cependant, avec l'utilisation du SDO, plusieurs classes de milieux humides pouvaient être acceptées simultanément (ex. : à un point donné, les marécages arbustifs et les marécages arborés pouvaient avoir une probabilité d'observation supérieure au SDO et donc tous les deux être considérés comme « présents » au point). Pour les besoins du modèle et pour les besoins de gestion, nous devons accepter un seul milieu humide par point (la décision d'un milieu humide étant exclusive).

Dans le plus simple des cas, nous aurions pu utiliser la probabilité la plus forte (associée à un milieu humide en particulier) à chaque point pour accepter le milieu humide. Cependant, étant donné que les prévalences associées aux différents milieux humides variaient énormément (0,295 pour les marécages arborés à 0,034 pour les forêts humides), les rendements pour chaque milieu humide étaient très instables (Figure 12). À titre d'exemple, la sensibilité des modèles est grandement diminuée pour les milieux humides caractérisés par une faible prévalence. Par voie de conséquence, les modèles les plus stables et ayant des prévalences plus élevées (ex. : marécages arborés) seraient retrouvés partout car les probabilités associées à ces milieux humides seraient mieux réparties dans l'ensemble des points.

La seconde option était de déterminer un seuil qui serait acceptable d'un point de vue quantitatif et qui représente bien la réalité observée en ce qui a trait à la distribution spatiale

des milieux humides. Nous avons donc utilisé les arbres de classification (Breiman *et al.*, 1984 ; De'ath & Fabricius, 2000) pour déterminer, en fonction de toutes les probabilités associées aux différents milieux humides, quel point de coupure serait optimal pour accepter un seul milieu humide à chacun des nœuds. La requête SQL ayant servi à accepter le milieu humide à chaque point est présentée en annexe (annexe 2). Afin de contrecarrer les problèmes associés à la prévalence, nous devions accepter les seuils de décision d'une façon hiérarchique pour ne pas sous-estimer les milieux humides peu représentés dans la base de données.

2.8 Développement du Modèle de Succession Végétale (MSV)

Pour utiliser les modèles prédictifs dans le temps, et pour tenter de représenter les successions possibles entre les différents milieux humides, nous avons bâti un Modèle temporel complémentaire (Modèle de succession végétale - MSV) sous forme de « tuiles » représentant des états potentiels de transition pour chaque année allant de 1900 à 2003 (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Ce complément au modèle spatial permet de donner une inertie temporelle aux différents milieux humides en fonction des probabilités prédites par la RL. Le MSV permet de mettre en lumière la dynamique complexe entre les espèces de marécages arborés et de marécages arbustifs et les prairies humides. Il permet également de mieux comprendre la dynamique d'instabilité entre les espèces dominantes tolérantes à l'inondation et l'exondation en fonction des perturbations des niveaux d'eau. Le MSV pourrait prendre en compte une bonne proportion de la variation non expliquée associée aux modèles prédictifs spatiaux des milieux humides et améliorer le succès de prédiction ainsi que la compréhension de leur dynamique temporelle. Pour ce faire, la séquence caractérisant les successions végétales semble dépendre: 1) de la disponibilité des graines (ou propagules), 2) de la disponibilité d'un habitat colonisable, 3) de la possibilité de développement des graines jusqu'à la prochaine perturbation et 4) de la résilience des populations établies jusqu'à la prochaine perturbation (Ellison & Bedford, 1995 ; Tabacchi *et al.*, 1998).

Pour développer le volet temporel du modèle des milieux humides nous avons extrait l'information disponible de la littérature. À cette fin, nous devions trouver les temps

nécessaires pour une succession entre les différents milieux humides et le genre de perturbations (importance et durée de l'inondation ou de l'exondation, anthropisation des sites) qui accélèrent ou ralentissent les successions végétales. De plus, nous devons considérer la problématique des espèces introduites et envahissantes qui perturbent la succession naturelle des milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent.

2.8.1 Perturbations et successions pouvant affecter les marécages (arborés et arbustifs)

Les marécages arborés semblent particulièrement sensibles aux inondations prolongées. En effet, la limite des marécages riverains de l'estuaire du Saint-Laurent (dominé par le frêne rouge ; *Fraxinus pennsylvanica*) a été repoussée suite aux hauts niveaux d'eau des années 1970 et leur régénération est quasi absente (Langlais & Begin, 1993). Une abondante littérature suggère qu'une inondation de plus de 40-45% de la saison de croissance des arbres a un effet négatif sur la croissance des arbres et empêche également la régénération (Hall & Smith, 1955; Bedinger, 1971; Toner & Keddy, 1997). De plus, il a été observé que les hauts niveaux d'eau des années 1970 ont causé la perte d'une bonne superficie des marécages arborés des îles de la Paix dans le lac Saint-Louis (Jean *et al.* 1992). Broadfoot & Williston (1973) ont observé que l'érable rouge (*Acer rubrum*) peut être inondé durant seulement deux années consécutives. Cette durée d'inondation (1972-1975) semble avoir été suffisante pour éliminer les marécages arborescents (*Acer sacharrinum*) des îles de la Paix (Jean *et al.*, 1992). Dans le modèle temporel, deux années d'inondation successives (atteignant au moins 50% de la saison de croissance) sont suffisantes pour éliminer le marécage arboré et arbustif. Dans le MSV, nous ne considérons pas le potentiel des banques de graines pour la régénération des différentes classes des milieux humides. L'ajout de cette information au modèle complexifiait énormément les calculs et les procédures de programmation et nécessitait la subdivision du pas de temps annuel en pas de temps mensuel, voire hebdomadaire, durant la saison de croissance. Cependant, cette avenue pourrait être explorée dans les prochaines années.

2.8.2 Perturbations et successions pouvant affecter les marais (profonds et peu profonds) et les prairies humides

Plusieurs études suggèrent que 2 à 3 années caractérisées par de hauts niveaux d'eau suffisent pour éliminer la végétation émergente des marais (Van der Valk & Davis, 1978 ;

Van der Valk *et al.*, 1994) et celle des prairies humides (Millar, 1973 ; Squires & Van der Valk, 1992). Nous suggérons également que les hauts niveaux d'eau auront un impact plus important pour les marais peu profonds.

2.8.3 **Problématique des espèces graminées envahissantes, des milieux ouverts ou récemment perturbés**

Les milieux humides ouverts retrouvés présentement dans la plaine du Saint-Laurent (prairies humides, marécages arbustifs) sont probablement une conséquence des actions d'origine anthropique (anciens champs ou ancienne coupe forestière) et sont composés d'espèces opportunistes qui colonisent rapidement les sites abandonnés (Foster & Motzkin, 2003; Middleton, 2003). Il a d'ailleurs été observé que les prairies abandonnées font habituellement le lien entre les anciennes cultures et la saulaie à *Salix discolor* (Tessier *et al.*, 1981). Il semblerait que certaines espèces, telle *Phalaris arundinacea*, affecteraient grandement la diversité floristique dans les milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent (Lavoie *et al.*, 2003). D'ailleurs, plusieurs études démontrent que lorsque *Phalaris* s'installe, elle élimine graduellement les plantes indigènes (Auclair *et al.*, 1973; Gaudet & Keddy, 1988; Marks *et al.*, 1994; Keller, 2000; Meyerson *et al.*, 2000; Green & Galatowitsch, 2001). Pour répondre à cette problématique, nous avons ajouté une boîte ou un état dans le MSV pour la « prairie humide dominée par des graminées envahissantes ; PH_E » (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Lorsqu'un milieu dans la partie supérieure de la toposéquence (prairie, marécage ou forêt) est sérieusement perturbé (ex. : inondation durant 2 années consécutives dans le cas d'un marécage arboré), les premières plantes à s'implanter seront les graminées envahissantes (si les conditions sont propices) qui limiteront à court et moyen terme l'implantation des espèces présentes avant la perturbation.

2.8.4 **Méthodologie utilisée pour bâtir le Modèle de succession végétale (MSV)**

Le Modèle de Succession Végétal (MSV) a été monté selon une succession d'états types (classe de milieux humides) suivant avec un pas de temps annuel des chemins préférentiels ou des passages obligés par des états intermédiaires plus ou moins longs selon les types de stimuli induits par les changements dans la physique. Les modèles spatiaux calibrés sur les données des milieux humides de 1985 (Jacques, 1986) servent de base à la quantification du changement provoqué par les conditions changeantes de la physique liées principalement à

l'hydropériode locale ou nodale. Selon les types de stimuli ou encore les changements dans les stimuli d'une année à l'autre, le passage d'un état type se fera plus ou moins rapidement par un « chemin » forcé par le MSV. Ceci permet une grande flexibilité dans la manière de faire la transition végétale, qui reproduit bien ce qui est connu dans la littérature : des événements extrêmes qui accélèrent (inondation prolongée) ou ralentissent (bas niveaux d'eau) le passage d'un milieu humide vers un autre (Harris & Marshall, 1963; Tessier *et al.*, 1981; Jean *et al.*, 1992; Van Der Valk *et al.*, 1994; Marie-Victorin, 1995).

Le MSV est décrit de façon exhaustive par le schéma de la figure 7. Le principal centre de décisionnel du MSV est représenté par le point rouge central. Il représente l'état transitionnel le plus sensible de l'hydrosère, à la frontière entre la dominance exondée et inondée. Les boîtes colorées représentent les différentes classes de milieux humides qu'un état peut prendre en fonction des probabilités prédites par les modèles en régression logistique pour l'année en cours. Les chiffres en vert représentent l'état de la succession temporelle tel qu'utilisé dans le code du modèle MSV (requête SQL). Les flèches rouges représentent les chemins possibles d'une régression de l'état vers un milieu humide plus bas dans la toposéquence. Les flèches noires représentent une succession possible d'un milieu humide à un autre vers le haut de la toposéquence. Sur les flèches, il y a des probabilités provenant des modèles (ex. $p=\text{MARBO}$ ou $p=\text{MPP}$) ou la valeur d'une variable pour l'année en cours (ex. $\text{ISC}>0.5$; inondation durant la saison de croissance $>$ à 50%). La probabilité provenant des modèles peut être neutre, positive ou négative (ex. $p=\text{MPP}$; $p=\text{MPP}-$; $p=\text{MPP}+$). Lorsque le signe est négatif après le milieu humide, ceci indique que la probabilité peut prendre la valeur de MPP ou un milieu plus bas dans la toposéquence et lorsque le signe est positif, ceci indique que le milieu peut prendre la valeur de MPP ou un milieu humide plus haut dans la toposéquence.

Pour représenter l'évolution temporelle des milieux humides, nous avons pris les modèles calibrés pour l'année 1985 (année initiale) et avons appliqué le volet temporel sur chacun des nœuds du maillage MIRE. Nous avons ensuite fait exécuter le modèle temporel sur les conditions de niveau d'eau observées de 1900 à 1915 à deux reprises afin de stabiliser le modèle durant une période dont les débits sont relativement stables. Ces résultats ont été utilisés comme conditions initiales du modèle MSV de 1900 jusqu'en 2003 pour la série des

débits tels que régularisés par le plan 1958-DD (série 1958-DD) et pour la série Pré-Projet représentant l'absence de régularisation des Grands Lacs. Le modèle complet à partir de la série de débits de 100 ans prend près de 20 jours de calcul sur un serveur à 1,7 GHz. La majorité du temps est passée à la lecture des variables physiques quart-de-mois et à l'écriture des résultats.

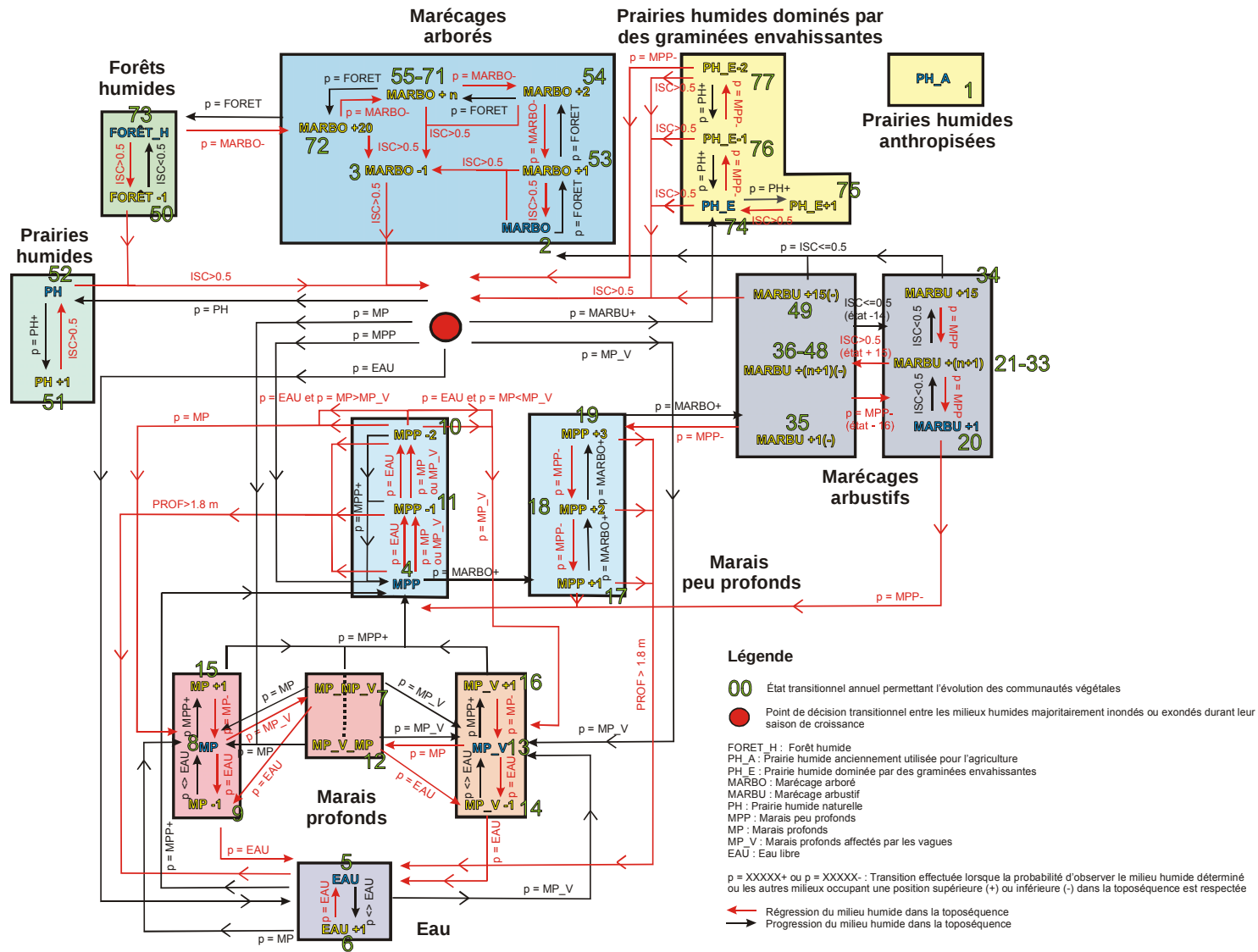


Figure 8. Modèle temporel sous forme de « tuiles » ou état de l'évolution des milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. Le point rouge central est le principal centre décisionnel du modèle et représente la limite de l'hydrosère entre les parties majoritairement inondées et exondées. Les différents milieux humides sont reliés entre eux par des flèches qui indiquent le sens de l'évolution ou de la régression. L'évolution des milieux humides peut s'effectuer en fonction des processus successionnels des végétaux (tirés de la littérature) mais également en fonction des perturbations naturelles provenant de la fluctuation des niveaux d'eau (sécheresse et inondation prolongée).

2.9 Validation spatiale et temporelle des modèles statistiques

Nous avons validé les modèles prédictifs des milieux humides de trois façons différentes. Premièrement, les modèles de milieux humides ont été validés spatialement (d'un point de vue strictement statistique) par une technique de partition à deux groupes (*k-fold partitioning* ; Fielding & Bell, 1997) pour l'année 1985 afin d'évaluer la robustesse du modèle statistique. En deuxième lieu, nous avons fait une validation spatiale dans les autres sections de la plaine inondable du Saint-Laurent, c'est-à-dire les îles Contrecoeur-Verchères (Pilon *et al.*, 1980; Jean *et al.*, 2001), les îles de Ste-Thérèse-Varennnes et de Boucherville (Pilon *et al.*, 1980) et le lac Saint-Louis (Jean *et al.*, 1992). Ces ouvrages nous permettent de valider qualitativement (sections indépendantes des points de calibration) nos modèles pour les années 80. Troisièmement, nous avons validés le modèle des milieux humides et le volet temporel (section 2.7.1) en évaluant la concordance entre des cartes obtenues par télédétection (IKONOS 2002; Guy Létourneau, comm.pers.) et les prédictions du modèle pour le lac Saint-Pierre en 2002.

2.9.1 Validation spatiale dans le lac Saint-Pierre en 1985

Pour la validation spatiale dans le lac Saint-Pierre, un total de 12 697 nouveaux points d'échantillonnage du maillage MIRE et pour lesquels nous avons l'espèce végétale dominante et co-dominante ont été utilisés par valider l'efficacité des modèles. En fonction des plantes émergentes (dominantes et co-dominantes) présentes sur ces points, nous avons distribué les points dans les classes de milieux humides en accord avec les résultats de l'ACC.

Les équations des régressions logistiques ont ensuite été appliquées sur les points de validation afin de produire une probabilité d'occurrence pour chaque classe de milieux humides. Le SDO a été utilisé pour classer les présences et les absences. L'efficacité des essais en validation a été également évaluée avec les mesures de taux de classification correct (TCC), la sensibilité et la spécificité du modèle, ainsi que le Kappa de Cohen (Fielding & Bell, 1997).

2.9.2 Validation spatiale dans les archipels du fleuve et au lac Saint-Louis (années 80)

En deuxième lieu, nous avons validé la distribution spatiale dans les autres sections de la plaine inondable du Saint-Laurent ; Contrecoeur-Verchères (Pilon *et al.*, 1980; Jean *et al.*, 2001) Varennes-Boucherville (Pilon *et al.*, 1980) et le lac Saint-Louis (Jean *et al.*, 1992). Pour ce deuxième type de validation spatiale, nous n'avions pas les espèces végétales dominantes et co-dominantes des milieux humides, mais plutôt des classes de milieux humides établies par les auteurs des ouvrages, et ce pour la période allant de 1979 à 1981. De plus, nous n'avions pas de données spatialisées pour valider quantitativement nos prédictions. Nous avons donc validé nos prédictions à ces sites d'une façon qualitative en observant si les milieux prédits correspondaient au type de milieu humide observé par les auteurs des précédents ouvrages.

2.9.3 Validation temporelle à l'aide des images MEIS et IKONOS en 2000 et 2002

En troisième lieu, nous avons validé la performance du modèle et du MSV pour quantifier l'évolution temporelle des milieux humides (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Nous avons comparé la carte prédite pour l'année avec l'image obtenue par télédétection (IKONOS 2002). Cette image contient de l'information sur les espèces dominantes présentes dans les polygones de l'image satellite (Guy Letourneau, comm. pers 2004). Il est donc possible de reformer les grandes classes de milieux humides utilisées dans la calibration de nos modèles pour vérifier la concordance entre nos prédictions en 2002 et les milieux humides observés (télédétection) en 2002. Nous avons donc évalué notre modèle avec les mesures suivantes : 1) taux de classification correct, 2) spécificité, 3) sensibilité et 4) Kappa de Cohen.

2.10 Évolution spatio-temporelle des classes de milieux humides en fonction des variations de niveaux/débits

Le modèle 2D de l'évolution des milieux humides permet de quantifier les changements annuels à partir d'une série de débits. Il a été construit pour quantifier les impacts de la régularisation sur les milieux humides et des impacts de ces changements sur plusieurs groupes fauniques tels que l'habitat de frai du poisson, la densité de huttes de rat musqué et l'habitat de nidification d'oiseau. Ce modèle prend en compte une grande variété de

paramètres, il est cependant relativement exigeant en terme de temps de calcul. Afin de pouvoir connaître rapidement les impacts de divers plans de régularisation sur les surfaces des diverses classes de milieux humides, nous devons être en mesure de réduire le modèle 2D (spatial) représentant une grande complexité de processus en un modèle simple. Nous avons donc dans un premier temps appliqué les modèles en régression logistique des classes de milieux humides et le MSV sur une plage temporelle allant de 1900 à 2000, afin d'observer comment avaient fluctué les différentes classes de milieux humides en fonction des niveaux d'eau de la série régularisée par le plan 1958-DD.

Dans un second temps, nous avons utilisé les résultats du modèle 2D pour estimer la superficie annuelle couverte par chacune des classes de milieux humides. À l'aide de régressions multiples, nous avons modéliser la superficie couverte par 1) chaque classe de milieux humides dans plusieurs secteurs du fleuve Saint-Laurent et 2) pour la superficie totale couverte par les milieux humides en fonction du débit annuel et autres variables dérivées à partir de statistiques descriptives. Les variables dérivées des statistiques descriptives ont pour but de mieux caractériser la variation associée aux débits pour tous les quart-de-mois durant la saison de croissance des plantes émergentes. Les statistiques descriptives utilisées sont les suivantes : moyenne des débits, médiane des débits, écart-type des débits (mesure de variabilité) et le nombre de hausses et baisses du débit (mesure de variabilité). Étant donné que les espèces émergentes des milieux humides peuvent réagir avec un certain délai en fonction des milieux, nous avons effectué des régressions pour plusieurs pas temporels (ex. : moyenne des débits sur trois, quatre... jusqu'à 40 ans) et nous avons conservé la régression multiple la plus significative et qui expliquait la plus grande proportion de la variation du système.

3 RÉSULTATS

3.1 Classification des espèces émergentes et production des grandes classes de milieux humides

Les résultats de l'analyse de correspondance canonique (ACC) nous ont permis de produire 8 grandes classes de milieux humides caractérisant la plaine inondable du lac Saint-Pierre en fonction de leurs caractéristiques environnementales, fortement reliées à l'hydropériode (Figure 10). Les 8 classes de milieux humides sont les suivantes : les marais profonds affectés par les vagues (MP_V), les marais profonds (MP), les marais peu profonds (MPP), les marécages arbustifs (MARBU), les prairies humides naturelles (PH), les marécages arborés (MARBO) et deux milieux limites permettant de circonscrire l'hydrosère soit l'eau libre (EAU) et les forêts humides (FORÊTS). Étant donné qu'il y a plus de 50 variables dépendantes (espèces dominantes et espèces dominantes associées à leurs co-dominantes), le graphique de l'ACC aurait été beaucoup trop chargé. Dans un souci de clarté, sur la Figure 10, nous avons laissé seulement les espèces dominantes les plus abondantes représentant les milieux humides. Pour ne pas perdre d'informations, nous avons délimité la zone (boîtes colorées) occupée par toutes les espèces émergentes retrouvées dans chacun des milieux humides.

Les prairies humides soumises à une action anthropique (PH_A) n'ont pas été incluses dans l'ACC (Analyse canonique de correspondance). Comme mentionné précédemment dans la section 2.6.2, les PH_A ne sont pas définis quantitativement par le modèle prédictif, mais bien qualitativement, par cartographie des polygones d'utilisation des terres dérivés des photographies aériennes de 1964 à 2000. Les points de calibration, provenant du maillage MIRE, qui se retrouvent dans ces polygones prennent automatiquement la classe « PH_A » et ne sont pas considérés dans la détermination des grandes classes de milieux humides et dans la calibration des modèles.

Les résultats de l'ACC (Figure 10) sur les points de calibration du modèle suggèrent que l'hydropériode, représentée par l'axe 1 de l'ordination, explique une forte proportion de la variance du système (67.0 %). L'axe 2 de l'ordination, expliquant 16.3 % de la variance,

semble être associé à un gradient d'hétérogénéité aux sites, caractérisé par les cycles d'inondation/exondation et la pente du terrain. Pour clarifier la distribution des espèces retrouvées strictement dans les milieux humides, nous avons sorti de l'analyse les points correspondant aux espèces associées aux forêts humides et à l'eau libre. L'inclusion des forêts humides et de l'eau libre dans l'ACC occasionnait la formation de trois nuages de points très distincts et éloignés (les forêts humides, l'eau et les autres milieux humides). Le nuage de points serré représentant les milieux humides était difficilement interprétable. Toutefois, afin de représenter la position des forêts humides et de l'eau, qui représentent les limites supérieure et inférieure de l'hydrosère, nous avons inclus l'entête de ces deux groupements dans le graphique de l'ACC (Figure 10).

Le centre de l'ordination (moyenne des variables environnementales) permet de bien discriminer les espèces végétales des marais de celles des marécages et prairies (Figure 10). En effet, les espèces qui tolèrent une profondeur d'eau et une durée d'inondation supérieures à la moyenne sont localisées à gauche de l'ordination et forment les communautés végétales caractérisant les marais. Une discrimination évidente peut être observée entre les espèces végétales dominant les marais profonds et les marais profonds affectés par les vagues. En effet, *Scirpus americanus* et *Scirpus acutus*, qui se retrouvent dans les marais profonds affectés par les vagues (MP_V), ont des structures foliaires presque atrophiées pour résister aux stress mécaniques (vent, vagues et marées). Dans les marais profonds (MP), les sites sont protégés dans les baies et les plantes émergentes ne subissent pas autant de stress mécanique que celles retrouvées dans les marais profonds affectés par les vagues. La discrimination entre les marais profonds et les marais peu profonds est moins nette. Les espèces émergentes présentes dans les marais sont plastiques et semblent s'adapter à des conditions variables (tolérance aux cycles inondation/exondation) sur un spectre de conditions environnemental relativement étendu. Les espèces des marais peu profonds (MPP) semblent être associées plus fortement aux cycles.

L'interprétation est plus ardue pour les espèces moins tolérantes aux inondations (Figure 10). En effet, plusieurs espèces très différentes phénologiquement, comme des graminées, des arbustes et des espèces arborescentes, semblent se chevaucher entre les trois milieux humides (marécages arborés, arbustifs et prairies humides) dans le graphique de l'ACC.

Afin d'explorer ce chevauchement entre ces trois types de milieux humides, nous avons produit des graphiques de distribution de fréquence en fonction des variables environnementales (Figure 11). Nous pouvons observer qu'il existe un chevauchement important des variables environnementales pour les marécages arborés, marécages arbustifs et les prairies humides, mais il est difficile de discriminer ces trois milieux avec les variables environnementales présentement disponibles.

Les résultats de l'ACC et de la littérature existante (Pilon *et al.*, 1980, 1981, Tessier *et al.*, 1981 ; Carrière *et al.*, 1983 ; Jean *et al.*, 1992) nous ont permis de produire la Figure 9 qui illustre la position des différents milieux humides dans la toposéquence naturelle du lac Saint-Pierre avec les espèces végétales émergentes dominantes et co-dominantes. Les différents milieux humides définis par l'ACC diffèrent dans la caractérisation physique (moyenne $\pm$ E.T.) de leur habitat, comme nous pouvons l'observer dans les Tableau 1 et Tableau 2. Le Tableau 1 donne un aperçu descriptif des variables environnementales caractérisant les points de calibration des différents milieux humides de la plaine inondable du lac Saint-Pierre, tandis que le Tableau 2 donne une description des variables environnementales caractérisant tous les points de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent (modèles prédictifs appliqués sur la grille MIRE) pour l'année 1985.

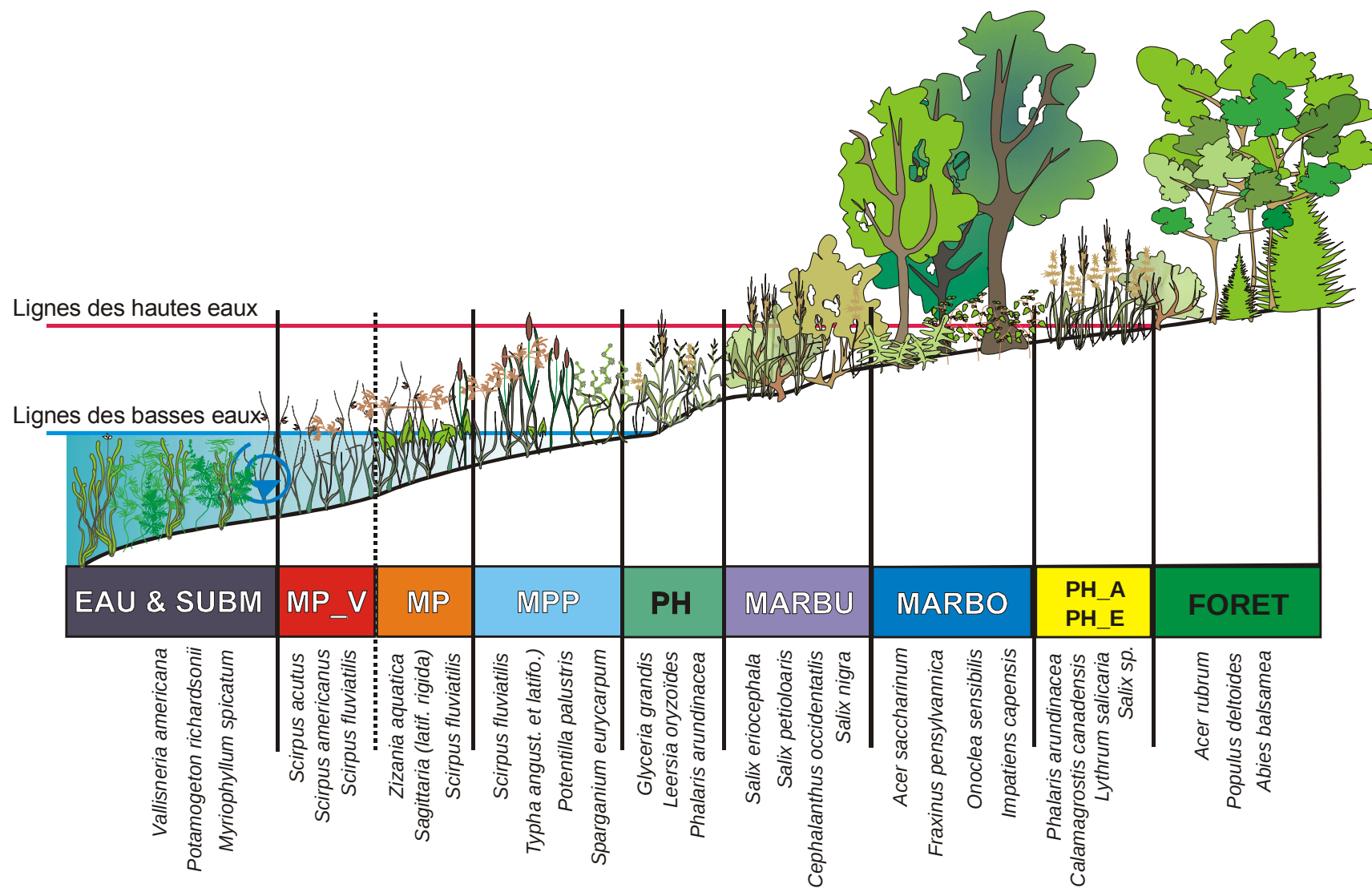


Figure 9. Illustration de la position occupée par les classes de milieux humides (avec leurs espèces dominantes et co-dominantes) dans la toposéquence de la plaine inondable du lac Saint-Pierre, Québec. La position des espèces est basée sur la littérature existante et les résultats (ACC) de la présente étude.

Tableau 1. Moyenne $\pm$ écart-type des variables simulées ayant servi à calibrer les modèles en régression logistique des différentes classes des milieux humides de la plaine inondable du lac Saint-Pierre pour l'année 1985.

Variables abiotiques	Classes de milieux humides de la plaine inondable du lac Saint-Pierre							
	EAU	MP_V	MP	MPP	PH	MARBU	MARBO	FORET_H
Profondeur (m)	3.90 $\pm$ 3.51	1.05 $\pm$ 0.23	0.83 $\pm$ 0.46	0.32 $\pm$ 0.52	-0.56 $\pm$ 0.98	-0.29 $\pm$ 0.52	-0.67 $\pm$ 0.74	-3.55 $\pm$ 2.05
% saison de crois. inondé	0.98 $\pm$ 0.08	0.97 $\pm$ 0.07	0.89 $\pm$ 0.19	0.61 $\pm$ 0.25	0.98 $\pm$ 0.08	0.32 $\pm$ 0.18	0.23 $\pm$ 0.15	0.02 $\pm$ 0.06
Nb. de cycles	0.12 $\pm$ 0.62	0.62 $\pm$ 1.34	1.63 $\pm$ 1.78	2.77 $\pm$ 1.52	2.16 $\pm$ 1.09	2.27 $\pm$ 0.78	2.18 $\pm$ 0.80	0.48 $\pm$ 0.79
Vitesse de courant (m $\cdot$ s ⁻¹)	0.30 $\pm$ 0.19	0.08 $\pm$ 0.05	0.07 $\pm$ 0.07	0.03 $\pm$ 0.03	0.02 $\pm$ 0.03	0.03 $\pm$ 0.03	0.01 $\pm$ 0.02	0.00 $\pm$ 0.01
Effet des vagues (m $\cdot$ s ⁻¹)	0.15 $\pm$ 0.09	0.21 $\pm$ 0.04	0.14 $\pm$ 0.05	0.10 $\pm$ 0.05	0.04 $\pm$ 0.04	0.06 $\pm$ 0.04	0.03 $\pm$ 0.03	0.00 $\pm$ 0.01
Pente (degrés)	0.83 $\pm$ 1.48	0.18 $\pm$ 0.38	0.52 $\pm$ 1.00	0.52 $\pm$ 0.73	0.83 $\pm$ 1.48	0.71 $\pm$ 1.00	0.60 $\pm$ 0.92	1.22 $\pm$ 1.86
Nombre d'échantillons (N)	869	1888	1734	1387	1528	400	3410	327

Tableau 2. Moyenne $\pm$ écart-type des variables simulées pour prédire la présence des différentes classes des milieux humides de la plaine inondable du Saint-Laurent, du lac Saint-Pierre au lac Saint-Louis, Québec pour l'année 1985.

Variables abiotiques	Classes de milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent							
	EAU	MP_V	MP	MPP	PH	MARBU	MARBO	FORET_H
Profondeur (m)	5.54 $\pm$ 4.13	1.13 $\pm$ 0.97	1.01 $\pm$ 0.43	0.45 $\pm$ 0.37	-0.84 $\pm$ 1.16	0.23 $\pm$ 0.37	-1.15 $\pm$ 1.48	-4.87 $\pm$ 1.71
% saison de crois. inondé	0.99 $\pm$ 0.02	0.99 $\pm$ 0.04	0.96 $\pm$ 0.12	0.74 $\pm$ 0.17	0.27 $\pm$ 0.37	0.59 $\pm$ 0.22	0.15 $\pm$ 0.13	0.00 $\pm$ 0.01
Nb. de cycles	0.00 $\pm$ 0.07	0.14 $\pm$ 0.52	0.50 $\pm$ 0.99	1.66 $\pm$ 1.16	1.01 $\pm$ 1.32	1.58 $\pm$ 1.07	1.96 $\pm$ 1.24	0.01 $\pm$ 0.18
Vitesse de courant (m $\cdot$ s ⁻¹)	0.41 $\pm$ 0.28	0.11 $\pm$ 0.04	0.08 $\pm$ 0.08	0.07 $\pm$ 0.11	0.04 $\pm$ 0.09	0.09 $\pm$ 0.11	0.01 $\pm$ 0.01	0.00 $\pm$ 0.00
Effet des vagues (m $\cdot$ s ⁻¹)	0.09 $\pm$ 0.08	0.23 $\pm$ 0.04	0.13 $\pm$ 0.05	0.11 $\pm$ 0.05	0.01 $\pm$ 0.02	0.06 $\pm$ 0.04	0.02 $\pm$ 0.02	0.00 $\pm$ 0.01
Pente (degrés)								
Nombre d'échantillons (N)								

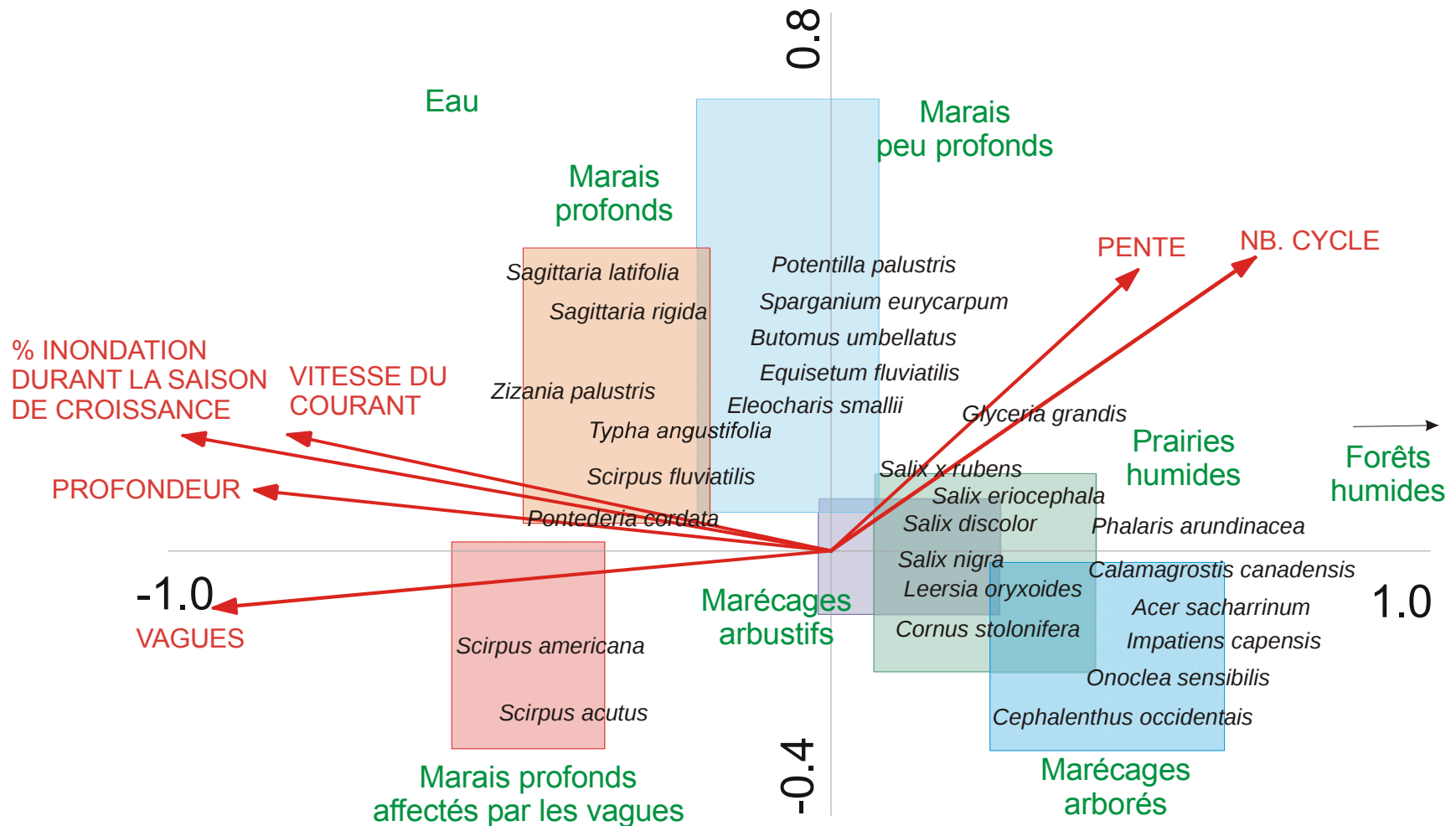


Figure 10. Diagramme d'ordination (ACC) illustrant la présence des espèces émergentes (points) en fonction des variables environnementales (flèches). Le diagramme (axe 1 et axe 2) explique 83.3 % de la variance totale des présences des espèces végétales émergentes de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Les deux premières valeurs propres (eigenvalues) sont respectivement de 0.767 et 0.187.

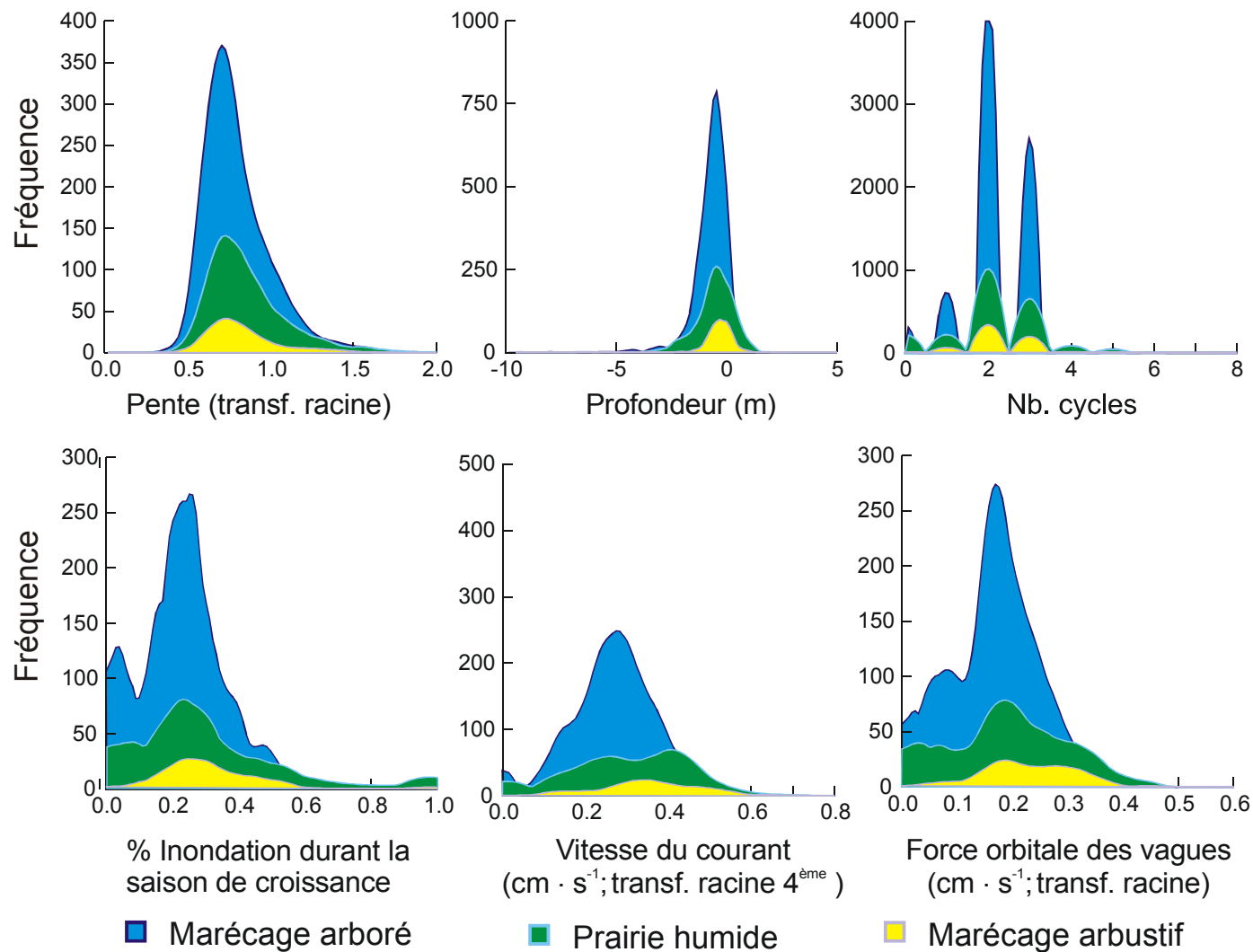


Figure 11. Distribution de fréquence (courbes Kernel) des variables environnementales utilisées pour modéliser les marécages arborés (bleu), les marécages arbustifs (mauve) et les prairies humides naturelles (vert).

3.2 Les modèles probabilistes (régression logistique)

Les modèles en régression logistique sont simples et utilisent un total de six variables environnementales (termes simples et élevés au carrés) pour expliquer la distribution des milieux humides et les deux milieux limitant l'hydrosère naturelle (eau et forêt humide) de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Les variables ayant les coefficients les plus élevés et qui semblent discriminer le mieux les différents milieux humides sont la profondeur d'eau et la vitesse du courant. Ces deux variables sont étroitement reliées à l'axe 1 de l'analyse canonique de correspondance qui représente l'hydropériode (Figure 10).

L'efficacité (taux de classification correct, sensibilité et spécificité) des modèles calibrés est élevée (Tableau 3) et varie entre 67.7% pour les prairies humides naturelles et 92.1% pour les forêts humides (avec l'utilisation du seuil optimal de décision : SOD). La valeur de Kappa est également élevée (>0.5) pour les marécages arborés, les marais profonds affectés par les vagues, l'eau libre et les forêts humides. Nous retrouvons de plus faibles valeurs de Kappa pour les marais profonds (0.3910), les marais peu profonds (0.3425), la prairie humide naturelle (0.1859) et les marécages arbustifs (0.1040). Lors de la validation des modèles (validation croisée à 2 partitions), les mesures de performance des modèles demeurent élevées et sont comparables à celles des essais en calibration (Tableau 3 et Tableau 4). Pour les marécages arbustifs, malgré le fait que les mesures de performance sont supérieures à 50%, le modèle doit être considéré avec certaines précautions car le Kappa de Cohen est très près de la valeur 0, indiquant que les prédictions du modèle ne diffèrent pas de façon marquée de ce qui est espéré par chance seulement.

3.2.1 Comparaison des différents seuils d'acceptation des milieux humides

Dans le cadre de cette étude, nous devons attribuer à chaque point du maillage une seule classe de milieu humide. Il est évident que dans la réalité un point du maillage peut représenter un gradient entre deux milieux, ce qui est représenté par le seuil optimal de décision (plus d'un milieu peut être accepté à chaque point). Cependant, dans le but de simplifier les modèles et de les rendre utiles à des fins de gestion, chaque point doit correspondre à un seul milieu humide. Malgré le fait que le seuil de décision optimal minimise le biais associé à la prévalence, il ne peut être utilisé dans le cadre de cette étude

car il permet d'accepter plusieurs milieux pour un même point.

Nous avons donc comparé le rendement des modèles avec l'utilisation des trois seuils de décision (seuil de décision optimal, seuil de décision avec la probabilité maximale et le seuil de décision hiérarchique) pour évaluer leur capacité à représenter la distribution des milieux humides dans la plaine inondable (Figure 12). Le seuil de décision optimal (SOD) permet d'égaliser les coûts d'une mauvaise classification des présences et des absences. Nous devons donc tenter de recréer dans la mesure du possible cette dynamique. Avec l'utilisation du seuil de décision *P max* (milieu ayant la probabilité d'observation la plus forte), nous pouvons observer que la sensibilité des modèles (capacité à prédire correctement les présences) est fortement affectée pour certains milieux (prairies humides, marécages arbustifs et forêts humides). L'utilisation du seuil de décision (SD) hiérarchique permet de limiter cette lacune dans plusieurs cas. Le SD hiérarchique rééquilibre les mesures de performance, i.e. que la spécificité des modèles est légèrement diminuée pour permettre d'augmenter la sensibilité des modèles. Cependant, pour les prairies humides et les marécages arbustifs, la sensibilité des modèles reste relativement faible. Après l'analyse des rendements, nous avons choisi d'utiliser le seuil de décision hiérarchique pour accepter un milieu humide au nœud de la grille.

Tableau 3. Coefficients standardisés et évaluation des modèles en régression logistique pour les milieux humides de la plaine inondable du lac Saint-Pierre et pour les deux milieux qui limitent l'hydrosère (eau libre et forêt humide)

Termes de la régression	Coefficients de la régression pour les milieux humides							
	EAU	MP	MP_V	MPP	PH	MARBU	MARBO	FORET_H
Constante	-7.2402	-2.0933	-4.0382	-1.0702	-1.8017	-3.1517	-0.7140	-6.9885
Profondeur	5.2595	-	-0.9705	2.2484	-1.5412	-6.2159	-1.7791	-5.8125
Profondeur · Profondeur	-	-	-	-1.8205	-0.4517	-4.7794	-0.5194	-0.8119
Vitesse de courant	1.4113	0.1803	2.1168	-0.7435	-	0.5891	-0.9361	-
Vitesse · Vitesse	-	-0.3835	-1.8200	-	-	0.3528	-0.7610	-
Nb. cycles (inond./exond.)	-	0.1828	-0.3474	0.4032	-	-	-0.3861	-1.3917
Cycles · cycles	-	-	0.2444	-	-	-	-	-2.7085
% inond. durant saison croissance	-	1.4622	-	-	-	-	-	-
% ISC · % ISC	-	-	-	-	-	-	-	-
Vagues	0.8289	0.7126	1.0564	0.4012	-0.3563	0.9553	-2.2361	-
Vagues · Vagues	-	-0.8569		1.0586	-0.4838	-0.5241	-1.3272	-
Pente	-	-	-0.3147	0.2262	0.3009	0.1985	-0.1675	-0.5365
Pente · Pente	-	-	-	-	-	-	-	-
McFadden Rho ²	0.6904	0.2201	0.4930	0.1935	0.1314	0.1521	0.4201	0.5077
Prévalence (N=11543)	869	1440	1672	1501	1528	400	3410	397
Seuil de décision optimal (SOD)	0.077	0.190	0.197	0.162	0.185	0.053	0.605	0.035
Calibration Taux de class. Correct	91.7%	77.8%	87.0%	76.8%	67.7%	73.4%	80.6%	92.1%
Sensibilité	91.8%	77.8%	87.8%	76.5%	63.9%	72.8%	80.5%	92.2%
Spécificité	91.6%	77.9%	86.9%	76.8%	68.2%	73.4%	80.7%	92.1%
Cohen Kappa	0.5819	0.3910	0.5871	0.3425	0.1859	0.1040	0.5675	0.2735

Tableau 4. Évaluation de la performance des modèles en régression logistique pour les milieux humides de la plaine inondable du lac Saint-Pierre et pour les deux milieux qui limitent l'hydrosère (eau libre et forêt humide) sur des points de validation (indépendant de la calibration). Les mesures de performance sont obtenues avec le SOD déterminé durant la calibration des modèles.

Mesures de performance			Milieux humides							
			EAU	MP	MP_V	MPP	PH	MARBU	MARB O	FORET_H
Prévalence (N=12697)			993	1805	2029	1370	2262	371	3652	215
Calibration Correct	Taux de class.		91.6%	79.1%	89.0%	78.7%	68.0%	69.5%	79.2%	91.3%
	Sensibilité		87.9%	77.2%	90.0%	75.1%	69.1%	76.8%	67.3%	86.0%
	Spécificité		91.9%	79.4%	88.8%	78.3%	68.2%	69.7%	84.1%	91.3%
	Cohen Kappa		0.5767	0.3970	0.6576	0.3233	0.2546	0.0798	0.5030	0.2294

Tableau 5. Évaluation de l'erreur de classification des modèles en régression logistique (N (%)) pour les milieux humides de la plaine inondable du lac Saint-Pierre et pour les deux milieux qui limitent l'hydrosère (eau libre et forêt humide) sur des points de calibration en utilisant le seuil de décision hiérarchique (1 seul milieu humide par point) sans l'utilisation du MSV.

Milieux humides observés	Milieux humides prédits							
	EAU	MP	MP_V	MPP	PH	MARBU	MARBO	FORET_H
EAU	686 (79%)	44 (5%)	112 (13%)	8 (1%)	13 (1%)	2 (< 1%)	4 (< 1%)	0 (0%)
MP	54 (4%)	999 (69%)	287 (20%)	232 (16%)	109 (8%)	18 (1%)	35 (2%)	0 (0%)
MP_V	73 (4%)	319 (19%)	1428 (85%)	49 (3%)	9 (< 1%)	4 (< 1%)	6 (< 1%)	0 (0%)
MPP	4 (< 1%)	358 (24%)	26 (2%)	644 (43%)	172 (12%)	38 (3%)	139 (9%)	6 (< 1%)
PH	2 (< 1%)	89 (6%)	4 (< 1%)	225 (15%)	270 (18%)	121 (8%)	773 (51%)	44 (3%)
MARBU	2 (< 1%)	10 (2%)	2 (< 1%)	57 (13%)	117 (29%)	51 (13%)	160 (40%)	1 (< 1%)
MARBO	0 (< 1%)	18 (< 1%)	3 (< 1%)	295 (9%)	522 (15%)	111 (3%)	2357 (69%)	111 (3%)
FORET_H	0 (< 1%)	0 (< 1%)	0 (< 1%)	0 (< 1%)	13 (3%)	3 (< 1%)	105 (26%)	207 (52%)

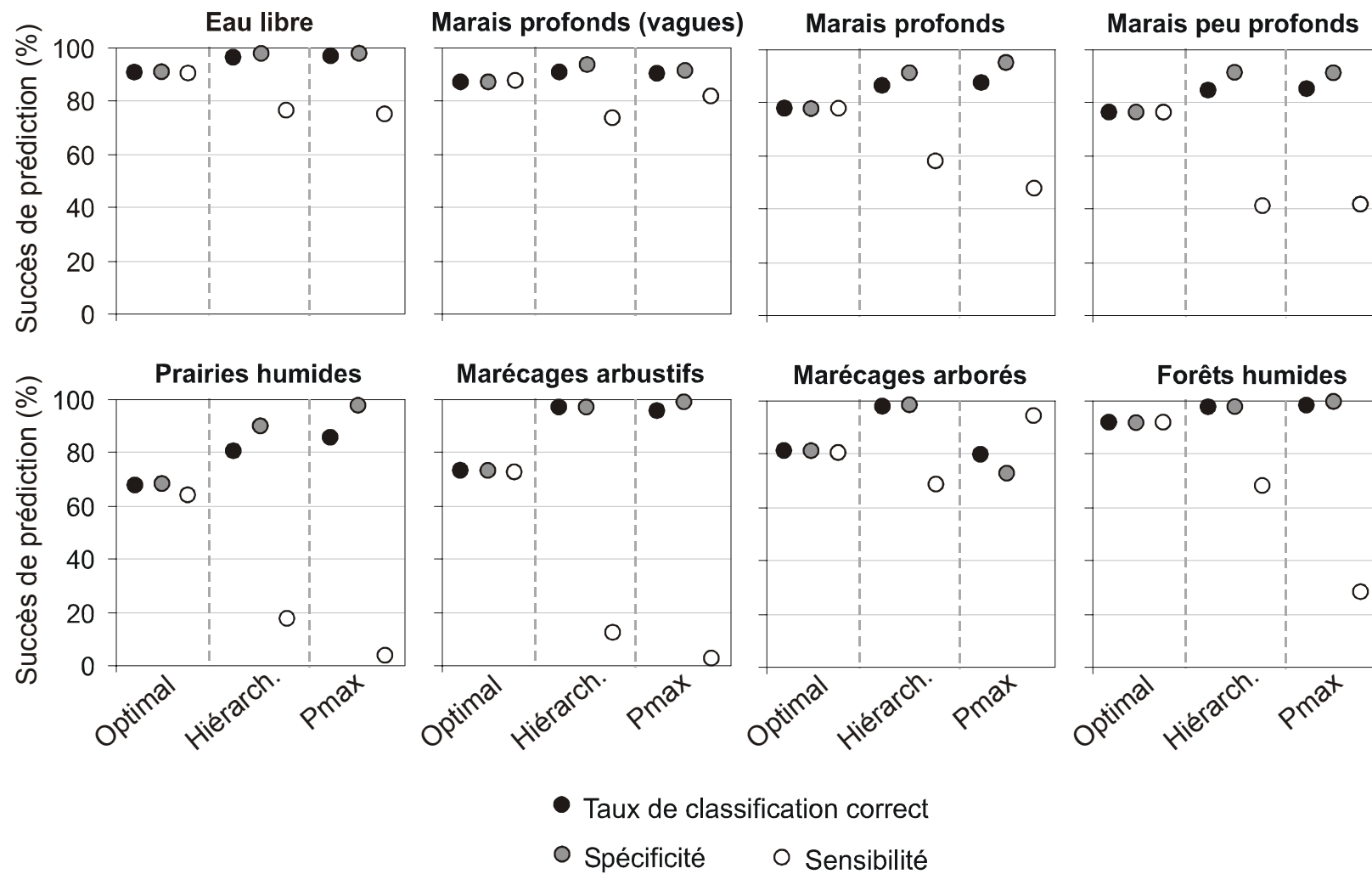


Figure 12. Comparaison du rendement (TCC, spécificité et sensibilité) des trois seuils de décision : Seuil de décision optimal, seuil de décision hiérarchique et seuil de décision avec probabilité maximum en fonction des différents milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent

3.2.2 Eau libre (EAU)

Le modèle représentant l'eau libre a été calibré à partir de 869 présences. La régression logistique utilisant une procédure pas-à-pas (*step forward*) avec un seuil d'acceptation de 0.1 a retenu trois variables environnementales à un seuil significatif <0.05 (Tableau 3). Les variables en ordre d'importance sont : la profondeur (terme simple), la vitesse du courant (terme simple) ainsi que l'effet des vagues (terme simple).

L'efficacité du modèle en calibration est élevée (TCC, sensibilité et spécificité avec SDO : 91.7%, Kappa = 0.5819) indiquant que le modèle est robuste (Tableau 3). En validation (10% de la base de données), le modèle demeure robuste avec un taux de classification correct de 91.6%, une sensibilité de 87.9% et une spécificité de 91.9%. Le Kappa de Cohen demeure très robuste à 0.775 (Tableau 4). Dans les cas mal classés, la majorité (13% des cas) de l'erreur est localisée lorsque le modèle prédit des MP_V au lieu de EAU (Tableau 5).

3.2.3 Marais profond (MP)

Le modèle représentant la classe des marais profonds (MP) a été calibré à partir de 1440 présences. La régression logistique utilisant une procédure pas-à-pas (*step forward*) avec un seuil d'acceptation de 0.1 a retenu quatre variables environnementales à un seuil significatif <0.05 (Tableau 3). Les variables en ordre d'importance sont : le % de la saison de croissance inondé en terme simple, l'effet des vagues (terme simple et élevé au carré), les cycles inondation/exondation, ainsi que la vitesse de courant (terme simple et élevé au carré). Les marais profonds sont fortement associés à une période prolongée d'inondation durant la saison de croissance avec peu de cycles d'inondation/exondation (Figure 10). Sur les Figure 13 et Figure 14, nous pouvons observer que les marais profonds sont localisés dans des zones protégées à l'intérieur des baies. Les espèces végétales qui caractérisent ce type de milieu humide sont : *Scirpus fluviatilis*, *Sagittaria rigida*, *Sagittaria latifolia*, *Typha angustifolia*, *Scirpus americanus* *Zizania palustris* et *Pontederia cordata*.

L'efficacité du modèle en calibration est relativement élevée (TCC, sensibilité et spécificité : 77.8%, Kappa = 0.3910) (Tableau 3). En validation, le modèle reste robuste avec un taux de classification correct de 79.1%, une sensibilité de 77.2% et une spécificité de 79.4%. Le Kappa de Cohen demeure relativement élevé avec une valeur de 0.3870 (Tableau 4). Pour

les MP, les cas mal classés se répartissent dans les MP_V (20%) et dans les MPP (16%) (Tableau 5).

3.2.4 Marais profond affecté par les vagues (MP_V)

Le modèle représentant la classe des marais profonds affectés par les vagues (MP_V) a été calibré à partir de 1672 présences. La régression logistique a retenu cinq variables environnementales à un seuil significatif <0.01 (Tableau 3). Les variables en ordre d'importance sont : la vitesse de courant (terme simple et élevé au carré), l'effet des vagues, la profondeur de l'eau, les cycles inondation/exondation ainsi que la pente du terrain. Les marais profonds affectés par les vagues sont également soumis à de bonnes vitesses de courant, ne sont pas soumis aux cycles inondation/exondation et sont caractérisés par une pente très faible (Figure 9). Sur les Figure 13 et Figure 14 nous pouvons observer que les marais profonds affectés par les vagues caractérisent les zones exposées et se prolongent dans le lac Saint-Pierre. Les espèces végétales qui dominent ce type de milieu humide sont : *Scirpus acutus* et *Scirpus americana*. La diversité végétale dans ce type de marais est plus faible que dans le marais profonds.

L'efficacité du modèle en calibration est élevée (TCC, sensibilité et spécificité : 87.0%, Kappa = 0.5871) indiquant que le modèle est très robuste (Tableau 3). En validation, le modèle reste robuste avec un taux de classification correct de 89.0%, une sensibilité de 90.0% et une spécificité de 88.8%. Le Kappa de Cohen demeure très robuste à 0.6576 (Tableau 4). Les cas mal prédits sont presque tous localisés dans les MP (20%) (Tableau 5).

3.2.5 Marais peu profond (MPP)

Le modèle représentant la classe des marais peu profonds (MPP) a été calibré à partir de 1501 présences. La régression logistique a retenu cinq variables environnementales à un seuil significatif <0.01 (Tableau 3). Les variables en ordre d'importance sont : la profondeur de l'eau (termes simple et élevé au carré), l'effet des vagues (terme simple et élevé au carré), la vitesse du courant (terme simple), les cycles inondation/exondation (terme simple), et la pente du terrain. Les marais peu profonds semblent se situer dans une zone de stress hydrologique relativement importante car le nombre de cycles d'inondation/exondation est élevé par rapport aux autres milieux humides. Ils sont également situés au centre de la

toposéquence comme illustré sur les Figure 9 et Figure 10. Sur les Figure 13 et Figure 14, nous pouvons observer que les marais peu profonds forment une zone de transition entre les marais profonds et les marécages arborés. Les espèces végétales qui caractérisent ce type de milieu humide sont : *Typha angustifolia*, *Sparganium eurycarpum*, *Eleocharis smallii*, *Scirpus fluviatilis* et *Potentilla palustris*.

L'efficacité du modèle en calibration est élevée (TCC, sensibilité et spécificité : 76.5%, Kappa = 0.3425) indiquant que le modèle semble relativement robuste (Tableau 3). En validation, le modèle reste robuste avec un taux de classification correct de 78.7%, une sensibilité de 75.1% et une spécificité de 78.3%. Le Kappa de Cohen a une valeur de 0.3233 (Tableau 4). Les cas mal classés sont retrouvés dans 24% des cas dans MP et dans 12% des cas dans PH (Tableau 5).

3.2.6 Prairie humide naturelle (PH)

Le modèle représentant la classe des prairies humides naturelles (PH) a été calibré à partir de 1528 présences. La régression logistique a retenu trois variables environnementales à un seuil significatif <0.01 (Tableau 3). Les variables en ordre d'importance sont : la profondeur de l'eau moyenne (termes simple et élevé au carré), l'effet des vagues (termes simple et élevé au carré) et la pente du terrain. Dans l'hydrosère, les prairies humides naturelles sont situées entre les marais peu profonds et la zone de marécages arborés (Figure 9). Les espèces végétales qui caractérisent ce type de milieu humide sont : *Phalaris arundinacea*, *Calamagrostis canadensis*, *Glyceria grandis*, *Leersia oryzoides*. Quelques saules (*Salix eriocephala*, *salix x-rubens*, *Salix petiolaris*) parsèment les prairies humides naturelles.

L'efficacité du modèle en calibration est plus faible que pour les autres milieux humides (TCC, sensibilité et spécificité : 67.7%, Kappa = 0.1859). La valeur de Kappa indique que le modèle diffère de ce qui est espéré par chance seulement, mais n'est pas considéré comme étant un très bon modèle (Tableau 3). En validation, le modèle reste peu robuste avec un taux de classification correct de 68.0%, une sensibilité de 69.1% et une spécificité de 68.2%. Le Kappa de Cohen (0.2546) indique tout de même que les prédictions diffèrent de ce qui est espéré par chance seulement (Tableau 4). Seulement 18% des sites PH sont correctement classés. Plus de 50% des cas mal classés se retrouvent dans MARBO et 15% dans MPP

(Tableau 5).

3.2.7 Marécage arbustif (MARBU)

Le modèle représentant la classe des marécages arbustifs (MARBU) a été calibré à partir de 400 présences. La régression logistique a retenu quatre variables environnementales à un seuil significatif <0.01 soient : la profondeur de l'eau (termes simple et élevé au carré), l'effet des vagues (termes simple et élevé au carré), la vitesse du courant (termes simple et élevé au carré) et la pente du terrain (terme simple) (Tableau 3). Les marécages arbustifs forment de minces bandes entre les marais peu profonds et les marécages arborés (Figure 9, Figure 13 et Figure 14). Les espèces végétales qui caractérisent ce type de milieu humide sont : *Salix nigra*, *Salix x rubens*, quelques *Acer sacharrinum* et quelques espèces de graminées en co-dominance (notamment *Phalaris arundinacea*).

L'efficacité du modèle en calibration est acceptable (TCC, sensibilité et spécificité : 73.4%, Kappa = 0.1040) mais la valeur de Kappa suggère de donner un poids moindre au taux de classification correct qui est vraisemblablement trop élevé (Tableau 3). En validation, le modèle est peu robuste avec un taux de classification correct de 69.5%, une sensibilité de 76.8% et une spécificité de 69.7%. Le Kappa de Cohen (0.0798) est près de la valeur de 0, indiquant que les prédictions ne diffèrent pas de façon marquée de ce qui est espéré par chance seulement (Tableau 4). (Tableau 5).

3.2.8 Marécage arborescent (MARBO)

Le modèle représentant la classe des marécages arborés (MARBO) a été calibré à partir de 3410 présences. La régression logistique a retenu cinq variables environnementales à un seuil significatif <0.01 (Tableau 3). Les variables en ordre d'importance sont : l'effet des vagues (termes simple et élevé au carré), la profondeur de l'eau (termes simple et élevé au carré), la vitesse de courant (termes simple et élevé au carré), les cycles inondation/exondation (terme simple) et la pente du terrain (terme simple). Les marécages arborés sont situés au climax de l'hydrosère des milieux humides de la plaine inondable du Saint-Laurent comme illustré sur les Figure 9, et Figure 10. Les marécages arborés ne tolèrent pas l'inondation sur une longue période et sont très peu soumis aux vagues et aux fortes vitesses de courant. Sur les Figure 13 et Figure 14, nous pouvons observer que la

superficie occupée par les marécages arborés est la plus importante parmi tous les milieux humides et notamment pour la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Les espèces végétales qui caractérisent ce type de milieu humide sont : *Acer saccharinum*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Onoclea sensibilis* et *Impatiens capensis*.

L'efficacité du modèle en calibration est élevée (TCC, sensibilité et spécificité : 80.6%, Kappa = 0.5675) indiquant que le modèle semble robuste. En validation, le modèle reste robuste avec un taux de classification correct de 79.2%, une sensibilité de 67.3% et une spécificité de 84.1%. Le Kappa de Cohen demeure robuste à 0.5030. Le modèle semble un peu moins robuste dans la prédiction des présences (sensibilité à 67.3%) pour les marécages arborés.

3.2.9 Forêts humides (FORET_H)

Le modèle représentant la classe des forêts humides a été calibré à partir de 397 présences. La régression logistique a retenu trois variables environnementales à un seuil significatif <0.01 (Tableau 3). Les variables en ordre d'importance sont : la profondeur de l'eau (termes simple et élevé au carré), le nombre de cycles inondation/exondation (termes simple et élevé au carré), et la pente du terrain (terme simple). Les forêts humides permettent de limiter l'hydrosère des milieux humides de la plaine inondable du Saint-Laurent comme illustré sur les Figure 9, et Figure 10. Sur les Figure 13 et Figure 14, nous pouvons observer que les forêts humides occupent une petite superficie et sont situées à la limite supérieure de l'hydrosère. Les espèces végétales qui caractérisent ce type de milieu humide sont : *Acer rubrum*, *Quercus rubrum*, *Populus deltoïdes* et quelques espèces de fougères telles *Osmonda regalis*, *Onoclea sensibilis* et *Dryopteris spinulosa*..

L'efficacité du modèle en calibration est élevée (TCC, sensibilité et spécificité : 92.1%, Kappa = 0.2735) indiquant que le modèle semble robuste. En validation, le modèle reste robuste avec un taux de classification correct de 91.3%, une sensibilité de 86.0% et une spécificité de 91.3%. Le Kappa de Cohen demeure acceptable à 0.2294.

3.2.10 Prairie humide anthropique (PH_A)

La localisation des prairies humides soumises à une action anthropique est habituellement située plus haut que les marécages arborés dans la toposéquence (Tableau 2 et Figure 9). Les

prairies humides anthropiques incluent également les champs agricoles et les pâturages présentement utilisés. Lors des inondations printanières, ces sites peuvent servir de frayères à de nombreuses espèces de poissons tels le Grand Brochet (*Esox lucius*). Les espèces émergentes dominantes sont: *Phalaris arundinacea*, *Calamagrostis canadensis*, *Glyceria grandis*, *Lythrum salicaria* et quelques saules (*Salix petiolaris*, *Salix x rubens* et *Salix eriocephala*).

3.2.11 Prairie humide dominée par des espèces graminées envahissantes (PH_E)

Cette classe de milieux humides n'est pas déterminée quantitativement par les modèles utilisant la régression logistique mais bien par le modèle temporel de succession végétale (MSV) (Figure 8). En effet, suite à une inondation prolongée (sur quelques années) certains milieux humides (notamment les marécages arborés) meurent, permettant ensuite la colonisation des nouveaux sites disponibles par les graminées. Lorsque ces graminées ont envahi les sites, il s'avère presque impossible aux jeunes espèces arbustives et arborées de revenir coloniser les ces sites anciennement dominés par les marécages.

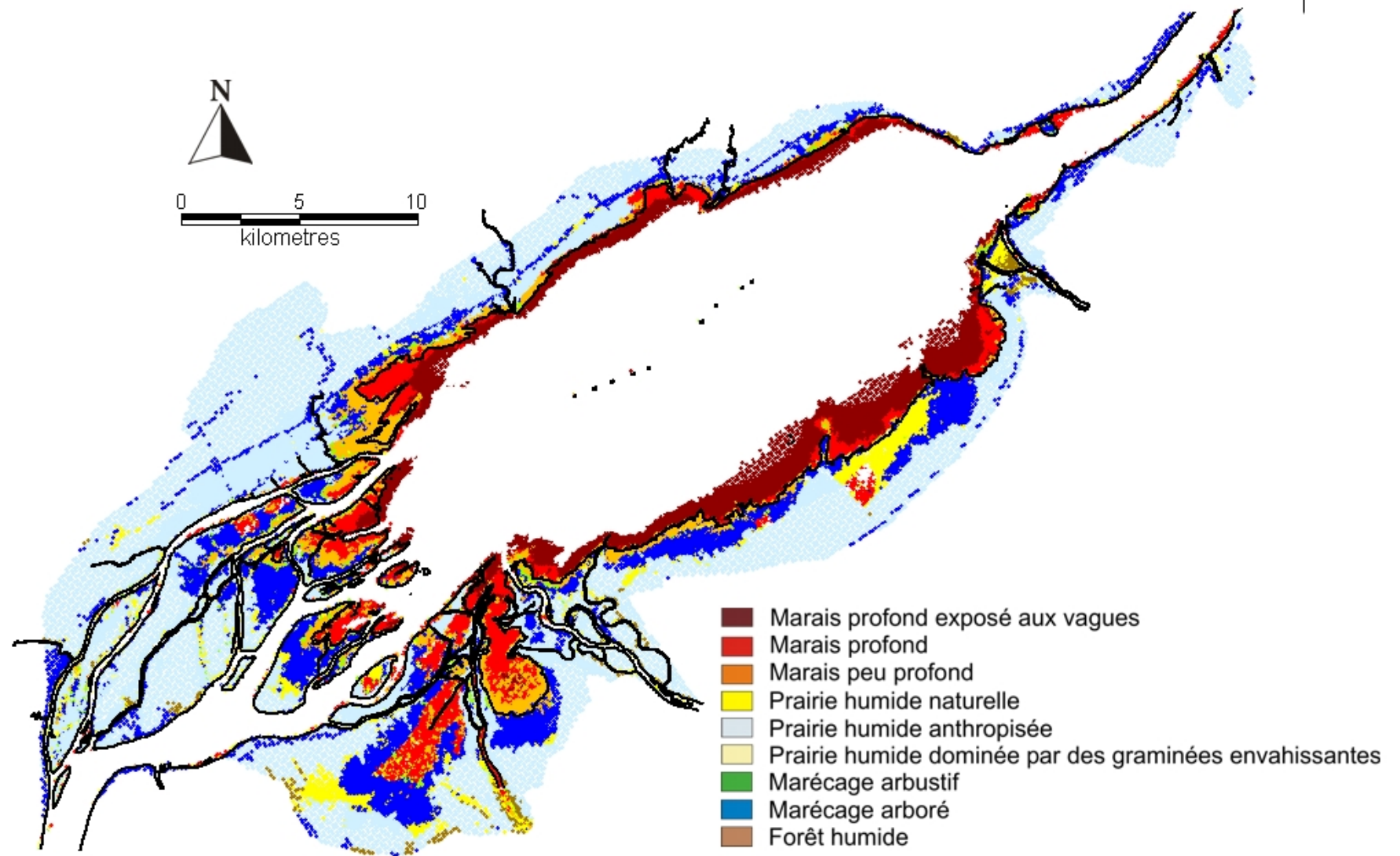


Figure 13. Distribution des milieux humides prédits par les modèles utilisant la régression logistique et le modèle de succession végétale dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre, Québec pour l'année 1985. Les modèles ont été appliqués sur les points de la grille MIRE.

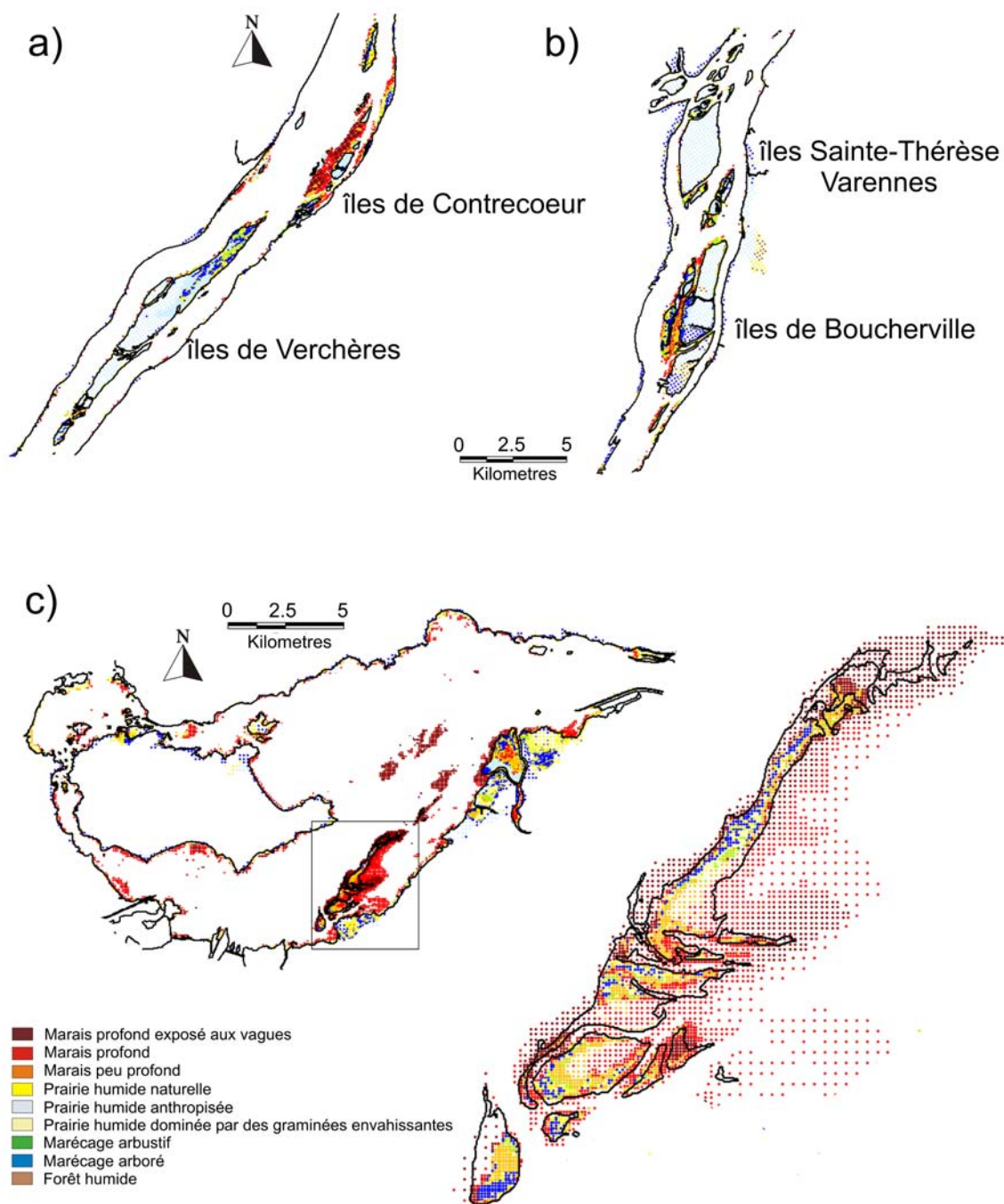


Figure 14. Distribution des milieux humides prédits par les modèles utilisant la régression logistique dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent pour a) l'archipel Contrecoeur-Verchères, b) l'archipel Ste-Thérèse-Varennes-Boucherville et c) lac Saint-Louis (avec agrandissement pour les îles de la Paix). Les modèles ont été appliqués sur les points de la grille MIRE.

3.3 Validation spatiale et temporelle du modèle des milieux humides

3.3.1 Validation spatiale sur les archipels du fleuve Saint-Laurent et sur les îles du lac Saint-Louis

Les prédictions de distribution des milieux humides à partir de nos modèles semblent similaires aux observations faites par les auteurs des ouvrages de référence sur les autres segments du fleuve Saint-Laurent (Pilon *et al.*, 1980; Jean *et al.*, 1992; Jean *et al.*, 2001).

Pour comparer nos prédictions avec ce qui est observé sur les îles Contrecoeur-Verchères, nous avons utilisé les données de Jean *et al.* (2001) pour l'année 1985 et les données de Pilon *et al.* (1980) pour l'année 1979. Ces dernières (Pilon *et al.*, 1980) ne sont pas illustrées sur la Figure 15. La majorité des îles de Contrecoeur-Verchères sont dominées par l'agriculture (actuelle et ancienne) et nous modélisons des prairies humides soumises à l'action anthropique sur ces sites (Figure 15 a, b et c).

Plus précisément, sur les îles de Contrecoeur, Jean *et al.* (2001) ont observé des zones dominées par des marais et c'est ce qui est prédit par nos modèles en 1985 (Figure 15 a et b). Pour les îles de Verchères, la majeure proportion des îles est dominée par l'agriculture, qui correspond à la prairie humide soumise à l'action anthropique dans nos modèles de milieux humides (Figure 15 a et c). Nous sommes en mesure de modéliser adéquatement la distribution des marécages arborés et des marécages arbustifs à l'extrémité nord de l'île. Nous surestimons légèrement la présence de marécages arborés dans la partie supérieure de l'île. Nous prédisons de la prairie humide où Jean *et al.* (2001) ont répertorié des marais en 1985. Pilon *et al.* (1980) ont observé sensiblement les mêmes associations végétales que Jean *et al.* (2001).

En ce qui a trait aux milieux humides du lac Saint-Louis, nous n'avons pas l'ensemble du domaine couvert par notre modèle. Cependant, l'ouvrage de Jean *et al.* (1992) caractérise en profondeur trois îles du lac Saint-Louis soient : les îles de la Paix, l'île Saint-Bernard et l'île Dowker (Figure 16). Nous avons porté notre attention sur les Îles-de-la-Paix qui contiennent beaucoup de milieux humides en comparaison des autres îles du lac Saint-Louis.

Nous avons accès à deux années pour valider les modèles 1981 et 1991. Nous avons profité de cette occasion pour valider également les prédictions obtenues par le modèle MSV

(validation du transfert temporel). En 1981, les marais prédits par le modèle correspondent bien à la zone de marais observée par Jean *et al.* (1992) (Figure 16 a et b). Pour les prédictions concernant les marécages arborés, la situation est relativement complexe car dans les années 1972-1975, de très hauts niveaux d'eau ont décimé une grande partie des marécages arborés présents sur les îles de la Paix (Figure 16 a ; marécages arborés perturbés ou morts). Nous sommes en mesure de très bien prédire les marécages arborés résilients, cependant les marécages arborés perturbés et morts qui ont été observés en 1981 prennent des valeurs prédites de prairies humides ou de marécages arbustifs (suite logique d'une succession végétale). En 1991, les marais prédits concordent bien avec les marais observés (Figure 16 c et d). Les marécages arborés perturbés ou morts ont fait place à la prairie humide (Jean *et al.* 1992) et nous prédisons bien des prairies humides ou des marécages arbustifs à ces sites (Figure 16 c et d).

3.3.2 Validation temporelle dans le lac Saint-Pierre (image IKONOS 2002)

Pour être en mesure de comparer les milieux humides observés sur l'image IKONOS et ceux prédits par nos modèles, nous avons dû regrouper ensemble les marais (MP_V, MP et MPP) et regrouper ensemble les prairies humides (PH et PH_E). Il semble y avoir une bonne concordance entre les milieux humides prédits en 2002 et les milieux humides photo interprétés à partir de l'image IKONOS. Une forte proportion de cette concordance peut être attribuée à l'utilisation du MSV. En effet, l'ajout du MSV aux modèles utilisant la régression logistique permet d'améliorer le rendement des modèles, notamment pour les marais, les prairies humides et les marécages arborés (Figure 17). Le taux de classification correct et la spécificité des modèles (utilisation du SD hiérarchique et MSV) sont supérieurs à 80%, et ce pour tous les milieux humides pour l'année 2002.

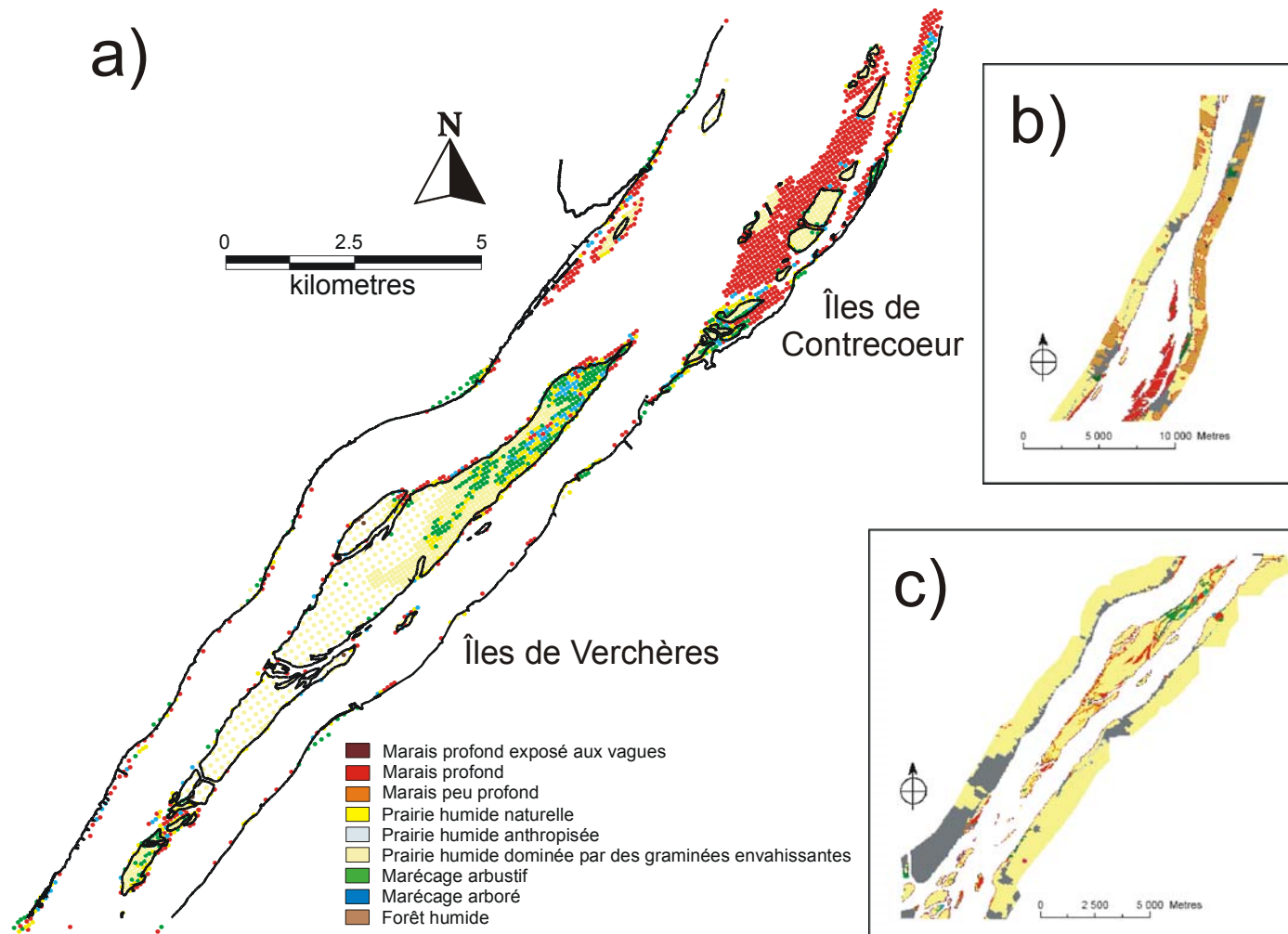


Figure 15. Comparaison des milieux humides : a) prédits pour les modèles en régression logistique pour l'année 1985 pour les îles Verchères et Contrecoeur, b) observés sur les îles de Contrecoeur en 1985 et c) observés sur les îles de Verchères en 1985 (Jean *et al.* 2001). Les modèles ont été appliqués sur les points de la grille MIRE.

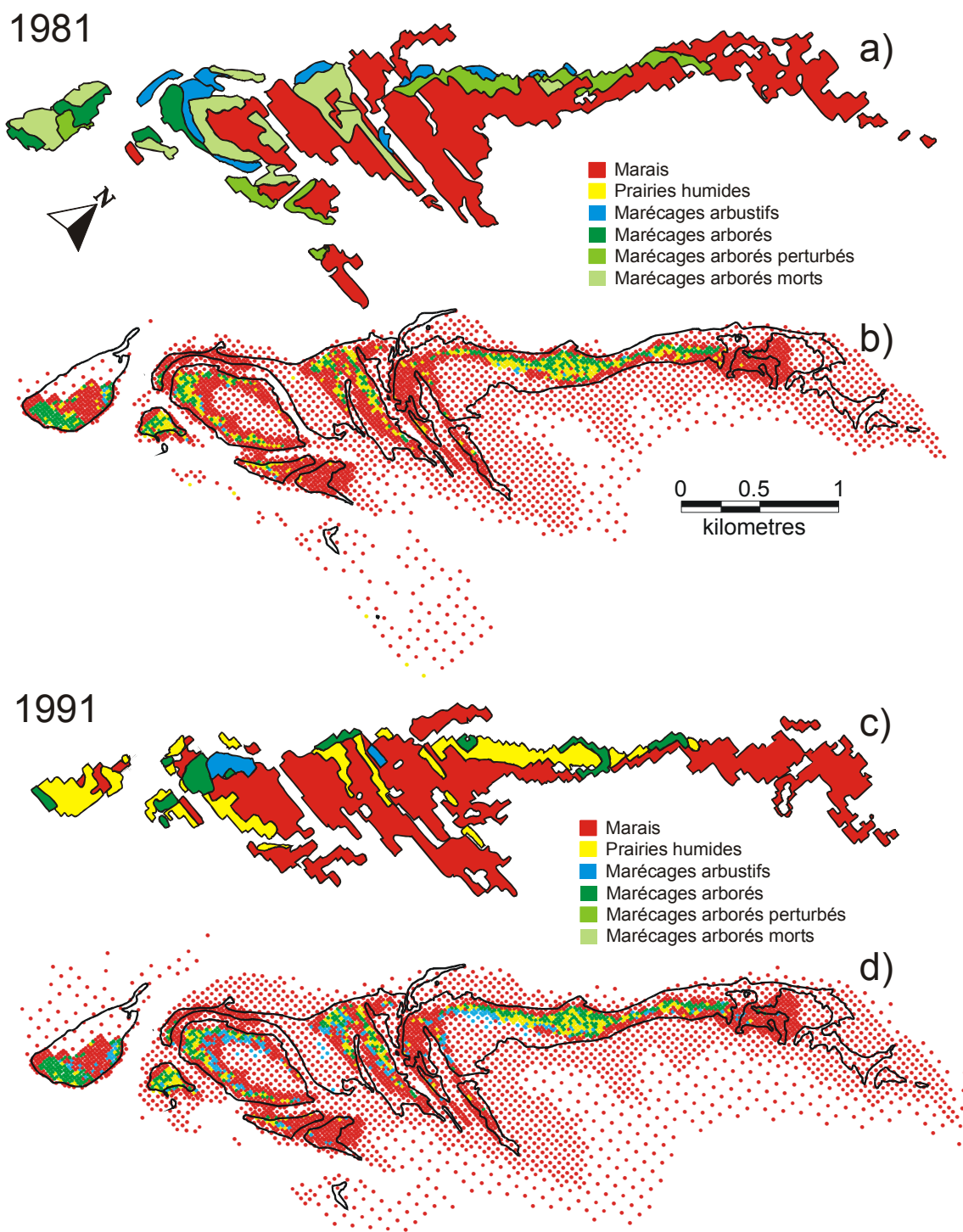


Figure 16. Comparaison des milieux humides prédits par les modèles en régression logistique pour l'année 1981 b) et 1991 d) (avec l'intégration du MSV) pour les îles de la Paix (lac Saint-Louis) et ceux observés par Jean *et al.* (1992) en 1981 a) et 1991 c). Les modèles ont été appliqués sur les points de la grille MIRE.

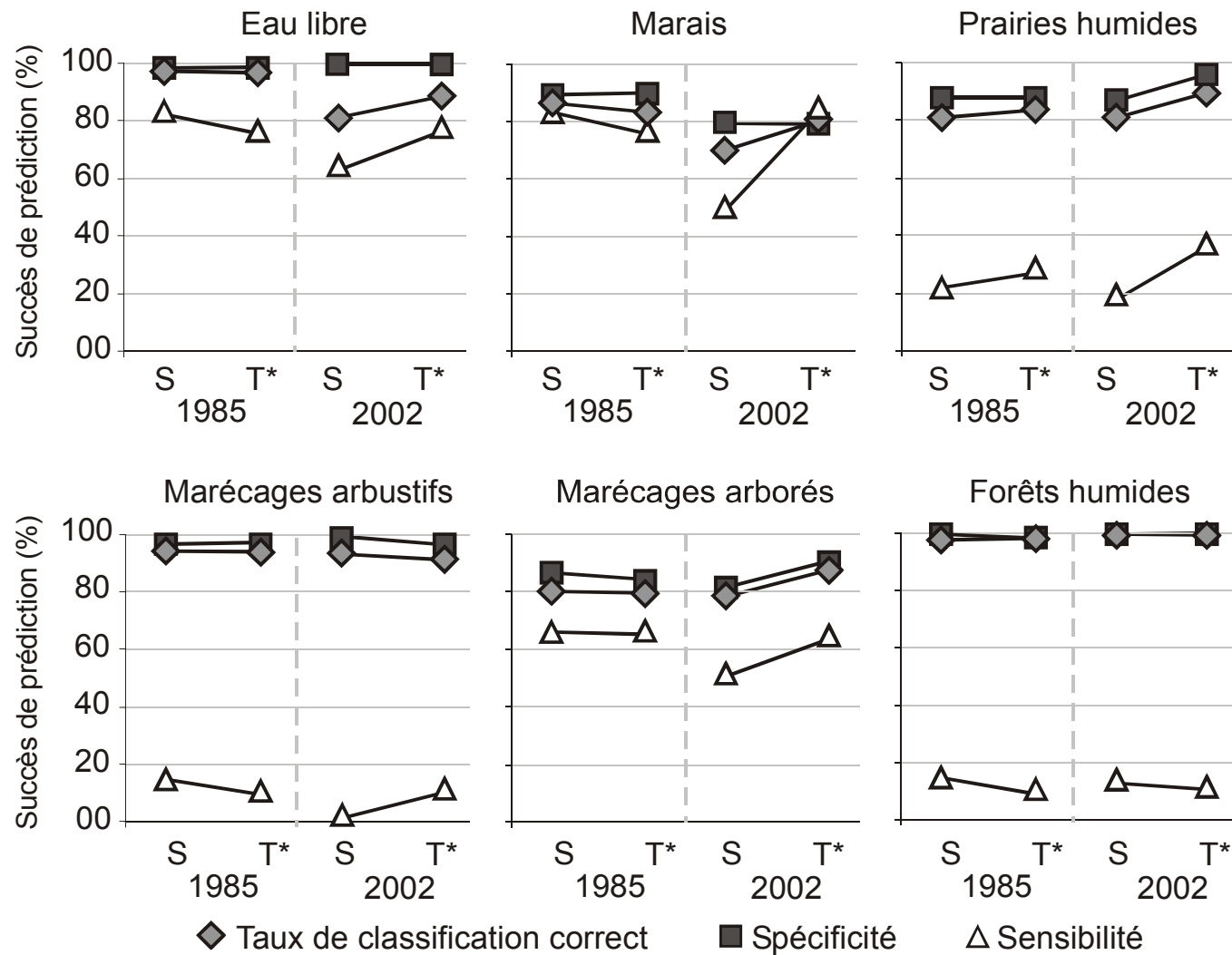


Figure 17. Comparaison des rendements des modèles des classes de milieux humides. Taux de classification correct, spécificité et sensibilité des modèles en 1985 sans l'inclusion du MSV (S pour Spatial); avec l'inclusion du MSV (T pour Temporel) et pour l'année 2002 (d'après l'image IKONOS).

3.4 Évolution temporelle de la superficie couverte par les milieux humides en fonction des variations de débits

La superficie couverte par les milieux humides a varié considérablement dans les 100 dernières années en relation avec les variations de débits (Figure 19 et 19). La superficie couverte par les milieux humides a atteint des sommets dans les années 1965 à 1968, années caractérisées par de très faibles débits (Figure 19a et 19). Durant les années 1972-1977 (très forts débits et très hauts niveaux d'eau), la superficie couverte par les milieux humides a chuté drastiquement, causant la perte de certaines zones dominées par des marécages arborés, notamment au lac Saint-Louis et dans la baie de Maskinongé sur la rive nord du lac Saint-Pierre (Figure 18, Figure 19b). D'ailleurs, grâce aux photographies aériennes disponibles (1964, 1984 et 1997), nous avons pu mettre en évidence que les marécages arborés dans la baie de Maskinongé n'avaient pas survécu à l'événement des hauts niveaux d'eau de 1972-1977. Cette observation n'a pas été répertoriée dans les ouvrages connus sur le lac Saint-Pierre (Figure 18). La superficie couverte par les milieux humides semble avoir retrouvé un équilibre (suite à une période caractérisée par des débits moyens) durant les années 1980.

Lorsque nous regardons les milieux humides séparément, nous pouvons constater que « l'eau libre » et deux types de marais (marais profonds et marais peu profonds) sont fortement reliés aux niveaux d'eau et au débit. Ils réagissent rapidement aux fluctuations et ce pour toutes les divisions du fleuve (Figure 20). L'« eau libre » réagit rapidement (trois ans et moins) suite aux fluctuations de niveaux d'eau. La distribution des deux classes de marais profonds réagissent également rapidement aux fluctuations dans les niveaux d'eau (régression pour les marais profonds : débit moyenné sur deux ans et régression pour les marais profonds affectés par les vagues : débit de l'année précédente). Cependant, la relation simplifiée entre les débits et les marais affectés par les vagues n'est pas très robuste. Ceci n'est pas très surprenant étant donné que la variable qui détermine la présence de ce milieu est l'intensité des vagues. Pour les marais peu profonds, la distribution semble réagir rapidement (régression : débit moyenné sur trois ans). Pour les deux types de prairies humides, il semble y avoir un délai entre les fluctuations de niveaux et la distribution des émergentes. En effet, la régression expliquant la plus grande proportion de la variation du

système utilise les débits moyennés sur une période de huit ans, et ce pour les deux classes de prairies humides. Pour les marécages arbustifs, la réaction se produit plus rapidement (régression : débit moyenné sur cinq ans) suite aux fluctuations. Finalement, pour les marécages arborés, les débits doivent être moyennés sur une période de 30 ans afin de modéliser adéquatement la superficie couverte. Cette régression nous permet de modéliser le « crash » de population des érables argentés suite à de très hauts niveaux d'eau observés au milieu des années 1970.

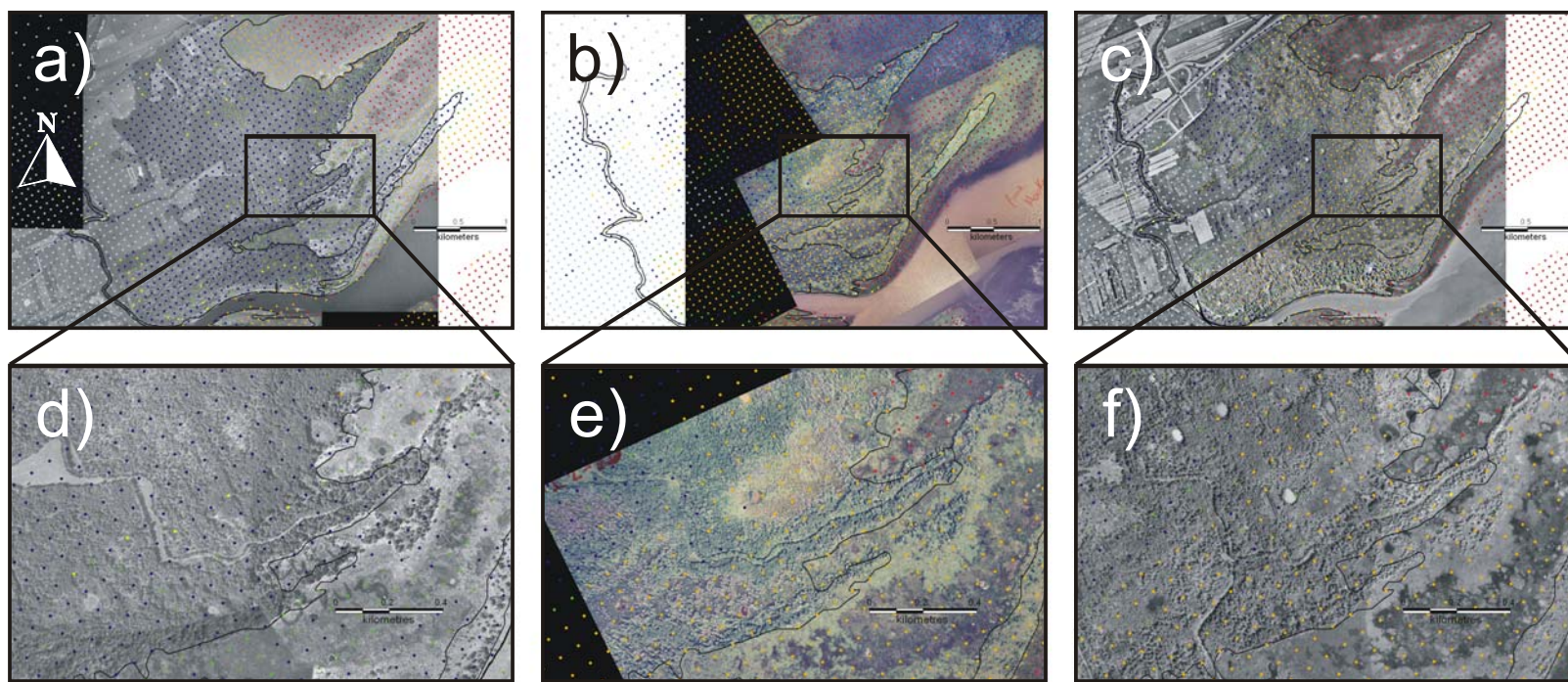
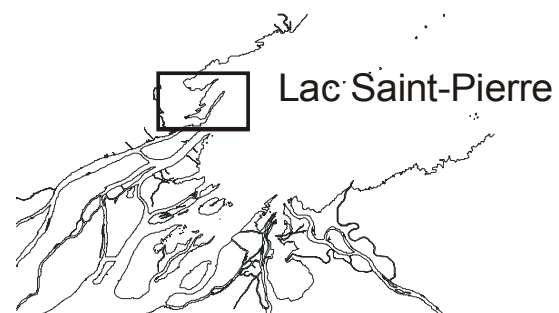


Figure 18. Mise en évidence de la perte des marécages arborés dans la baie de Maskinongé sur la rive Nord du lac Saint-Pierre, Québec ; a) Photographie aérienne datant de 1964 (marécages arborés présents), b) prédictions en 1964 (marécages arborés prédits), c) photographie aérienne datant de 1984 (marécages arborés disparus) et d) prédictions en 1984 (marécages arborés disparus suite à la hausse des niveaux d'eau sur plusieurs années consécutives (1972-1975)).

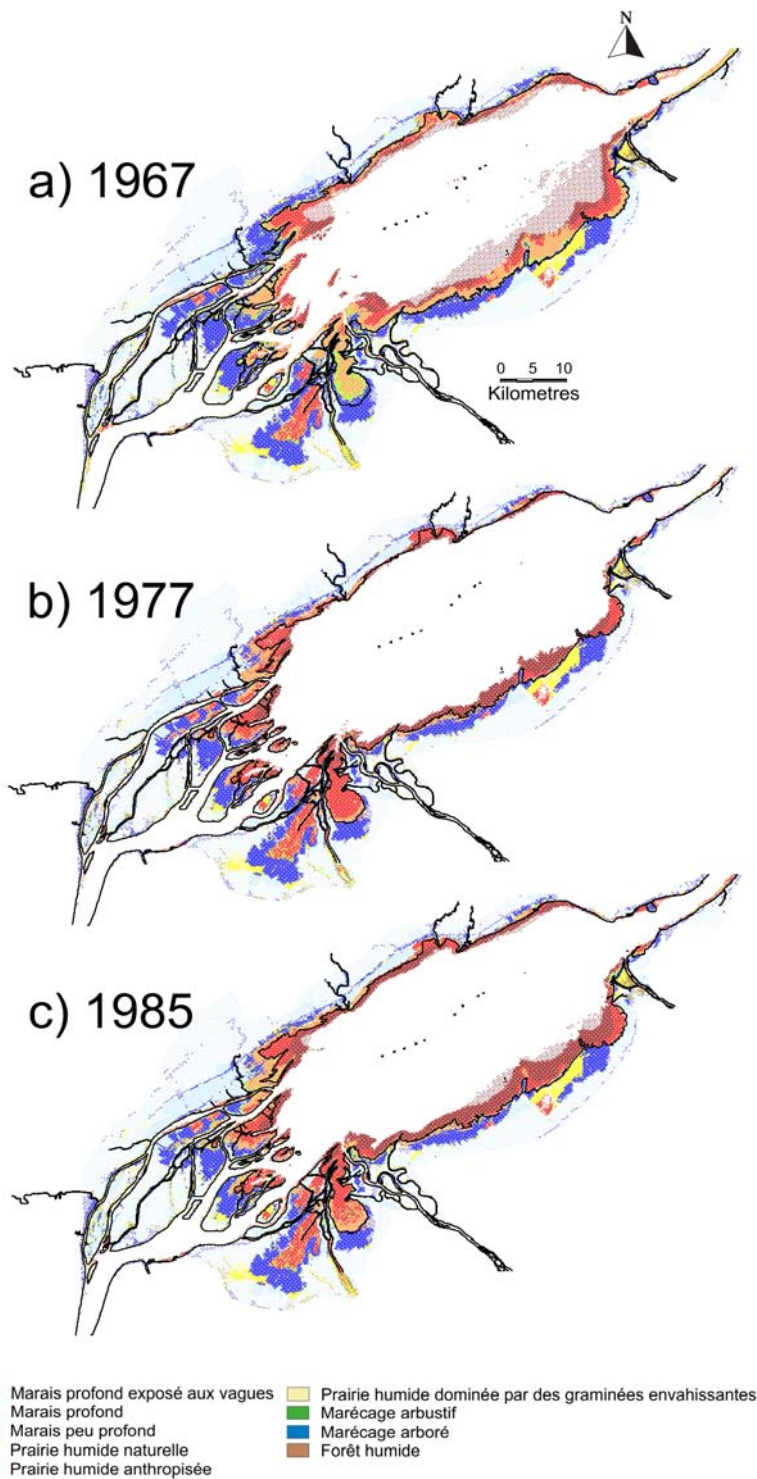


Figure 19. Simulation 2D de la distribution des milieux humides dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent en fonction de différents niveaux d'eau observés : a) 1967 ; niveau d'eau très bas, b) 1977 ; niveau d'eau très haut et c), 1985 ; niveau d'eau moyen

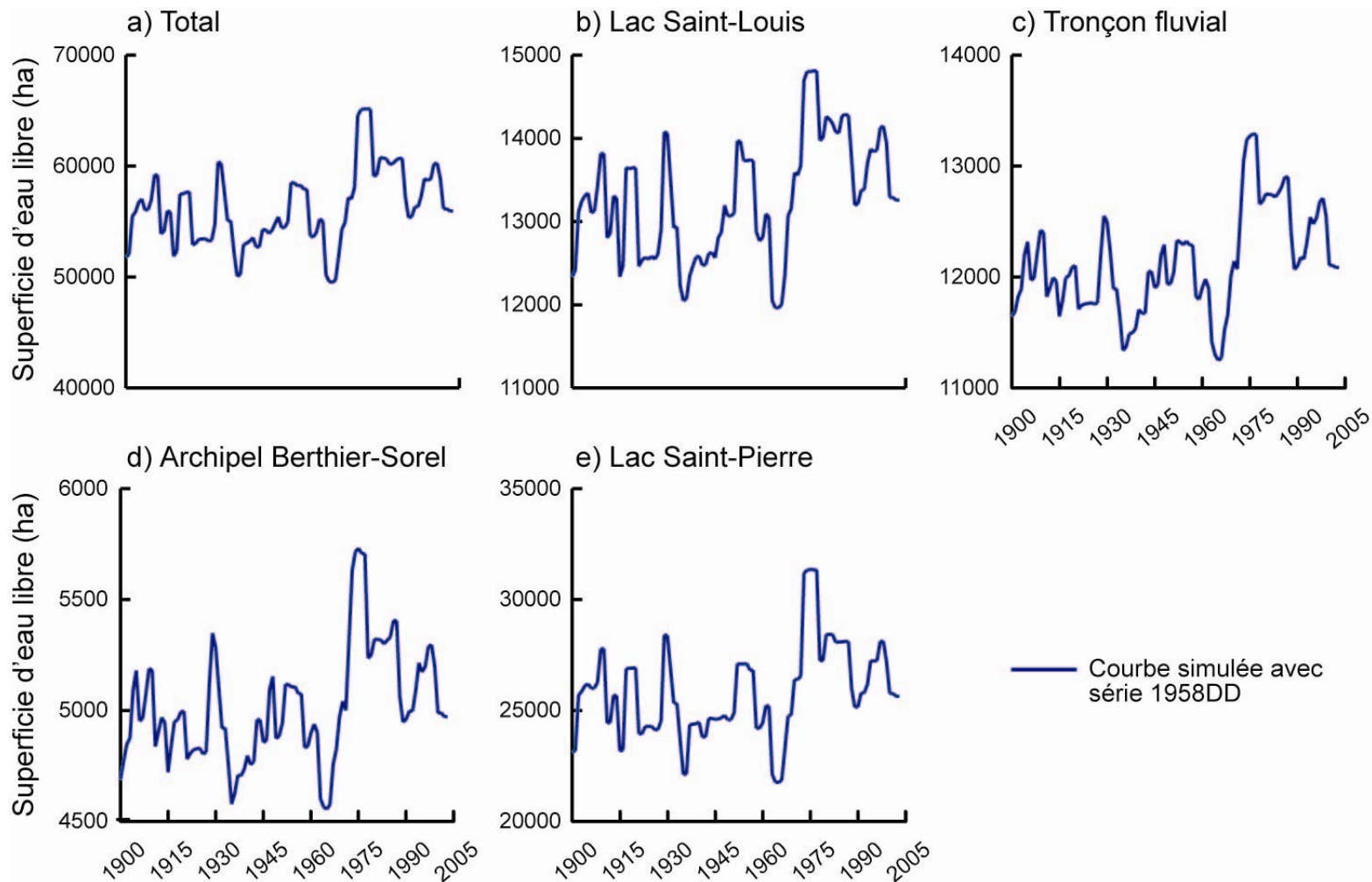


Figure 20. Graphique illustrant la superficie couverte par l'eau libre, dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent en relation avec le débit pour chaque année allant de 1900 à 2003 en fonction des divisions du fleuve. Simulation 2D sur 100 ans (plan 1958-DD). a) Somme de toutes les divisions (T), b) lac Saint-Louis (D1), c) tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent (D2), d) Archipel Berthier-Sorel (D3), e) lac Saint-Pierre et Trois-Rivières (D4).

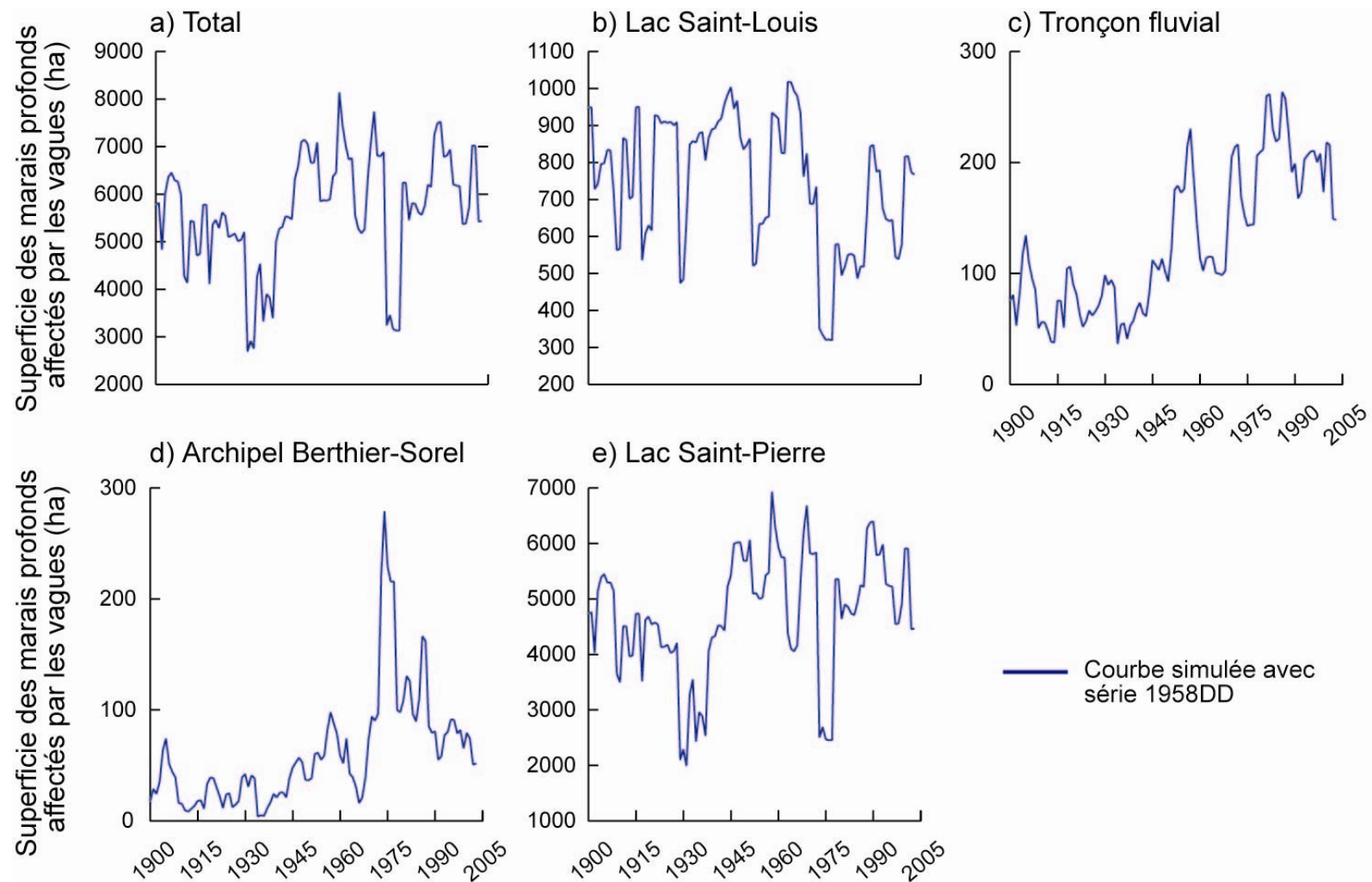


Figure 21. Graphique illustrant la superficie couverte par les marais profonds affectés par les vagues, dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent en relation avec le débit pour chaque année allant de 1900 à 2003 en fonction des divisions du fleuve. Simulation 2D sur 100 ans (plan 1958-DD).). a) Sommation de toutes les divisions (T), b) lac Saint-Louis (D1), c) tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent (D2), d) Archipel Berthier-Sorel (D3), e) lac Saint-Pierre et Trois-Rivières (D4).

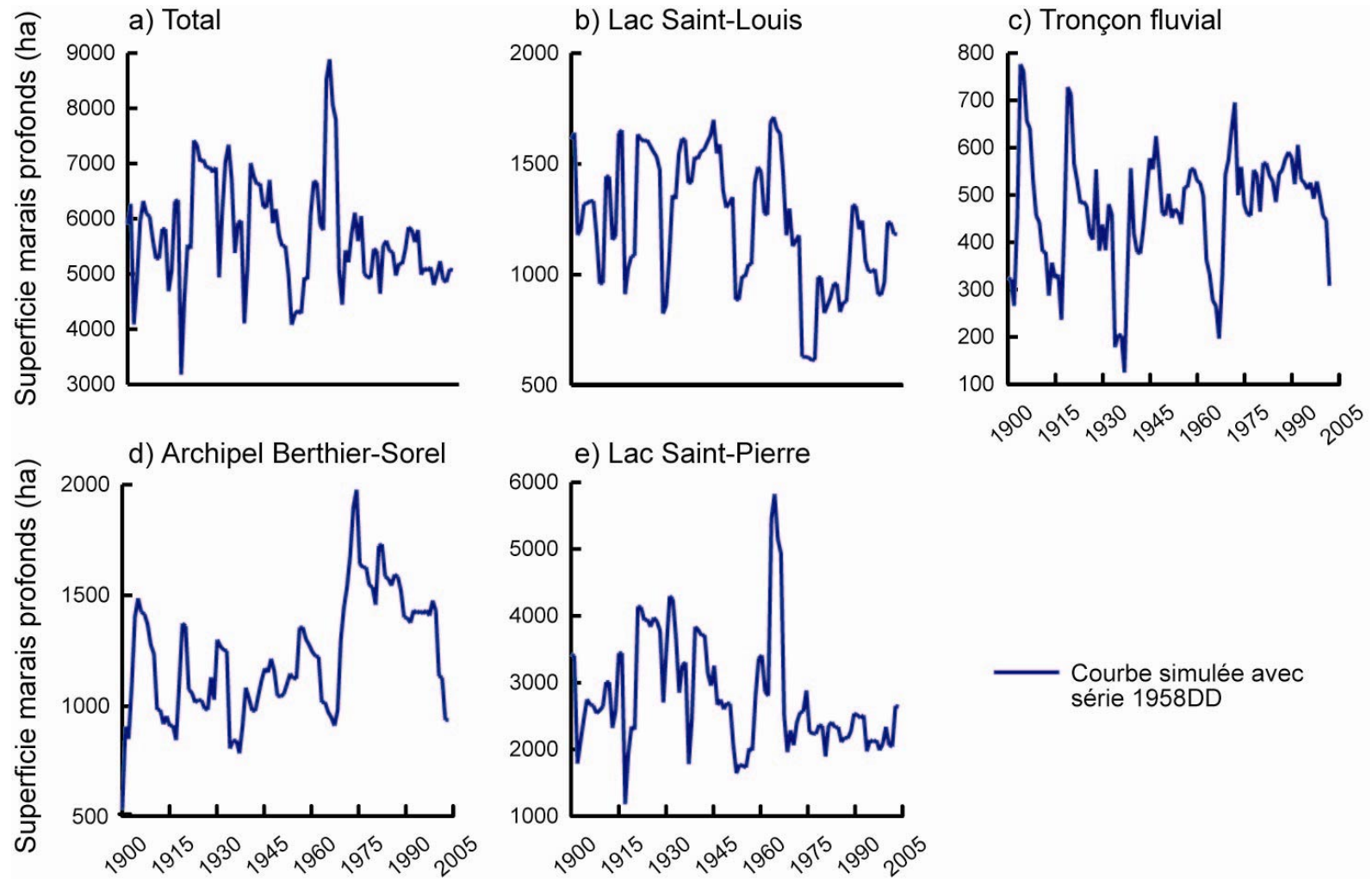


Figure 22. Graphique illustrant la superficie couverte par les marais profonds, dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent en relation avec le débit pour chaque année allant de 1900 à 2003 en fonction des divisions du fleuve, pour les données simulées en 2D (bleu foncé) et simulées avec les relations simplifiées (rouge). a) Sommation de toutes les divisions (T), b) lac Saint-Louis (D1), c) tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent (D2), d) Archipel Berthier-Sorel (D3), e) lac Saint-Pierre et Trois-Rivières (D4).

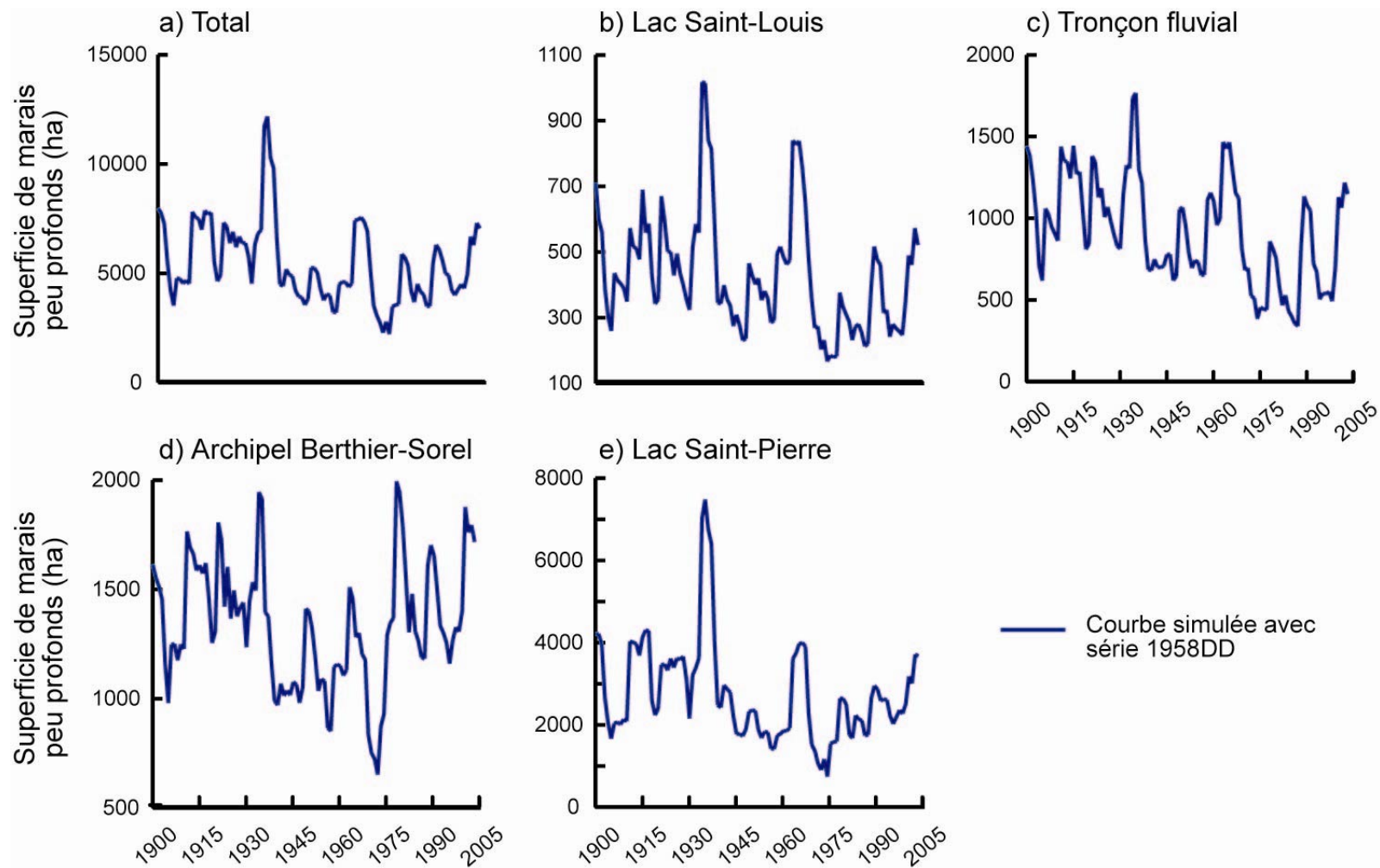


Figure 23. Graphique illustrant la superficie couverte par les marais peu profonds, dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent en relation avec le débit pour chaque année allant de 1900 à 2003 en fonction des divisions du fleuve, pour les données simulées en 2D (bleu foncé) et simulées avec les relations simplifiées (rouge). a) Sommation de toutes les divisions (T), b) lac Saint-Louis (D1), c) tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent (D2), d) Archipel Berthier-Sorel (D3), e) lac Saint-Pierre et Trois-Rivières (D4).

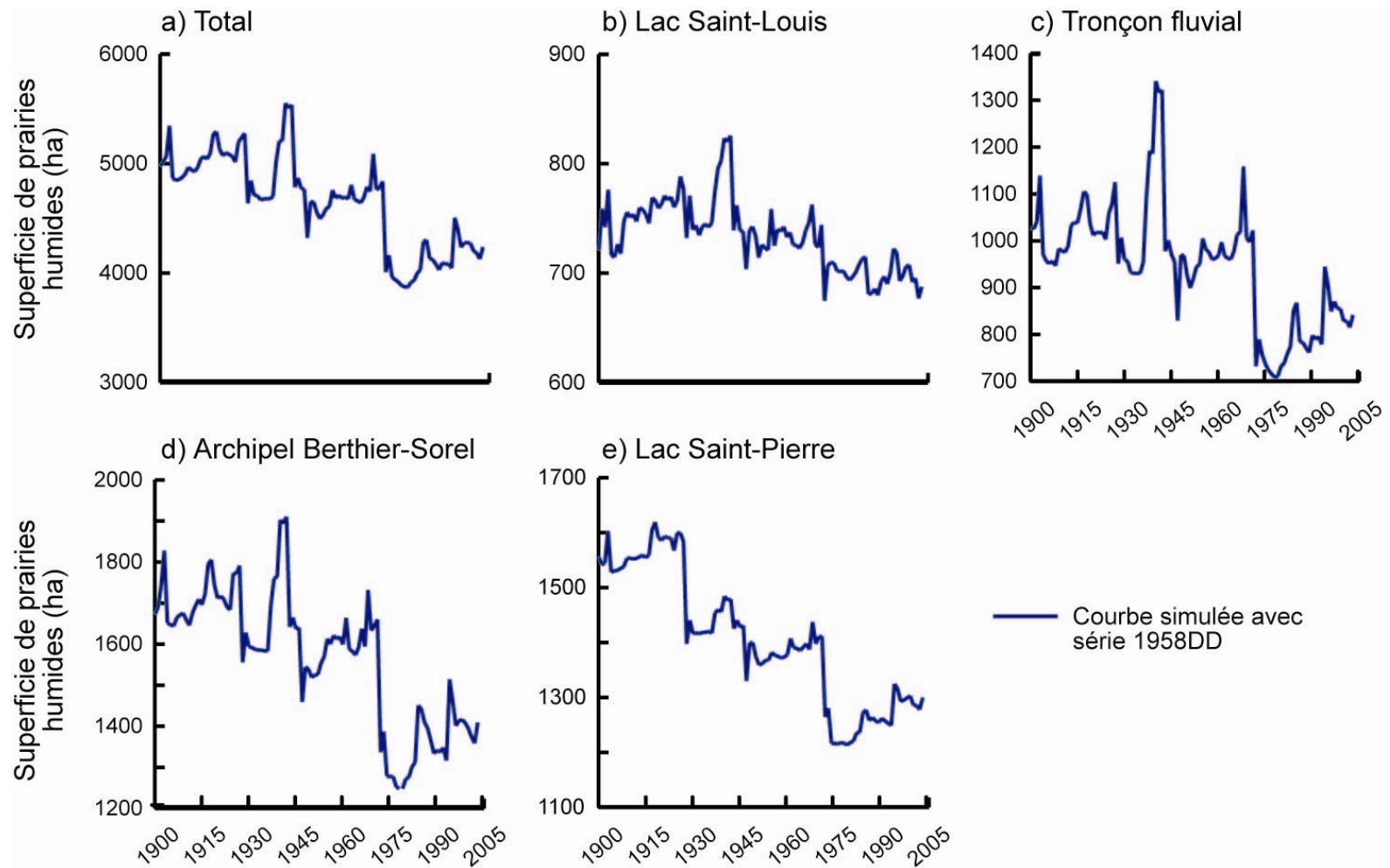


Figure 24. Graphique illustrant la superficie couverte par les prairies humides naturelles, dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent en relation avec le débit pour chaque année allant de 1900 à 2003 en fonction des divisions du fleuve, pour les données simulées en 2D (bleu foncé) et simulées avec les relations simplifiées (rouge). a) Somme de toutes les divisions (T), b) lac Saint-Louis (D1), c) tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent (D2), d) Archipel Berthier-Sorel (D3), e) lac Saint-Pierre et Trois-Rivières (D4).

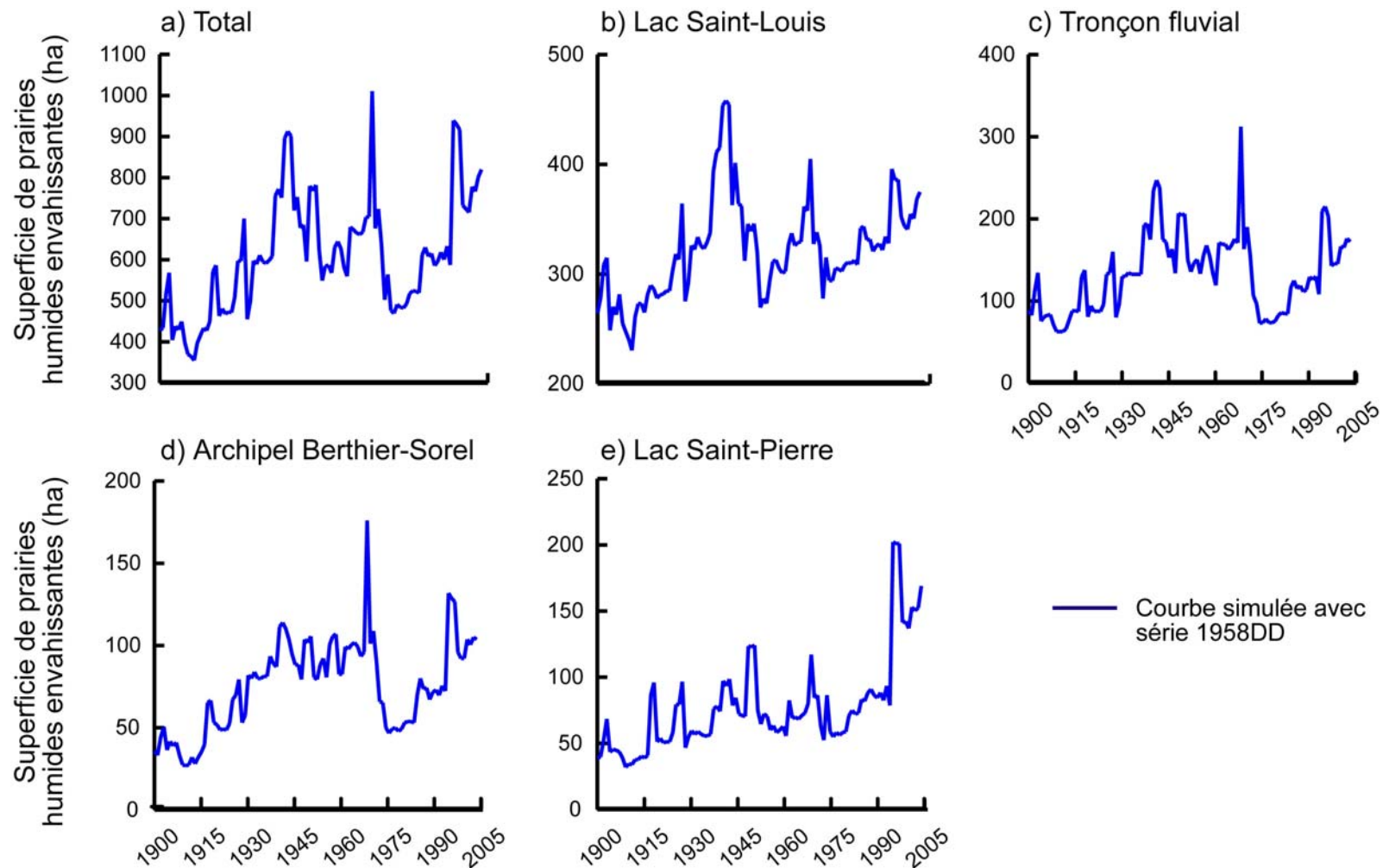


Figure 25. Graphique illustrant la superficie couverte par les prairies humides dominées par des graminées envahissantes, dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent en relation avec le débit pour chaque année allant de 1900 à 2003 en fonction des divisions du fleuve, pour les données simulées en 2D (bleu foncé) et simulées avec les relations simplifiées (rouge). a) Sommation de toutes les divisions (T), b) lac Saint-Louis (D1), c) tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent (D2), d) Archipel Berthier-Sorel (D3), e) lac Saint-Pierre et Trois-Rivières (D4).

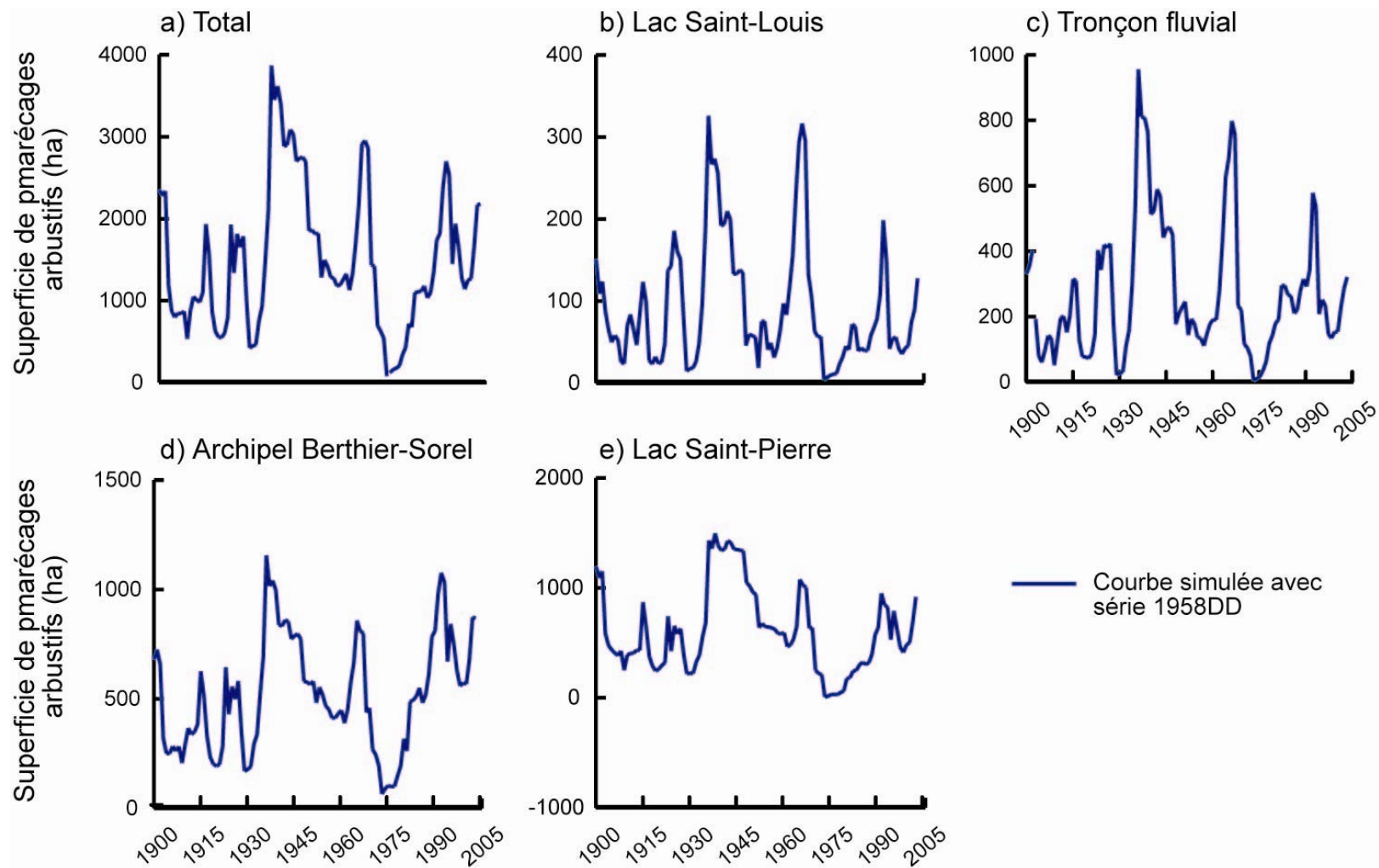


Figure 26. Graphique illustrant la superficie couverte par les marécages arbustifs, dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent en relation avec le débit pour chaque année allant de 1900 à 2003 en fonction des divisions du fleuve, pour les données simulées en 2D (bleu foncé) et simulées avec les relations simplifiées (rouge). a) Sommation de toutes les divisions (T), b) lac Saint-Louis (D1), c) tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent (D2), d) Archipel Berthier-Sorel (D3), e) lac Saint-Pierre et Trois-Rivières (D4).

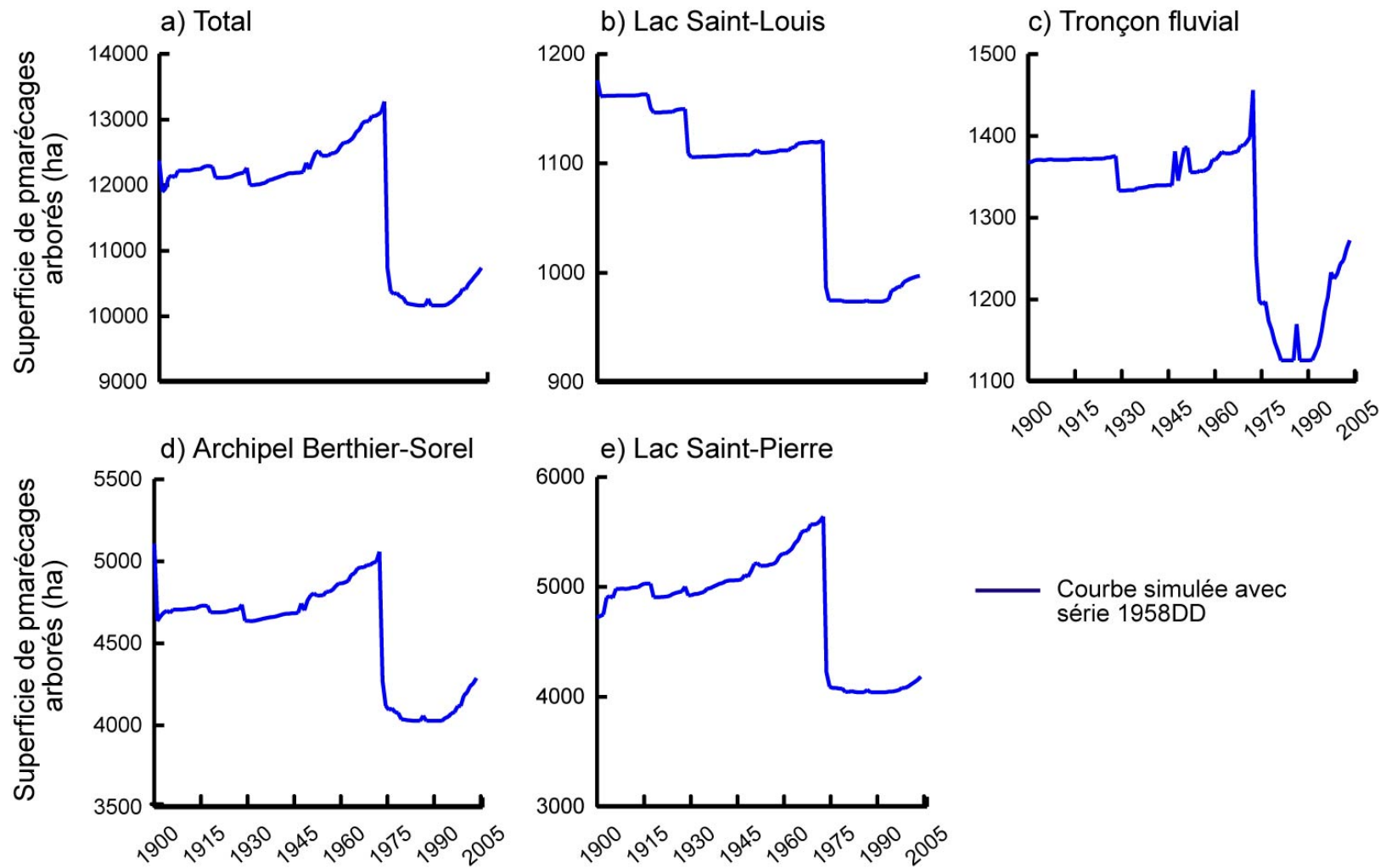


Figure 27. Graphique illustrant la superficie couverte par les marécages arborés, dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent en relation avec le débit pour chaque année allant de 1900 à 2003 en fonction des divisions du fleuve, pour les données simulées en 2D (bleu foncé) et simulées avec les relations simplifiées (rouge). a) Somme de toutes les divisions (T), b) lac Saint-Louis (D1), c) tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent (D2), d) Archipel Berthier-Sorel (D3), e) lac Saint-Pierre et Trois-Rivières (D4).

4 DISCUSSION

4.1 Distribution des différents milieux humides

L'hydropériode (caractérisée par la durée et l'étendue de l'inondation) semble véritablement être un facteur clé afin de modéliser adéquatement les milieux humides. Même si cette association a été évoquée dans plusieurs études précédentes (Spence, 1982; Mitsch & Gosselink, 1993; Townsend, 2001), la modélisation hydrodynamique des variables caractérisant l'hydropériode n'avait pas encore été entreprise sur une échelle aussi vaste que la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent et avec un tel niveau de précision. Une nouvelle approche 2D rend le concept d'hydropériode beaucoup plus flexible ; au lieu de considérer un milieu humide dans son ensemble, nous avons ici ramené l'hydropériode à une valeur nodale dans la grille de calcul. Ceci permet d'extrapoler dans l'ensemble du domaine les propriétés de l'hydropériode telle que calibrée dans une portion du secteur d'étude. De plus, suite aux résultats de cette étude et à certaines études précédentes, l'effet des vagues et des vitesses de courant (Keddy, 1983 ; Dionne, 1989 ; Coops *et al.*, 1996), variables qui sont fortement corrélées à l'hydropériode, ainsi que l'hétérogénéité des sites (pente et cycles inondation/exondation) peuvent également structurer les communautés végétales des milieux humides en zone riveraine.

4.1.1 Modélisation des marais (MP_V, MP, et MPP)

La modélisation de la partie inférieure de l'hydrosère (l'eau et les marais) était simple car il y avait relativement peu de chevauchement entre les milieux (CCA) et le changement de distribution des espèces suite à des perturbations s'effectue sur une courte période de temps (3-4 ans maximum), limitant les incongruités attribuées aux successions végétales entre les différentes classes de milieux humides. L'inclusion du MSV améliore le succès de prédiction de ces milieux, mais pas autant que pour les milieux dans la partie supérieure de l'hydrosère. Les marais répondent rapidement suite aux fluctuations des niveaux d'eau (2-3 ans). L'incertitude et la variation non expliquée dans les modèles des marais peut résider dans le fait que les espèces de marais sont particulièrement plastiques, i.e. qu'elles semblent pouvoir s'adapter à un large spectre de conditions environnementales, pourvu qu'il y ait suffisamment d'eau durant la saison de croissance (conditions de base). Cette hypothèse

s'appuie sur les résultats des erreurs de classification des milieux humides (Tableau 5). En effet, la majeure partie de l'erreur de classification pour les marais est distribuée entre les marais profonds (MP) et les marais peu profonds (MPP), où certaines espèces émergentes (notamment *Scirpus fluviatilis* et les deux espèces de *Typha*) semblent très plastiques.

Malgré le fait que l'exposition aux vagues semble affecter la distribution des espèces émergentes des milieux humides (Keddy, 1983 ; Weisner, 1987 ; Coops *et al.*, 1991, 1996), aucune étude récente n'a mis en évidence que l'habitat, la diversité et les plantes émergentes peuvent différer dans les marais profonds, formant deux habitats distincts : les marais profonds exposés aux vagues (MP_V) et non exposés aux vagues protégés dans les baies (MP). À la lumière de cette étude, les marais profonds exposés aux vagues ont une diversité faible (quelques espèces de scirpes, notamment *Scirpus acutus* et *Scirpus americanus*) et sont colonisés par des espèces qui ont des structures foliaires atrophiées pour résister à la force des vagues et aux vitesses de courant.

4.1.2 Modélisation des prairies humides (PH et PH_E) et des marécages (MARBU et MARBO)

Pour la partie supérieure de l'hydrosère (prairies humides et marécages), nous pouvons constater que les modèles ont un succès de prédiction plus bas que pour les autres milieux humides, notamment pour la prairie humide et le marécage arbustif. Ceci peut potentiellement être expliqué par plusieurs raisons.

Premièrement, par la dynamique d'instabilité entre les marécages arborés, les marécages arbustifs et les prairies humides. La ségrégation entre les espèces émergentes des marécages arborés et arbustifs et celles des prairies humides n'est pas nette, mais est plutôt représentée par un gradient très progressif qui semble être indépendant de l'environnement mais dépendant des successions végétales et de l'importance des perturbations affectant les milieux humides (Figure 10). L'inertie temporelle de ces milieux humides est plus importante et semble structurer la distribution des plantes émergentes. Il a été suggéré dans des études très récentes que les prairies humides et les zones ouvertes (comme les marécages arbustifs) succèdent à un milieu qui a été perturbé (Foster & Motzkin, 2003 ; Middleton, 2003).

Deuxièmement, le problème peut résider au niveau de la modélisation et du déséquilibre numérique entre les classes. Étant donné que les points du modèle correspondant aux marécages arborés sont plus nombreux (forte prévalence), le modèle des marécages arborés est plus stable, plus rigoureux et donc porté à produire des probabilités d'occurrence plus élevées sur les points de la grille à comparer aux autres milieux humides dans la partie supérieure de l'hydrosère. Les modèles sont portés à surestimer la présence des marécages arborés au détriment des prairies humides et des marécages arbustifs (Tableau 5). Les distributions de fréquence des variables environnementales se chevauchent presque parfaitement entre ces trois types de milieux humides (Tableau 1 et Tableau 2 et à la Figure 11), réitérant l'importance des successions végétales comme élément structurant de la distribution des espèces émergentes des milieux humides.

Troisièmement, l'invasion des milieux humides par des espèces introduites, tel *Phalaris arundinacea*, peut drastiquement modifier la toposéquence naturelle des milieux humides (Miller & Zedler, 2003). Les graminées envahissantes, par leur couvert très dense, ne permettent pas la régénération naturelle du milieu.

Quatrièmement, il se peut que les polygones d'utilisation des terres, qui permettent de produire les prairies humides soumises à une action anthropique (PH_A), ne circonscrivent pas encore parfaitement les anciens sites d'agriculture et de pâturage, réitérant la suggestion que les prairies humides étaient autrefois des marécages arborés qui ont été utilisés à des fins d'agriculture.

Étant donné que les marécages arborés, arbustifs et les prairies humides naturelles semblent se retrouver dans un habitat physique très semblable, que le succès des modèles est relativement mitigé (sans l'utilisation du MSV) et que les espèces sont phénologiquement très différentes, l'intégration de la succession végétale (évolution temporelle des milieux humides dans le MSV) semble être primordiale afin de bien comprendre la dynamique des milieux humides. Ce volet de la modélisation des milieux humides sera discuté plus en détails à la section 4.2.2 « validation temporelle : lac Saint-Pierre ».

4.2 Validation spatiale et temporelle

4.2.1 Validation spatiale : tronçon fluvial et lac Saint-Louis

Lors de la validation spatiale qualitative sur de nouvelles sections du fleuve Saint-Laurent (îles du tronçon fluvial du fleuve et milieux humides du lac Saint-Louis), le modèle calibré sur le lac Saint-Pierre semble très bien se transférer sur les autres segments du fleuve Saint-Laurent (Figure 16), pour îles du lac Saint-Louis). Même si les données disponibles pour valider le potentiel de transfert du modèle ne sont pas complètes (Pilon *et al.*, 1980 ; Jean *et al.*, 1992 ; Jean *et al.*, 2001), l'information disponible nous suggère que l'association entre les milieux humides prédits par les modèles et ce qui est observé sur le terrain est satisfaisante. De plus, nous avons été en mesure de modéliser la perte des marécages arborés sur les îles de la Paix, au lac Saint-Louis.

4.2.2 Validation temporelle : lac Saint-Pierre (SVM et Image IKONOS 2002)

Lors du deuxième projet de modélisation des milieux humides (Turgeon *et al.*, 2004), le rendement des modèles était adéquat pour l'année de calibration (1985), mais diminuait lorsque les modèles étaient appliqués sur la série temporelle, même lorsque les conditions annuelles ressemblaient à celles de 1985. Ceci s'observait plus intensément pour les milieux humides de la partie supérieure de l'hydrosère. L'inertie associée (capacité tampon du milieu à résister au changement suite aux perturbations) à ces milieux humides n'était pas assez importante. Nous avons fait une revue exhaustive de la littérature afin de trouver les « temps de réaction » des différents milieux suite à des perturbations (fluctuation importante des niveaux, actions anthropiques) et avons produit le modèle théorique MSV (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). L'utilisation du MSV nous a permis d'améliorer le rendement des modèles (Figure 17). Cependant, le volet le plus important de cette étude est que la simulation temporelle des milieux humides, de 1900 à 2003 avec l'utilisation du MSV, nous a permis de mieux comprendre la dynamique des espèces émergentes au sein des milieux humides. En effet, grâce à cette simulation il est possible de prédire quels milieux humides seront avantagés au détriment des autres en fonction des différents niveaux d'eau observés et des perturbations et d'appliquer une gestion mieux orientée afin de protéger la faune et la flore locales.

Une des découvertes les plus intéressantes de cette étude est la mise en évidence et la modélisation de la perte des marécages arborés suite à une hausse des niveaux d'eau (Figure 18 et Figure 20) sur les îles de la Paix (lac Saint-Louis) et dans la baie de Maskinongé (lac Saint-Pierre) durant les années 1972-1975. Lors de la calibration des modèles, nous avons des difficultés à modéliser cette section du lac Saint-Pierre qui est recouverte en partie par des marécages, mais dont l'environnement physique ressemblait plus à des marais peu profonds et des prairies humides (positions plus basses dans la toposéquence). Grâce à l'utilisation du MSV et aux images satellites de 1964, 1983 et 1997, nous avons réussi à comprendre que la variation dans la distribution des milieux humides de la baie de Maskinongé est dépendante de la succession végétale et, dans une plus faible proportion, des caractéristiques de l'environnement (Figure 18).

4.3 Évaluation du rendement des modèles

Nous pouvons affirmer que les modèles de distribution des milieux humides produits dans le cadre de cette étude sont robustes et fidèles à la réalité. En calibration pour l'année 1985, d'un point de vue strictement statistique (sans l'utilisation du MSV), le succès de prédiction moyen des modèles sur les points du lac Saint-Pierre, évalué avec le taux de classification correct (TCC), était de 80.89 % (étendue : 67.7 – 92.1%) avec l'utilisation du SOD et la valeur moyenne du Kappa de Cohen est de 0.3791 (étendue : 0.1040 – 0.5871), indiquant que les modèles sont supérieurs à ce qui est espéré par chance seulement (Tableau 3 et Tableau 4). En validation sur des points indépendants de la calibration dans le lac Saint-Pierre, avec l'utilisation du SOD (sans l'utilisation du MSV), le succès de prédiction moyen des modèles restait élevé : 80.80% (étendue : 68.0 – 91.6%) avec une valeur moyenne de Kappa de 0.3776 (étendue : 0.0798 – 0.6576) (Tableau 3 et Tableau 4).

Le rendement des modèles était adéquat lorsque ces derniers étaient appliqués sur les conditions environnementales de calibration de 1985. Cependant, sans l'utilisation du MSV, les prédictions de la distribution des milieux humides étaient biaisées lorsque les modèles étaient appliqués sur la série temporelle (1900 à 2003). Il est indéniable que l'environnement contrôle une certaine proportion de la distribution des plantes émergentes au sein des milieux humides. Cependant, la succession végétale et le temps de réaction, suite à des

perturbations d'origine naturelle ou anthropique, peut également compter pour une bonne proportion de la variation associée à la distribution des plantes (McCook, 1994 ; Ellison & Bedford, 1995). Ce volet ne peut être directement considéré dans les modèles statistiques utilisant la régression logistique. C'est d'ailleurs pour cette raison que nous avons intégré un modèle « théorique » qui considère les successions végétales potentielles (MSV) entre les différents milieux humides en fonction des perturbations (ex. hausse des niveaux d'eau). Le MSV permet de donner une certaine « inertie » aux milieux humides lorsque le niveau d'eau fluctue beaucoup entre les années. L'utilisation du MSV nous a permis 1) d'améliorer les rendements de classification correcte des milieux humides dans la série temporelle (exemple pour l'année 2002 ; Figure 17) et 2) de mettre en évidence certains déséquilibres de l'écosystème (ex. perte massive des marécages arborés ; Figure 18) qui n'auraient pu être modélisés sans l'utilisation du MSV.

Nous sommes parvenus à modéliser adéquatement les milieux humides grâce 1) à un classement rigoureux des milieux humides en utilisant la technique d'ordination de l'ACC (Analyse Canonique de Correspondance ; Jongman *et al.*, 1987; Ter Braak, 1986, 1987) pour catégoriser les espèces émergentes sur la base d'un gradient environnemental, 2) aux simulations hydrodynamiques permettant de produire les six variables environnementales significatives (Morin *et al.*, 2000, 2003), 3) à l'utilisation de la régression logistique comme outil prédictif, 4) à l'utilisation du MSV (modèle de succession végétale) et 5) à une évaluation et une validation rigoureuses (spatiale et temporelle) du modèle.

À notre connaissance, cet ouvrage semble être un premier essai de caractérisation et de modélisation spatiale des communautés végétales de plusieurs milieux humides de façon simultanée. La caractérisation (relations entre les communautés végétales et les variables environnementales) des communautés végétales des milieux humides a déjà été explorée dans plusieurs ouvrages (Day *et al.*, 1988; Jean *et al.*, 1992; Auble *et al.*, 1994; Townsend, 2001), mais jamais sur toute l'hydrosère et sur un domaine aussi vaste que la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. Quelques modèles ont très bien réussi à expliquer et à prédire la limite entre deux milieux humides (Toner & Keddy, 1997), la dynamique temporelle qui règne à l'intérieur d'une classe de milieu humide (Ellison & Bedford, 1995; Gillet *et al.*, 2002), ou entre les milieux humides modélisés (Reyes *et al.*, 2000 ; Costanza *et*

al., 1990). Cependant, très peu d'ouvrages permettent d'avoir une image globale et intégrale de la distribution et de la dynamique au sein des milieux humides sur l'entité de l'hydrosère observée sur une échelle spatiale aussi vaste.

4.4 Développements futurs

Étant donné que les espèces invasives et compétitives comme les grandes graminées (notamment *Phalaris arundinacea* et *Calamagrostis canadensis*) colonisent rapidement les milieux soumis à une action anthropique, il pourrait être intéressant de suivre à long terme l'évolution de ces milieux et de ces espèces afin de raffiner le MSV. Le problème associé à la colonisation rapide de ces espèces pionnières constitue l'appauvrissement de la diversité floristique et la faible possibilité de rétablissement des marécages arborés. Il pourrait également s'avérer intéressant de limiter expérimentalement la croissance de ces espèces pionnières (*Phalaris arundinacea* et *Calamagrostis canadensis*) afin d'observer les espèces qui suivraient la succession logique dans les milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. Une étude récente (Perry *et al.*, 2004) a démontré le pouvoir de certains carex (notamment *Carex hystericina*) dans leur habilité à circonscrire et finalement éliminer *Phalaris arundinacea* d'un milieu humide. Tessier *et al.* (1981) ont observé que lorsque l'érablière argentée (marécage arboré) est soumise à une coupe forestière, le groupement forestier dominé par *Ulmus americana* s'installe rapidement, avant les graminées. Plus l'ormaie vieillit, plus le pourcentage de recouvrement devient dense (75%) permettant aux jeunes pousses d'*Acer saccharinum* de se développer (20%) au détriment des espèces herbacées. Ces auteurs suggèrent également que le groupement arbustif à *Salix discolor* succède aux prairies abandonnées et ces sites, très peu soumis aux inondations, permettent une évolution rapide vers l'ormaie. Le rétablissement peut être fonction du type de perturbation, de la position des sites dans l'hydrosère et du temps suivant la perturbation. Ces observations et hypothèses ouvrent la voie à un projet intéressant de restauration des milieux humides et particulièrement des marécages arborés qui semblent être plus vulnérables aux perturbations.

De plus, il a été démontré que la banque de graines dans le sol est un élément limitant la restauration des marécages arborés. En effet, une étude faite dans l'Illinois a démontré

qu'après 50 ans de culture, les espèces arborescentes et arbustive sont très peu représentées dans la banque de graines, en comparaison avec les espèces herbacées (Middleton, 2003). Le rétablissement des marécages arborés peut devenir impossible si les espèces arborescentes sont absentes de la banque de graines. Cependant, la littérature est contradictoire en ce qui concerne la germination de la banque de graines des milieux humides. Il a été observé que la banque de graines des milieux humides en eau douce peut parfois différée substantiellement de la communauté de plantes établie (Van der Valk, 1981 ; Leck, 1989), suggérant qu'une perturbation peut potentiellement résulter en un changement dramatique de la végétation (Kellogg *et al.*, 2003). Toutefois, il semble que la germination en fonction de la profondeur de l'eau soit fortement corrélée ($R^2 = 0.489$, $N = 17$ espèces) avec la position des plants adultes dans la toposéquence, suggérant que la banque de graines à un site est représentative des plants adultes présents (Seabloom *et al.*, 1998). Ces observations et cette problématique ouvrent la voie à un autre projet visant à raffiner le MSV et à mieux comprendre la succession végétale des communautés des milieux humides avec et sans perturbations.

Finalement, il pourrait s'avérer intéressant d'implémenter le modèle des milieux humides en incorporant la température comme variables indépendantes. Les fluctuations de températures semblent avoir des effets particulièrement importants dans les milieux humides. En effet, il a été démontré que 42% des 66 espèces émergentes des milieux humides répondent aux fluctuations de températures. En comparaison, ce sont seulement 10% pour les autres écosystèmes (Thompson & Grime, 1983). De plus, Seabloom *et al.* (1998) ont découvert que la température pouvait avoir un pouvoir structurant, en relation avec la profondeur de l'eau, sur la germination et le recrutement dans les prairies humides. Ils ont également découvert que la température pouvait même altérer l'intensité de la compétition lors de la germination de certaines espèces. Le SMC-Hydrologie travaille actuellement afin de bâtir un modèle de température qui pourrait potentiellement être intégré dans le modèle des milieux humides dans l'année qui suit. De plus, suite à la performance relativement faible des modèles construits pour les classe de milieux humides se trouvant dans la partie supérieure dans l'hydrosère (marécage arbustif et prairie humides), il apparaît que l'impact de l'écoulement souterrain sur la hauteur de la nappe d'eau peut jouer un rôle important et ce, même dans ces milieux riverain. L'ajout d'un modèle d'écoulement souterrain considérant la recharge par la

pluie pourrait certainement améliorer le rendement de ces modèles.

5 CONCLUSION

1) Globalement, les résultats suggèrent que nous avons réussi à isoler les processus qui contrôlent la distribution des différents milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. L'hydropériode est le facteur déterminant qui structure la distribution des milieux humides. La succession végétale, intégrée dans le MSV, permet d'expliquer une proportion de la variation qui n'est pas expliquée par l'environnement, notamment pour les milieux humides de la partie supérieure de l'hydrosère (prairies humides et marécages).

2) Les rendements des modèles prédictifs sont élevés autant en terme de calibration qu'en terme de validation spatiale et temporelle. Nous remarquons une bonne association qualitative entre le modèle et les milieux humides observés dans d'autres segments du fleuve Saint-Laurent et qui sont indépendants de la base de données de calibration. Lorsqu'il est appliqué sur la série temporelle, le modèle des milieux humides donne de très bons rendements.

3) La distribution des plantes émergentes des milieux humides dans la partie inférieure de l'hydrosère (marais) réagit rapidement suite aux fluctuations des niveaux d'eau (2-3 ans). L'inertie temporelle et la succession végétale structure peu la distribution de ces milieux. Cependant, dans la partie supérieure de l'hydrosère (prairies et marécages), les plantes émergentes ont une inertie temporelle plus importante (étendue : 5 à 40 ans). Il est donc important de bien comprendre le comportement de la succession végétale entre les espèces de ces milieux humides en fonction des perturbations naturelles ou anthropiques.

4) Nous avons également mis en évidence que les marais profonds pouvaient être dominés par des espèces émergentes différentes en fonction de leur exposition aux vagues (MP vs MP_V). En effet, les marais profonds exposés aux vagues sont dominés par *Scirpus acutus* et *Scirpus americanus*, des espèces émergentes qui semblent tolérer un environnement soumis à un stress mécanique, notamment l'effet des vagues.

5) Nous avons également été en mesure de mettre en évidence et de modéliser la perte des marécages arborés suite à une hausse massive des niveaux d'eau (1972-1977).

6 REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier pour leur précieuse collaboration et leurs conseils judicieux durant l'élaboration du modèle des milieux humides : Martin Jean (CSL), Caroline Savage (CSL-SCF), Bruno Drolet (SCF), et Jean-Luc Desgranges (SCF).

Ce projet a été financé par Environnement Canada (Service météorologique du Canada) et par la Commission Mixte Internationale dans le cadre du projet « Régularisation des débits des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent ».

7 RÉFÉRENCES

- Auble, G.T., Friedman, J. M. & M. J. Scott (1994). Relating riparian vegetation to present and future streamflows. *Ecological Applications*. 4(3): 544-554.
- Auclair, A. N., Bouchard, A. & J. Pajaczkowski (1973). Plant composition and species relations on the Huntingdon Marsh, Quebec. *Canadian Journal of Botany*. 51: 1231-1247.
- Bedinger, M. S. (1971). Forest species as indicators of flooding in the Lower White River Valley, Arkansas. Professional Paper 750-C:C248-C253. U.S. Geological Survey, Reston, Virginia.
- Bélanger, L. (1991). Programme de valorisation des îles du Saint-Laurent pour la nidification de la sauvagine et des autres espèces aviennes (Montréal à Trois-Rivières). I- Gestion intégrées des activités agricoles. Environnement Canada, Service Canadien de la Faune, Région Québec. 61 pages.
- Booij, N., L.H. Holthuijsen, J. Dekker & R. Shoonbeek (1993). Standard tests for the shallow water wave model HISWA Version 100.21, Delft University of Technology, Department of Civil Engineering, Group of hydraulic and Geotechnical Engineering. 43 pages.
- Braun-Blanquet, J. (1972). Plant sociology, the study of plant communities, New-York, Hafner publishing company. 439 pages.
- Breiman, L., Friedman, J.H., Olshen, R.A., & C.J. Stone (1984). Classification and regression trees. Chapman and Hall. New York.
- Broadfoot, W.M. & H.L. Williston (1973). Flooding effects on southern forests. *Journal of Forestry*. 71(9): 584-587.
- Champoux, O., Morin, J. & M. Jean (2002). Modélisation de la végétation émergente du lac Saint-Pierre. Rapport Scientifique SMC-Hydrologie RS-103. Environnement Canada, Sainte-Foy. 43 pages.
- Carrière, Varin et Associés Ltée. (1983). Document synthèse sur les groupements végétaux et la faune de la plaine alluviale des rivières des Outaouais, Richelieu et du fleuve Saint-Laurent. Direction des Réserves écologiques et des sites naturels. 42 pages.

- Coops, H., Geilen, N., Verheij, H.J. Boeters, R. & G. Van der Velde (1996). Interactions between waves, bank erosion and emergent vegetation: an experimental study in a wave tank. *Aquatic Botany*. 53: 187-198.
- Costanza, R., Sklar, F.H. & M.L. White (1990). Modelling coastal landscape dynamics: Process-based dynamic spatial ecosystem simulation can examine long-term natural changes and human impacts. *Bioscience*. 40(2): 91-107.
- Day, R.T., Keddy, P.A., McNeill, J. & T. Carleton (1988). Fertility and disturbance gradients: a summary model for riverine marsh vegetation. *Ecology*. 69(4): 1044-1054.
- De'ath, G. & Fabricius, K. 2000. Classification and regression trees: A powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*. 81: 3178-3192.
- Desgrandes J-L. & B. Jobin (2003). Knowing, mapping and understanding St-Lawrence biodiversity with special emphasis on bird assemblages. *Environmental Monitoring and Assessment*. 88: 177-192.
- De Koninck, R. (2000). *Les Cent-îles du lac Saint-Pierre : retour aux sources et nouveaux enjeux*. 2eme édition. Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy, Québec, Canada. 151 pages.
- de Snoo, G. R. & P. J. de Wit (1998). Buffer Zones for Reducing Pesticide Drift to Ditches and Risks to Aquatic Organisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 41: 112-118.
- Dionne, J.C. (1989). An estimate of shore ice action in a *Spartina* tidal marsh, Saint-Lawrence Estuary, Québec, Canada. *Journal of Coastal Research*. 5(2): 281-293.
- Ellison, A.M. & B.L. Bedford (1995). Response of a wetland vascular plant community to disturbance: a simulation study. *Ecological Applications*. 5(1): 109-123.
- Falardeau, I. & J. Morin (2000). La distribution spatiale des plantes émergentes des milieux humides du fleuve Saint-Laurent: tronçon de Montréal à Trois-Rivières. Rapport technique RT-106, Service météorologique du Canada-Hydrologie, Environnement Canada, Sainte-Foy. 115 pages.
- Fan, Y. & D. Fay (2002). Final report on the development of empirical relationships to estimate water levels of the St. Lawrence River from Montréal to Trois-Rivières. Report submitted to the International Joint Commission under the Hydrology and Hydraulics Task Work Group. 79 pages.
- Fielding, A.H. & J.F. Bell (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environ. Conserv.* 24: 39-49.
- Foster, D.R. & G. Motzkin (2003). Interpreting and conserving the openland habitats of coastal New England : insights from landscape history. *Forest Ecology and Management*. 185: 127-150.
- Gaudet, C.L. & P.A. Keddy (1988). A comparative approach to predicting competitive ability from plant traits. *Nature*. 334: 242-243.
- Geis J.W. (1985). Environmental influences on the distribution and composition of wetlands in the Great Lakes Basin. In *Coastal Wetlands*, H.H. Prince, F.M. D'Itri. *Proceeding of the First Great Lakes Coastal Wetlands Colloquium*, November 5-7, 1984, Michigan, pp. 15-31.
- Gillet, F., Besson, O. & J.-M. Gobat (2002). PATUMOD: a compartment model of vegetation

- dynamics in wooded pastures. *Ecological Modelling*. 147: 267-290.
- Graham, M. H. (2003). Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecology*. 84(11): 2809-2815.
- Green, E.K. & S.M. Galatowitsch (2001). Differences in wetland plant community establishment with additions of nitrate-N and invasive species (*Phalaris arundinacea* and *Typha glauca*). *Canadian Journal of Botany*. 79: 170–178.
- Grime, J.P. (1979). *Plant strategies and Vegetation Processes*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Guay, J.-F & J. Morin (2001). Aspects abiotiques et biotiques de l'écologie des milieux humides. Éléments de modélisation de l'habitat des macrophytes émergentes. Rapport scientifique SMC-Hydrologie RS-102. Environnement Canada, Sainte-Foy. 48 pages.
- Hall, T.F. & G.E. Smith (1955). Effects of flooding on woody plants, West Sandy Dewatering Project, Kentucky Reservoir. *J. For.* 53: 281-285.
- Harris, S.W. & W.H. Marshall (1963). Ecology of water-level manipulations on a northern marsh. *Ecology*. 44: 331-343.
- Holthuijsen, L.H., Booij, N. & T.H.C. Herbers (1989). A prediction model for stationary, short-crested waves in shallow water with ambient currents. *Coastal Engineering*. 13: 23-54.
- Hosmer, D.W. & S. Lemeshow (2000). *Applied logistic regression*, 2nd ed. Wiley-Interscience. New York. 375 pages.
- Jacques, D., (1986). Corporation pour la mise en valeur du lac Saint-Pierre. – Cartographie des terres humides et des milieux environnants du lac Saint-Pierre, Denis Jacques Enr, - VI, 70 f. ; 6 réf. 69 pages.
- Jean, M. & A. Bouchard (1991). Temporal changes in wetland landscapes of a section of the St. Lawrence River, Canada. *Environmental Management*. 15: 241-250.
- Jean, M., Champoux, O. & J. Morin (2001). Impacts of water level fluctuations on wetlands : Repentigny to Trois-Rivières. Rapport remis à la Commission mixte internationale Montréal. 69 pages.
- Jean, M., D'Aoust, M., Gratton, L., & A. Bouchard (1992). Impacts of water level fluctuations on wetlands : Lake Saint-Louis case study. Institut de recherche en biologie végétale , Report presented to International Joint Commission Water levels reference study, Montréal. 75 pages.
- Jean, M. & A. Bouchard (1996). Tree-ring analysis of wetlands of the upper St. Lawrence River, Québec: response to hydrology and climate. *Canadian Journal of Forest Resources*. 26: 482-491.
- Jongman, R.H.G, Ter Braak, C.J.F. & O.F.R. Van Tongeren (1995). *Data analysis in community and landscape ecology*. Reprint edition, Cambridge University Press, Cambridge. 299 pages.
- Keddy, P.A. (1983). Shoreline vegetation in Lake Ontario: Effects of exposure on zonation patterns. *Ecology*. 64(2): 331-344.
- Keller, B.E.M. (2000). Plant diversity in *Lythrum*, *Phragmites*, and *Typha* marshes, Massachusetts,

- U.S.A. Wetlands Ecology and Management. 8: 391–401.
- Kellogg, C.H., Bridgham, S. D. & S.A. Leicht (2003). Effects of water levels, shade and time on germination and growth of freshwater marsh plants along a simulated successional gradient. *Journal of Ecology*. 91: 274-282.
- Lamoureux, J.-P. (1971). Étude écologique de quelques groupements ripariens de la région de Montréal, Faculté de foresterie et de géodésie. Québec. Université Laval, Thèse de Maîtrise. 137 pages.
- Langlais, D. & Y. Bégin (1993). The effects of recent floods and geomorphic processes on red ash populations, Upper St. Lawrence Estuary, Québec. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 37: 525-538.
- Lavoie, C., Jean, M., Délisle, F. & G. Létourneau (2003). Exotic plant species of the St. Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis. *Journal of Biogeography*, 30, 537–549.
- Leck, M.A. (1989). Wetlands seed banks. *Ecology of Soil Seed Banks* (eds. M.A. Leck, V.T. Parker & R.L. Simpson). Academic Press, San Diego, CA, USA, pp. 283-305.
- Leck, M.A. (2003). Seed-bank and vegetation development in a created tidal freshwater wetland on the Delaware River, Trenton, New Jersey, USA, *Wetlands*. 23(2): 310-343.
- Manel, S., Williams, C.H., & S.J. Ormerod (2001). Evaluating presence-absence models in ecology: The need to account for prevalence. *J. Appl. Ecol.* 38: 921-931.
- Marie-Victorin (1995). Flore Laurentienne. Troisième édition. Les Presses de l'Université de Montréal. Montréal, Québec. 1083 pages.
- Marks, M., Lapin, B. & J. Randall (1994). *Phragmites australis* (*P. communis*): threats, management, and monitoring. *Natural Areas Journal*. 14: 285–294.
- McCook, L.J. (1994). Understanding ecological community succession : Causal models and theories, a review. *Vegetatio*. 110: 115-147.
- Meyerson, L.A., Saltonstall, K., Windham, L., Kiviat, E. & S. Findlay (2000). A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecology and Management*. 8: 89–103.
- Middleton, B.A. (2003). Soil seed banks and the potential restoration of forested wetlands after farming. *Journal of Applied Ecology*. 40: 1025-1034.
- Millar, J. 1973. Vegetation changes in shallow marsh wetlands under improving moisture regime. *Canadian Journal of Botany*. 51: 1443–1457.
- Miller, R.C. & J.B. Zedler (2003). Responses of native and invasive wetlands plants to hydroperiod and water depth. *Plant Ecology*. 167: 57-96.
- Mingelbier, M. & T. Douguet (1999). Répertoire-synthèse des aménagements fauniques de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Direction de la faune et des habitats, Société de la faune et des parcs du Québec. 32 pages.
- Mitsch W.J. & J.G. Gosselink (1993). *Wetlands*, 2nd edition, Van Nostrand Reinhold, New York. 725

pages.

- McCook, L.J. (1994). Understanding ecological community succession: Causal models and theories, a review. *Vegetatio*. 110: 115-147.
- Morin, J. & A. Bouchard (2000). Les bases de la modélisation du tronçon Montréal / Trois-Rivières. Rapport scientifique SMC-Hydométrie RS-100. Environnement Canada, Sainte-Foy. 56 pages.
- Morin, J., M. Leclerc, Y. Secretan, and P. Boudreau 2000. Integrated two-dimensional macrophytes-hydrodynamic modeling. *Journal of Hydraulic Research*, 38:163-172.
- Morin, J., Mingelbier, M., Bechara, J.A., Champoux, O., Secretan, Y., Jean, M., & J.-J. Frenette (2003). Emergence of New Explanatory Variables for 2D Habitat Modelling in Large Rivers: The St. Lawrence Experience. *Canadian Water Resources Journal*. 28(2): 1-24.
- Morin J., Champoux, O., Turgeon, K., Martin, S. (2005). Modélisation intégrée de la réponse de l'écosystème dans le fleuve Saint-Laurent : Rapport final des activités entreprises dans le cadre du Plan d'étude sur la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. *Rapport scientifique - RS-108*, Environnement Canada, SMC-Hydrologie, Sainte-Foy. 161 pages.
- Muscutt A.D., Harris G.L., Bailey S.W. & D.B. Davies (1993). Buffer zones to improve water quality: A review of their potential use in UK agriculture. *Agricultural Ecosystems and Environment*. 45: 59-77.
- Nilsson, C. & P.A. Keddy (1988). Predictability of change in shore line vegetation in a hydroelectric reservoir, northern Sweden. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 45: 1896-1904.
- Odland, A. & R. del Moral (2002). Thirteen years of wetland vegetation succession following a permanent drawdown, Myrkdalen Lake, Norway. *Plant Ecology*. 162: 185-198.
- Osborne, L. L. & D.A. Kovacic (1993). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*. 29: 243-257.
- Ouellet, V., Morin, J., Champoux, O. & S. Martin (2003). Validation des données LIDAR du tronçon Montréal/Trois-Rivières, pour la modélisation de la végétation émergente. Note Technique NT 109. Service météorologique du Canada, Environnement Canada, Sainte-Foy. 35 pages.
- Pearce, J. & S. Ferrier (2000). Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecol. Model.* 133: 225-245.
- Perry, L.G., Galatowitsch, S.M. & C.L. Rosen (2004). Competitive control of invasive vegetation: a native wetland sedge suppresses *Phalaris arundinacea* in a carbon-enriched soil. *Journal of Applied Ecology*. 41: 151-162.
- Pilon, C., Boisvert, J.-M., Carrière, D., Champagne, J., Chevalier, P., Le Quere, D., Sicard, V. & G. Sylvain (1980). Les îles du Saint-Laurent, de Boucherville à Contrecoeur : Environnement biophysique. Centre de recherche écologique de Montréal. Université de Montréal. 292 pages.
- Pilon, C., Champagne, J., & P. Chevalier (1981). Environnement biophysique des îles Berthier-Sorel. Centre de recherche écologique de Montréal. Université de Montréal. 203 pages.
- Reyes, E., White, M.L., Martin, J.F., Kemp, P., Day, J.W. & V. Aravamuthan (2000). Landscape modeling of coastal habitat change in the Mississippi Delta. *Ecology*. 81(8): 2331-2349.

- Seabloom, E.W., van der Valk, A.G. & K.A. Moloney (1998). The role of water depth and soil temperature in determining initial composition of prairie wetlands coenoclines. *Plant Ecology*. 138: 203-216.
- Shipley B., Keddy, P.A. Moore, D.J.R. & K. Lemky (1989). Regeneration and establishment strategies of emergent macrophytes. *Journal of Ecology*. 77: 1093-1110.
- Spence, D.H.N. (1982). The zonation of plants in freshwater lakes. *Advances in Ecological Research*. 12: 37-125.
- Squires, L. & A. Van der Valk (1992). Water-depth tolerances of the dominant emergent macrophytes of the Delta Marsh, Manitoba. *Canadian Journal of Botany*. 70: 1860–1867.
- Southwood, T.R.E. (1988). Tactics, strategies and templets. *Oikos*. 52: 3-18
- Tabacchi, E., Correll, D.L., Hauer, R., Pinay, G., Planty-Tabacchi, A-M. & R.C. Wissmar (1998). Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*. 40: 497-516.
- Tabachnick, B.G. & L.S. Fidell (1996). Using multivariate statistics. HarperCollins, New York, New York. USA.
- Ter Braak, C.J.F. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*. 67(5): 1167-1179.
- Ter Braak, C.J.F. (1987). The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio*. 68: 69-77.
- Tessier, C. & P. Caron (1981). Cartographie écologique de la végétation de la rive nord du lac Saint-Pierre. Ministère du loisir, de la chasse et de la pêche, Direction régionale des Trois-Rivières. Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, ZAC Saint-Pierre. 24 pages.
- Tessier, C., Maire, A. & A. Aubin (1981). Étude de la végétation des zones riveraines de l'archipel des Cent-îles du fleuve Saint-Laurent, Québec. *Canadian Journal of Botany*. 59: 1526-1536.
- Toner, M. & P.A. Keddy (1997). River hydrology and riparian wetlands: A predictive model for ecological assembly. *Ecological Applications*. 7(1): 236-246.
- Turgeon, K., Champoux, O., Martin, S. & J. Morin (2004). Modélisation des milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent, du lac Saint-Pierre au lac Saint-Louis. Rapport Scientifique RS-104. Service Météorologique du Canada, Environnement Canada, Sainte-Foy. 62 pages.
- Thompson, K. & J.P. Grime (1983). A comparative study of germination responses to diurnally-fluctuating temperatures. *Journal of Applied Ecology*. 20: 141-156.
- Townsend, P. (2001). Relationships between vegetation patterns and hydroperiod on the Roanoke River floodplain, North Carolina. *Plant Ecology*. 156: 43-58.
- Van der Valk, A.G. (1981). Succession in wetlands: a Gleasonian approach. *Ecology*. 62: 688-696.
- Van der Valk, A.G., Squires, L. & C.H. Welling (1994). Assessing the impacts of an increase in water level on wetland vegetation. *Ecological Applications*. 4(3): 525-534.

- Van der Valk, A. & C. Davis (1978). The role of seed banks in the vegetation dynamics of prairie glacial marshes. *Ecology*. 59: 322–335.
- Verdonschot, P.F.M. & C.J.F. Ter Braak (1994). An experimental manipulation of oligochaete communities in mesocosms treated with chlorpyrifos or nutrient additions: multivariate analyses with Monte Carlo permutations tests. *Hydrobiologia*. 278: 251-266.
- Weisner, S.E.B. (1987). The relation between wave exposure and distribution of emergent vegetation in a eutrophic lake. *Freshwater Biology*. 18: 537-544.
- Wetzel, R.G. & G.E. Likens (1991). *Limnological analyses*. New-York. Springer-Verlag, 2nd edition, 391 pages.

ANNEXE :

Code source des procédures SQL des modèles de choix du type de milieux humides au noeud

- 1- get_m_h_prob_pgp determine le m_h en fonction des seuils de probabilité établis statistiquement. Si elle ne trouve pas, elle appelle la fonction get_pgp
- 2- get_pgp ou getMHPGP (pgp = plus grande probabilité). Elle détermine le milieu humide en fonction de la plus grande probabilité. Cette fonction est codée en Java. Elle appelle obligatoirement la fonction getMHPGP.
- 3- getMHPGP est une fonction simple qui détermine laquelle des deux probabilités entrantes est la plus grande. Elle est aussi codée en Java.

Get_m_h_prob_pgp

```
function get_m_h_prob_pgp (pool_id in integer, marbo in number, ph in number, mp in NUMBER, mp_v in number, mpp in number,  
marbu in number, foret in number, anthro in number, eau in number, prof in number)
```

```
return varchar2 as
```

```
BEGIN
```

```
    if MP > 0.3 and prof < 1.8 then  
        return 'MP';  
    elsif MP > 0.3 and prof > 1.8 then  
        return 'EAU';  
    elsif MPP > 0.22 then  
        return 'MPP';  
    elsif EAU > 0.27 then  
        return 'EAU';  
    elsif MP_V > 0.25 then  
        return 'MP_V';  
    elsif FORET > 0.15 then  
        return 'FORET_H';  
    elsif MARBU > 0.13 then  
        return 'MARBU';  
    elsif PH > 0.09 and MARBO < 0.5 then  
        return 'PH';  
    elsif MARBO > 0.3 then  
        return 'MARBO';  
    else  
        return usr_svm.get_pgp(marbo, ph, mp, mp_v, mpp, marbu, foret, anthro, eau);  
    end if; --Fin si MP
```

```
-- end if;-- Fin si pool_id
```

```
end get_m_h_prob_pgp;
```

```
*****
```

Function usr_svm.get_pgp

```
public static String getMHPGP (float marbo, float ph, float mp,  
float mpV, float mpp, float marbu,  
float foret, float anthro, float eau) {  
float MHMax; // Contient la valeur maximale des probabilité  
MHMax = getMaxProb(marbo, getMaxProb(ph, getMaxProb(mp, getMaxProb(mpV, getMaxProb(mpp, getMaxProb(marbu,
```

```
getMaxProb(foret, getMaxProb(anthro, eau))))));
```

```
if (MHMax == marbo) return "MARBO";  
if (MHMax == ph) return "PH";  
if (MHMax == mp) {  
    if (eau > 0.4916){return "EAU";}  
    else{  
        return "MP";  
    }  
}  
if (MHMax == mpV){  
    if (eau > 0.4916){return "EAU";}  
    else{  
        return "MP_V";  
    }  
}  
if (MHMax == mpp) {  
    if (eau > 0.4916){return "EAU";}  
    else{  
        return "MPP";  
    }  
}  
if (MHMax == marbu) return "MARBU";  
if (MHMax == foret) return "FORET";  
if (MHMax == anthro) return "ANTHRO";  
if (MHMax == eau) return "EAU";
```

```
return "IND";
```

```
}// Fin fonction
```

```
*****
```

```
getMHPGP
```

```
public static float getMaxProb (float prob1, float prob2) {
```

```
    if (prob1 > prob2) {  
        return prob1;  
    }  
    else{  
        return prob2;  
    }  
}
```

```
}// fin fonction getMaxProb
```

ANNEXE 2 :

Code SQL du modèle temporel (Modèle de Succession Végétale) :

```

/*****
Fonction usr_svm.get_new_dalle(dalle, call_p, call_ISC, call_prof, prob_MPV, prob_MP);

Cette fonction détermine la nouvelle tuile à "caller" à partir de la tuile présente, du call actuel
de milieu humide, de pourcentage d'inondation, de la profondeur moyenne, de la prob de marais profond
sous l'effet des vagues et de la prob de marais profond.

On commence dans l'état de 1984... condition initiale
Sylvain pourrais-tu garder tous les commentaires dans la procédure STP

CALL POSSIBLE DU MODEL DE WETLANDS EXCLUANT PH_a
1) 'FORET_H'
2) 'MARBO'
3) 'MPP'
4) 'MP_V'
5) 'MP'
6) 'EAU'
7) 'MARBU'
8) 'PH'

"dalle" c'est l'endroit où je suis, la position dans le cheminement
le fichier, "codage_tempo.txt" décrit l'état à publier pour les liens avec les autres
le fichier "tempo_wetland.jpg" schématise graphiquement le même cheminement

Jean Morin, Sylvain Martin
Environnement Canada, SMC-Québec, Section Hydrologie
8 février 2004
*****/
(
dalle in integer,
call_p in varchar2,
call_ISC in number,
call_prof in number,
prob_MP_V in number,
prob_MP in number,
prob_MPP in number,
prob_MARBO in number,
prob_PH in number,
prob_MARBU in number,
prob_FORET_H in number
)
return integer
as
dalle_new integer; -- Contient la valeur de la nouvelle tuile
maxisc number := 0.52; -- Contient la valeur maximale de % d'inondation pour la comparaison

/*****
begin
--*****PH*****
--1)
IF DALLE = 1 THEN --'PH_a demeure PH_a pour toujours... a exclure de la routine a cause des ELSE..
dalle_new := 1;
END IF;
--*****MARBO*****
--2)
IF dalle = 2 THEN
IF call_ISC > maxisc THEN
dalle_new := 3;
ELSIF call_p = 'FORET_H' THEN
dalle_new := 53;
ELSE
dalle_new := 2;
END IF;
END IF;
--3)

```

```

IF dalle = 3 THEN
  IF call_ISC > maxisc THEN
    dalle_new := usr_svm.carre_rouge(call_p); --Sub "CarréRouge" (dalle_new)
  ELSE
    dalle_new := 2;
  END IF;
END IF;
--*****MARAIS*****
--4)
IF dalle = 4 THEN
  IF call_p = 'MP' OR call_p = 'MP_V' THEN
    dalle_new := 11;
  ELSIF call_PROF > 1.8 THEN --'important que ce choix ce fasse avant "EAU"
    dalle_new := 5;
  ELSIF call_p = 'EAU' THEN
    dalle_new := 11;
  ELSIF call_p='MARBO' OR call_p='FORET_H' OR call_p= 'MARBU' OR call_p= 'PH' THEN
    dalle_new := 17;
  ELSIF call_p = 'MPP' THEN
    dalle_new := 4;
  END IF;
END IF;

--5)
IF dalle = 5 THEN
  IF call_p<>'EAU' THEN
    dalle_new := 6;
  ELSIF call_p = 'EAU' THEN
    dalle_new := 5;
  END IF;
END IF;

--6)
IF dalle = 6 THEN
  IF call_p='EAU' THEN
    dalle_new := 5;
  ELSIF call_p='MP' THEN
    dalle_new := 8;
  ELSIF call_p='MP_V' THEN
    dalle_new := 13;
  ELSIF call_p='MPP' OR call_p='MARBO' OR call_p='MARBU' OR call_p='FORET_H' OR call_p='PH' THEN
    dalle_new := 4;
  END IF;
END IF;

--7)
IF dalle = 7 THEN
  IF call_p='MP' THEN
    dalle_new := 8;
  ELSIF call_p='EAU' THEN
    dalle_new := 9;
  ELSIF call_p='MPP' OR call_p='MARBO' OR call_p='MARBU' OR call_p='FORET_H' OR call_p='PH' THEN
    dalle_new := 4;
  ELSIF call_p= 'MP_V' THEN
    dalle_new := 13;
  END IF;
END IF;

--8)
IF dalle = 8 THEN
  IF call_p = 'EAU' THEN
    dalle_new := 9;
  ELSIF call_p='MPP' OR call_p='MARBO' OR call_p='MARBU' OR call_p='FORET_H' OR call_p='PH' THEN
    dalle_new := 15;
  ELSIF call_p = 'MP_V' THEN
    dalle_new := 7 ;
  ELSIF call_p = 'MP' THEN
    dalle_new := 8;
  END IF;
END IF;

--9)

```

```

IF dalle = 9 THEN
  IF call_p <> 'EAU' THEN
    dalle_new := 8;
  ELSIF call_p = 'EAU' THEN
    dalle_new := 5;
  END IF;
END IF;

--10)
IF dalle = 10 THEN
  IF call_p = 'MP' THEN
    dalle_new := 8;
  ELSIF call_p = 'MP_V' THEN
    dalle_new := 13;
  ELSIF call_PROF > 1.8 THEN --'important que ce choix ce fasse avant "'EAU'"
    dalle_new := 5;
  ELSIF call_p='MPP' OR call_p='MARBO' OR call_p='MARBU' OR call_p='FORET_H' OR call_p='PH' THEN
    dalle_new := 4;
  ELSIF call_p = 'EAU' THEN
    IF prob_M_P_V > prob_M_P then
      dalle_new := 13;
    ELSE
      dalle_new := 8;
    END IF;
  END IF;
END IF;

--11)
IF dalle = 11 THEN
  IF call_p = 'MP_V' or call_p = 'MP' THEN
    dalle_new := 10;
  ELSIF call_PROF>1.8 THEN --'important que ce choix ce fasse avant "'EAU'"
    dalle_new := 5;
  ELSIF call_p = 'EAU' THEN
    dalle_new := 10;
  ELSIF call_p='MPP' OR call_p='MARBO' OR call_p='MARBU' OR call_p='FORET_H' OR call_p='PH' THEN
    dalle_new := 4;
  END IF;
END IF;

--12)
IF dalle = 12 THEN
  IF call_p = 'EAU' THEN
    dalle_new := 14;
  ELSIF call_p = 'MP' THEN
    dalle_new := 8;
  ELSIF call_p = 'MP_V' THEN
    dalle_new := 13;
  ELSIF call_p='MPP' OR call_p='MARBO' OR call_p='MARBU' OR call_p='FORET_H' OR call_p='PH' THEN
    dalle_new := 4;
  END IF;
END IF;

--13)
IF dalle = 13 THEN
  IF call_p = 'MP' THEN
    dalle_new := 12;
  ELSIF call_p='MPP' OR call_p='MARBO' OR call_p='MARBU' OR call_p='FORET_H' OR call_p='PH' THEN
    dalle_new := 16;
  ELSIF call_p = 'EAU' THEN
    dalle_new := 14;
  ELSIF call_p = 'MP_V' THEN
    dalle_new := 13;
  END IF;
END IF;

--14)
IF dalle = 14 THEN
  IF call_p = 'EAU' THEN
    dalle_new := 5;
  ELSIF call_p <> 'EAU' THEN
    dalle_new := 13;

```

```

        END IF;
    END IF;

--15)
IF dalle = 15 THEN
    IF call_p = 'EAU' OR call_p = 'MP' OR call_p = 'MP_V' THEN
        dalle_new := 8;
    ELSIF call_p = 'MPP' OR call_p = 'MARBO' OR call_p = 'MARBU' OR call_p = 'FORET_H' OR call_p = 'PH' THEN
        dalle_new := 4;
    END IF;
END IF;

--16)
IF dalle = 16 THEN
    IF call_p = 'EAU' OR call_p = 'MP' OR call_p = 'MP_V' THEN
        dalle_new := 13;
    ELSIF call_p = 'MPP' OR call_p = 'MARBO' OR call_p = 'MARBU' OR call_p = 'FORET_H' OR call_p = 'PH' THEN
        dalle_new := 4;
    END IF;
END IF;

--*****MP-MARBU*****
--17) à 19)
IF dalle >= 17 and dalle <= 19 THEN
    IF call_p = 'MARBO' OR call_p = 'MARBU' OR call_p = 'FORET_H' OR call_p = 'PH' THEN
        dalle_new := dalle + 1;
    ELSIF call_PROF > 1.8 THEN --important que ce choix ce fasse avant "EAU"
        dalle_new := 5;
    ELSIF call_p = 'MPP' OR call_p = 'MP_V' OR call_p = 'MP' OR call_p = 'EAU' THEN
        IF dalle = 17 THEN
            dalle_new := 4;
        ELSE
            dalle_new := dalle - 1;
        END if;
    END IF;
END IF;
--*****
--*****MARBU-'MARBO'*****
--20) à 34)
IF dalle >= 20 and dalle <= 34 THEN
    IF call_ISC > maxIsC THEN
        dalle_new := dalle + 15;
    ELSIF call_p = 'MPP' THEN --important qu'il soit caller apres ISC>40% et avant ISC<40%
        IF dalle = 20 THEN
            dalle_new := 19; --on garde si on veut modifier le nombre d,année pour transfert
        ELSE
            dalle_new := dalle - 1;
        END if;
    ELSIF call_ISC < maxIsC THEN
        IF dalle = 34 THEN
            dalle_new := 2;
        ELSE
            dalle_new := dalle+1;
        END IF;
    END IF;
END IF;
--*****
--*****MARBU-MARAIS*****
--35) à 49)
IF dalle >= 35 and dalle <= 49 THEN
    IF call_ISC > maxIsC THEN
        dalle_new := usr_Svm.carre_rouge(call_p); -- Sub "CarréRouge" (dalle_new);
    ELSIF call_p = 'MPP' OR call_p = 'MP_V' OR call_p = 'MP' OR call_p = 'EAU' THEN
        IF dalle = 35 THEN
            dalle_new := 19;
        ELSE
            dalle_new := dalle - 16;
        END IF;
    END IF;
    IF call_ISC <= maxIsC THEN

```

```

IF dalle = 49 THEN
    dalle_new := 2;
ELSE
    dalle_new := dalle - 14;
END IF;--dalle
END IF; -- ISC
END IF; --dalle
_*****

--50) Foret-1
IF dalle = 50 THEN
    IF call_ISC < maxlsc THEN
        dalle_new := 73;
    ELSIF call_ISC >= maxlsc THEN
        dalle_new := usr_svm.carre_rouge(call_p); --Sub "CarréRouge" (dalle_new);
    END IF;
END IF;

_***** PH naturel*****

--51)
IF dalle = 51 THEN --'pas certain de l'existence de cette tuile de transition
    IF call_ISC > maxlsc THEN
        dalle_new := 52;
    else
        dalle_new := 51;-- Ajout 21 juillet 2004 car cas où dalle = 56, isc = 0.2 et call_p (pmax) = 'MP_V' en 1986
    END IF;
END IF;

--52)
IF dalle = 52 THEN
    IF call_ISC > maxlsc THEN
        dalle_new := usr_svm.carre_rouge(call_p);
    ELSE
        dalle_new := 52;
    END IF;
END IF;

_***** 'MARBO'>'TERRESTRE' *****

--53)
IF dalle = 53 THEN
    IF call_p = 'FORET_H' THEN
        dalle_new := 54;
    ELSIF call_p = 'MARBO' OR call_p = 'MPP' OR call_p = 'MARBU' OR call_p = 'PH' OR call_p = 'MP' OR call_p = 'MP_V'
THEN
        dalle_new := 2;
    ELSIF call_ISC > maxlsc THEN
        dalle_new := 3;
    END IF;
END IF;

_*****
-- 54) à 71) 'dalle multiple
IF dalle >= 54 and dalle <= 71 THEN
    IF call_p = 'FORET_H' THEN
        dalle_new := dalle + 1;
    ELSIF call_ISC > maxlsc THEN
        dalle_new := 3;
    ELSIF call_p = 'MARBO' OR call_p = 'MPP' OR call_p = 'MARBU' OR call_p = 'PH' OR call_p = 'MP' OR call_p = 'MP_V'
THEN
        dalle_new := dalle - 1;
    END IF;
END IF;
_*****

--72)
IF dalle = 72 THEN
    IF call_ISC > maxlsc THEN
        dalle_new := 3;
    ELSIF call_p = 'MARBO' OR call_p = 'MARBU' OR call_p = 'MPP' OR call_p = 'PH' or call_p = 'MP_V' or call_p = 'MP' or
call_p = 'EAU' THEN
        dalle_new := 71;
    Elif call_p = 'FORET_H' then
        dalle_new := 73;

```

```

        END IF;
    END IF;

--73)
IF dalle = 73 THEN
    IF call_ISC > maxisc THEN
        dalle_new := 50;
        ELSIF call_p = 'MARBO' OR call_p = 'MARBU' OR call_p = 'MPP' OR call_p='PH' THEN -- On peut caller Foret
            dalle_new := 72;
        Elsif call_p = 'FORET_H' or call_p = 'MP_V' then
            dalle_new := 73;
        END IF;
    END IF;

--74)
IF dalle = 74 THEN
    IF call_ISC > maxisc THEN
        dalle_new := usr_svm.carre_rouge(call_p); --Sub "CarréRouge" (dalle_new);
    elsif call_p = 'MARBO' OR call_p = 'MARBU' OR call_p = 'FORET_H' OR call_p = 'PH' then
        dalle_new := 75;
        ELSIF call_p = 'MP' OR call_p = 'MPP' OR call_p = 'MP_V' OR call_p='EAU' THEN -- On peut caller Foret
            dalle_new := 76;
        END IF;
    END IF;

--75)
IF dalle = 75 THEN
    IF call_ISC > maxisc THEN
        dalle_new := 74; -- Sub "CarréRouge" (dalle_new);
    ELSE
        dalle_new := 75;
    END IF;
END IF;

--76)
IF dalle = 76 THEN
    IF call_ISC > maxisc THEN
        dalle_new := usr_svm.carre_rouge(call_p); --Sub "CarréRouge" (dalle_new);
        elsif call_p = 'MARBO' OR call_p = 'MARBU' OR call_p = 'FORET_H' OR call_p = 'PH' THEN
            dalle_new := 74;
        ELSIF call_p = 'MP' OR call_p = 'MPP' OR call_p = 'MP_V' OR call_p='EAU' THEN -- On peut caller Foret
            dalle_new := 77;
        END IF;
    END IF;

--77)
IF dalle = 77 THEN
    IF call_p = 'MARBO' OR call_p = 'MARBU' OR call_p = 'FORET_H' OR call_p = 'PH' THEN
        dalle_new := 76;
    ELSIF call_p = 'MP' OR call_p = 'MPP' OR call_p = 'MP_V' OR call_p='EAU' or call_ISC > maxisc THEN -- On peut
caller Foret
        dalle_new := usr_svm.carre_rouge(call_p); --Sub "CarréRouge" (dalle_new);
    END IF;
END IF;

--*****
return dalle_new;

end;

```