

**Évolution récente de l'habitat du doré jaune,
de la perchaude, du grand brochet et de
l'achigan à petite bouche au lac Saint-
François, fleuve Saint-Laurent**

José Bechara, Jean Morin et Paul Boudreau 2003



**FONDATION DE LA FAUNE
DU QUÉBEC**



**La Fondation
des amis de
L'Environnement**

©INRS-ETE, 2003
ISBN 2-89146-499-0

Pour fin de citation:

Bechara, J., J. Morin et P. Boudreau (2003). Évolution récente de l'habitat du doré jaune, de la perchaude, du grand brochet et de l'achigan à petite bouche au lac Saint-François, fleuve Saint-Laurent. R640, INRS-Eau, Terre & Environnement; 2003, 74 pages. Rapport remis à la ZIP du Haut Saint-Laurent.

RÉSUMÉ

Évolution récente de l'habitat du doré jaune, de la perchaude, du grand brochet et de l'achigan à petite bouche au lac Saint-François, fleuve Saint-Laurent. 2003 Bechara, J., J. Morin et P. Boudreau. R640, INRS-Eau, Terre & Environnement; 2003, 74 pages. Rapport remis au Comité ZIP du Haut Saint-Laurent.

La diminution de la biomasse de certaines espèces de poissons ainsi que l'augmentation de celle d'autres espèces dans le lac Saint-François, ont eu lieu presque de façon simultanée avec des modifications majeures dans la qualité des eaux du fleuve Saint Laurent. La colonisation des Grands Lacs et du Saint-Laurent par la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) depuis 1990, a entraîné une diminution de la concentration des particules en suspension dans l'eau, une pénétration accrue de la lumière et une augmentation des macrophytes aquatiques. Ces modifications ont sévèrement altéré l'habitat des poissons, en favorisant quelques espèces (grand brochet, achigan) et en défavorisant d'autres (doré). Elles ont donc provoqué un changement majeur dans la structure de la communauté piscicole du lac Saint-François. Une analyse détaillée de la littérature scientifique montre que le doré jaune est l'une des espèces les plus affectées par la lumière intense, ce qui peut conduire à une réduction de sa condition physique, de sa densité et de sa productivité. Par contre, d'autres espèces comme le grand brochet et l'achigan profitent mieux des conditions de lumière plus intenses.

L'hypothèse du changement dans l'habitat est étudiée ici en effectuant l'analyse des modifications historiques à l'aide de simulations physiques s'inspirant de l'approche de la modélisation bidimensionnelle des habitats, i.e. en utilisant les facteurs abiotiques et biotiques contrôlant l'habitat. Des modèles biologiques d'habitat basés sur des régressions logistiques ont été élaborés pour quatre espèces de poissons (doré jaune, grand brochet, perchaude et achigan à petite bouche). Les variables de l'environnement statistiquement significatives ont ensuite été retenues à l'aide d'une méthode de sélection pas à pas. Un modèle a été élaboré séparément pour chaque espèce, (ainsi qu'un autre pour le doré jaune en bonne condition physique) sur la base des données de présence-absence obtenues grâce à des captures au filet effectuées en Ontario et au Québec en septembre 1994 et septembre 1996, respectivement. La pénétration de la lumière a été identifiée comme une variable significative pour déterminer l'habitat dans presque tous les cas, et particulièrement pour le doré. La profondeur, la proportion de sable au fond et le nombre de Reynolds ont aussi été sélectionnées comme variables importantes pour certaines espèces. Les conditions de l'habitat pour chaque espèce et pour toutes les variables ont été simulées pour le mois de juin (1985 à 2002) en tenant compte des registres historiques du débit du fleuve et de la concentration en matières en suspension dans l'eau. Les simulations ont été réalisées à l'aide d'un modèle bidimensionnel de simulation hydrodynamique et de qualité de l'eau pour toute l'étendue du lac Saint-François.

L'analyse de la série d'habitat montre, à partir de 1993, une chute de la superficie du lac Saint-François favorable au doré jaune et une légère diminution de l'habitat favorable à la présence de la perchaude et du grand brochet. Par contre, l'habitat favorable à la présence de l'achigan à petite bouche présente une augmentation importante. Des corrélations significatives existent aussi entre l'évolution de la superficie des habitats favorables aux poissons et celle des données de capture au filet obtenues depuis 1986 en Ontario et au Québec. Cela permet de valider l'hypothèse de la modification de l'habitat et explique une partie des variations de l'abondance de ces espèces dans le lac. Une analyse complémentaire de la relation entre les communautés de poissons et l'environnement suggère que les conditions actuelles du lac Saint-François sont plus favorables à une communauté dominée par les Centrarchidés, et moins favorables à la présence des Percidés, notamment du doré et dans une moindre mesure de la perchaude.

Étant donné que les modifications de la transparence de l'eau sont survenues dans tout le bassin versant, des actions locales risquent d'avoir un succès limité. Pour cette raison, si l'on désire maintenir une pêche récréative soutenue dans le lac Saint-François, un changement des habitudes des pêcheurs serait préférable, afin de profiter au maximum des espèces plus favorisées ou moins affectées par ces changements, telles que l'achigan à petite bouche et le grand brochet. L'effort de pêche devrait aussi être ajusté, afin de tenir compte de la plus faible productivité actuelle du lac.

ABSTRACT

Recent evolution of the habitat of walleye, pike, yellow perch and smallmouth bass in the Lake Saint François, Saint-Lawrence River. 2003. Bechara, J., J. Morin and P. Boudreau. R640, INRS-Eau, Terre & Environnement; 2003, 74 pages. Report sent to the Haut Saint-Laurent ZIP Comity.

Biomass changes of some fish species inhabiting the Lake Saint-François occurred almost simultaneously with major changes in water quality of the Saint Lawrence River. Colonization of Great Lakes by zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) since 1990 produced a decrease in the concentration of suspended solids, a deeper light penetration in the water column, and an increase of submerged aquatic plant biomass. These modifications severely altered fish habitats, by favoring some species (pike, smallmouth bass) and negatively affecting others (walleye). Those alterations produced a major change in the community structure of lake Saint-François. A detailed analysis of scientific publications shows that walleye is severely affected by intense sun light in clear waters, which can produce a decrease in physical condition, density and productivity. In contrast, other species such as pike and smallmouth bass, take advantage of increased transparency.

The hypotheses of habitat change was tested in the present study employing a retrospective analysis of historical modifications, inspired by the habitat modeling approach, i.e., using biotic and abiotic factors that control habitat. Biological models of habitat based on multiple logistic regression were elaborated for the four species considered (walleye, pike, yellow perch and smallmouth bass). Statistically significant environmental variables were then retained using a forward stepwise selection approach. An habitat model was elaborated separately for each species (as well as another for walleye in good physical condition) on the bases of presence-absence data obtained from gillnet samplings carried out in Ontario and Quebec during September 1994 and 1996, respectively. Light penetration was identified as a significant variable for defining habitat in almost all cases, and particularly for walleye. Water depth, sand proportion in the bottom and Reynolds' number were also significant for some species. Habitat conditions for every species and for all significant variables were simulated to represent average conditions for the month of June (from 1985 to 2002), by taking into account historical records of river discharge and suspended solids. Simulations were conducted using a two-dimensional simulation model for hydrodynamics and water quality, covering the entire Lake Saint-François.

The resulting habitat series shows that, by the year 1993, there was marked decrease in the area favorable to walleye within the Lake Saint-François but only a slight decrease in the most suitable habitats for the presence yellow perch and pike. In contrast, favorable habitat of smallmouth bass showed an important increase. Significant correlations were found between favorable habitat surface evolution and abundance data obtained in Ontario. These results allowed to validate the hypotheses about the importance of habitat modification as an explanation for at least part of the variability in the abundance of these species within the lake. A complementary analysis of the relationships between fish communities and the environment, suggests that the present conditions in Lake Saint-François are more favorable to a community dominated by the centrarchids (bass) and less favorable to the presence of percids, specially walleye, and yellow perch in minor extent.

Since modifications in water transparency occurred at the scale of the basin, local actions could have a limited success. For this reason, if we desire to keep a sustained recreational fishery within the lake Saint-François, a change in fishermen practices would be more suitable, so as to take maximum advantage of the most favored species or the less affected by the recent environmental changes, such as smallmouth bass and pike. Fishing effort should be also adjusted to take into account the apparently less important fish productivity of the lake.

TABLE DES MATIÈRES

1	INTRODUCTION	1
2	REVUE DE LA LITTÉRATURE ET SCHÉMA D'ANALYSE	5
3	DESCRIPTION ET JUSTIFICATION DE L'APPROCHE ANALYTIQUE	11
4	MÉTHODOLOGIE DE L'ÉTUDE.....	13
4.1	MODÉLISATION DES FACTEURS ABIOTIQUES.....	13
4.1.1	<i>Maillage et modèle numérique de terrain</i>	<i>13</i>
4.1.2	<i>Modèle hydrodynamique</i>	<i>17</i>
4.1.3	<i>Modèle de matière en suspension (MES)</i>	<i>18</i>
4.1.4	<i>Modèle de lumière</i>	<i>20</i>
4.1.5	<i>Évolution des MES au lac Saint-François.....</i>	<i>22</i>
4.2	MODÈLE BIOLOGIQUE D'HABITAT	24
4.3	SOURCE DES DONNÉES.....	25
4.4	ANALYSE CANONIQUE DE CORRESPONDANCES.....	26
4.5	INDICE DE LA VALEUR INTÉGRÉE DE L'HABITAT, SÉRIE TEMPORELLE D'HABITAT ET CORRÉLATION HABITAT-ABONDANCE.....	28
5	RÉSULTATS.....	31
5.1	FACTEURS ABIOTIQUES	31
5.1.1	<i>Hydrodynamique</i>	<i>31</i>
5.1.2	<i>Matière en suspension et lumière</i>	<i>35</i>
5.2	MODÈLE BIOLOGIQUE D'HABITAT	40
5.2.1	<i>Régressions univariées</i>	<i>40</i>
5.2.2	<i>Régressions logistiques multivariées.....</i>	<i>41</i>
5.2.3	<i>Représentation spatiale des modèles d'habitat selon les conditions simulées.....</i>	<i>45</i>
5.2.4	<i>Analyse canonique des correspondances sur la communauté de poissons.....</i>	<i>50</i>
5.3	INTENSITÉ DE LA LUMIÈRE AU FOND ET PRÉFÉRENCES DE LUMIÈRE DU DORÉ JAUNE	54
5.4	ÉLABORATION DE LA SÉRIE TEMPORELLE DE L'HABITAT	59
5.5	RELATION ENTRE LA VALEUR DE L'HABITAT ET L'ABONDANCE	61
6	RECOMMANDATIONS POUR L'AMÉNAGEMENT DE LA FAUNE PISCICOLE	63
7	CONCLUSIONS.....	67
8	BIBLIOGRAPHIE.....	71

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Fluctuation du frottement total en période estivale correspondant au maximum de croissance des plantes en été entre 1964 et 1997.....	3
Figure 2: Schéma conceptuel des changements ayant pu se produire dans la population du doré jaune et dans la communauté de poissons du lac Saint-François. Aux lettres rouges et aux cadres bleus correspondent les éléments inclus de manière directe ou indirecte dans le modèle d'habitat. Aux lettres bleues et aux cadres verts correspondent les sorties attendues des modèles.....	10
Figure 3: Maillage utilisé pour les simulations hydrodynamiques et de matières en suspension.....	14
Figure 4: Topographie du fond du lac Saint-François selon le repère international des Grands Lacs 1955.....	15
Figure 5 : Frottement du substrat (coefficient de frottement de Manning) utilisé pour les simulations en absence de plante et de glace.	16
Figure 6: Frottement provenant des plantes aquatiques à leur maximum de croissance tel qu'utilisé par le modèle hydrodynamique.....	16
Figure 7: Coefficient d'atténuation de la lumière en fonction de la quantité de MES présentes dans la masse d'eau des Grands Lacs. Carrés roses : données récoltées au LSF en octobre 2002. Losanges bleu : données provenant de Hudon et Sylvestre (1998).....	22
Figure 8: Reconstitution de l'évolution à des concentration de MES entre 1984 et 2002.....	24
Figure 9: Position des points d'échantillonnage, montrant la présence (noir) et l'absence (blanc) du doré jaune en 1994 dans les captures expérimentales au filet à mailles multiples de l'OMNR.....	27
Figure 10 : Position des points d'échantillonnage du Québec dans le lac Saint-François en 1996 avec présence et absence de doré jaune dans les captures expérimentales au filet à mailles multiples de la FAPAQ.....	28
Figure 11: Comparaison entre les vitesses mesurées au courantomètre Doppler (noir), les vitesses simulées dans le cadre de ce projet (rouge) et les vitesses simulées (bleu) dans la thèse de Morin (2001). Conditions du 25-29 juillet 1994 : débit de 7685 m ³ /s et utilisation de 70 % de croissance des plantes. Secteur à l'embouchure de la rivière St-Régis.....	33
Figure 12: Comparaison entre les vitesses mesurées (noir), les vitesses simulées dans le cadre de ce projet (rouge) et les vitesses simulées (bleu) de Morin (2001). Conditions du 25-29 juillet 1994 : débit de 7685 m ³ /s et utilisation de 70 % de croissance des plantes. Secteur aval du lac.....	34
Figure 13: Comparaison entre les vitesses mesurées (noir), les vitesses simulées dans le cadre de ce projet (rouge) et les vitesses simulées (bleu) dans la thèse de Morin (2001). Conditions du 4-7 juillet 1996 : débit de 8410 m ³ /s et utilisation de 50 % de croissance des plantes. Secteur aval du lac entre les rivières St-Régis et Aux Saumons.....	34

Figure 14: Module de la vitesse pour juin 2000. Débit de 7524 m ³ /s.....	35
Figure 15: Matières en suspension simulées correspondant à l'image LANDSAT prise le 1 ^{er} novembre 1999. Concentration imposée de 50 mg/l dans les tributaires et de 0.5 mg/l pour le fleuve..	37
Figure 16: Image Landsat prise le 1er novembre 1999 (composite).	38
Figure 17: Matières en suspension simulées correspondant à la campagne de terrain d'octobre 2002 et positions des stations de cette campagne. Concentration imposée de 1,1 mg/l dans les tributaires et pour le fleuve.	38
Figure 18: Exemple d'une simulation de MES utilisée pour calculer l'évolution de l'habitat du poisson.	39
Figure 19: Pourcentage de la lumière incidente à la surface parvenant au fond pour juin 2000. Concentration imposée de 0,45 mg/l dans les tributaires et pour le fleuve.....	40
Figure 20: Habitat favorable au doré pour juin 2000. Débit de 7 524 m ³ s ⁻¹ . MES de 0,45 mg l ⁻¹ à l'entrée du lac. Modèle logistique multivarié. Variable retenue : lumière. Le bleu indique les habitats moins favorables et le rouge indique les meilleurs.	46
Figure 21: Habitat favorable au doré pour juin 2000. Débit de 7 524 m ³ s ⁻¹ . MES de 0,45 mg l ⁻¹ à l'entrée du lac. Modèle logistique multivarié sans plantes avec un coefficient de condition relatif (<i>Wr</i>) supérieur à 97,8. Variables retenues : lumière, vitesse, Reynolds, sable et pente dans le sens de l'écoulement. Le bleu indique les habitats moins favorables et le rouge indique les meilleurs.	47
Figure 22: Habitat favorable au brochet pour juin 2000. Débit de 7524 m ³ s ⁻¹ . MES de 0,45 mg l ⁻¹ à l'entrée du lac. Modèle logistique multivarié sans plantes. Variables retenues : lumière, Reynolds et sable. Le bleu indique les habitats moins favorables et le rouge indique les meilleurs.....	48
Figure 23: Habitat favorable à la perchaude pour juin 2000. Débit de 7524 m ³ s ⁻¹ . MES de 0,45 mg l ⁻¹ à l'entrée du lac. Modèle logistique multivarié. Variables retenues : lumière et Reynolds. Le bleu indique les habitats moins favorables et le rouge indique les meilleurs.....	49
Figure 24: Habitat favorable à l'achigan à petite bouche pour juin 2000. Débit de 7524 m ³ s ⁻¹ . MES de 0,45 mg l ⁻¹ à l'entrée du lac. Modèle logistique multivarié. Variables retenues : lumière et profondeur. Le bleu indique les habitats moins favorables et le rouge indique les meilleurs.....	50
Figure 25: Représentation des espèces et des variables environnementales (biplot) sur les axes canoniques 1 (horizontal) et 2 (vertical).	53
Figure 26 : Représentation des espèces et des variables environnementales (biplot) sur les axes canoniques 1 (horizontal) et 3 (vertical).....	54
Figure 27: Variation de la radiation solaire (total quotidien) à la station de Saint Anicet entre 1996 et 2001.....	56
Figure 28: Distribution de lumière incidente au fond pour une concentration de MES de 1,5 mg/l à l'amont du lac et un débit de 7 500 m ³ s ⁻¹ , correspondant à la période de MES élevé d'avant 1991. Position des points d'échantillonnage montrant la présence (noir) et l'absence (blanc) du doré jaune en 1994 selon les données de l'Ontario et en 1996 selon	

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

les données du Québec.....	57
Figure 29: Distribution de lumière incidente au fond pour une concentration de MES de 1,0 mg/l à l'amont du lac et un débit de 7 500 m ³ s ⁻¹ , correspondant à la période de transition vers 1993. Position des points d'échantillonnage, montrant la présence (noir) et l'absence (blanc) du doré jaune en 1994 selon les données de l'Ontario et en 1996 selon les données du Québec.	58
Figure 30: Distribution de lumière incidente au fond pour une concentration de MES de 0,5 mg/l à l'amont du lac et un débit de 7.500 m ³ s ⁻¹ . Correspondant à la période de MES faible d'après 1995. Position des points d'échantillonnage, montrant la présence (noir) et l'absence (blanc) du doré jaune en 1994 selon les données de l'Ontario et en 1996 selon les données du Québec.	58
Figure 31: Série temporelle de la valeur relative de l'habitat du doré (probabilité de présence d'au moins un individu) pour tous les individus et pour ceux avec une meilleure condition physique.	59
Figure 32: Série temporelle de la valeur relative de l'habitat du brochet, de la perchaude et de l'achigan à petite bouche (probabilité de présence d'au moins un individu).....	60
Figure 33: Relations habitat-abondance (CPUE) pour les quatre espèces sélectionnées. Entres parenthèses le décalage en années qui a été retenu et la valeur du coefficient de corrélation.	62

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Conditions de débit et de niveau d'eau de la journée du 1 ^{er} novembre 1999, simulées pour calibrer les coefficients de diffusion au lac Saint-François.....	19
Tableau 2: Conditions définissant les événements du 25-29 juillet 1994, du 4-7 juillet 1996 et du 25-28 avril 1996.	32
Tableau 3: Événement de calibration lac Saint-François, 25-29 juillet 1994, Q=7685 m ³ /s, plantes à 85% du maximum (70% utilisé).	32
Tableau 4: Événement de calibration lac Saint-François, 4-7 juillet 1996, Q=8410 m ³ /s, plantes à 35% du maximum (50% utilisé).....	32
Tableau 5: Événement de calibration lac Saint-François, 25-28 avril 1996, Q=6887 m ³ /s, plante à 0% du maximum (0% utilisé).....	33
Tableau 6: Scénario #5, Atlas des courants du fleuve Q=7500 m ³ /s, plante à 0% du max (0% utilisé)....	33
Tableau 7: Comparaison entre les concentrations de MES simulées et mesurées en octobre 2002.	38
Tableau 8: Résultats de l'analyse univariée pour quatre espèces. -= non significatif. A=absences, P=présences. Est: valeur estimée du paramètre; Wald: statistique semblable au χ^2 qui permet de tester la signifiante.....	40
Tableau 9: Valeurs des paramètres ajustés pour chaque espèce pour le modèle logistique multivarié sans plantes. Les variables ont été sélectionnées selon la méthode pas à pas (P<0,05). _=non significatif.	44
Tableau 10: Valeurs des paramètres ajustés pour chaque espèce dans le modèle logistique multivarié avec plantes. Les variables ont été sélectionnées selon la méthode pas à pas (P<0,05). _=non significatif.	44
Tableau 11: Valeurs des paramètres ajustés pour le doré jaune (modèle logistique multivarié) avec et sans plantes, avec un poids relatif (Wr) supérieur à 97,8. Les variables ont été sélectionnées selon la méthode pas à pas (P<0,05). _=non significatif.	44
Tableau 12: Résultats de l'analyse canonique de correspondances pour les six variables environnementales retenues et les 10 espèces sélectionnées pour les données de la pêche expérimentale de 1994 et 1996.	52

1 Introduction

Des changements majeurs dans la composition de la faune ichthyenne ont été rapportés au lac Saint-François durant les 30 dernières années, et depuis 1990, une diminution générale des captures de poissons a été observée dans les pêches expérimentales (Mathers & Stewart, 2001). La diminution de l'abondance du doré jaune (*Stizostedion vitreum*) attire particulièrement l'attention des communautés locales, en raison de son importance pour la pêche récréative. Son abondance est faible par rapport à d'autres espèces et a diminué constamment depuis la fin des années 1980. De plus, d'après les témoignages de pêcheurs locaux, la pêche à la ligne a fortement diminué (Pierre Dumont, comm. pers.; Mongeau, 1979). Les résultats des prélèvements des pêches expérimentales, commerciale et sportive en Ontario et dans l'état de l'Ohio (Waring & Mathers, 2001) montrent également une diminution du doré jaune. Par contre, au lac Saint-Laurent, en amont du lac Saint-François, des captures abondantes de doré jaune ont été récemment rapportées (Mathers & Stewart, 2001). D'autres espèces importantes tels la perchaude (*Perca flavescens*) et le grand brochet (*Esox lucius*) ont aussi diminuées en abondance depuis 1984, première année d'un suivi réalisé par l'*Ontario Ministry of Natural Resources* dans la partie ontarienne du lac. La biomasse de l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) n'a montré aucune tendance à la baisse (Vachon, 2003).

L'abondance du doré jaune dans les Grands Lacs et dans les premiers segments du fleuve Saint-Laurent semble avoir été affectée par une série de changements importants depuis 1950 (Colby *et al.*, 1994 ; Waring & Mathers, 2001). D'abord, avec le fort développement économique de la région, les populations de poissons ont subi une chute importante, probablement liée à la construction de la Voie maritime du Saint-Laurent et des ouvrages de contrôle du niveau d'eau. La dégradation des habitats, l'eutrophisation de l'eau ainsi que la pollution organique et inorganique (Carignan *et al.*, 1993) ont vraisemblablement affecté les populations de poissons dans les Grands Lacs et dans le fleuve Saint-Laurent. Ceci est particulièrement vrai pour le doré jaune (Waring & Matters, 1996). Les efforts pour améliorer la qualité de l'eau dans les Grands Lacs ont résulté en une augmentation importante de la densité du doré jaune à partir du milieu des années 1960. Ce processus a atteint son apogée vers la fin des années 1980 (Waring & Matters, 2001).

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

Au début des années 1990, une forte augmentation de la transparence de l'eau des Grands Lacs (Holland *et al.*, 1995 ; Waring & Mathers, 2001) et du fleuve Saint-Laurent s'est amorcée (Merriman, 1997). Malgré le fait que la réduction des apports des polluants organiques ne puisse être négligée, il est fort probable que la principale cause du phénomène de transparence accrue soit associée à la présence de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*). Originnaire d'Asie et transporté à l'état larvaire dans le lest des bateaux qui utilisent la Voie maritime du Saint-Laurent, ce mollusque a colonisé très rapidement les Grands Lacs et le fleuve, surtout les fonds durs tels que roches, cailloux, galets, bois submergés, plantes aquatiques, constructions maritimes, bateaux, prises d'eau, etc. En ce moment, l'espèce continue son expansion vers d'autres bassins de l'Amérique du Nord. La capacité de filtration de l'eau de la moule zébrée est très élevée, laquelle, associée à sa forte densité, entraîne une diminution importante de la concentration de particules en suspension, dont les débris organiques et le phytoplancton. Ce phénomène, appelé oligotrophisation biologique (Holland *et al.*, 1995), conduit à une pénétration accrue de la lumière dans la colonne d'eau, augmentant ainsi la superficie colonisable par les macrophytes aquatiques submergées qui occupent actuellement une grande superficie du lac Saint-François (Morin *et al.*, 2000). L'augmentation de la transparence de l'eau liée à la présence de la moule zébrée semble avoir causé une augmentation du frottement des plantes sur l'écoulement de l'eau après 1990 (Figure 1). Cette augmentation correspond à une biomasse accrue des plantes aquatiques au lac Saint-François. Le taux de sédimentation des matières en suspension (MES) est favorisé par les plantes. Celles-ci stimulent la croissance des algues périphytiques sur les plantes, profitant ainsi de la plus grande disponibilité de nutriments liée à la diminution de la concentration du phytoplancton (Holland *et al.*, 1995 ; Merriman, 1997). La conséquence la plus évidente de tous ces processus est une transparence de plus en plus forte de l'eau dans tout le réseau de drainage.

Il est possible d'associer la baisse de l'abondance du doré jaune et les changements d'abondance d'autres espèces de poissons dans le lac Saint-François à une augmentation de la transparence de l'eau. La préférence du doré jaune pour des eaux à faible transparence est bien documentée, tout que sa difficulté à se déplacer pendant le jour en présence de lumière intense (Ryder, 1977). En conséquence, il y aurait vraisemblablement eu un changement majeur dans l'habitat des poissons du lac Saint-François, suite à l'arrivée de la moule zébrée. Ce changement serait attribuable à

l'augmentation de la transparence de l'eau, mais aussi, à une série de modifications successives qui ont conduit à une restructuration majeure de la communauté de poissons du lac Saint-François, le doré jaune étant l'une des espèces les plus affectées.

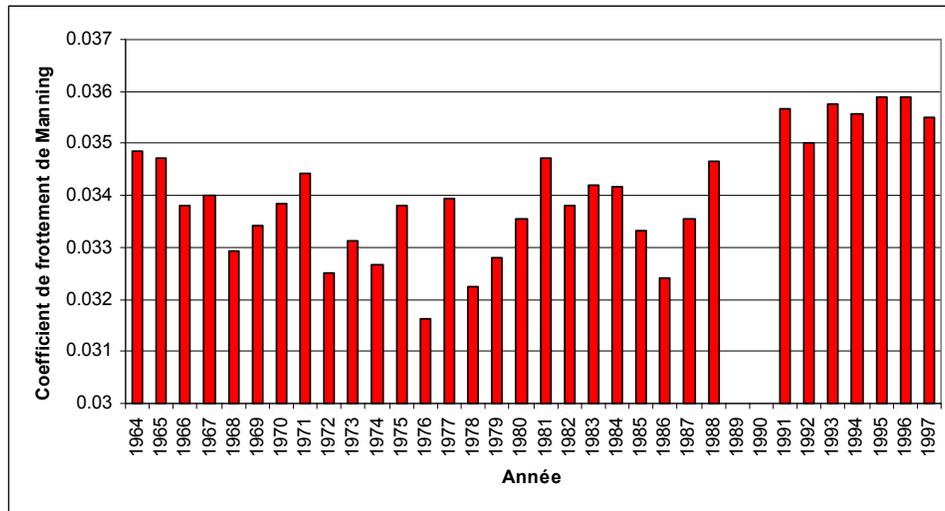


Figure 1: Fluctuation du frottement total en période estivale correspondant au maximum de croissance des plantes en été entre 1964 et 1997.

Dans ce rapport, on présente d'abord les résultats d'une analyse de la littérature scientifique sur la biologie et l'écologie du doré jaune et des références concernant les autres espèces présentes dans son environnement. L'objectif de cette revue de littérature est d'identifier les variables qui ont été le plus fortement modifiées et de déterminer leur importance relative dans le cycle de vie du doré jaune. Nous appliquons ensuite une approche qui vise à démontrer que les changements dans la disponibilité de l'habitat sont à la base des problèmes observés au lac Saint-François dans les populations de doré jaune et dans la communauté de poissons en général. Cette approche est basée sur l'utilisation de modèles statistiques de type logistique combinée à la modélisation spatiale des facteurs abiotiques et biotiques, de façon à lier la présence ou l'absence de poissons à plusieurs variables de l'environnement. Les variables abiotiques ont été obtenues grâce à un modèle bidimensionnel de simulation hydrodynamique et de la qualité de l'eau, développé et amélioré dans cette étude pour toute l'étendue du lac Saint François (Morin, 2001). La combinaison de modèles statistique et hydrodynamique permet de quantifier l'importance de l'habitat en fonction de la probabilité de présence de chaque espèce. Par la suite, nous reconstruisons séparément l'évolution temporelle de l'habitat des quatre espèces visées pour les

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

deux dernières décennies, afin de pouvoir l'associer à leurs variations d'abondance (Fournier *et al.*, 1997; Mathers & Stewart, 2001). Dans une autre étape, les données disponibles sur la communauté de poissons sont analysées à l'aide d'une méthode statistique multivariée, l'objectif étant de déterminer l'importance relative des différents ensembles d'espèces et la structure de la communauté face aux changements des variables abiotiques. Finalement, nous formulons des recommandations concernant les populations de poissons visées et leur utilisation en fonction des caractéristiques de l'habitat et son évolution possible.

2 Revue de la littérature et schéma d'analyse

La transparence de l'eau est l'un des facteurs les plus importants ayant une influence sur la structure des communautés de poissons (Robinson & Tonn, 1989; Tonn *et al.*, 1990). De plus, les poissons prédateurs ont un impact majeur sur l'abondance de leurs proies (Tonn *et al.*, 1990, Jackson *et al.*, 2001). Différents types de prédateurs sont présents en fonction de la transparence de l'eau. Ceux-ci ont une influence décisive sur la composition et la structure de l'ensemble de la communauté. Dans les eaux tempérées de l'Amérique du Nord, les prédateurs dominants sont souvent les *Essocidae* (*Esox* spp.), les *Centrarchidae* (*Micropterus* spp.) et les *Percidae* (*Stizostedion* spp.) (Johnson *et al.*, 1977 ; Hazel & Fortin, 1986). Ces prédateurs montrent une forte compétition interspécifique pour leurs proies, mais la ségrégation des niches écologiques apparaît souvent comme une adaptation pour réduire cette compétition. En ce sens, les adaptations visuelles « scotopiques » du doré jaune font de lui un prédateur très efficace dans des conditions de lumière de très faible intensité. Il est donc plus abondant dans les lacs dont la transparence mesurée avec le disque de Secchi est comprise entre 2 et 5 m (révisé par Hazel & Fortin, 1986). Par contre, les autres prédateurs mentionnés plus haut possèdent une vision principalement « photopique », étant adaptés à des conditions lumineuses plus intenses. Ainsi, on sait que le taux de croissance du grand brochet augmente avec la transparence de l'eau (Casselman & Lewis, 1996).

La rétine du doré possède une structure histologique particulière (Ali & Anctil, 1977; Ali *et al.*, 1977) qui lui permet de capter de très faibles intensités lumineuses. Le doré jaune est donc fréquent dans les eaux turbides ou alors dans les eaux plus transparentes et profondes (Ryder, 1977; Lester *et al.*, 2002). Dans le dernier cas, il ne s'approche de la surface qu'au lever et au coucher du soleil. Ces adaptations correspondent à : 1) une couche réfléchissante qu'intensifie les rayons de lumière, le *tapetum lucidum* ; 2) des macrorecepteurs, composés par des amas de 20-30 cellules nerveuses appelées bâtons, que permettent au poisson d'augmenter la discrimination des objets sous une très faible intensité lumineuse (Vandebyllaart *et al.* 1991); 3), le doré, comme tous les poissons, dispose de la capacité de changer l'épaisseur de sa rétine pendant le jour ainsi que d'une mobilité des cônes par rapport aux bâtons, ceux-ci pouvant rester cachés derrière les bâtons, permettant ainsi une sensibilité différentielle aux conditions variables d'intensité lumineuse (Ali & Anctil, 1977); 4) la sensibilité des cellules réceptrices de la rétine permet à ce

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

poisson de percevoir les couleurs principalement dans la gamme du rouge au vert, tandis qu'elle serait très réduite du jaune au bleu (Ali *et al.*, 1977). Par ailleurs, on s'attend à ce qu'en eaux turbides, le bleu soit rapidement absorbé. Les pigments des bâtons possèdent un maximum d'absorption de la lumière scotopique à une longueur d'onde de 533 nm (Ali *et al.*, 1977).

Il semble que ce système visuel se développe complètement lors de la première année de vie du doré et que même les larves de quelques jours cherchent des conditions de lumière faible en se déplaçant verticalement dans la colonne d'eau (révisé par Hazel & Fortin, 1986). En effet, les poissons sont plus sensibles à de fortes intensités lumineuses à partir de la taille de 35 mm (révisé par Hazel & Fortin, 1986) et développent un comportement photophobique. Ils deviennent éblouis à partir d'un seuil de lumière spécifique, cherchent rapidement à se cacher sous des objets au fond, ou se déplacent vers des zones plus profondes où la lumière est moins intense (Ryder, 1977). La transparence de l'eau a donc une influence fondamentale sur l'étendue maximale de l'habitat du doré jaune parce qu'elle fixe une limite au-delà de laquelle l'animal ne peut se déplacer pendant la journée. Ceci a été démontré par Lester *et al.* (2002) qui ont mis en relation la lumière avec l'habitat disponible pour le poisson et conclu que l'augmentation de la transparence produit nécessairement une réduction de la fenêtre d'activité des individus, donc une réduction dans sa quête de nourriture. Ces auteurs ont aussi mis en relation la taille de l'habitat disponible avec la productivité de cette espèce, trouvant ainsi une relation négative significative entre la transparence et le rendement des pêcheries sportives et commerciales du doré jaune sur des lacs de l'Ontario. D'ailleurs, en eaux turbides, les dorés jaunes ont tendance à être présents selon une distribution uniforme en lac ou en rivière et leur activité est importante aussi pendant le jour (Ryder, 1997). Dans les eaux plus claires, il y a une augmentation de l'activité à la tombée et au coucher du soleil (Ryder, 1977; Hazel & Fortin, 1986; Lester *et al.*, 2002).

Bien que les individus puissent se déplacer au coucher du soleil vers les zones de chasse, ils ont une vitesse de déplacement limitée et leur « home range » peut être ainsi très réduit. Des études télémétriques sur le comportement en réservoirs, lacs et rivières ont démontré que certains dorés jaunes possèdent des mouvements bien définies à l'intérieur de zones restreintes, en dehors de la période de reproduction (McConville & Fossum 1981; Prophet *et al.*, 1989). Exceptionnellement, pendant la période de fraie, les poissons semblent avoir une plus faible sensibilité à la lumière, ce qui pourrait être déclenché par des phénomènes hormonaux (Hazel & Fortin, 1986). Même si la

fraie semble se produire presque exclusivement la nuit (Hazel & Fortin, 1986), le comportement de reproduction a aussi été observé pendant le jour (Lowie *et al.*, 2001) et on remarque que les adultes peuvent séjourner en eaux peu profondes avant et après la fraie (Hazel & Fortin, 1986). Si cela est vrai, la transparence ne devrait pas affecter l'habitat de fraie dans la même mesure que les habitats de croissance et d'alimentation. De plus, il n'y a pas d'évidence claire, au lac Saint-François et dans ses affluents, de l'effet négatif des changements dans la qualité de l'eau sur les habitats rocheux bien oxygénés composés des galets et cailloux nécessaires pour la ponte du doré jaune (Lowie *et al.*, 2001). D'après Fitzsimons *et al.* (1995), la présence de la moule zébrée sur les roches n'affecte pas la ponte du doré jaune. De plus, l'aménagement des sites de fraie dans les Grands Lacs n'a pas conduit à une augmentation de l'abondance de l'espèce. On peut donc supposer que la disponibilité des frayères n'est pas une limitation importante en ce qui concerne le doré jaune au lac Saint-François (LaHaye, 2000).

Un déplacement important de juvéniles et des adultes pourrait avoir lieu tous les jours entre des zones ayant différentes intensités lumineuses. Dans des milieux très transparents, ce déplacements se feraient au détriment de la croissance et du stockage de réserves, la nage entraînant alors une consommation élevée d'énergie (Beamish, 1990). Dans cette situation, d'autres espèces mieux adaptées à la vision photopique seront avantagées par une plus grande transparence de l'eau, une plus importante disponibilité de proies, une plus grande abondance de végétation aquatique et une moindre compétition avec le doré jaune. Par exemple, le grand brochet et l'achigan à petite bouche préfèrent les eaux plus transparentes et sont actifs principalement pendant le jour. En présence de lumière abondante, ces poissons sont plus efficaces pour la capture des proies. Ceci pourrait expliquer la plus grande abondance du grand brochet dans les captures expérimentales au lac Saint-François, ainsi que l'augmentation soutenue de l'achigan à petite bouche, par rapport à celle du doré jaune (Mathers & Stewart, 2001).

Une deuxième conséquence de la présence de la moule zébrée s'exprime par le déplacement des chaînes trophiques du plancton au benthos, ce qui a été appelé dérivation énergétique (« energy shunt ») par des auteurs américains qui ont étudié les mêmes conséquences dans le lac Oneida (État de New York) (Rutherford, *et al.*, 1999). Le déplacement de la chaîne trophique vers le benthos implique que les cycles de production et de décomposition de la matière organique, ainsi que la libération de nutriments, soient fortement transposés vers le fond des lacs et des rivières.

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

Le zooplancton nécessaire à la croissance des larves planctoniques du doré jaune n'est alors plus autant disponible, et cette perte d'aliment abondant et riche affecte le recrutement des jeunes stades en nuisant à leur développement et leur survie.

Un autre problème lié à la transparence de l'eau constitue la forte croissance de plantes aquatiques submergées. Bien que ces plantes soient importantes dans les premières phases de son développement, puisqu'elles permettent aux jeunes stades de se cacher des prédateurs, le doré effectue une migration vers des zones libres de végétation après avoir atteint 6-7 centimètres de longueur lorsqu'il commence à se nourrir de poissons (Vandenbyllaert *et al.*, 1991). Ceci s'explique par un changement de sa capacité visuelle, avec le développement complet du *tapetum lucidum* et la formation de macrorécepteurs pour la vision scotopique. Il peut aussi incorporer plus fréquemment des petits poissons dans sa diète. Le mode de chasse du doré ne lui permet pas de se déplacer facilement dans les zones ayant une forte densité de plantes. Ces zones constituent des habitats plus favorables pour les espèces d'achigan et le grand brochet, qui ont de cette façon un avantage compétitif sur le doré jaune.

La réduction de l'habitat et des ressources alimentaires disponibles pour les adultes, la compétition avec d'autres piscivores et la plus faible productivité planctonique du système peuvent déclencher une série de mécanismes biologiques qui conduiront éventuellement, à un ajustement de la structure de taille de la population. Différentes études suggèrent que lorsque l'accumulation de réserves diminue, certains individus ne complètent pas leur développement gonadique au cours de l'hiver, ce qui amène une réduction de la fécondité de la population. Certaines femelles accumulent alors des réserves pour la prochaine année (Henderson *et al.*, 1996). Dans le cas des femelles qui ont frayé, les œufs pourront avoir une taille réduite et une qualité inférieure dans leur contenu lipidique, ce qui diminue les chances d'éclosion des larves. Johnston (1996) a remarqué que dans les lacs du Manitoba, la taille des œufs, le succès d'éclosion et la survie des larves de dorés jaunes sont liés positivement à la taille des femelles. Une diminution du taux de croissance conduit donc à des frayes moins fréquentes avec des œufs de moindre qualité. Ces facteurs diminuent les chances de survie du frai et le recrutement de juvéniles.

Après la résorption du sac vitellin, les larves du doré jaune dépendent fortement du zooplancton au début de leur période d'alimentation (révisé par Hazel & Fortin, 1986). Or, la réduction du

phytoplancton amène un appauvrissement du zooplancton et les larves émergentes du gravier pourront avoir une croissance réduite et une plus grande chance de mortalité. Certains modèles bioénergétiques prédisent qu'une augmentation de la transparence de l'eau conduit à une réduction de la densité du doré jaune et que cela s'inscrit comme conséquence d'une chute du recrutement en raison de la plus faible abondance de plancton. Le phénomène est amplifié par le fait que pendant le stade juvénile, la taille demeure inférieure à celle de leurs proies (perchaudes) qui profitent de l'augmentation de la production benthique pour augmenter leur croissance et ainsi échapper plus facilement à la prédation (Rutherford, *et al.*, 1999). Dans une situation extrême, on pourrait soupçonner que l'absence du plancton entraîne une mortalité élevée par inanition, étant donné que les larves meurent après 6 à 8 jours sans nourriture (Jonas & Wahl, 1998).

Sur la base des informations présentées ci-dessus, on a construit un diagramme de flux expliquant les mécanismes pouvant conduire à la situation observée au sein de la population de doré jaune au lac Saint-François (Figure 2).

Tous ces mécanismes peuvent donc conduire, à l'intérieur d'une période de temps donnée, à la réduction de la taille de la population de doré, celle-ci s'étant ajustée à de nouvelles conditions d'habitat et de disponibilité de nourriture. Si cela est effectivement le cas, il devrait y avoir une bonne corrélation entre l'abondance de la population et la quantité d'habitat disponible. C'est du moins ce qui ressort du modèle de Ryder (1965), lequel a été adapté et validé par Lester *et al.* (2002) pour des lacs de l'Ontario. Ces auteurs ont trouvé que la productivité en doré jaune des lacs est liée à un indice de préférence d'habitat (« suitability index »), à la quantité de solides en solution (TDS) et à la température.

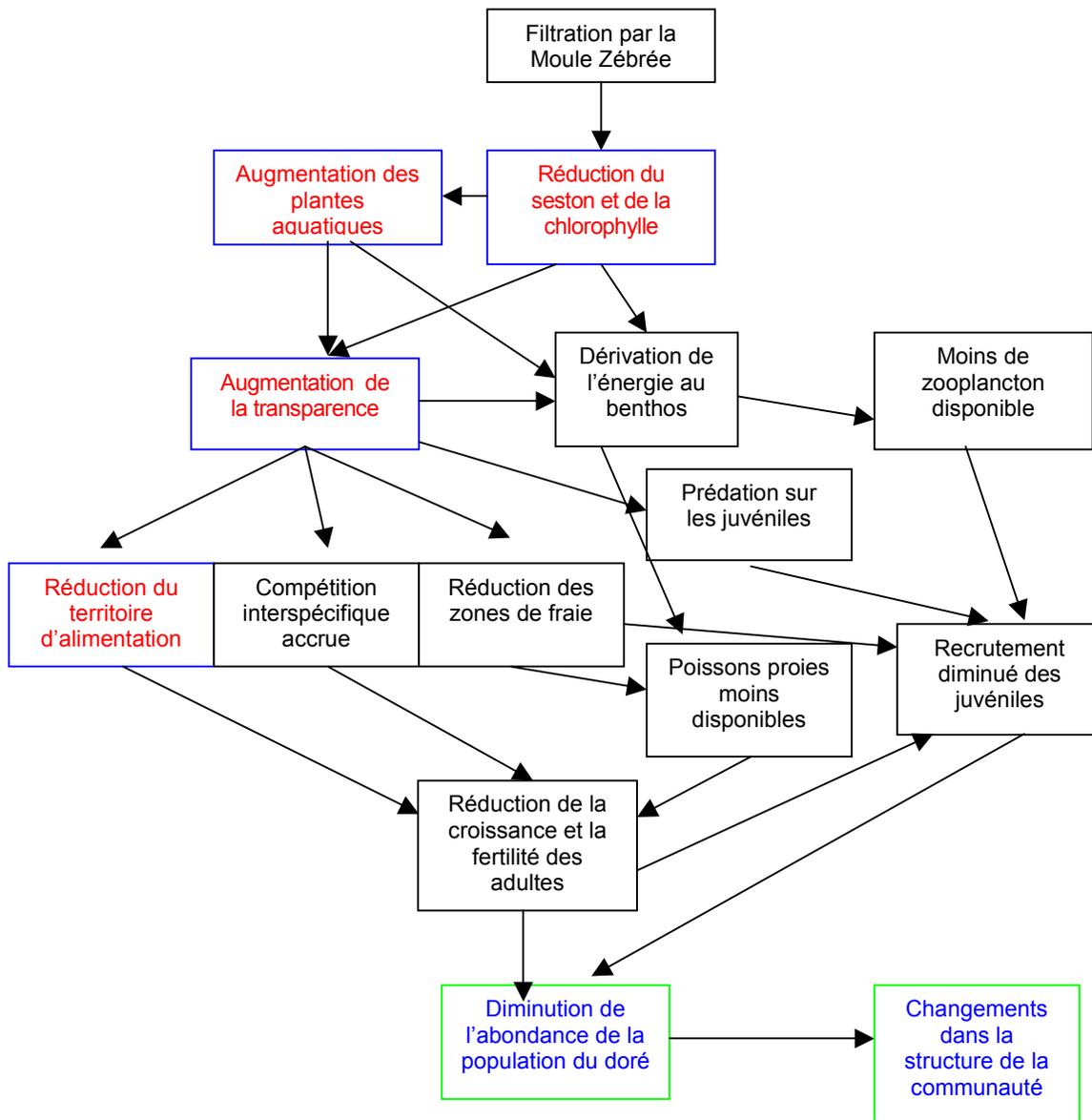


Figure 2: Schéma conceptuel des changements ayant pu se produire dans la population du doré jaune et dans la communauté de poissons du lac Saint-François. Aux lettres rouges et aux cadres bleus correspondent les éléments inclus de manière directe ou indirecte dans le modèle d'habitat. Aux lettres bleues et aux cadres verts correspondent les sorties attendues des modèles.

3 Description et justification de l'approche analytique

En utilisant l'information bibliographique disponible, il a été possible d'effectuer un travail de simulation afin de reconstruire l'évolution temporelle de l'habitat du doré jaune et des autres espèces visées depuis 1985. Notre hypothèse principale veut que l'abondance soit fortement liée aux conditions critiques de l'habitat, notamment à la lumière pour le doré jaune. En étant capable de déterminer ces conditions à l'aide d'un modèle d'habitat, nous serions en mesure d'identifier les variables qui déterminent d'une manière prépondérante les fluctuations de l'abondance des poissons. Pour aboutir à ce résultat, nous avons appliquée une démarche adaptée de la technique de modélisation des habitats.

Cette démarche consiste d'abord à développer un modèle d'habitat pour les différentes espèces de poissons, et à mettre en place un modèle simulant les conditions abiotiques retenues sur l'ensemble du lac pendant la période visée. Cette étape est effectuée en utilisant la technique de simulation bidimensionnelle et permet de reconstruire les valeurs de courant, de profondeur, de pente, de transparence de l'eau, des matières en suspension et de lumière pour différents conditions de débit. Une attention particulière a été accordée au doré jaune étant donné son importance comme espèce clé dans le système et sa valeur économique et récréative. Un modèle logistique a été développé pour chaque espèce afin d'identifier les variables quantitatives qui permettent d'expliquer la présence ou l'absence de chacune à la pêche expérimentale, ces variables sont: l'intensité de la lumière au fond, la vitesse du courant, la pente du fond dans le sens du courant, le type de substrat, la profondeur, les variables adimensionnelles (Froude, Reynolds) et la présence des plantes submergées. En utilisant ce modèle, il est possible d'estimer localement la probabilité de trouver une espèce de poisson et de donner ainsi une valeur à l'habitat sur l'ensemble du lac. Les données abiotiques ont été obtenues en utilisant le modèle bidimensionnel en simulant les conditions au lac à la date de l'échantillonnage.

La reconstruction de la série complète a nécessité l'utilisation d'une période représentative. Le mois de juin fut choisi étant donné que durant cette période les plantes n'ont pas encore colonisé massivement les fonds et qu'elles ont un grand effet sur la transparence, la vitesse du courant, et le niveau d'eau. Ces dernières variables ne sont pas décrites précisément pour les années antérieures à 1990.

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

La gamme de conditions de débit et de transparence pour le mois de juin a été simulée à l'aide du logiciel Modeleur/Hydrosim/Dispersim (Secretan & Leclerc, 1998; Heniche *et al.*, 1999). Ensuite, nous avons établi une relation entre la valeur de l'habitat défini par la régression logistique, le débit et la transparence de l'eau. L'utilisation de ces données a permis de reconstruire la série temporelle de la superficie de l'habitat avec probabilité de présence d'au moins un poisson pendant 18 ans. Cette superficie a été corrélée avec les valeurs de CPUE disponibles dans les captures expérimentales de la *Ontario Ministry of Natural Resources* (OMNR).

Afin de comprendre les changements dans la communauté, un modèle statistique a été construit à l'aide de l'analyse canonique de correspondances. Cette approche permet de travailler avec plusieurs variables dépendantes (poissons) et indépendantes (abiotiques et plantes). On suppose alors que les conditions recherchées sont celles qui prévalent lorsqu'on observe une dominance du doré jaune à l'échelle locale.

À plusieurs reprises, l'utilisation d'une série d'habitat a permis de reconstruire les conditions antérieures permettant d'évaluer l'évolution historique, comme cela avait été fait par Bray (1996) lors d'une étude menée sur des composants de la faune aquatique de la rivière St-Marys dans les Grands Lacs. Ce type d'approche permet une étude rétrospective très utile et l'établissement d'un point de repère lorsque des données sur de longues séries temporelles sont disponibles. Ceux-ci sont alors exploitées au maximum afin de tirer des conclusions sur une échelle temporelle beaucoup plus grande que celle qui a été utilisée pour obtenir l'information pour les modèles. Elles permettent aussi d'obtenir un niveau de détail spatial très élevé. Le résultat de cette approche correspond à une vision plus réaliste du milieu. Toutes les étapes de la modélisation, autant les variables abiotiques que les plantes et les poissons, sont validées à l'aide de données de terrain et d'une validation statistique croisée, ainsi qu'à l'aide de sources d'informations indépendantes comme les pêches ou les captures au filet.

4 Méthodologie de l'étude

4.1 Modélisation des facteurs abiotiques

Les modèles d'habitat 2D permettent de prédire et de comprendre la distribution spatiale des organismes étudiés. Dans le cadre de cette étude, on s'attend à ce que les principales variables qui influencent la distribution spatiale des quatre espèces de poissons soient : les courants, la profondeur, le type de substrat, la présence de plantes, la pente et le changement de pente, ainsi que la lumière atteignant le fond. D'autres variables à fort potentiel sont également produites soit le nombre de Reynolds (ou le débit spécifique) et le nombre de Froude (rapport vitesse-profondeur). Ces variables proviennent d'une caractérisation sur le terrain et composent alors le Modèle Numérique de Terrain (MNT), ou proviennent de simulations, on parle alors de données ou de variables simulées.

La séquence de production des données abiotiques débute avec la construction du modèle de terrain; ces données sont utilisées pour produire les simulations hydrodynamiques, qui servent d'entrée au modèle de transport-diffusion et ainsi produire les données d'entrée au modèle de lumière.

4.1.1 Maillage et modèle numérique de terrain

La gestion du modèle numérique de terrain, constituant l'ossature des modèles physiques, est faite par le MODELEUR. Il s'agit d'un système informatique qui s'apparente à un Système d'information géographique (SIG) et qui utilise les éléments finis comme méthode de discrétisation et d'interpolation. Ce logiciel a été bâti spécifiquement pour les applications fluviales et possède d'excellentes capacités de modélisation basées sur les interactions entre les couches d'information.

Le maillage hydrodynamique utilisé par Morin (2001) pour modéliser l'ensemble du lac Saint-François comportait 57 468 nœuds et 27 618 éléments. Il a été décidé de créer un nouveau maillage plus précis pour les raisons suivantes :

- la plus grande capacité de calcul des ordinateurs permet d'utiliser une plus grande quantité de nœuds;
- l'évolution des logiciels rendait quelque peu difficile la réutilisation du maillage existant;

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

- la volonté de concevoir un maillage adapté spécialement à la modélisation de l'habitat du doré.

Un nouveau maillage a été conçu et comprend une plus grande densité de nœuds que les maillages existants. Les entrées et sorties du lac ont particulièrement été densifiées afin d'améliorer ces zones sensibles du modèle (Figure 3). Il a été important de bien capter les zones de grande profondeur du lac, ces zones étant identifiées comme de bons habitats probables pour le doré dans le lac Saint-François. Le maillage résultant comporte 867 13 nœuds 41 399 éléments.

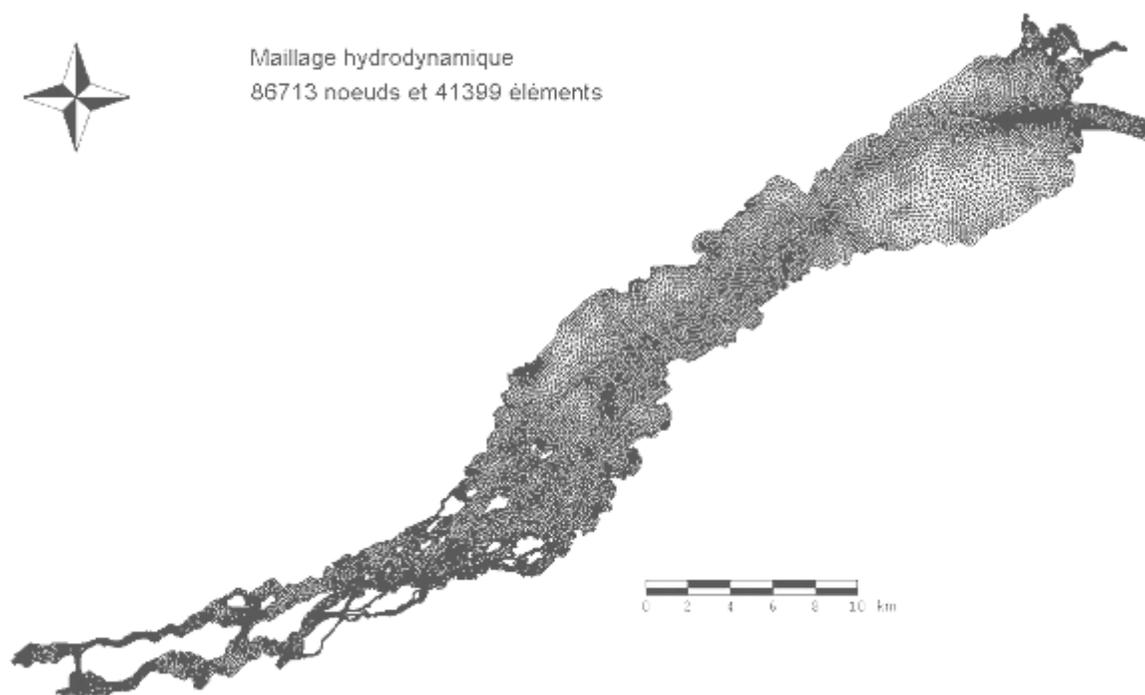


Figure 3: Maillage utilisé pour les simulations hydrodynamiques et de matières en suspension.

La distribution spatiale du substrat et des plantes aquatiques provient de caractérisations directes sur le terrain. Ces dernières variables sont essentielles à la production des simulations hydrodynamiques puisqu'elles modulent le frottement au fond. Elles sont également utilisées directement comme variables dans le modèle d'habitat. Les cartes de substrats et de plantes aquatiques créées dans le cadre des travaux de Morin (2001) ont été réutilisées afin d'ajuster le frottement au nouveau maillage. Les caractéristiques physiques du milieu découlant directement du modèle de terrain sont obtenues à partir de l'information la plus précise disponible. Ainsi, la

la pente du terrain n'a pas été calculée sur le maillage hydrodynamique car la base de données de topographie est réduite lors du transfert du modèle de terrain vers celui-ci. La topométrie du lac provient également des travaux de Morin (2001), celle-ci a été utilisée pour le nouveau maillage. Il s'agit de 266 917 points topographiques provenant principalement des minutes hydrographiques du Service hydrographique du Canada (Figure 4).

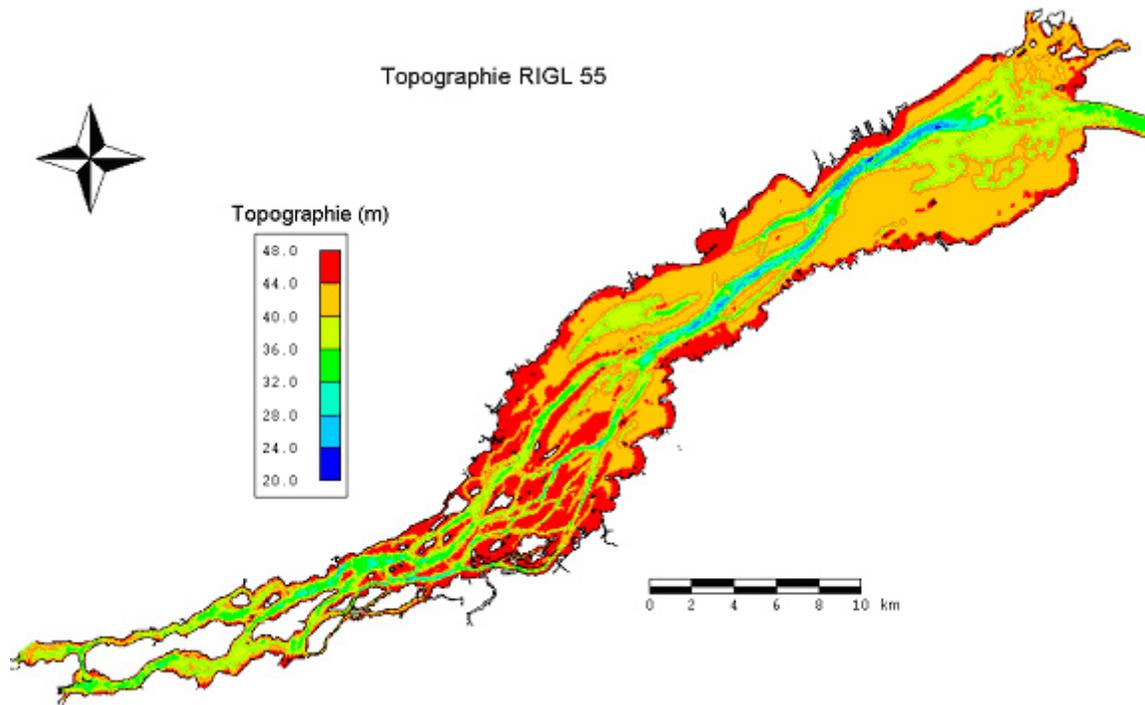


Figure 4: Topographie du fond du lac Saint-François selon le repère international des Grands Lacs 1955.

Le frottement a été modifié pour obtenir un niveau d'eau s'approchant des mesures observées (voir 5.1.1 Hydrodynamique). Une réduction du coefficient de frottement de Manning de 0.006 a été faite sur une grande partie du lac, soit de l'amont de la pointe Beaudette jusqu'à l'amont de l'île de Cornwall (Figure 5). Ce faisant, une vaste superficie, particulièrement dans la partie canalisée du lac, présente des coefficients de frottement de Manning faibles, soit entre 0.01 et 0.015. Pour les simulations avec plantes, la partie du frottement liée à la présence des plantes (Figure 6) est la même que pour les simulations originales effectuées dans le cadre des travaux de Morin (2001).

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

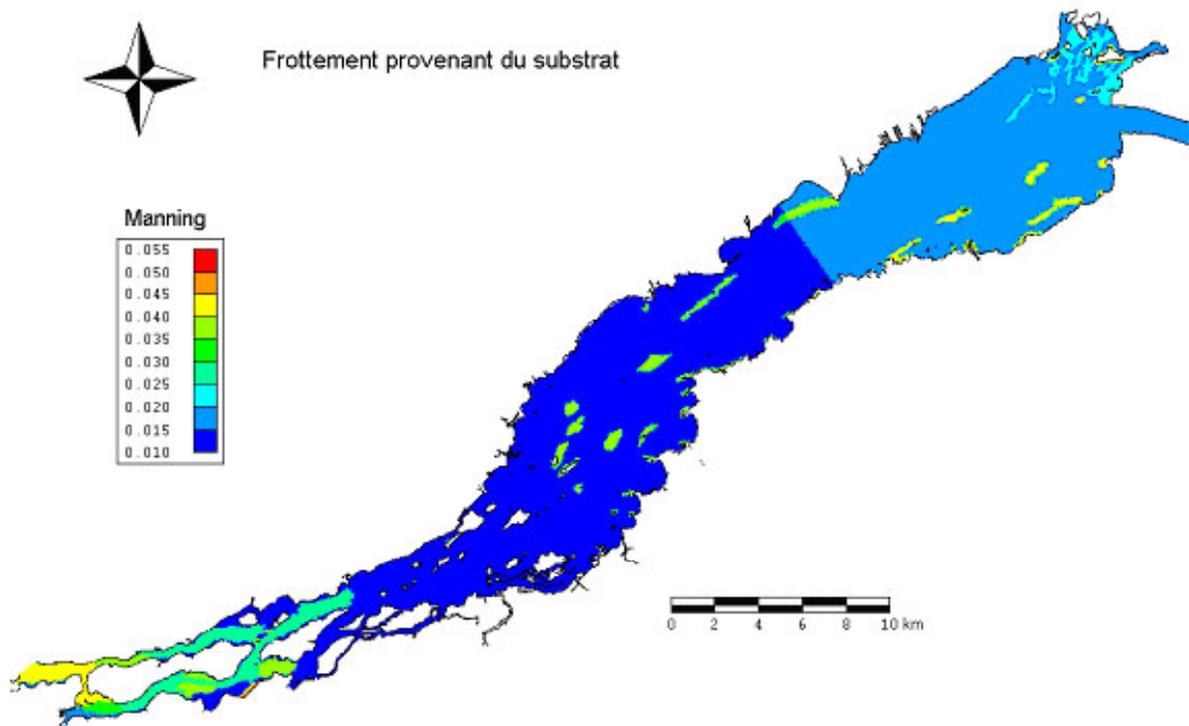


Figure 5 : Frottement du substrat (coefficient de frottement de Manning) utilisé pour les simulations en absence de plante et de glace.

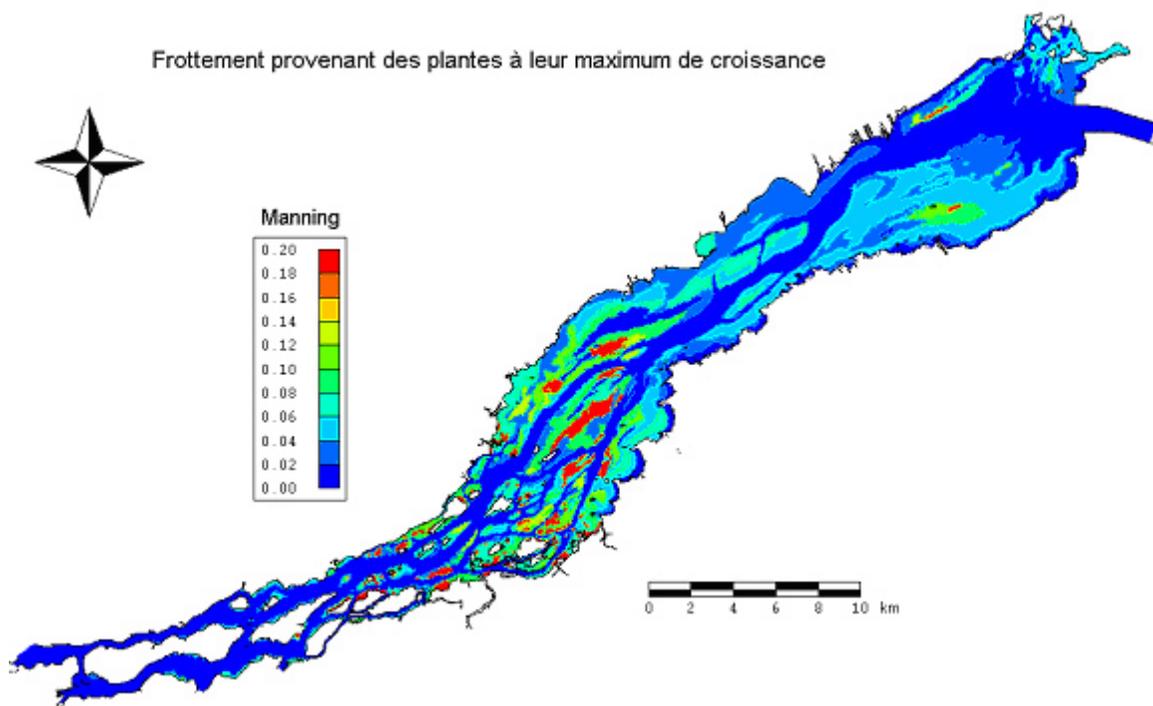


Figure 6 : Frottement provenant des plantes aquatiques à leur maximum de croissance tel qu'utilisé par le modèle hydrodynamique.

4.1.2 Modèle hydrodynamique

Les conditions hydrodynamiques au lac Saint-François fluctuent en fonction des apports en eaux provenant des Grands Lacs et des tributaires, mais changent aussi de façon saisonnière avec la croissance des plantes et la présence de glace. Les débits provenant des Grands Lacs varient à long terme entre un minimum d'environ 5000 m³/s et un maximum de près de 10 000 m³/s. Afin de produire les variables pour les divers conditions possibles, l'hydrodynamique du lac Saint-François a été simulée pour des débits variants entre 5000 et 10 000 m³/s, en présence et en absence de plantes aquatiques, couvrant ainsi un spectre complet de conditions existantes. L'interpolation linéaire est utilisée afin d'obtenir les conditions hydrodynamiques pour un débit intermédiaire.

Les calculs hydrodynamiques sont calibrés et validés à l'aide d'événements qui sont documentés en détails dans Morin (2001). Il s'agit de conditions qui ont fait l'objet de mesures de niveau et de vitesse sur le terrain. La calibration et la validation se font en deux étapes. La calibration a été faite avec les niveaux mesurés en amont, au centre et en aval du lac Saint-François. Pour sa part, la validation a été effectuée sur les mesures de vitesse réparties dans l'ensemble du lac.

La modélisation bidimensionnelle de l'hydrodynamique est effectuée par le modèle HYDROSIM, développé à l'INRS-Eau, Terre et Environnement. L'approche utilisée est basée sur une discrétisation 2D par éléments finis des équations de Saint-Venant (*shallow water model*) qui sont résolues par une méthode itérative. L'élément utilisé est un triangle à 6 nœuds appelé T6L (Triangle à 6 nœuds à interpolation Linéaire) où les débits spécifiques sont calculés sur tous les nœuds alors que les niveaux sont calculés sur les nœuds sommets seulement. Ce modèle utilise une forme conservatrice des équations (masse et quantité de mouvement) et prend en compte localement le frottement dû aux substrats et aux plantes. Il procure en sortie les composantes (x , y) du débit spécifique de la colonne d'eau qui, après division par la profondeur, donne la vitesse moyenne de la colonne d'eau. Le frottement utilisé par le modèle hydrodynamique est le résultat de la combinaison du frottement lié au substrat et de celui lié aux plantes aquatiques. Cette combinaison se fait de la façon suivante :

$$\text{ManningCombiné} = \sqrt{(\text{ManSubstrat})^2 + (\text{ManPlante} * \%deCroissance)^2}$$

Les simulations hydrodynamiques ont été réalisées en utilisant des conditions de sollicitation en débit sur toutes les entrées ou sorties d'eau à l'exception du canal de Beauharnois, endroit où une condition en niveau d'eau est appliquée. Ce niveau d'eau fut ajusté afin d'obtenir le bon niveau d'eau à la station de mesure de Coteau-Landing, celui-ci étant généralement près de 45,45 m. C'est en fait le même patron, de conditions aux limites, utilisé dans les travaux de Morin (2001).

4.1.3 Modèle de matière en suspension (MES)

La simulation de la concentration des MES est effectuée à l'aide du modèle DISPERSIM. Il s'agit d'un modèle de transport-diffusion 2D aux éléments finis (Secretan *et al.*, 2000). Il permet entre autres de simuler le transport de la MES, sa concentration locale et son accumulation possible au fond. Les informations de base nécessaires pour DISPERSIM sont : la topographie, le niveau d'eau, les courants, la contrainte de cisaillement et la vitesse au fond. Ces informations sont produites par le modèle hydrodynamique. Les ajustements aux modèles de MES sont liés à la diffusivité et à la contrainte critique de sédimentation.

Diffusivité, contrainte critique de sédimentation et vitesse de sédimentation

La diffusivité est le taux de mélange ou de dispersion de l'eau dans le milieu. Elle est utilisée dans DISPERSIM pour simuler le comportement des MES. La diffusivité utilisée par ce modèle numérique provient de trois sources, soit la diffusivité moléculaire, la diffusivité verticale et la diffusivité horizontale. Un coefficient d'ajustement permet de calibrer le modèle afin qu'il soit cohérent avec les observations de terrain. Dans DISPERSIM, le traitement de la diffusivité comprend :

- CDV = Coefficient de pondération de la Diffusivité Verticale
- CDH = Coefficient de pondération de la Diffusivité Horizontale
- CDL = Coefficient de pondération de la Diffusivité Longitudinale

- DV = Diffusivité Verticale = 0.15*vitesse de cisaillement * profondeur
- DH = Diffusivité Horizontale=coefficient*(longueur de mélange)² * gradient de vitesse
- DM = Diffusivité Moléculaire

Les trois types de diffusivité sont ensuite combinés en :

$$\text{Diffusion transversale} = CDV*DV+CDH*DH+DM$$

$$\text{Diffusion longitudinale} = CDL*(CDV*DV+CDH*DH)+DM$$

La contrainte de cisaillement critique, qui permet la sédimentation et la vitesse de sédimentation imposée, a été fixée à l'aide d'une calibration basée sur les données de MES récoltées sur le terrain le 21 octobre 2002, combinée à une simulation hydrodynamique correspondant aux conditions de débits, de niveau et de plantes aquatiques pour cette journée.

Les coefficients de diffusivité ont été ajustés à l'aide d'une image satellitaire LANDSAT prise le 1^{er} novembre 1999. Les conditions de cette journée sont exceptionnelles pour le lac Saint-François puisque l'on peut aisément observer deux masses d'eau différentes. Le débit du fleuve est très faible à près de 6000 m³/s et les tributaires ont un débit très important pour cette période de l'année (Tableau 1). Les charges en MES et la couleur de l'eau provenant des tributaires sont suffisamment importantes pour être visibles (voir section Résultats). Les coefficients de diffusivité sont ajustés de façon à reproduire le plus fidèlement possible le patron de masses d'eau observables.

Tableau 1: Conditions de débit et de niveau d'eau de la journée du 1^{er} novembre 1999, simulées pour calibrer les coefficients de diffusion au lac Saint-François.

Barrage Moses-Saunders	6130 m ³ /s
Grasse	32 m ³ /s
Raquette	250 m ³ /s
Coteau III	-200 m ³ /s
Valleyfield	-5 m ³ /s
Saint-Régis	112 m ³ /s
Coteau I	-66 m ³ /s
Beauharnois (selon bilan)	-6277 m ³ /s
Aux Saumons	19 m ³ /s
Aux Raisins	5 m ³ /s
Plantes	60%
Niveau aval de modèle	46,37 m

Les paramètres de diffusivité et de sédimentation ajustés pour les simulations de MES sont les suivants:

- Diffusivité moléculaire = 0,4
- Coefficient de pondération de la diffusivité verticale = 0,5
- Coefficient de pondération de la diffusivité horizontale = 0,8
- Coefficient de pondération de la diffusivité longitudinale = 1,0
- Vitesse de sédimentation constante = 0,00005 m/s

- Contrainte critique de déposition = 0,3

Simulations des conditions de MES pour l'habitat

De manière générale, les tributaires au lac Saint-François ont des débits relativement faibles et on considère négligeable leur impact sur la distribution des MES dans le cadre de ce rapport. Ceci simplifie grandement l'analyse et la production des données abiotiques.

Les simulations hydrodynamiques et de MES ont été effectuées pour les fins d'habitats avec les paramètres présentés ci-haut. Les simulations ont été effectuées pour des débits de 7000 à 8500 m³/s par intervalle de 500 m³/s pour des conditions typiques du mois de septembre et de 6000 à 10 000 m³/s par intervalle de 1000 m³/s pour le mois de juin (voir chapitre 3 Description et justification de l'approche analytique).

Le pourcentage de croissance des plantes, utilisé pour le mois de juin est de 10%. Une concentration de particules de 1.0 mg/l a été imposée comme condition aux limites pour le fleuve et les tributaires. En ayant la même valeur de MES comme conditions aux limites pour le fleuve et les tributaires, il est possible de multiplier le résultat pour obtenir le scénario de MES voulu. Les résultats de MES ont ensuite été pondérés pour représenter les MES présentes pour le mois et l'année considérés.

4.1.4 Modèle de lumière

La détermination de la quantité et de la qualité de lumière disponible dans les systèmes aquatiques est un exercice qui peut devenir complexe si on cherche une réponse très précise. La quantité de lumière présente dans le milieu est fonction de la quantité présente à la surface de l'eau, de son angle d'incidence et de la qualité de la surface de l'eau (vagues, débris, etc.). La pénétration de la lumière dans la colonne d'eau est une fonction de plusieurs facteurs dont la couleur de l'eau, la charge et la composition des MES. La couleur de l'eau est principalement liée à la présence de carbone organique dissout (COD) dont la concentration et l'état de décomposition varient dans l'espace et dans le temps. La quantité de MES et la composition de ces matières en suspension influencent directement la quantité de lumière dans la colonne d'eau. Les MES sont principalement composées de matériaux inorganiques, de phytoplancton ou encore

de débris organiques provenant de la décomposition de la végétation. Ces différences dans la composition des MES vont influencer la diffusion et l'atténuation de la lumière dans l'eau.

Au lac Saint-François, le COD est présent en très faible concentration, du moins dans la masse d'eau principale. Les phénomènes contrôlant la lumière sont donc principalement liés à la matière en suspension. Cependant, les changements dans la concentration et dans la composition de la MES sont les principaux facteurs des fluctuations temporelles et spatiales de la qualité et de la quantité de lumière dans cette section du fleuve. Les MES au lac Saint-François sont dominées par le phytoplancton dans des proportions qui varient de 50 à 85% (B. Rondeau, comm. pers.). Bien que la complexité de la distribution spatiale de la composition des MES peut être très grande, étant donné les apports locaux (érosion, relâchement, remise en suspension, changements dans la concentration en nutriments), seul les apports provenant de l'amont sont considérés. L'intensité de la lumière près du fond est calculée à l'aide de la relation suivante :

$$I_z = I_0 e^{-KZ}$$

où I_0 est l'intensité de la lumière incidente à la surface, K est le coefficient d'extinction local et Z est la profondeur locale. Le K est calculé localement en fonction du résultat provenant de DISPERSIM.

Relation entre le K et les MES

Une relation entre la concentration de MES et le coefficient d'extinction local a été construite à partir des données mesurées lors d'une campagne de terrain du 21 octobre 2002, ainsi qu'à partir de mesures provenant de Hudon et Sylvestre (1998) prise dans les eaux vertes près de Montréal. Il faut noter que cette relation demeure approximative et ne prétend pas décrire la lumière de façon exhaustive. Elle a cependant l'avantage de tenir compte des fluctuations dans les apports en MES et de la sédimentation dans le milieu du seston dont la composition et la concentration reflètent des mesures de terrain. Les mesures de Hudon et Sylvestre (1998) ont été ajoutées afin de compléter la gamme de MES présente dans la relation, puisque les mesures du mois d'octobre 2002 ne montraient qu'une variabilité limitée dans la quantité de MES. Des données mesurées au lac Saint-François, nous n'avons gardé que celles qui étaient en dehors des zones d'influence des grands herbiers et des tributaires, là où le COD était présent en concentration importante. La

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

relation obtenue entre les MES et le coefficient d'extinction de la lumière est présentée à la Figure 7.

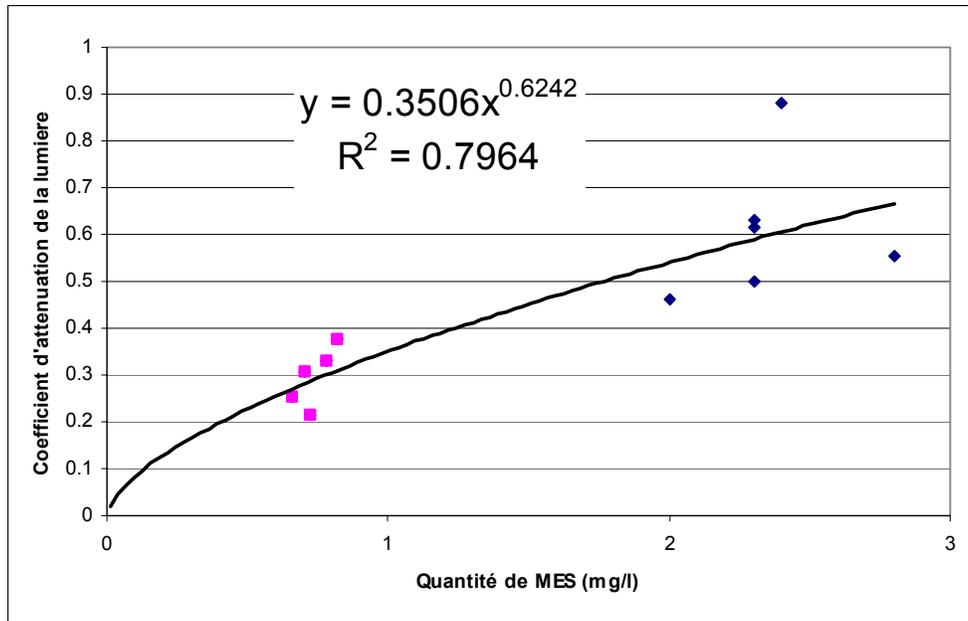


Figure 7: Coefficient d'atténuation de la lumière en fonction de la quantité de MES présentes dans la masse d'eau des Grands Lacs. Carrés roses : données récoltées au LSF en octobre 2002. Losanges bleu : données provenant de Hudon et Sylvestre (1998).

4.1.5 Évolution des MES au lac Saint-François

L'évolution des matières en suspension à l'amont du lac Saint-François est une donnée critique pour établir l'évolution de l'habitat au lac Saint-François. Puisque les stations de mesure disponibles ne couvrent pas toute la période nécessaire de 1985 à 2002, les données provenant de plusieurs sources et de plusieurs stations ont été assemblées. De plus, les pas d'échantillonnage n'étant pas compatibles entre les différentes sources, la médiane annuelle a été utilisée pour représenter l'évolution des concentrations de MES.

Les données les plus anciennes proviennent de l'île Wolfe, à la sortie du lac Ontario, et ont été prises directement du rapport de Meriman (1997). Elles couvrent la période de 1985 à 1995 (Figure 8). Elles représentent la médiane annuelle des mesures validées par Meriman (1997). Des données sont également disponibles pour la même station pour la période de 1996 à 1998, elles ont été extraites de la base de données d'Environnement Canada (région de l'Ontario). Pour

cette période les données représentent la médiane des observations à la station de l'île Wolfe (Figure 8). La période récente, de 1999 à 2002, n'étant pas couverte par les données de l'île Wolfe, nous avons mis à contribution les données du MENV (Ministère de l'environnement du Québec), qui couvrent la période de 1990 à 2002 à une station située à l'aval du lac Saint-François, dans le canal de Beauharnois. Cependant, la précision des mesures de MES est de 1 mg/l avec une limite de détection à 2 mg/l. Dans la base de données du MENV, les mesures de MES représentant des concentrations inférieures à 2 mg/l sont inscrites comme étant de 1 mg/l. Ces données sont donc difficilement utilisables puisque les concentrations de MES sont généralement inférieures au seuil de détection. Cependant, la médiane annuelle montre que de 1990 à 1992, les mesures étaient généralement à la limite du seuil, tandis que de 1994 à 2002, elles étaient sous la limite du seuil.

Pour adapter les concentrations mesurées à l'île Wolfe à celles présentes à l'amont du lac, nous avons utilisé une série de mesures de MES prises à l'aval du barrage de Cornwall, disponibles au Centre Saint-Laurent (B. Rondeau) pour la période de 1995 à 1996. La moyenne des concentrations mesurées à l'île Wolfe pour cette période a été soustraite de la moyenne des mesures prises à la station de Cornwall. Une concentration moyenne de 0,2 mg/l plus élevée a été notée pour cette dernière. Cette différence a donc été ajoutée à la série de mesures provenant de l'île Wolfe pour la période de 1985 à 1998. Afin de compléter la série pour les années 1999 à 2002, une moyenne a été effectuée en utilisant les données de l'île Wolfe durant la période identifiée comme stable au niveau des MES par la station du MENV, soit de 1994 à 1998. Ceci donne une valeur stable de près de 0,45 mg/l pour la série reconstituée à l'amont du lac Saint-François (Figure 8).

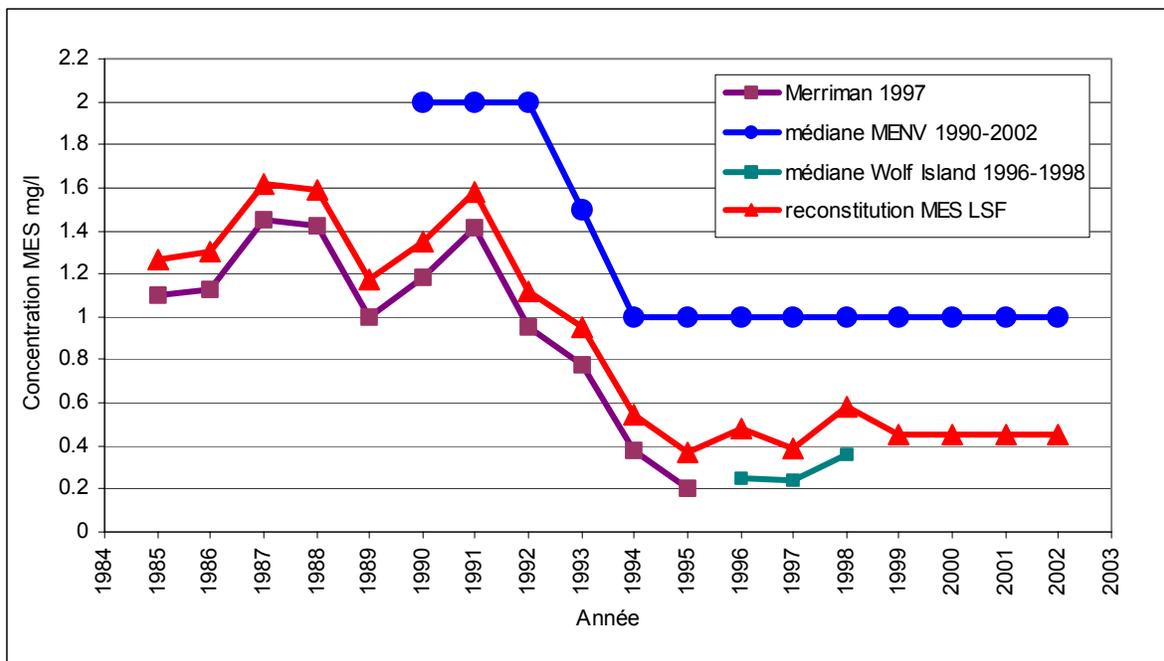


Figure 8: Reconstitution de l'évolution à des concentration de MES entre 1984 et 2002.

4.2 Modèle biologique d'habitat

La méthode choisie pour analyser les données est celle de la régression logistique. Celle-ci utilise comme variable dépendante les captures de poissons codés 1 ou 0 selon leur présence ou absence, respectivement. Les variables indépendantes employées sont du type quantitatif, continue ou discret. En utilisant ces données, nous avons élaboré un modèle capable de prédire la probabilité de présence, sur n'importe quel site du lac Saint-François, d'au moins un poisson de l'espèce sélectionnée. Cette méthode s'est avérée plus précise lors d'études sur l'habitat du saumon (Guay *et al.*, 2000) car elle permet de tenir compte des absences, ce qui n'est pas toujours possible avec les méthodes classiques du type Phabsim (Leclerc *et al.*, 1995).

Deux étapes ont été nécessaires afin d'effectuer l'ajustement statistique du modèle d'habitat. D'abord, des corrélations univariées ont été réalisées entre chaque variable de l'environnement et la présence d'une ou d'autre espèce de poisson, parmi les quatre sélectionnées, en utilisant toutes les données disponibles. Cette analyse permet d'avoir un premier aperçu des variables les plus importantes et facilite l'exclusion de celles qui ont une très faible corrélation avec la distribution des poissons. Par la suite, étant donné que ces variables sont aussi corrélées entre elles, il est nécessaire d'extraire un sous-ensemble de variables qui ne soit pas redondant afin de donner plus

de robustesse au modèle statistique. Pour cela, la procédure de sélection choisie est celle du pas à pas en avant (« forward stepwise »), d'après les descriptions de Tabachnick & Fidel (2001).

Les plantes aquatiques ont été considérées dans une première analyse statistique exploratoire pour évaluer leur importance. Cependant, elles n'ont pas été incluses dans le modèle final ajusté, puisque le mois de juin de chaque année a été choisi pour simuler l'évolution de l'habitat du poisson. Le mois de juin apparaît comme le mois ayant les conditions de lumières les plus contraignantes pour le doré. En juin, la lumière ambiante provenant du soleil est très intense et les plantes aquatiques ne sont pas encore suffisamment hautes pour servir d'abris au poisson. Ce choix permet de simuler une longue série temporelle de l'évolution de l'habitat même si on ne connaît pas l'évolution de la distribution spatiale des plantes dans le lac entre 1985 et 1995.

4.3 Source des données

Les données abiotiques et biotiques de l'environnement ont été obtenues à l'aide des logiciels de simulation 2-D (MODELEUR/HYDROSIM/DISPERSIM) et d'un modèle de terrain développé préalablement pour le lac Saint-François (Morin, 2001). Pour chaque date d'échantillonnage de poissons (septembre 1990, 1992, 1994, 1996, 1998 et 2000), un certain nombre de variables ont été simulées à l'aide des logiciels HYDROSIM et DISPERSIM en tenant compte du débit au moment de l'échantillonnage, de la concentration de matières en suspension, du frottement dû aux matériaux du fond, de l'abondance et du type de plantes aquatiques. D'autres données ont été obtenues à partir de l'information de terrain disponible en format géoréférencé sur le programme MODELEUR. Pour chaque point d'emplacement de filets et pour chaque jour d'échantillonnage, les valeurs locales des variables simulées ou mesurées ont été obtenues à l'aide du logiciel MODELEUR. Cela a permis de construire une matrice constituée de 22 variables indépendantes et de 263 observations locales. Ces données ont été utilisées uniquement de façon exploratoire pour les modèles univariés et ce pour les raisons exprimées ci-dessous.

À la suite de l'analyse des résultats provenant de l'Ontario, certains changements ont dû être effectués pour réduire le biais d'échantillonnage. Étant donné que les échantillons ont tous été prélevés aux mêmes endroits durant cinq années différentes et que ces sites sont restreints à des conditions particulières du point de vue de la représentativité de l'échantillonnage, seul

l'ensemble de 1994 a été utilisé pour ajuster le modèle logistique multivarié. Celui-ci représente les conditions moyennes de débit et de matières en suspension pour toute la période considérée. De plus, toutes les observations des captures de dorés jaunes ont été considérées afin de retenir uniquement les sites ayant eu au moins deux captures à des années différentes. De cette façon, nous avons cherché à réduire les captures occasionnelles, lesquelles peuvent introduire beaucoup d'erreur, étant donné que les filets ont été placés autant de jour que de nuit. Finalement, nous avons observé une différence très marquée entre la profondeur mesurée et la profondeur simulée, ce qui permet de penser que la position des filets n'est pas toujours très précise. Pour cette raison, nous avons utilisé les données obtenues sur le terrain et non celles disponibles sur MODELEUR. En ce qui concerne les données provenant du Québec, ce type problème ne s'est pas présenté, mis à part certaines captures effectuées à la seine qui avaient été positionnées en dehors de la zone de modélisation hydrodynamique. La matrice de données, ainsi élaborée pour ajuster le modèle logistique multivarié, était constituée de 22 variables et de 130 observations.

Les données biologiques correspondent à des captures au filet maillant réalisées par l'Ontario Ministry of Natural Resources (années 1990, 1992, 1994, 1998 et 2000) sur 36 points d'échantillonnage (Figure 9), ainsi que les données obtenues par la Société de Faune et Parcs du Québec (FAPAQ) sur 94 points d'échantillonnage en septembre 1996 (Figure 10). Pour l'analyse univariée, nous avons construit une matrice composée des quatre espèces de poissons sélectionnées et des 263 observations de leur présence ou absence. Pour ce qui est de l'analyse logistique multivariée, le nombre d'observations a été réduit à 130. Les données disponibles pour les années antérieures à 1990, autant pour l'Ontario que pour le Québec, n'ont pas été utilisées en raison du manque d'information concernant l'abondance et la composition des plantes aquatiques.

4.4 Analyse canonique de correspondances

L'analyse logistique espèce par espèce permet une bonne évaluation des relations avec l'environnement et les populations visées. Cependant, elle ne tient pas compte des relations entre les espèces. Afin d'obtenir une perception globale de la relation entre les espèces et leur environnement, nous avons choisi une méthode d'analyse multivariée qui tient compte de l'abondance relative des différentes espèces. L'analyse canonique de correspondances (ACC) permet de représenter dans un même diagramme : les espèces, les observations et les gradients de

facteurs de l'environnement. C'est une technique qui combine la régression multiple avec l'ordination en espace réduit. De plus, on peut sélectionner par une méthode pas à pas, les variables qui possèdent une contribution significative à la variation totale et obtenir ainsi une fonction canonique permettant de calculer, pour chaque axe canonique, les "scores" des échantillons selon différentes valeurs de variables de l'environnement.

Afin de ne pas donner trop d'importance à des espèces rares, seules celles présentes dans au moins 10% des 130 échantillons employés ont été considérées pour l'analyse. Les variables de l'environnement ont été choisies parmi un total de 22 variables incluant la profondeur, la vitesse, le type de fond, la pente, la lumière au fond et des indices composés adimensionnels tels que les nombres de Froude et de Reynolds.

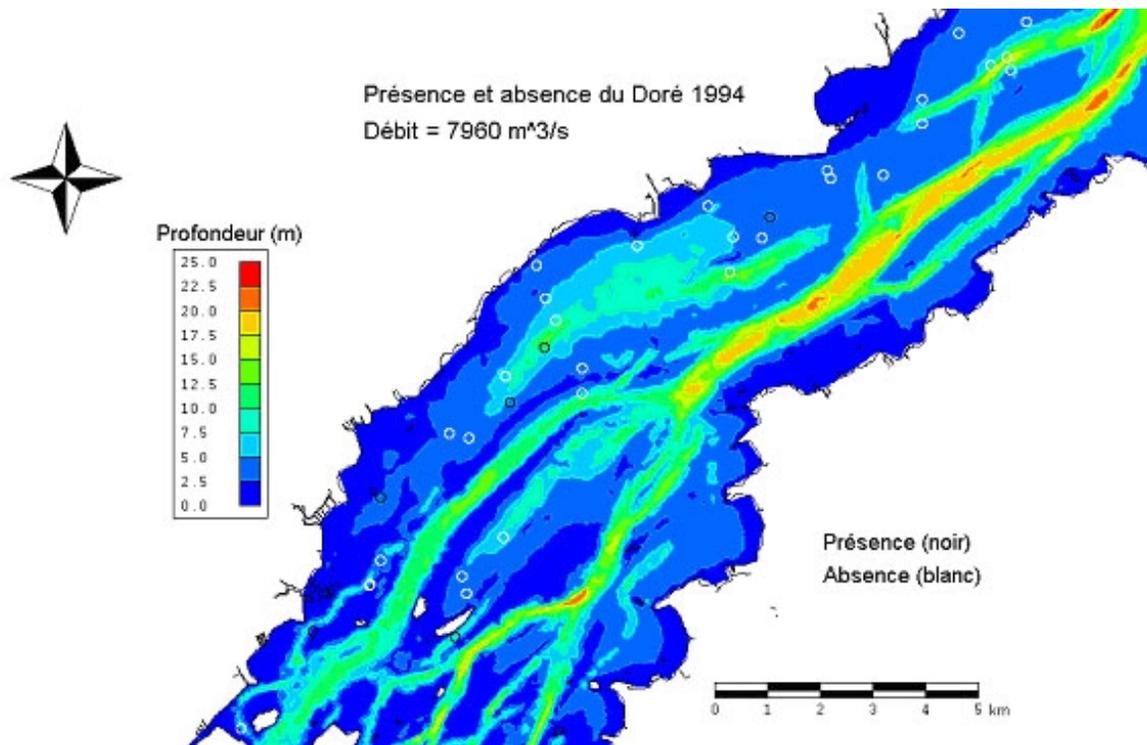


Figure 9: Position des points d'échantillonnage, montrant la présence (noir) et l'absence (blanc) du doré jaune en 1994 dans les captures expérimentales au filet à mailles multiples de l'OMNR.

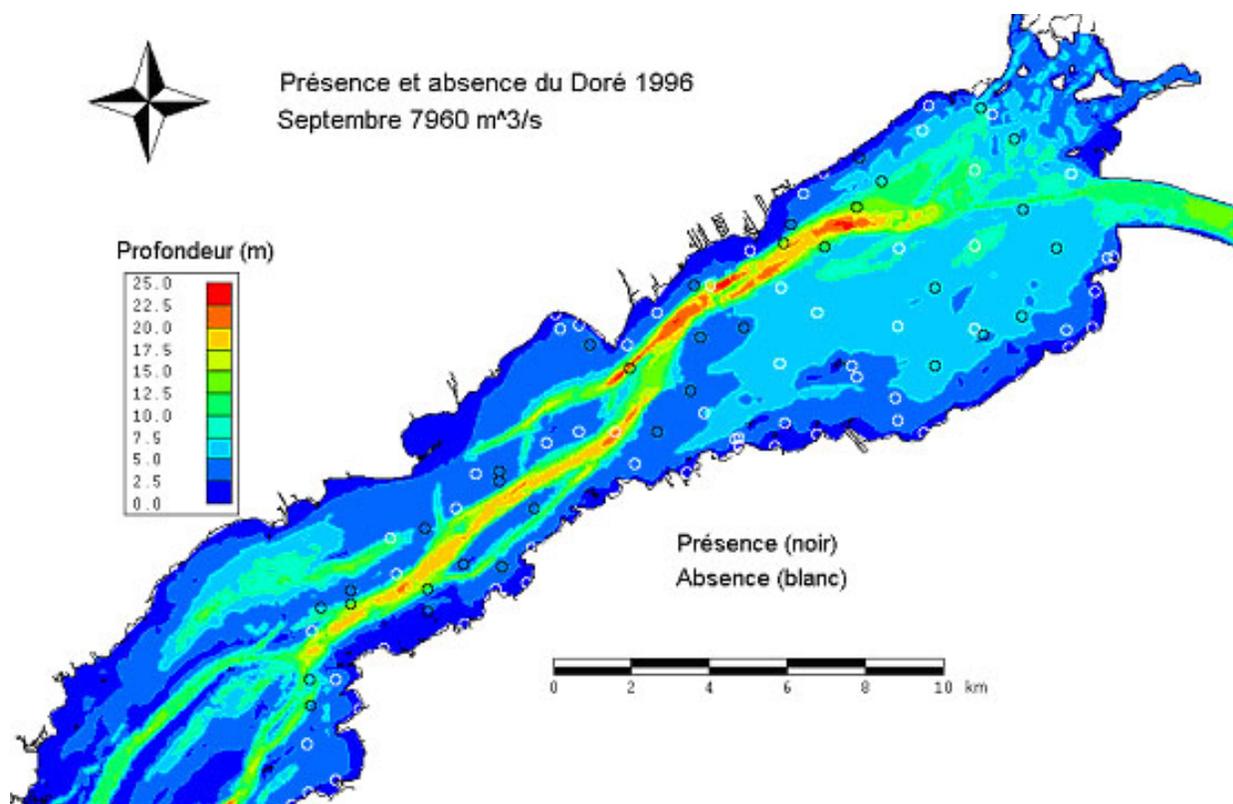


Figure 10 : Position des points d'échantillonnage du Québec dans le lac Saint-François en 1996 avec présence et absence de doré jaune dans les captures expérimentales au filet à mailles multiples de la FAPAQ.

Le logiciel Canoco (ter Braak & Smilauer, 1998) a été utilisé pour sélectionner les variables indépendantes, obtenir les résultats de l'analyse canonique et réaliser les tests de signifiante statistique. Ces derniers ont été obtenus à l'aide de simulations de Monte Carlo sur l'échantillon analysé. Les résultats ont été représentés graphiquement avec Canodraw (ter Braak & Smilauer, 1998).

4.5 Indice de la valeur intégrée de l'habitat, série temporelle d'habitat et corrélation habitat-abondance.

Lorsque le modèle biologique a été ajusté pour chaque espèce, les conditions moyennes de l'habitat pour le mois de juin (depuis 1985) ont été simulées à l'aide du logiciel MODELEUR/HYDROSIM/DISPERSIM. Pour chaque année et pour chaque espèce, la superficie avec probabilité de présence d'au moins un poisson a été calculée sur toute l'étendue du lac. Le seuil de probabilité de présence ou absence a été choisi en utilisant la fréquence relative dans les

données d'échantillonnage. Ainsi, une espèce observée dans 100 cas sur 150 aura un seuil de 66%, au delà duquel sa probabilité de présence sera égale à 1. On calcule ensuite la superficie du lac avec la probabilité de trouver au moins un poisson de l'espèce sélectionnée.

La superficie relative au total du lac, calculée pour chaque année permet de construire une série de valeur de l'habitat et de tracer son évolution en fonction des conditions de débit et de matières en suspension dans l'eau. La valeur prédictive de ce modèle est ensuite testée à l'aide d'une analyse de corrélation et de régression incluant les données d'abondance obtenus lors de sept campagnes annuelles d'échantillonnage de l'OMNR (1986, 1988, 1990, 1992, 1994, 1998, 2000) disponibles dans le lac pour le mois de septembre. En premier lieu, le calcul est réalisé pour les valeurs d'habitat correspondant aux années d'obtention des données d'abondance (1986, 1988, 1990, 1992, 1994, 1996, 1998 et 2000). Ensuite, un décalage progressif an par an est effectué, partant de l'hypothèse que les changements d'habitat peuvent avoir effets retardés sur les populations de poissons. En raison du nombre restreint d'observations dans la série, un décalage d'un maximum de cinq ans est utilisé.

5 Résultats

5.1 Facteurs abiotiques

5.1.1 Hydrodynamique

La calibration et la validation du modèle hydrodynamique ont été faites en utilisant les événements du 25-29 juillet 1994, du 4-7 juillet 1996, du 25-28 avril 1996 ainsi qu'en effectuant une comparaison avec le scénario 5 de l'atlas des courants du fleuve (Morin *et al.*, 2001). Une première simulation a été effectuée selon le scénario 5 de l'atlas des courants (Morin *et al.*, 2001), soit un événement sans plantes aquatiques avec un débit de 7500 m³/s. Les niveaux d'eau simulés avec le nouveau maillage étaient beaucoup trop hauts par rapport aux résultats du maillage original. Une réduction du coefficient de frottement de Manning de 0.006 a été faite par rapport aux travaux de Morin *et al.* (2001) sur une grande partie du lac, soit de l'amont de la pointe Beaudette jusqu'à l'amont de l'île de Cornwall afin d'obtenir des niveaux d'eau valables.

Les paramètres suivants ont été utilisés pour l'ensemble des simulations hydrodynamiques :

- Gravité = 9,806
- Coefficient de Coriolis = 0,000103058 (latitude de 45,1363°)
- Viscosité turbulente constante = 0
- Coefficient de longueur de mélange = 1
- Coefficient de longueur de mélange lié au maillage = 0
- Borne inférieure de la viscosité = 0,000001
- Borne supérieure de la viscosité = 100
- Manning pour le découverture = 10
- Porosité pour le découverture = 1
- Coefficient pour la convection = 1
- Nombre de Peclet = 1,1
- Coefficient de lissage de la surface libre = 0,00001
- Profondeur minimum admissible = 0,001 m
- Frottement de type Manning lié au substrat de 0,01028 à 0,051
- Frottement de type Manning lié aux plantes (état de croissance maximum) de 0 à 0,2

Les conditions définissant ces événements sont présentées au Tableau 2. Les résultats des niveaux d'eau mesurés et ceux obtenus lors des simulations pour ces événements sont présentés aux Tableaux 3 et 6. La comparaison des mesures de vitesses aux vitesses simulées montre que les nouveaux résultats possèdent un marge d'erreur semblable à celle obtenue par Morin (2001). Les valeurs simulées se comparent très bien aux valeurs mesurées (Figure 11, Figure 12 et Figure 13).

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

Un exemple de résultat hydrodynamique représentant les conditions d'écoulement pour le mois de juin 2000 est présenté à la Figure 14.

La conservation de la masse est une autre méthode de contrôle de la qualité des simulations. Elle est calculée comme suit :

$$(entr\acute{e}e\ d'eau - sortie\ d'eau)/entr\acute{e}e\ d'eau * 100\%$$

Sur les trois événements de calibration, la conservation est en moyenne de 8%. Une conservation de la masse inférieure à 10% est considérée comme satisfaisante dans ce genre de modèle.

Tableau 2: Conditions définissant les événements du 25-29 juillet 1994, du 4-7 juillet 1996 et du 25-28 avril 1996.

	25-29 juillet 1994	4-7 juillet 1996	25-28 avril 1996	Scénario #5 de l'Atlas des courants
Barrage Moses-Saunders	7685 m ³ /s	8410 m ³ /s	6887 m ³ /s	7500 m ³ /s
Grasse	15 m ³ /s	40 m ³ /s	120 m ³ /s	150 m ³ /s
Raquette	26 m ³ /s	75 m ³ /s	230 m ³ /s	280 m ³ /s
Coteau III	-198 m ³ /s	-300 m ³ /s	-200 m ³ /s	-300 m ³ /s
Valleyfield	-5 m ³ /s			
Saint-Régis	19 m ³ /s	52 m ³ /s	165 m ³ /s	195 m ³ /s
Coteau I	-88 m ³ /s	-485 m ³ /s	-302 m ³ /s	-250 m ³ /s
Beauharnois (selon bilan)	-7466 m ³ /s	-7820 m ³ /s	-7000 m ³ /s	-7695 m ³ /s
Aux Saumons	9 m ³ /s	24 m ³ /s	75 m ³ /s	90 m ³ /s
Aux Raisins	3 m ³ /s	9 m ³ /s	30 m ³ /s	35 m ³ /s
Plantes	85% (*70%)	35% (*50%)	0%	0%
Niveau aval de modèle	46,35 m	46,36 m	46,37 m	46,36 m

*c'est le % réellement utilisé en fonction de la partition de plante existante.

Tableau 3: Événement de calibration lac Saint-François, 25-29 juillet 1994, Q=7685 m³/s, plantes à 85% du maximum (70% utilisé).

Niveau d'eau	Théorique	Simulé
Cornwall	46,94	46,92
Summerstown	46,70	46,70
Coteau	46,45	46,44

Tableau 4: Événement de calibration lac Saint-François, 4-7 juillet 1996, Q=8410 m³/s, plantes à 35% du maximum (50% utilisé).

Niveau d'eau	Théorique	Simulé
Cornwall	46,99	46,93
Summerstown	46,72	46,70
Coteau	46,45	46,44

Tableau 5: Événement de calibration lac Saint-François, 25-28 avril 1996, $Q=6887 \text{ m}^3/\text{s}$, plante à 0% du maximum (0% utilisé).

Niveau d'eau	Théorique	Simulé
Cornwall	46,80	46.85
Summerstown	46,61	46.66
Coteau	46,47	46.47

Tableau 6: Scénario #5, Atlas des courants du fleuve $Q=7500 \text{ m}^3/\text{s}$, plante à 0% du max (0% utilisé).

Niveau d'eau	Théorique	Simulé
Cornwall	46,84	46,89
Summerstown	46,62	46,68
Coteau	46,45	46,47

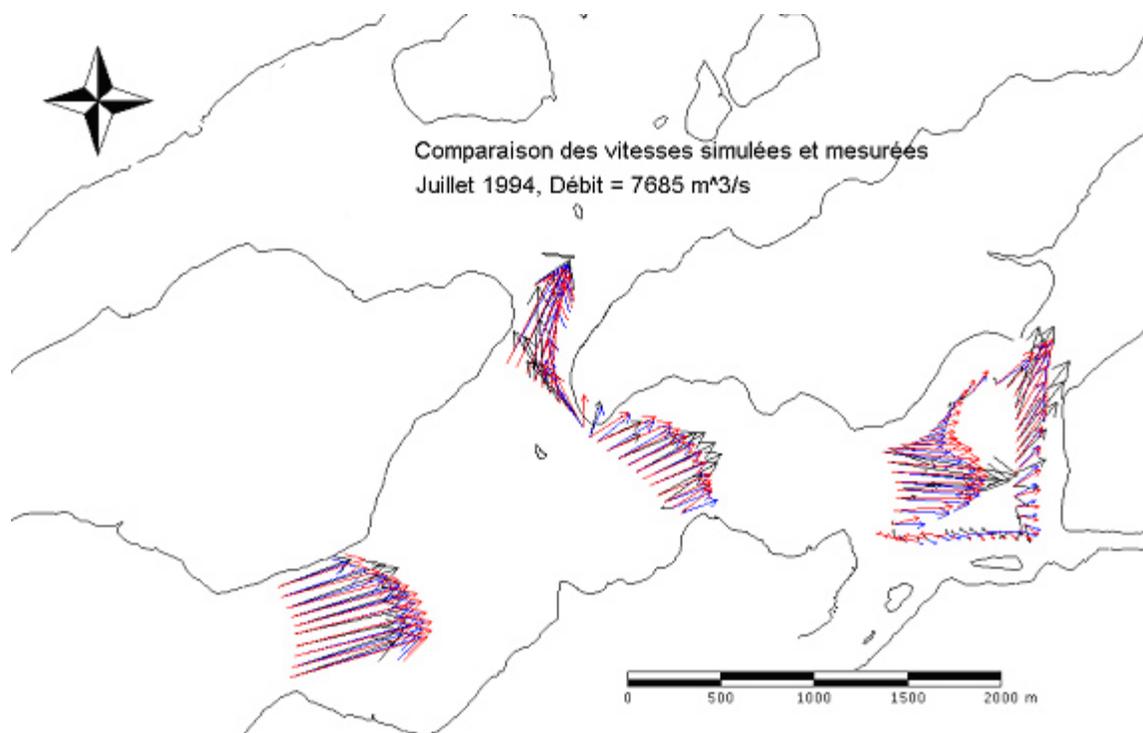


Figure 11: Comparaison entre les vitesses mesurées au courantomètre Doppler (noir), les vitesses simulées dans le cadre de ce projet (rouge) et les vitesses simulées (bleu) dans la thèse de Morin (2001). Conditions du 25-29 juillet 1994 : débit de $7685 \text{ m}^3/\text{s}$ et utilisation de 70 % de croissance des plantes. Secteur à l'embouchure de la rivière St-Régis.

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

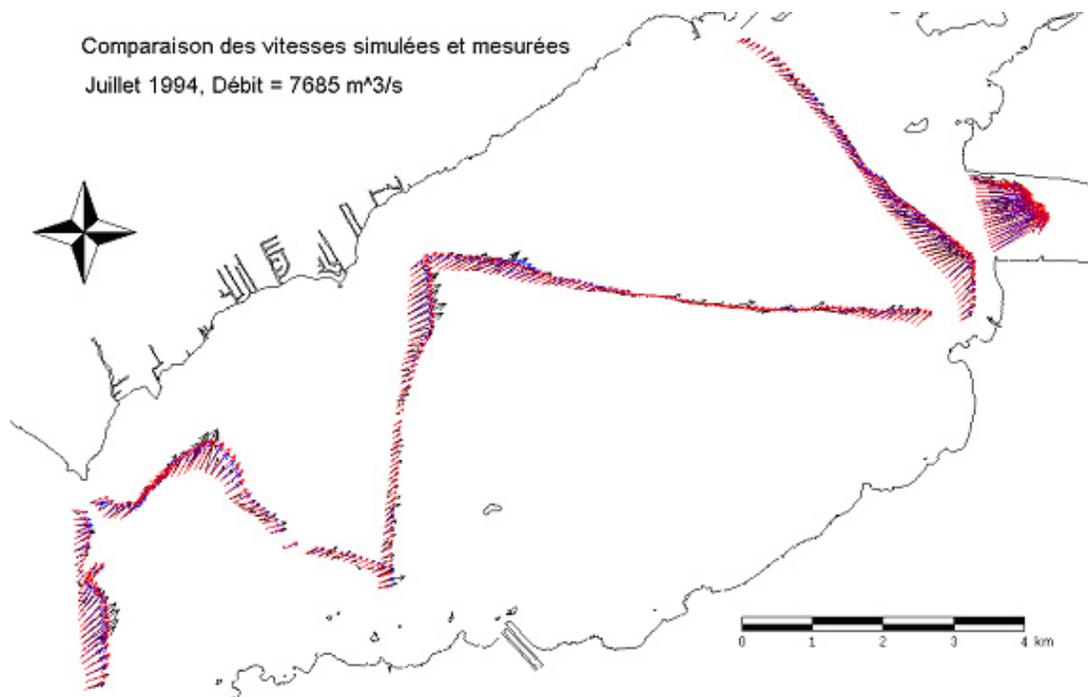


Figure 12: Comparaison entre les vitesses mesurées (noir), les vitesses simulées dans le cadre de ce projet (rouge) et les vitesses simulées (bleu) de Morin (2001). Conditions du 25-29 juillet 1994 : débit de 7685 m³/s et utilisation de 70 % de croissance des plantes. Secteur aval du lac.

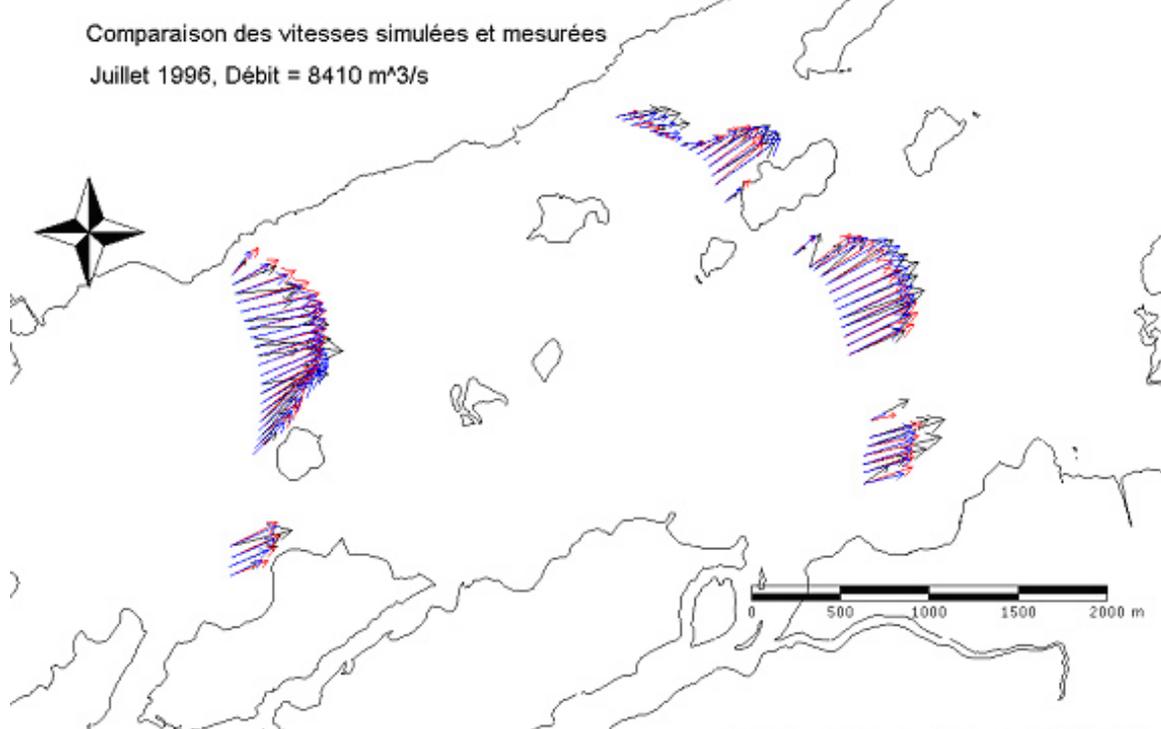


Figure 13: Comparaison entre les vitesses mesurées (noir), les vitesses simulées dans le cadre de ce projet (rouge) et les vitesses simulées (bleu) dans la thèse de Morin (2001). Conditions du 4-7 juillet

1996 : débit de $8410 \text{ m}^3/\text{s}$ et utilisation de 50 % de croissance des plantes. Secteur aval du lac entre les rivières St-Régis et Aux Saumons.

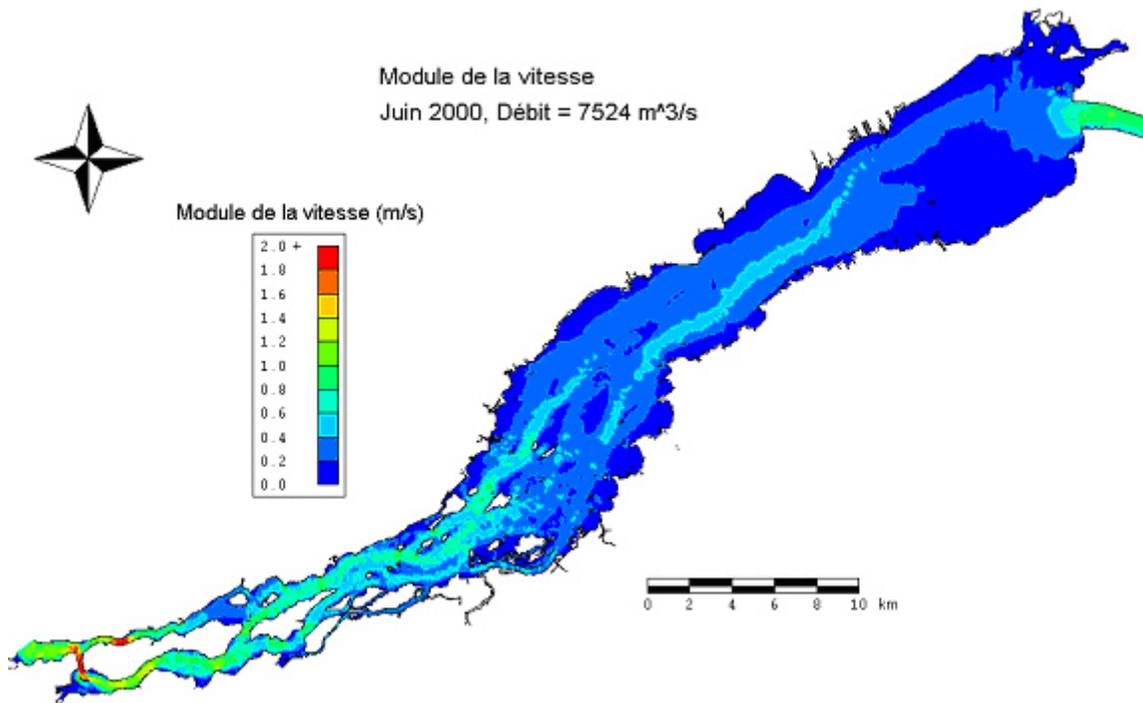


Figure 14: Module de la vitesse pour juin 2000. Débit de $7524 \text{ m}^3/\text{s}$.

5.1.2 Matière en suspension et lumière

La calibration du coefficient de diffusivité a été ajustée de façon à ce que l'ouverture du panache simulé corresponde à celui présent sur l'image satellite. Cette image laisse voir les panaches laissés par les tributaires en rive droite (Figure 16). Les simulations de MES ont été conduites avec une concentration imposée de 50 mg/l dans les tributaires et de $0,5 \text{ mg/l}$ pour le fleuve. Le résultat de la simulation obtenu avec la diffusivité ajustée est présenté à la Figure 15, où on peut y comparer avantageusement la distribution spatiale des masses d'eau.

La diffusivité ajustée a permis de calibrer la vitesse de sédimentation. La simulation des conditions de MES a été comparée avec les mesures d'une campagne de terrain effectuée en octobre 2002. Les données de MES recueillies lors de la campagne de terrain ne sont malheureusement pas représentatives d'une situation permanente stable, comme la simulation de MES le suppose. En effet, il y avait en octobre 2002 de la matière organique provenant de la sénescence des plantes et également une présence de matériaux remis en suspension par les vents

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

importants des jours précédents la campagne de terrain. La validation a consisté en une comparaison des valeurs pour trois stations (#1, #3 et #11), situées dans ou près du chenal maritime (Tableau 7 et Figure 17). Par leur localisation, ces trois stations sont plus susceptibles de bien représenter le comportement normal en régime permanent. Une concentration de 1,1 mg/l a été imposée comme condition aux limites pour le fleuve et les tributaires de façon à avoir une bonne valeur à la station de mesure #4 à mi-chemin du lac.

Des exemples de calcul de MES et de lumière sont présentés plus loin (Figure 18 et Figure 19). Ces figures représentent un même événement hydrodynamique correspondant au mois de juin 2000, tel qu'utilisé pour la reconstitution des conditions d'habitat.

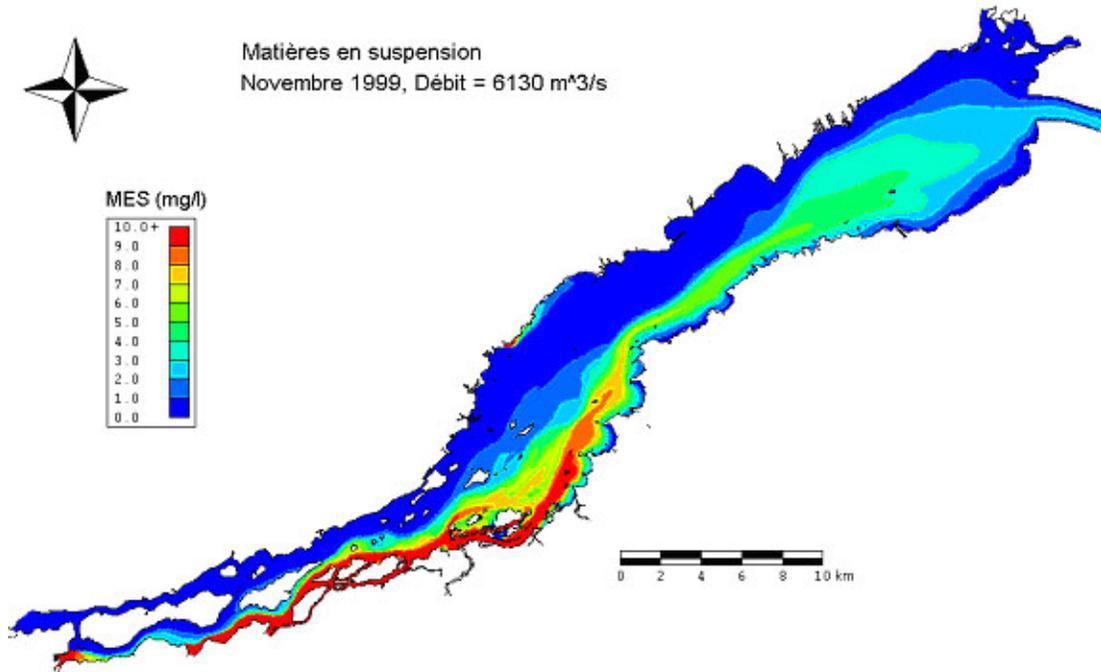
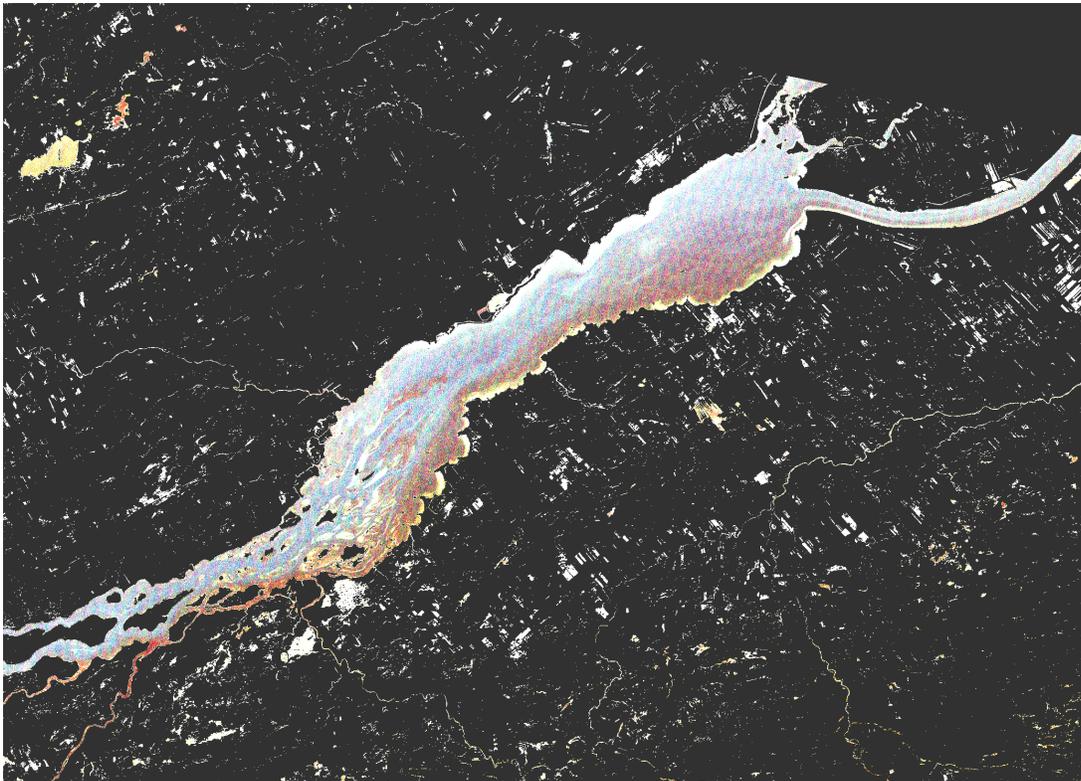


Figure 15: Matières en suspension simulées correspondant à l'image LANDSAT prise le 1^{er} novembre 1999. Concentration imposée de 50 mg/l dans les tributaires et de 0.5 mg/l pour le fleuve.



Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

Figure 16: Image Landsat prise le 1er novembre 1999 (composite).

Tableau 7: Comparaison entre les concentrations de MES simulées et mesurées en octobre 2002.

Station	Mat. particulaire total mg/l	Simulation MES mg/l
1	0,53	0,58
2	0,36	0,59
3	0,78	0,76
4	0,81	0,81
5	0,47	0,66
6	0,69	0,96
7	0,48	1,05
8	0,96	1,39
9	0,72	1,02
10	0,70	0,88
11	0,65	0,52

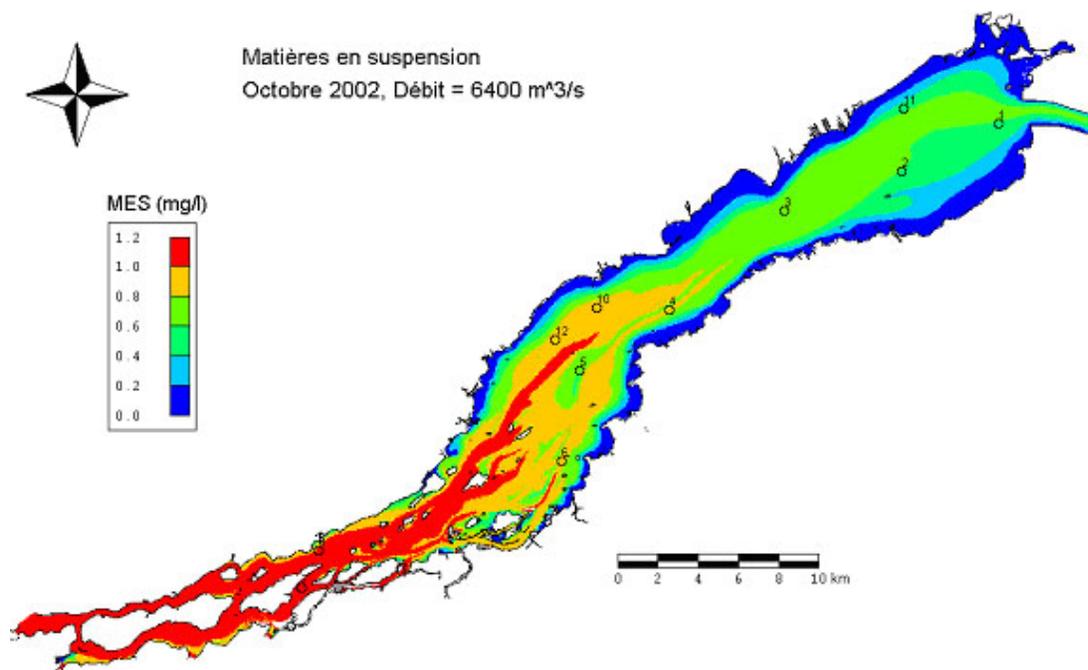


Figure 17: Matières en suspension simulées correspondant à la campagne de terrain d'octobre 2002 et positions des stations de cette campagne. Concentration imposée de 1,1 mg/l dans les tributaires et pour le fleuve.

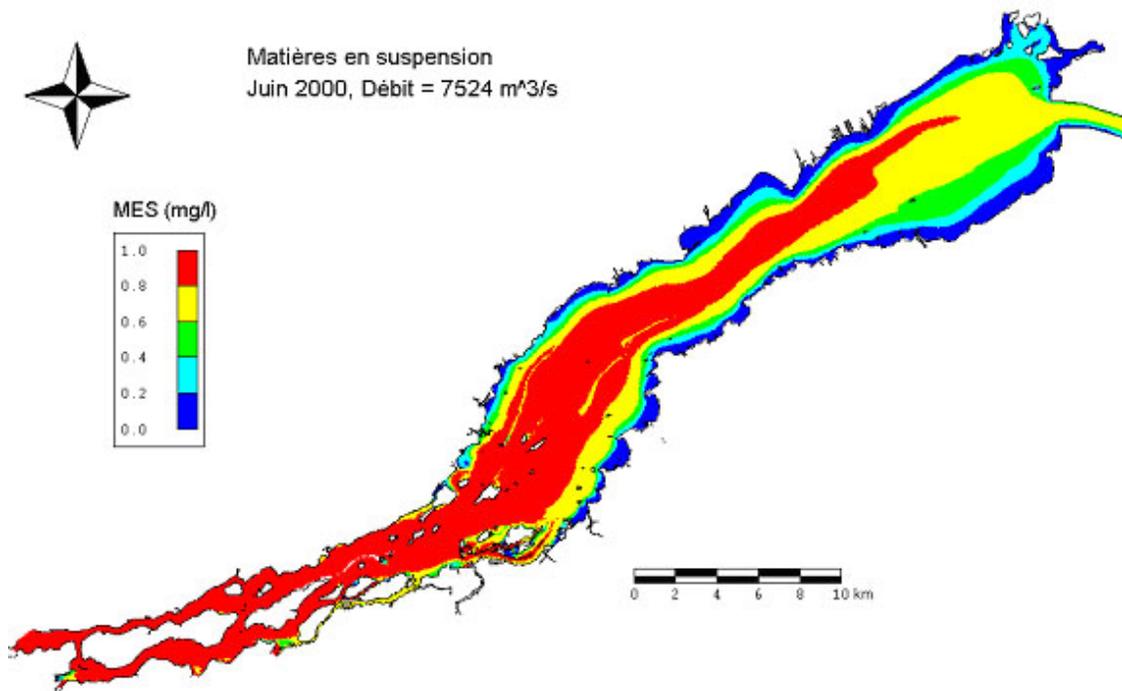


Figure 18: Exemple d'une simulation de MES utilisée pour calculer l'évolution de l'habitat du poisson.

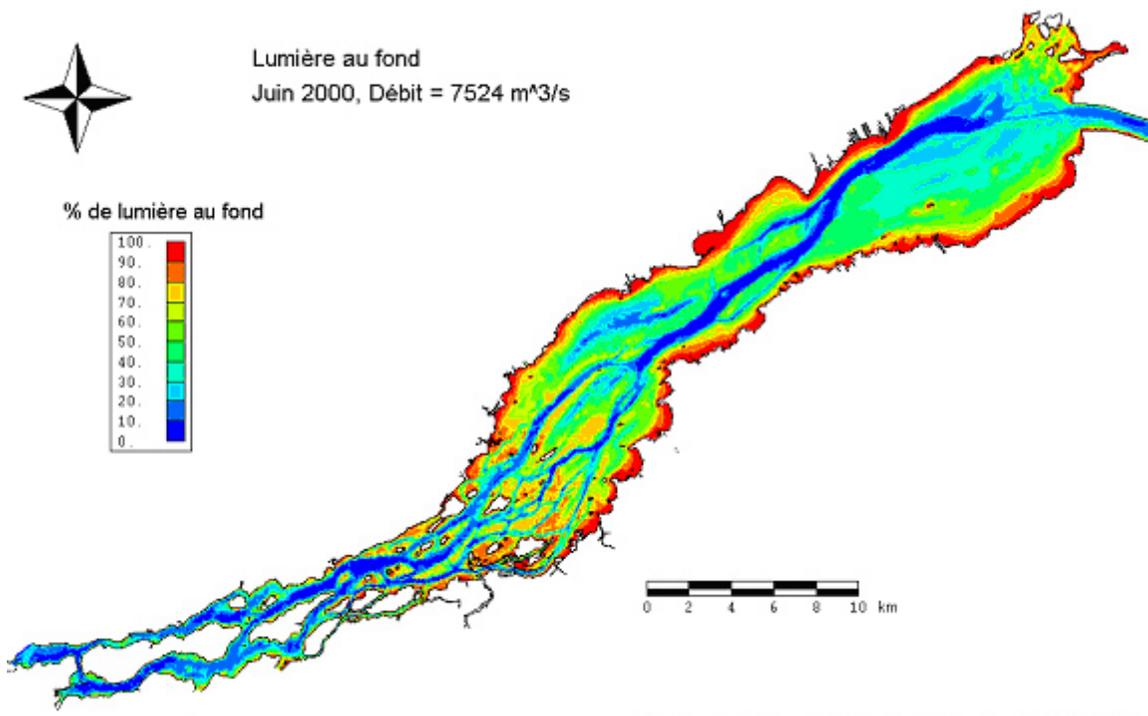


Figure 19: Pourcentage de la lumière incidente à la surface parvenant au fond pour juin 2000. Concentration imposée de 0,45 mg/l dans les tributaires et pour le fleuve.

5.2 Modèle biologique d'habitat

5.2.1 Régressions univariées

Les résultats sont présentés dans le Tableau 8. Seules les variables avec un degré de signifiante $\alpha < 0,10$ y ont été incluses.

Tableau 8: Résultats de l'analyse univariée pour quatre espèces. -= non significatif. A=absences, P=présences. Est: valeur estimée du paramètre; Wald: statistique semblable au χ^2 qui permet de tester la signifiante.

Variable	<i>S. vitreum</i> (A=200, P=63)			<i>E. lucius</i> (A=52, P=211)			<i>P. flavescens</i> (A=28, P=235)			<i>M. dolomieu</i> (A=212, P=51)		
	Est	Wald	α	Est	Wald	α	Est	Wald	α	Est	Wald	α
Profondeur	0,086	4,64	0,030	-0,085	4,43	0,035	-0,181	15,26	<0,000 1	0,117	8,40	0,004
Vitesse	4,266	9,15	0,003	-	-	-	-4,114	5,442	0,019	-	-	-
Pente	-	-	-	-	-	-	-50,68	30,80	0,099	-11,72	5,59	0,018
Pente sans courant	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Variation Pente	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Froude	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Débit Spécifique	0,286	6,21	0,013	-0,398	10,54	0,0012	-0,641	18,95	<0,000 1	0,245	4,53	0,033
Reynolds	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lumière au Fond	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
%Vallisneria	-	-	-	0,020	17,49	<,0001	0,022	10,17	0,001	-	-	-
%Nitella	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
%P.richards onni	-	-	-	0,087	11,43	0,0007	0,079	5,40	0,019	-0,036	3,86	0,049
%M.spicatum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
%P.pectinatus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
%E.canadensis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
%H.dubia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Biom. totale Plantes	- 0,0082	5,71	0,016	0,0123	6,58	0,010	-0,019	7,65	0,006	-0,0065	3,36	0,067
%Gravier	-	-	-	-	-	-	-0,111	7,87	0,005	-	-	-
%Sable	0,0094	3,93	0,047	-0,016	9,56	0,002	-0,014	4,47	0,034	-	-	-
%Limon	-	-	-	0,018	4,34	0,037	-	-	-	0,020	6,53	0,011
%Argile	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

L'analyse univariée montre que sur 21 variables, il y en a dix pour lesquelles au moins une espèce présente une corrélation avec un niveau de signifiante de $\alpha < 0,10$. La profondeur et le débit spécifique

présentent des relations significatives pour toutes les espèces, bien qu'avec des signes différents. La relation est positive pour le doré jaune et l'achigan; elle est négative pour les deux autres espèces. Une relation significative avec un indice de la biomasse de plantes est aussi identifiée dans tous les cas; elle positive avec le brochet, et négative avec les autres espèces. Ensuite, le sable est une variable significative pour trois espèces, son influence est positive pour le doré jaune, et négative pour le grand brochet et la perchaude. Également, l'abondance relative de la macrophyte *P. richardsonni* est positivement corrélée à celle de la perchaude et du grand brochet, et négativement corrélée à celle de l'achigan à petite bouche. La vitesse du courant, la pente maximale, *V. americana* et le limon sont corrélés significativement dans au moins deux cas avec signe opposé. Finalement, le gravier est corrélé négativement à la présence de la perchaude.

5.2.2 Régressions logistiques multivariées

5.2.2.1 Doré jaune

Pour le doré jaune, la seule variable significative est la lumière au fond, avec un R^2 ajusté de 37% et un pourcentage moyen de prédictions correctes de 68%. Ce résultat exprime la forte influence de cette variable sur la distribution de l'espèce au lac Saint-François, c'est à dire le fait que sa probabilité de présence diminue rapidement avec l'augmentation de l'intensité lumineuse. Toutes les autres variables sont éliminées de la sélection pas à pas. Le modèle qui en résulte est présenté au Tableau 9. Aucune variable liée à la présence ou à la biomasse des plantes aquatiques n'a été incorporée dans le modèle logistique. Donc, la présence ou l'absence de plantes ne change pas le résultat final, du moins avec les données utilisées (Tableau 10).

Étant donné qu'il est impossible de faire la différence entre les individus capturés le jour et la nuit (les pêches au filet durent 24 heures), il est possible que certains d'entre eux soient capturés la nuit dans des conditions d'habitat moins favorables pour leur survie pendant le jour. Cela implique, d'une part, qu'ils se déplacent tous les jours sur une grande distance ou, d'autre part, qu'ils se cachent dans des sites où la lumière est absente. Ces conditions suggèrent que la fenêtre d'activité journalière à ces sites moins propices est restreinte, et que la condition physique des dorés y est probablement moins bonne. Il se peut aussi que les dorés occupent de sites optimaux du point de vue de la lumière, mais moins adéquats convenables par rapport à d'autres variables telle que la vitesse du courant. En d'autres termes, sur ces sites moins propices, les poissons sont

exposés à des conditions marginales de qualité d'habitat. Pour tester cette hypothèse, nous avons calculé, pour les poissons trouvés à chaque site, le coefficient de condition relatif (W_r , Anderson & Neumann, 1996), lequel est très dépendant de la disponibilité de nourriture chez le doré jaune. Nous avons observé une tendance significative à la diminution de ce coefficient avec le temps dans les captures de l'OMNR de 1984 à 2000 ($r = -0,33$, $P < 0,01$, $n = 150$).

Nous avons donc éliminé les observations situées sous le quartile inférieur, correspondant à la valeur de 97,8, lors des échantillonnages de 1994 et de 1996. L'échantillon final est composé de 28 observations de présence et 102 d'absence. Les résultats des régressions logistiques sont différents de ceux provenant de l'ensemble de la population. D'abord, si on introduit les plantes dans le modèle *forward stepwise*, seule *P. richardsonni* est sélectionnée parmi les variables (Tableau 11), ce qui donne pour ce modèle un R^2 de 56%. Pour le modèle sans plantes, quatre autres variables sont sélectionnées en plus de la lumière. Ce modèle possède un R^2 de 51% et une prédiction correcte dans 80% des cas. Les dorés jaunes en meilleure condition physique ont donc tendance à être placés à des endroits ayant une plus faible lumière, une plus forte vitesse du courant, un moindre Reynolds et un plus grand contenu de sable. Les endroits profonds avec des forts courants, comme ceux situés près de la voie maritime, semblent être évités. Les lieux littoraux à faible courant, très bien illuminés, sont rarement fréquentés par les individus en bonne condition physique. Ce résultat est en opposition avec ce qui a été observé dans les lacs plus turbides et profonds, là où les dorés jaunes habitent les zones littorales et où ils évitent les zones profondes.

5.2.2.2 Grand brochet

Trois variables expliquent 38% de la variabilité totale des données de « présence-absence » et les prédictions correctes correspondent à 81% du total (Tableau 9). Comme pour le doré jaune, la lumière est une variable importante pour le grand brochet, tout comme la présence de sable et le nombre de Reynolds. La probabilité de présence du grand brochet augmente avec la diminution de la valeur de ces variables.

Si on incorpore les plantes aquatiques au modèle, seul le sable maintient une contribution significative à laquelle s'ajoute celle de l'indicateur de la biomasse végétale totale et l'abondance relative de *P. richardsonni* (Tableau 10). La régression classe correctement 85% des données,

avec un R^2 de 39%. Le modèle sans plantes montre une performance très semblable, en termes statistiques, à celui avec macrophytes et il peut être utilisé en substitution sans perte de pouvoir prédictif important.

Les habitats sélectionnés par cette espèce correspondent en général à un environnement lentique ou lotique de dépôt, avec une pénétration de lumière modérée. De plus, sa présence est liée négativement au pourcentage de la macrophyte *P.richardsonni*, une espèce typique de milieux lotiques.

5.2.2.3 Perchaude

La réponse de cette espèce est très semblable à celle du grand brochet, sauf pour ce qui est de l'absence de contribution significative du sable. L'ajustement représente un R^2 de 43% et les valeurs sont prédites correctement dans 87% des cas (Tableau 9). Ces résultats suggèrent qu'il y ait une forte correspondance entre l'habitat du grand brochet (prédateur) et celui de la perchaude (proie), ce qui n'est pas le cas pour le doré jaune. La régression avec les plantes ne modifie pas le modèle final, et celles-ci peuvent donc être exclues de ce modèle sans perte d'information (Tableau 10).

Ces résultats mettent en évidence que la perchaude évite les habitats exposés à une lumière intense et un nombre de Reynolds élevé. Cette dernière variable exprime le rapport entre les forces inertiels et les forces visqueuses. Elle est directement proportionnelle au produit de la vitesse par la profondeur, et inversement proportionnelle à la viscosité de l'eau. Étant donné que la viscosité est relativement constante, on utilise plutôt le débit spécifique, qui représente la quantité d'eau qui passe par seconde à un point donnée du fleuve, et pourtant donne information au même temps de la quantité de matériaux transportés en dérive. Ces résultats expriment une préférence de cette espèce par les milieux lenticques ou lotiques de dépôt.

5.2.2.4 Achigan à petite bouche

Bien que la seule variable retenue au seuil $\alpha < 0,10$ soit la profondeur, la lumière a aussi été incorporée au modèle en raison d'une contribution presque significative ($P=0,11$). Ceci permet en même temps de comparer la réponse de cette espèce par rapport aux autres pour lesquelles la

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

lumière est une variable significative. Ce modèle possède un R^2 faible, de 10%, mais son pourcentage moyen de prédictions correctes est de 81%.

La régression avec les plantes aquatiques ne change pas les résultats finaux du modèle, aucune variable de plantes n'étant incorporée. Ces résultats montrent que les probabilités de présence de cette espèce augmentent au lac Saint-François, avec des habitats à la fois plus profonds et plus illuminés, indépendamment de la présence de plantes.

Tableau 9: Valeurs des paramètres ajustés pour chaque espèce pour le modèle logistique multivarié sans plantes. Les variables ont été sélectionnées selon la méthode pas à pas ($P < 0,05$). _=non significatif.

	Ordonnée à l'origine	Lumière	Profondeur	Reynolds	Sable
Doré (P=39; A=91)	1,291	-3,137	–	–	–
Grand brochet (P=95; A=35)	8,498	-7,182	–	-1,578	-0,016
Perchaude (P=111; A=19)	9,630	-8,711	–	-1,939	–
Achigan (P=27; A=103)	-4,536	2,878	0,277	–	–

Tableau 10: Valeurs des paramètres ajustés pour chaque espèce dans le modèle logistique multivarié avec plantes. Les variables ont été sélectionnées selon la méthode pas à pas ($P < 0,05$). _=non significatif.

	Ordonnée à l'origine	Lumière	Profondeur	Reynolds	Sable	Biomasse plantes	<i>P. richardsonni</i>
Doré	1,291	-3,137	–	–	–	–	–
Grand brochet	1,007	–	–	–	-0,023	0,042	-0,052
Perchaude	9,630	-8,711	–	-1,939	–	–	–
Achigan	-4,536	2,878	0,277	–	–	–	–

Tableau 11: Valeurs des paramètres ajustés pour le doré jaune (modèle logistique multivarié) avec et sans plantes, avec un poids relatif (W_r) supérieur à 97,8. Les variables ont été sélectionnées selon la méthode pas à pas ($P < 0,05$). _=non significatif.

	Ordonnée à l'origine	Lumière	Vitesse	Reynolds	Sable	Pente sens écoulement	<i>P. richardsonni</i>
Avec Plantes	0,857	-8,746	13,675	-1,627	0,043	122,111	-0,106
Sans Plantes	0,526	-8,644	14,958	-1,595	0,038	123,682	non incluse

5.2.3 Représentation spatiale des modèles d'habitat selon les conditions simulées.

Les modèles biologiques ajustés avec la régression logistique multivariée sont représentés dans l'espace en utilisant le logiciel MODELEUR et ce, pour chaque conditions de débit et de matières en suspension (MES). Cela permet de connaître la distribution des habitats plus ou moins favorables aux poissons, selon un certain nombre d'intervalles choisis préalablement, à l'intérieur d'une échelle qui varie entre 0 (aucune probabilité de présence) et 1 (probabilité maximale de présence). Pour illustrer ces résultats, nous avons représenté graphiquement les aires d'habitat au lac Saint-François pour le mois de juin 2000, période caractérisée par une condition de débit moyen et une faible concentration de particules en suspension.

Le modèle biologique pour tous les individus de l'espèce doré (Figure 20) montre une ressemblance avec le modèle de lumière en lux présenté plus loin dans le rapport. Les zones les plus favorables à l'espèce se trouvent le long de canaux dans la partie fluviale et anastomosée, ainsi que dans la voie maritime dans la section lacustre. Des habitats de moins bonne qualité contournent généralement ces surfaces, ainsi que de grandes superficies au milieu du lac et en aval. Par contre, les aires situées près des berges ou en bordure des hauts-fonds de la section anastomosée sont complètement défavorables à la présence de cette espèce.

Le modèle développé pour le doré ayant une condition physique supérieure à 97,8 (W_r) montre une différenciation claire par rapport au modèle représentant tous les individus (ci-haut). L'habitat à l'intérieur des canaux profonds comme la voie maritime, est moins favorable même si les conditions de lumière y sont faibles. Les meilleurs habitats se trouvent autour des canaux plus profonds et dans la section fluviale du lac, bien qu'à ce dernier endroit, l'habitat semble plus fragmenté. Il existe une bonne correspondance entre la présence des dorés en bonne condition physique dans les données de captures de 1996 et les zones plus favorables à la présence de cette espèce (Figure 21). D'autres zones moins favorables où sont présents des dorés existent en aval du fleuve et au milieu du lac, près de la rive gauche (couleurs bleues et vertes). Étant donné que ce modèle incorpore aussi des variables comme la vitesse du courant et le nombre de Reynolds, il est évident que des valeurs élevées de ces variables rendent l'environnement moins favorable au

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

doré. En raison du manque de zones plus propices, les individus sont peut-être forcés d'occuper ces habitats moins favorables avec, comme résultat, une réduction de leur condition physique. À long terme cela peut conduire à une réduction de l'aptitude générale de l'espèce à vivre au lac Saint-François.

Cependant, le fait de trouver des individus en bordure des zones plus profondes peut aussi être une conséquence de captures réalisées pendant la nuit. Seule l'utilisation de modèles différenciés, construits pour l'habitat de nuit et de jour, permettra de résoudre cette question. Pour l'instant, il n'y a pas de données disponibles pour éclaircir cette question.

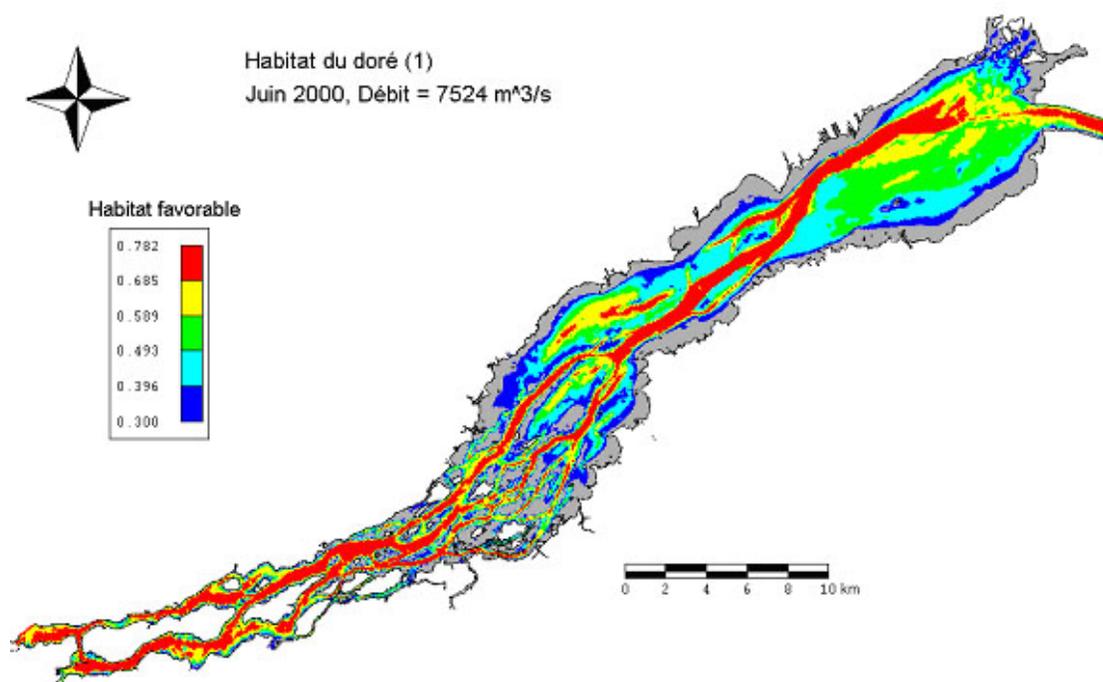


Figure 20: Habitat favorable au doré pour juin 2000. Débit de 7 524 m³s⁻¹. MES de 0,45 mg l⁻¹ à l'entrée du lac. Modèle logistique multivarié. Variable retenue : lumière. Le bleu indique les habitats moins favorables et le rouge indique les meilleurs.

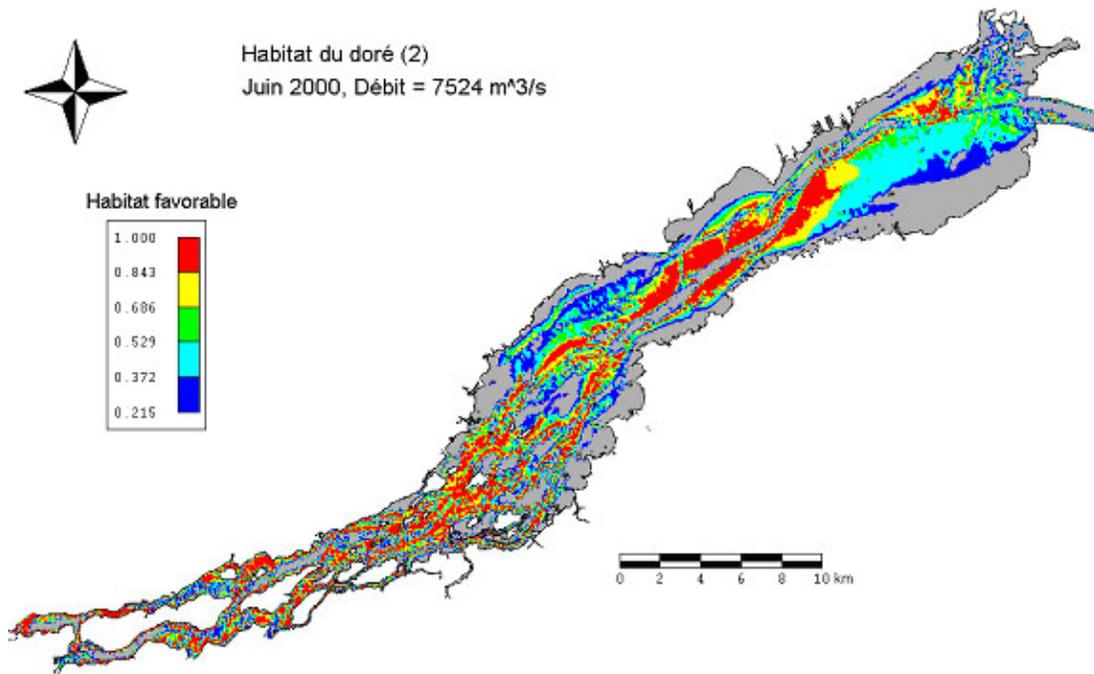


Figure 21: Habitat favorable au doré pour juin 2000. Débit de 7 524 m³ s⁻¹. MES de 0,45 mg l⁻¹ à l'entrée du lac. Modèle logistique multivarié sans plantes avec un coefficient de condition relatif (Wr) supérieur à 97,8. Variables retenues : lumière, vitesse, Reynolds, sable et pente dans le sens de l'écoulement. Le bleu indique les habitats moins favorables et le rouge indique les meilleurs.

Pour le grand brochet, les zones d'habitat les plus favorables se trouvent dans la portion lacustre en dehors des canaux profonds, ainsi qu'au milieu du lac près de la rive gauche. Les zones côtières ne sont pas utilisées par cette espèce, tandis qu'une grande partie du secteur fluvial en amont ne semble pas être favorable non plus, à l'exception de petites zones bien délimitées près des rives (Figure 22). Plusieurs endroits dans la section anastomosée sont aussi favorables.

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

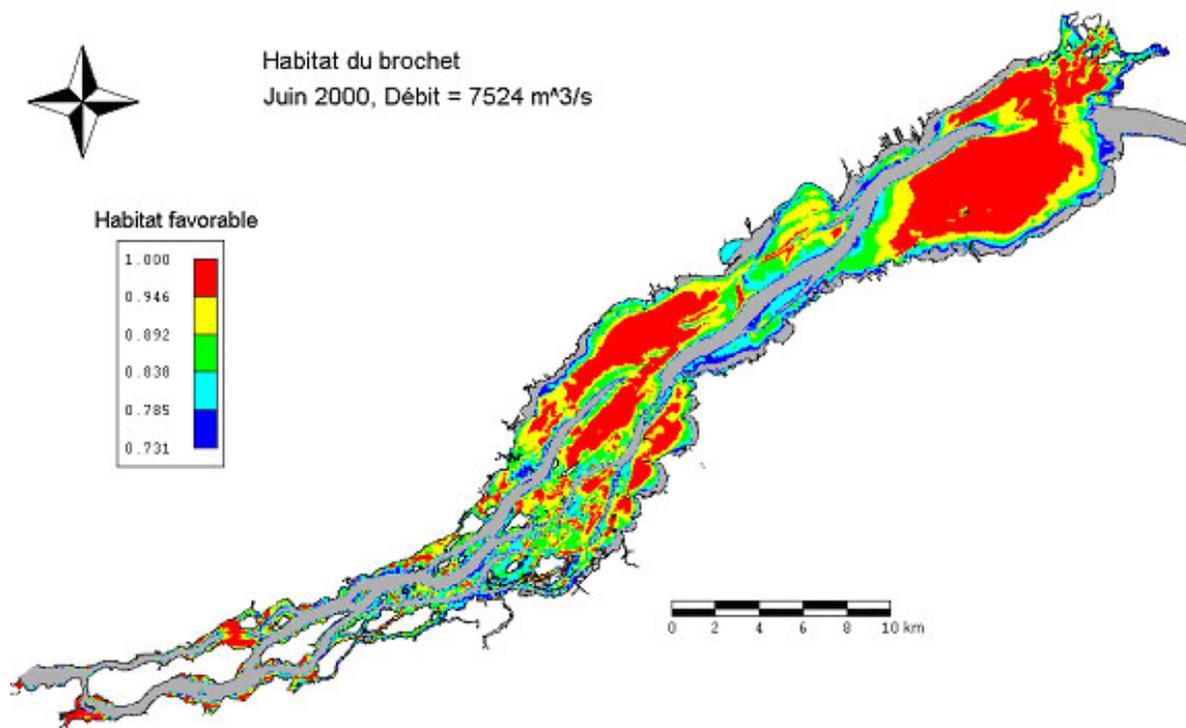


Figure 22: Habitat favorable au grand brochet pour juin 2000. Débit de 7524 m³ s⁻¹. MES de 0,45 mg l⁻¹ à l'entrée du lac. Modèle logistique multivarié sans plantes. Variables retenues : lumière, Reynolds et sable. Le bleu indique les habitats moins favorables et le rouge indique les meilleurs.

L'habitat de la perchaude est très semblable à celui du grand brochet, avec certaines différences qui ne semblent pas importantes. Ainsi, la perchaude occupe une superficie moins importante dans les secteurs fluviaux et anastomosés (Figure 23) et la limite des habitats moins favorables semble se trouver aussi un peu plus loin des zones côtières par rapport au grand brochet.

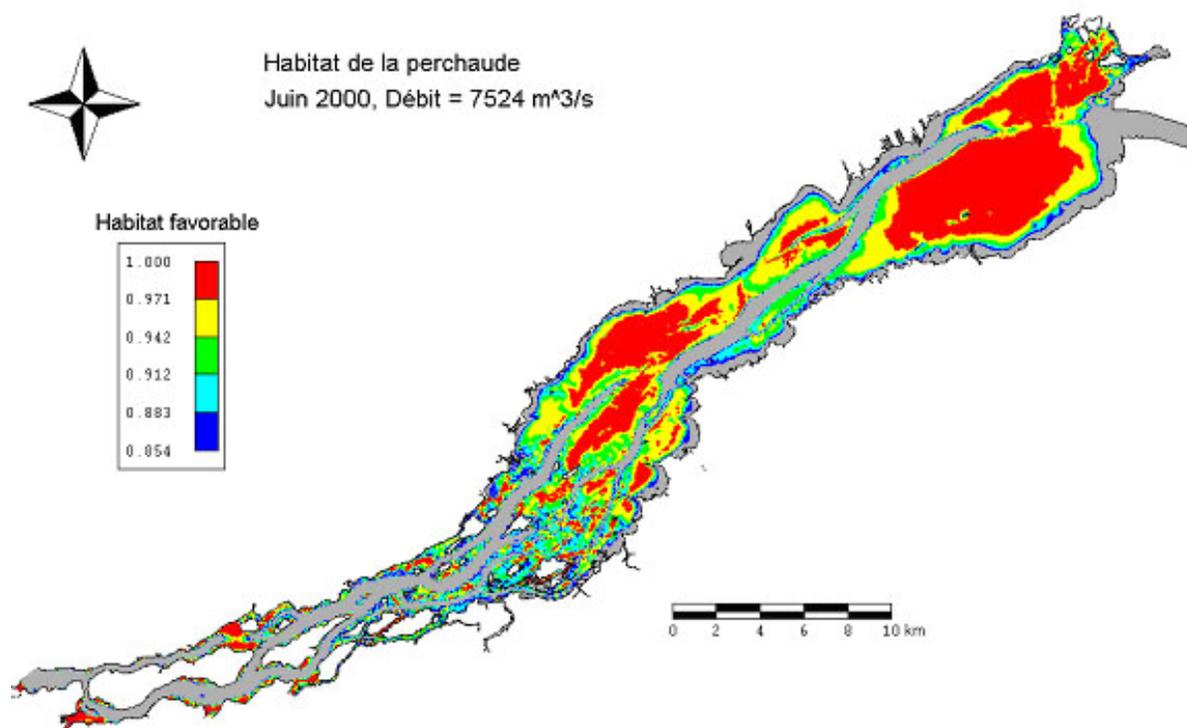


Figure 23: Habitat favorable à la perchaude pour juin 2000. Débit de 7524 m³ s⁻¹. MES de 0,45 mg l⁻¹ à l'entrée du lac. Modèle logistique multivarié. Variables retenues : lumière et Reynolds. Le bleu indique les habitats moins favorables et le rouge indique les meilleurs.

Finalement, l'habitat de l'achigan à petite bouche présente des traits particuliers (Figure 24). D'abord, sa superficie est très restreinte par rapport aux autres espèces et se limite principalement aux canaux profonds de la section fluviale et anastomosée, ainsi qu'à la voie maritime. On observe que des zones situées près des berges possèdent une faible qualité d'habitat pour l'achigan, ce qui est possiblement lié à la plus grande tolérance de celui-ci à la lumière par rapport aux autres espèces. Il est important de noter que le modèle biologique pour l'achigan dispose d'un plus faible pouvoir prédictif, étant donné le nombre réduit d'échantillons avec présence de cette espèce. Il serait nécessaire de compléter l'échantillonnage avec de nouvelles observations pour améliorer le modèle. D'autres engins de pêche pourront être utilisés car cette espèce, en raison de sa forme, est beaucoup moins vulnérable que les trois autres à la capture au filet maillant.

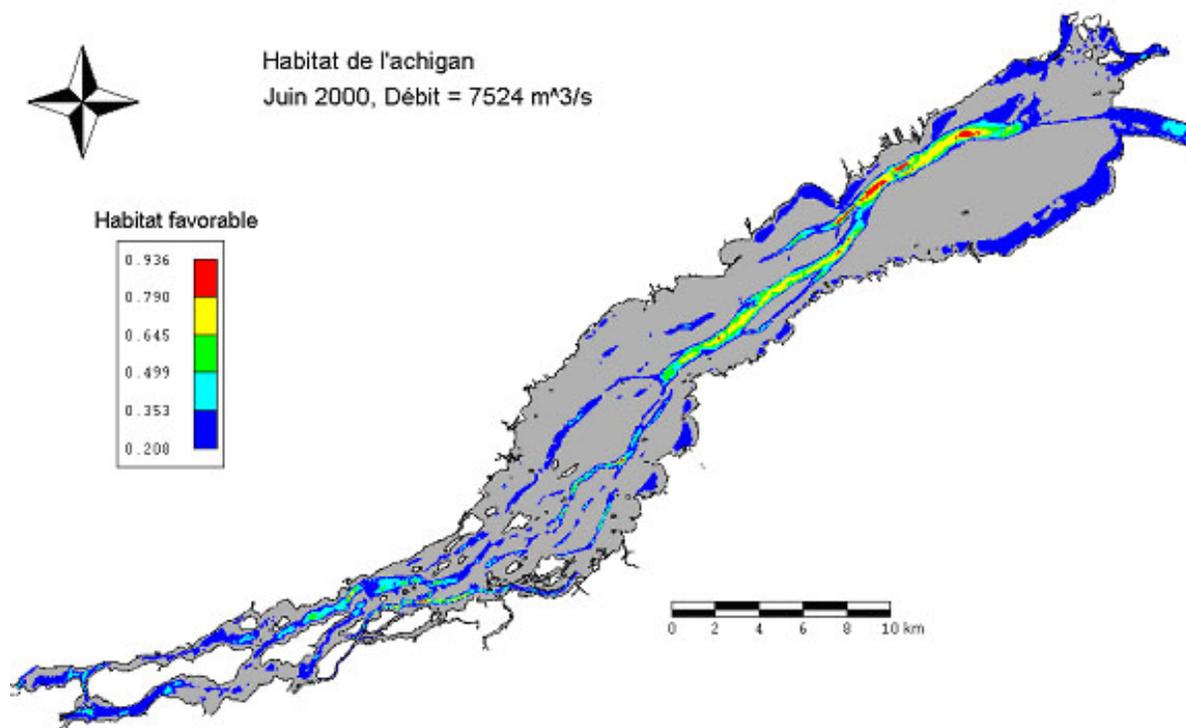


Figure 24: Habitat favorable à l'achigan à petite bouche pour juin 2000. Débit de 7524 m³ s⁻¹. MES de 0,45 mg l⁻¹ à l'entrée du lac. Modèle logistique multivarié. Variables retenues : lumière et profondeur. Le bleu indique les habitats moins favorables et le rouge indique les meilleurs.

5.2.4 Analyse canonique des correspondances sur la communauté de poissons

Pour l'analyse canonique des correspondances (ACC), 10 espèces ont été sélectionnées parmi les 23 présentes en fonction de leur fréquence de présence dans au moins 10% des observations (échantillons de 1994 et 1996). Par ailleurs, du total de 18 variables indépendantes (excluant les plantes aquatiques), six facteurs de l'environnement ont été retenus avec la sélection pas à pas (« forward stepwise »), en utilisant une probabilité d'entrée et d'élimination de $P < 0,05$. Le modèle canonique multivarié ajusté explique 21% de la variabilité totale dans la distribution des espèces sélectionnées, avec un degré élevé de signification pour l'ensemble de l'analyse et le premier axe orthogonal. Chaque axe de variabilité est corrélé avec un ensemble différent de variables (Tableau 12). L'axe canonique 1 reflète la profondeur et la lumière; les échantillons sont distribués positivement le long d'un gradient de lumière au fond. La profondeur et le nombre de Froude sont disposés du côté négatif de l'axe (Figure 25). Le doré jaune (STVI), le meunier

noir (CACO) et la barbotte brune (AMNE) se placent à gauche du diagramme, reflétant ses préférences pour de faibles intensités de lumière au fond, un indice Froude élevé et une plus grande profondeur. À l'extrémité opposée du gradient, on trouve l'achigan à grand bouche (MISA), le crapet-soleil (LEGI) et le méné à nageoires rouges (NOCR). La perchaude (PEFL), l'achigan à petite bouche (MIDO), le queue à tache noire (NOHU) et le grand brochet (ESLU) se situent au milieu du gradient. L'axe 2 reflète surtout le changement de pente, les deux variables les plus importantes étant la pente maximale du terrain et la deuxième dérivée de la pente dans le sens de l'écoulement (Figure 25). Cette dernière variable permet d'identifier la présence de fossés et de crêtes dans le relief du fond en suivant la direction du courant, tandis que la pente maximale reflète surtout la présence de canaux plus profonds. Le doré jaune et l'achigan à petite bouche se trouvent donc dans des endroits à plus forte pente maximale et proches des crêtes ou dans des endroits surélevés. Le crapet-soleil, l'achigan à grande bouche et la barbotte brune sont placés à l'extrémité opposée du gradient, c'est-à-dire, dans des endroits avec pentes moins prononcées et dans des creux de terrain. La perchaude, le grand brochet et le meunier noir se localisent au milieu du gradient. Finalement sur l'axe 3, la seule variable importante est le pourcentage d'argile, ce qui semble favoriser la présence des achigans et du queue à tache noire (Figure 26). Le crapet-soleil, le meunier et le doré jaune sont indépendants de cette variable, tandis que le grand brochet et la perchaude évitent les endroits argileux.

Tableau 12: Résultats de l'analyse canonique de correspondances pour les six variables environnementales retenues et les 10 espèces sélectionnées pour les données de la pêche expérimentale de 1994 et 1996.

Axes	1	2	3	Inertie totale
Valeurs propres	0,152	0,060	0,038	
Corrélations espèces-environnement	0,74	0,58	0,51	
Variance cumulée des données des espèces	11,5	16,1	18,9	
Variance cumulée des rapports espèces-environnement	55,0	76,8	90,6	
Somme des tous les valeurs propres non limités				1,32
Somme des valeurs propres canoniques				0,75 (21%)
Corrélations entre l'environnement et les axes canoniques				
Intensité relative de la lumière au fond (Lumière)	0,608	-0,197	0,101	
Profondeur au point d'échantillonnage (Profondeur)	-0,372	0,349	0,097	
Pourcentage d'argile (Argile)	-0,181	-0,179	0,360	
Pente maximale du terrain (Pente)	0,155	0,142	-0,093	
Dérivé seconde de la pente dans le sens du courant (Dérivé 2 Pente)	-0,128	-0,310	0,108	
Nombre de Froude (Froude)	-0,327	0,036	-0,048	
Coefficients canoniques pour les variables standardisées				
Intensité relative de la lumière au fond (Lumière)	0,444	0,202	0,268	
Profondeur au point d'échantillonnage (Profondeur)	0,099	0,381	0,269	
Pourcentage d'argile (Argile)	-0,106	-0,146	0,109	
Pente maximale du terrain au point d'échantillonnage (Pente)	0,177	-0,107	-0,086	
Dérivé seconde de la pente dans le sens du courant (Dérivé 2 Pente)	-0,038	-0,127	0,038	
Nombre de Froude (Froude)	-0,088	0,021	0,076	

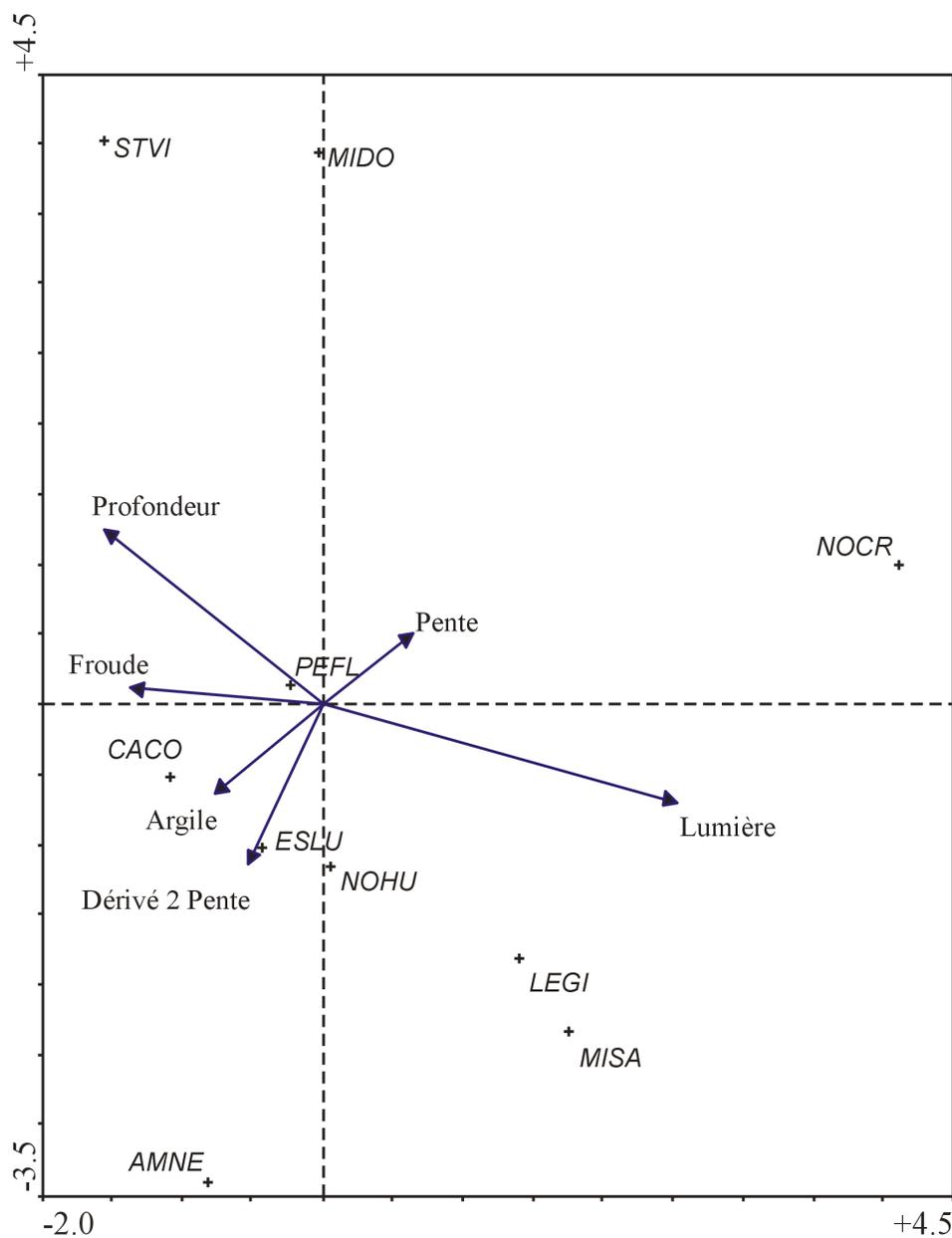


Figure 25: Représentation des espèces et des variables environnementales (biplot) sur les axes canoniques 1 (horizontal) et 2 (vertical).

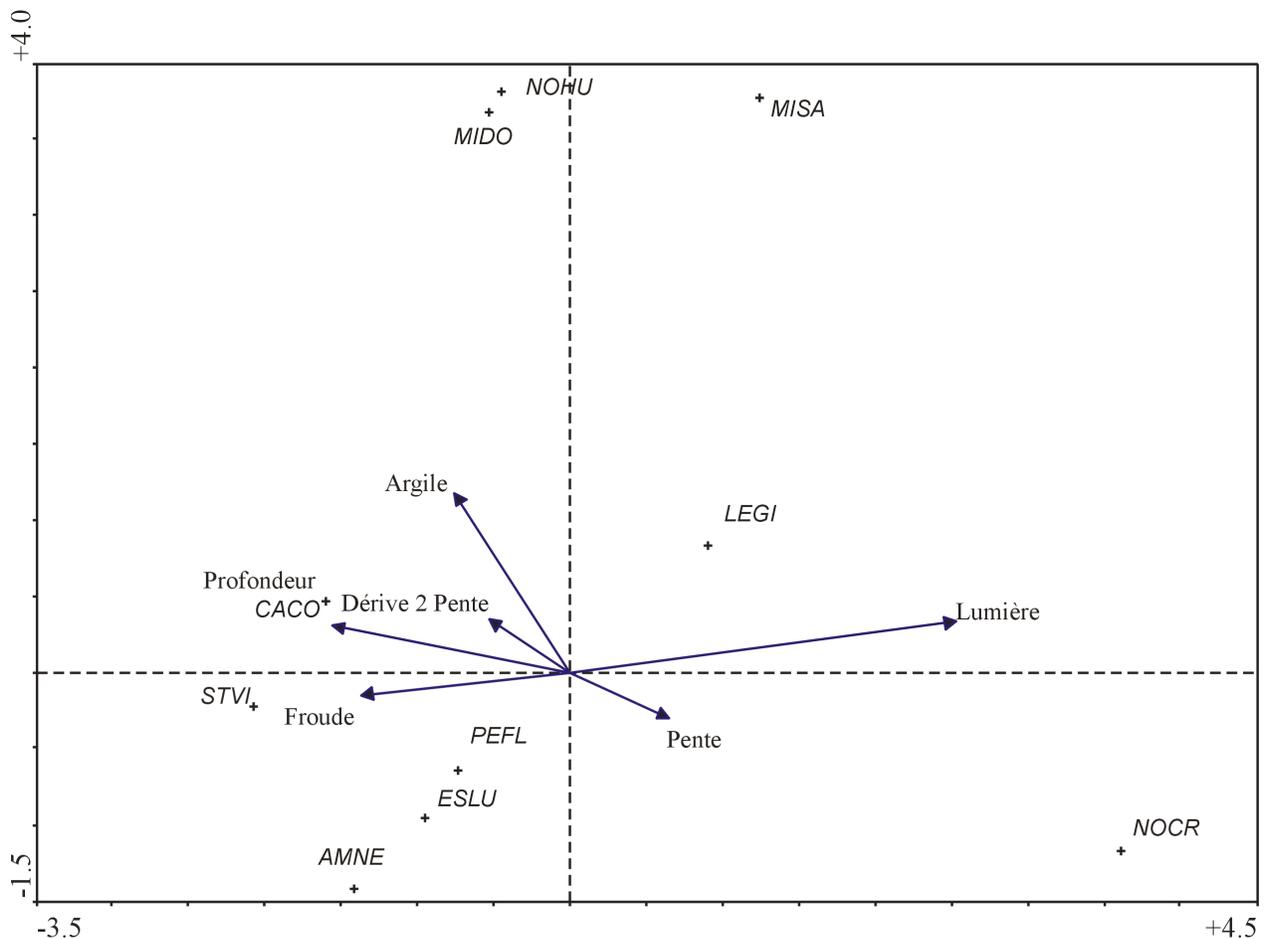


Figure 26 : Représentation des espèces et des variables environnementales (biplot) sur les axes canoniques 1 (horizontal) et 3 (vertical).

5.3 Intensité de la lumière au fond et préférences de lumière du doré jaune

La réponse du doré jaune à la lumière dans le modèle biologique a été élaborée à partir des données d'intensité relative par rapport à la surface de l'eau. L'intensité relative est utile pour comparer les réponses à la lumière de différentes espèces de poissons. Cependant, étant donné que pour le doré nous disposons d'un modèle pour des valeurs absolues de préférence d'intensités lumineuses (Lester *et al.*, 2000), nous avons procédé à la modélisation de la lumière présente au fond et ce, sur l'ensemble du lac. De cette façon, nous cherchons à identifier les zones du lac présentant une quantité de lumière se trouvant à l'intérieur de l'intervalle de préférence de cette espèce, et à ainsi établir de quelle façon la disponibilité de ces zones varie avec la concentration

de matières en suspension. Cette approche peut être utile à l'analyse de différentes mesures de gestion susceptibles ou non d'améliorer la situation du doré jaune dans le lac Saint-François.

Les études de Lester *et al.* (2000) établissent, d'après les mesures de Ryder (1977), que les valeurs optimales d'intensité lumineuse pour l'activité d'alimentation du doré jaune se retrouvent approximativement entre 10 et 75 lux ($0,016 \text{ W m}^{-2}$). Pour simplifier l'approche, nous avons choisi de fixer une limite maximale de 100 lux, au-delà de laquelle l'intensité lumineuse pourrait représenter des conditions nettement défavorables à l'alimentation du doré. L'examen des séries temporelles de radiation lumineuse (Figure 27), provenant de la station de Saint-Anicet (702FQLF), montre que le maximum de lumière est présent en juin près de l'heure du midi et qu'il atteint 3655 MJ m^{-2} , une valeur équivalente à 53 947 lux de lumière incidente. Selon Lester *et al.* (2000), dans des eaux à forte transparence et à faible profondeur, le doré aurait un maximum d'activité une heure avant ou après le coucher et le lever du soleil, respectivement. Un maximum de la superficie du milieu aquatique serait alors favorable à l'espèce. En moyenne 10% de la lumière étant réfléchi par la surface de l'eau à ces heures, celle qui pénètre dans la colonne d'eau serait proche de 649 lux en juin en tenant compte de la médiane de la série mentionnée ci-dessus. Pour le reste du temps avec la lumière du jour, les dorés devraient chercher refuge dans des autres limites du lac, en utilisant de sites comme les herbiers denses, des billes de bois submergées, des quais, des roches, et toutes autres structures subaquatiques l'offrant un abris de la lumière intense. Cette tactique a été observée à plusieurs reprises par différents auteurs (Ryder, 1977; Hazel & Fortin, 1986).

Par la suite, nous avons calculé la lumière au fond en lux en tenant compte de la profondeur et de l'absorption de la lumière dans l'eau pour une concentration de particules en suspension à Cornwall de 1,5, 1,0 et 0,5 mg l^{-1} , correspondant respectivement aux concentrations de MES mesurées avant 1991, entre 1992 et 1994 et après 1994 à l'amont du lac Saint-François. À cette fin, nous avons appliqué le modèle physique de pénétration de la lumière ajusté préalablement dans ce rapport, pour une condition de débit moyen de $7500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Avec cette information, nous avons simulé l'intensité lumineuse au fond pour toute la superficie du lac Saint-François.

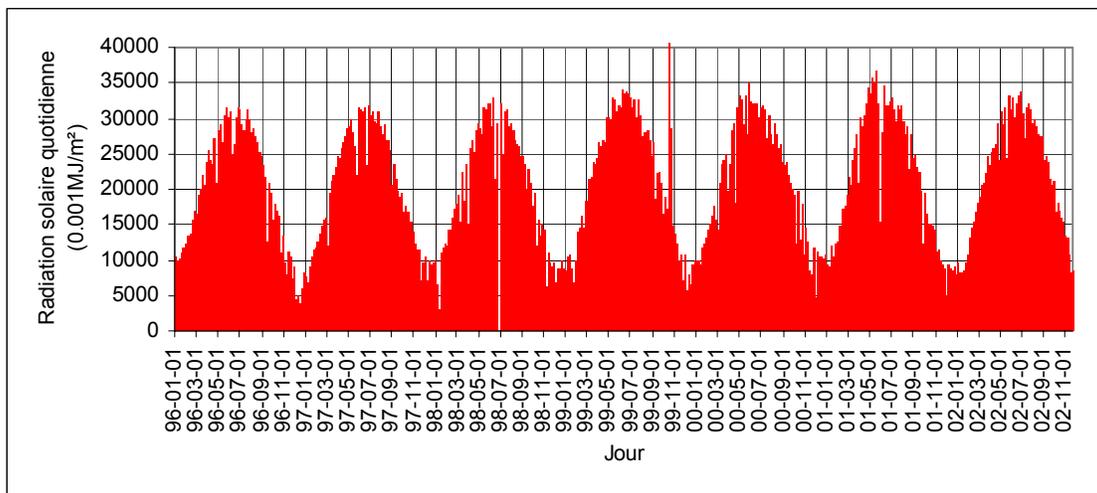


Figure 27: Variation de la radiation solaire (total quotidien) à la station de Saint Anicet entre 1996 et 2001.

Les résultats présentés à la Figure 28 indiquent que pour une concentration de particules de 1,5 mg l⁻¹, la plupart des habitats favorables à l'alimentation du doré (couleurs rouges) se trouvent dans les canaux plus profonds de la section fluviale en amont du lac, dans la partie anastomosée et dans la voie maritime tout au long du lac. Des endroits moins propices, mais encore à l'intérieur des valeurs tolérées (couleurs oranges), peuvent être trouvés en aval dans la partie lacustre, ainsi qu'au milieu du lac près du secteur anastomosé. Avec une concentration de 0,5 mg l⁻¹, on observe une réduction très importante des superficies propices au doré, particulièrement en aval du lac. Des sites favorables sont encore présents en amont des canaux plus profonds, mais leur disponibilité est réduite et ils manquent de la continuité observée à 1,5 mg l⁻¹. La surface du lac ayant une intensité de lumière médiane au tomber du soleil en juin passe de 116.8 km² avant 1991, à 88.6 km² en 1993 et à moins de 47.8 km² après 1995 pour une superficie totale de près de 254 km².

Les données de pêche expérimentale au filet du doré illustrent bien la correspondance entre les captures de poissons et l'intensité de la lumière au fond pour une concentration équivalente à celle observée pendant l'échantillonnage (Figure 29). Les points de présence se trouvent principalement près de canaux profonds ou près de la voie maritime, endroits où la simulation donne des intensités lumineuses en dessous de 200 lux. Par ailleurs, il faut considérer le fait que les filets ont pêché autant le jour que la nuit (24 heures), et que certaines captures en bordure des zones plus ombrageuses pourraient être le résultat d'un déplacement des poissons pendant les

heures sans lumière. De plus, la simulation a été faite pour une intensité médiane, alors qu'un jour nuageux de septembre peut être beaucoup moins lumineux. En fait, 27 présences, sur un total de 33, se trouvent à l'intérieur ou près des zones de moins de 200 lux.

Cette simulation permet donc de conclure que l'habitat du doré jaune est très fortement restreint par la pénétration de la lumière suite à la diminution de la concentration des particules en suspension. Cela se traduit autant par une réduction que par une fragmentation de l'habitat préféré par l'espèce.

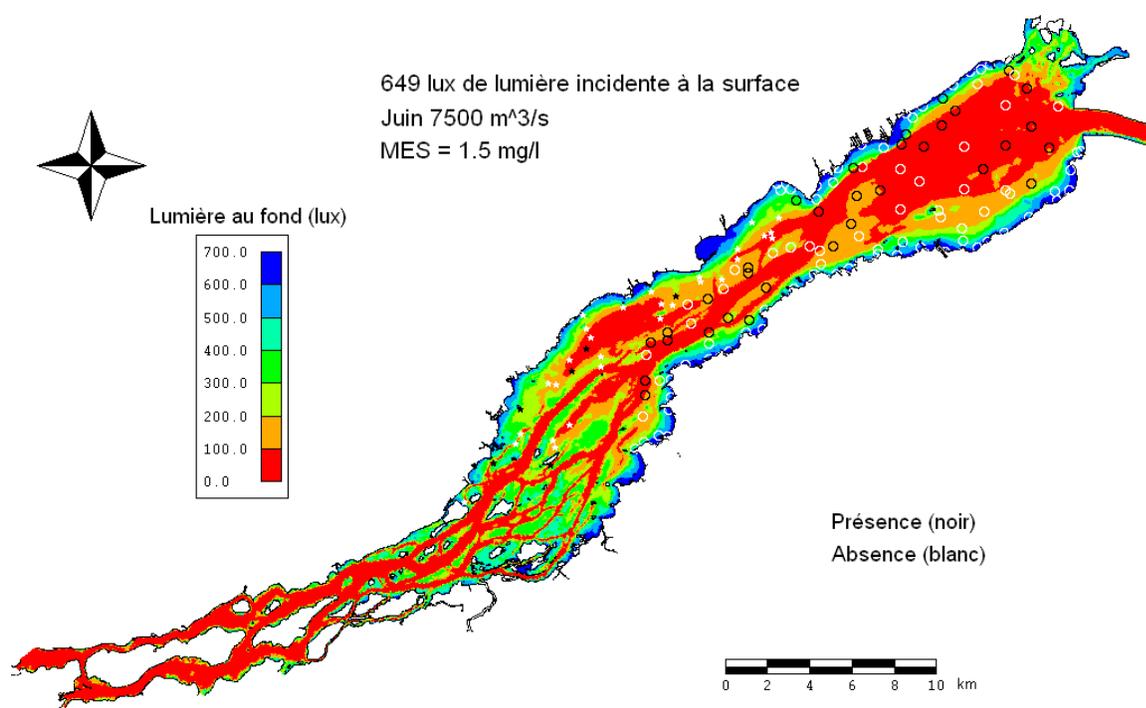


Figure 28: Distribution de lumière incidente au fond pour une concentration de MES de 1,5 mg/l à l'amont du lac et un débit de 7 500 m³ s⁻¹, correspondant à la période de MES élevé d'avant 1991. Position des points d'échantillonnage montrant la présence (noir) et l'absence (blanc) du doré jaune en 1994 selon les données de l'Ontario et en 1996 selon les données du Québec.

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

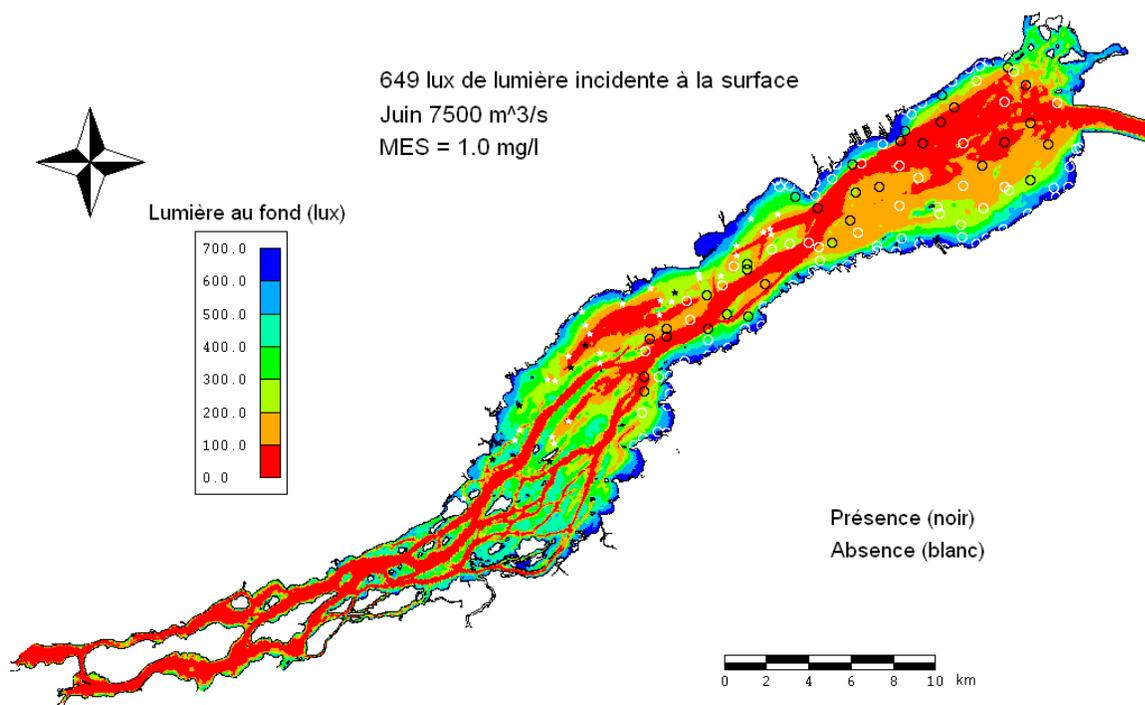


Figure 29: Distribution de lumière incidente au fond pour une concentration de MES de 1,0 mg/l à l'amont du lac et un débit de 7 500 m³ s⁻¹, correspondant à la période de transition vers 1993. Position des points d'échantillonnage, montrant la présence (noir) et l'absence (blanc) du doré jaune en 1994 selon les données de l'Ontario et en 1996 selon les données du Québec.

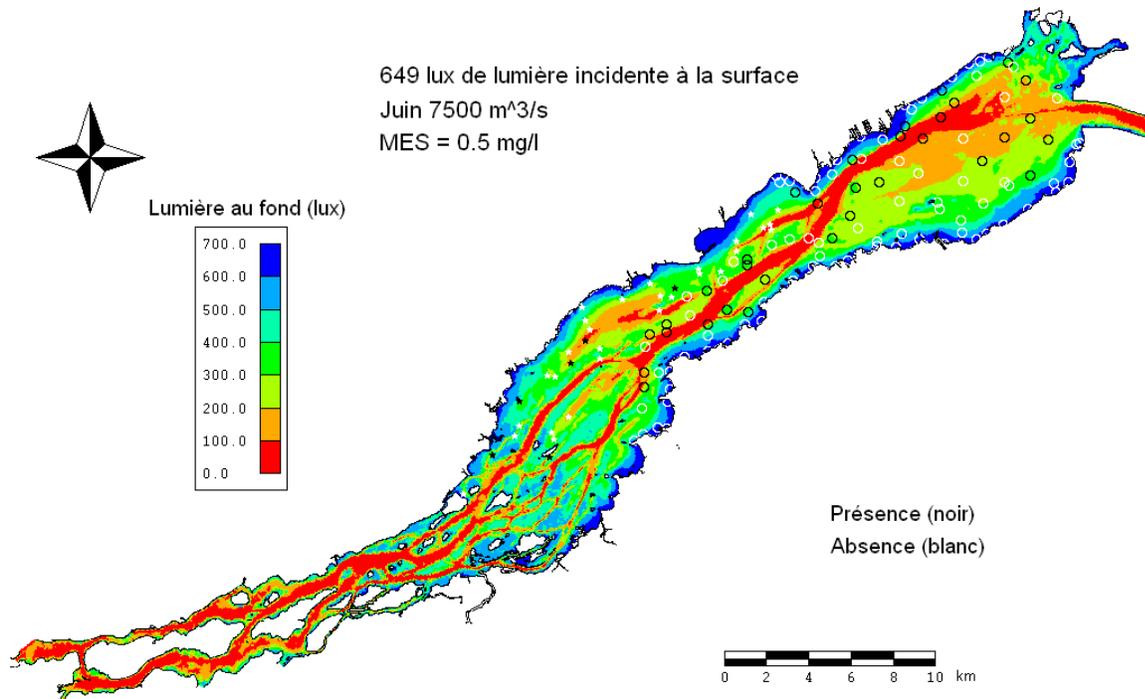


Figure 30: Distribution de lumière incidente au fond pour une concentration de MES de 0,5 mg/l à l'amont du lac et un débit de 7.500 m³ s⁻¹. Correspondant à la période de MES faible d'après 1995. Position des

points d'échantillonnage, montrant la présence (noir) et l'absence (blanc) du doré jaune en 1994 selon les données de l'Ontario et en 1996 selon les données du Québec.

5.4 Élaboration de la série temporelle de l'habitat

L'évolution de l'habitat du doré jaune a été décrit d'abord en tenant compte de tous les individus indépendamment de leur condition physique. Ce portrait démontre qu'il y a eu une perte nette de la superficie favorable à cette espèce entre 1985 et 2002. La superficie avec probabilité de présence d'au moins un poisson a diminué de 84% à 72% du total du lac Saint-François, ce qui représente une perte d'habitat de 14% (Figure 31). Entre 1985 et 1993, la superficie de l'habitat favorable ne montre pas de changements importants, mais une perte majeure s'est produite par la suite, celle-ci étant caractérisée par des fluctuations qui n'ont jamais atteint les valeurs antérieures à 1993. En moyenne, la perte d'habitat pour la période d'avant et après 1993 est de 15%. En même temps, il s'est produit une diminution prononcée de la concentration de particules en suspension à l'entrée du lac.

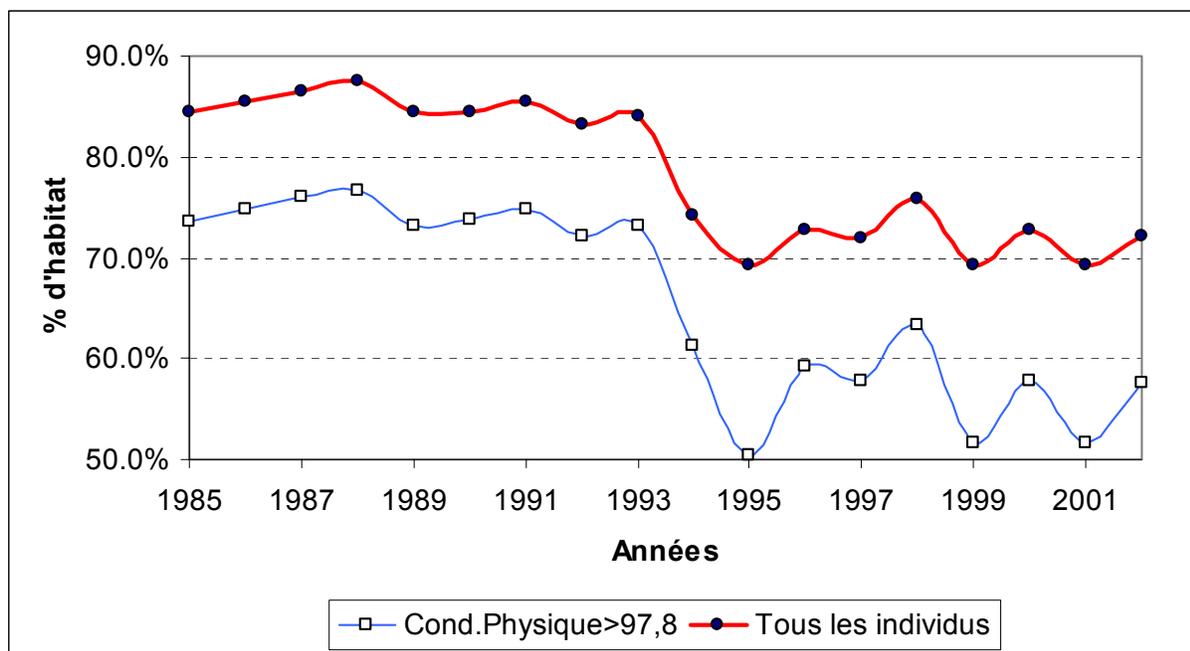


Figure 31: Série temporelle de la valeur relative de l'habitat du doré (probabilité de présence d'au moins un individu) pour tous les individus et pour ceux avec une meilleure condition physique.

La superficie de l'habitat avec probabilité de présence d'au moins un doré avec condition physique supérieure à 97,8 (indice de poids relatif, W_r) enregistre une perte nette de 21%, en raison de la diminution de 74% à 58% de la superficie totale du lac avec probabilité de présence

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

d'au moins un individu (Figure 31). En moyenne, la perte d'habitat pour la période d'avant et après 1993 est de 24%.

Pour le grand brochet, la perte est de l'ordre de 9%, avec des fluctuations plus ou moins importantes. Entre 1985 et 1993, la superficie de l'habitat propice s'est maintenue d'une manière relativement constante, mais on observe ensuite une tendance à la diminution (Figure 32). En moyenne, la perte d'habitat pour le brochet durant la période d'avant et d'après 1993 est de 10%.

Pour la perchaude, l'évolution est très similaire à celle du grand brochet, avec une perte de superficie avec probabilité de présence d'au moins un individu de l'ordre de 15%. Pour cette espèce, la diminution est aussi plus importante depuis 1993 (Figure 32). En moyenne, la perte d'habitat de perchaude durant la période d'avant et d'après 1993 est de 15%.

Finalement, dans le cas de l'achigan à petite bouche, la tendance est renversée par rapport aux autres espèces. En effet, l'habitat favorable augmente au lieu de diminuer et entre 1985 et 2002, la superficie avec probabilité de présence d'au moins un individu augmente de presque 80% (Figure 32). En moyenne, le gain d'habitat pour l'achigan durant la période d'avant et d'après 1993 est de 94%.

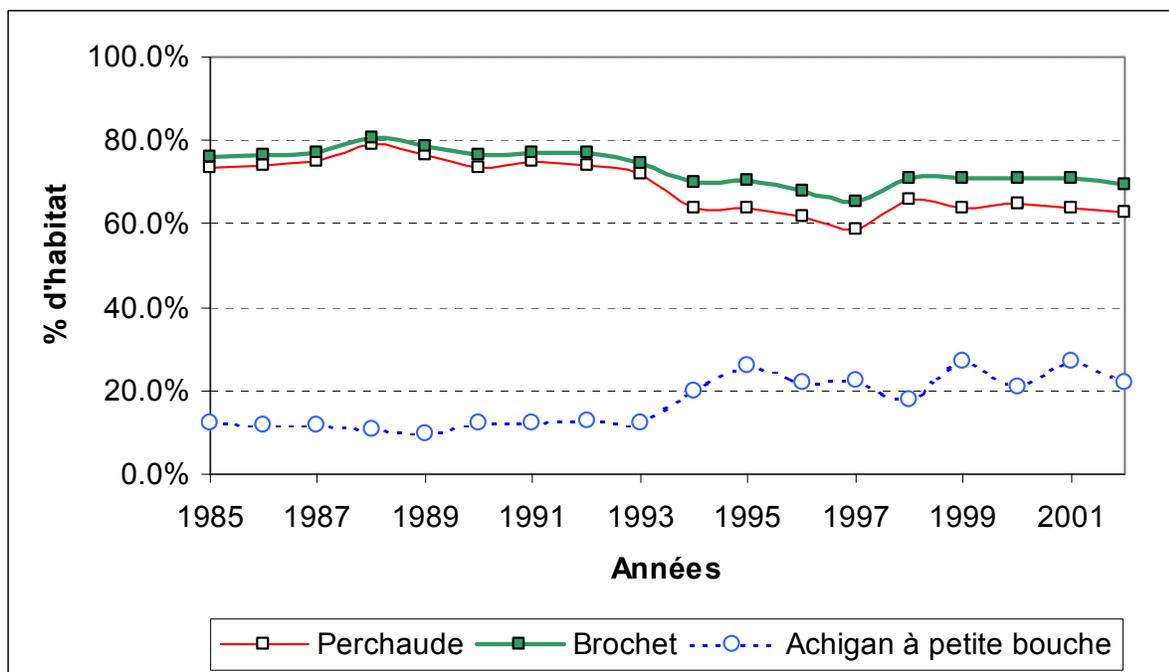


Figure 32: Série temporelle de la valeur relative de l'habitat du grand brochet, de la perchaude et de l'achigan à petite bouche (probabilité de présence d'au moins un individu).

5.5 Relation entre la valeur de l'habitat et l'abondance

Les relations entre les indices d'abondance, exprimés en CPUE (Captures Par Unité d'Effort) de filet maillant dans les pêches expérimentales de l'OMNR et l'habitat (superficie totale du lac favorable aux différentes espèces de poissons calculée dans cette étude), montrent en général des corrélations positives significatives. Pour le doré jaune, on observe une relation habitat-CPUE du type exponentielle ($r=0,78$, $P<0,05$, $n=7$) (Figure 33). Cette corrélation correspond à l'année durant laquelle les mesures d'abondance ont été obtenues, ce qui suggère une réponse immédiate des populations de dorés aux conditions de l'habitat. Étant donné la sensibilité de l'espèce à la lumière, il est possible que cette réponse immédiate soit liée à des déplacements de poissons sur les sites d'échantillonnage. Pour les dorés ayant une meilleure condition physique, la relation est semblable ($r=0,75$, $P<0,05$, $n=7$) (Figure 33). Les corrélations avec décalages d'une à cinq années ne sont pas significatives.

Pour le grand brochet il n'y a pas de relation significative habitat-abondance au cours de l'échantillonnage. Cependant, si on applique un décalage de cinq ans entre la mesure de la qualité de l'habitat et celle de l'abondance, on trouve une corrélation linéaire significative ($r=0,92$, $P<0,05$, $n=5$) (Figure 33). La corrélation est significative aussi si on applique un décalage de quatre ans. Étant donné la longue durée de vie du grand brochet (Scott & Crossman, 1974) et sa faible sensibilité directe à la lumière intense, il est possible que les changements d'habitat de cette espèce puissent avoir une influence sur la fécondité, le succès reproducteur, la survie et la croissance de jeunes, provoquant ainsi un effet décalé. Un résultat presque identique a été trouvé par Bray (1996) dans la rivière St. Marys, mais par rapport aux fluctuations de débit et de niveau d'eau.

La perchaude montre la corrélation la plus élevée entre habitat et abondance avec un décalage de trois ou quatre années ($r=0,84$, $P<0,05$, $n=6$; $r=0,91$, $P<0,05$, $n=5$, respectivement) (Figure 33). Les corrélations sont également significatives lors de l'année d'échantillonnage et une année après. L'équation qui décrit le mieux le rapport habitat-abondance est une fonction de puissance (Figure 33).

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

Pour l'achigan, la seule corrélation positive entre l'habitat et l'abondance est observée avec un décalage de deux années ($r=0,76$, $P>0,05$, $n=6$). L'équation qui donne le meilleur ajustement est, comme pour le doré jaune, une fonction exponentielle (Figure 33).

Un plus grand nombre d'échantillons serait nécessaire afin de confirmer ou de réfuter ces résultats, sans oublier qu'il y a sans doute d'autres facteurs, autres que l'habitat, qui limitent l'abondance de ces espèces.

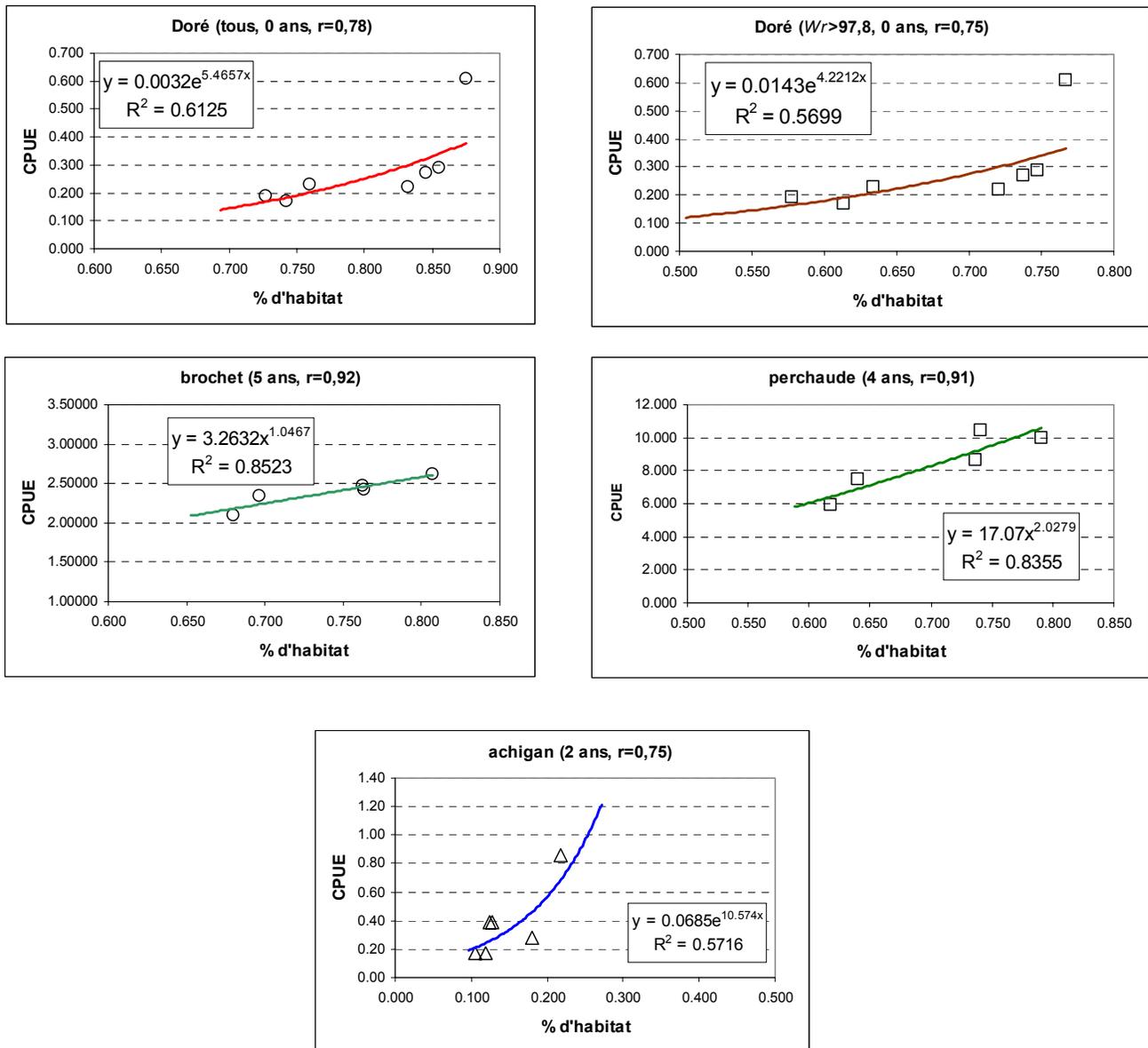


Figure 33: Relations habitat-abondance (CPUE) pour les quatre espèces sélectionnées. Entres parenthèses le décalage en années qui a été retenu et la valeur du coefficient de corrélation.

6 Recommandations pour l'aménagement de la faune piscicole

Les résultats de cette étude montrent que l'habitat des espèces de poissons sensibles à la lumière a fortement changé au cours des dix dernières années, particulièrement pour ce qui est du doré et dans une moindre mesure pour la perchaude. Ces changements sont attribuables à des processus qui ont eu lieu autant à l'échelle du bassin versant du Saint-Laurent qu'à un niveau plus local au lac Saint-François. Même si des aménagements importants ont lieu dans ce secteur du fleuve, l'influence majeure des conditions de transparence de l'eau provenant des Grands Lacs sera déterminante pour l'habitat des poissons. Les niveaux d'eau du lac Saint François sont très stables depuis les années 1960 (Morin & Leclerc, 1998), une situation qui peut entraîner des conséquences négatives sur la productivité des poissons (Petts, 1984, Welcome, 1992). Des fluctuations naturelles des niveaux d'eaux du lac Saint-François diminueraient probablement la présence des plantes aquatiques et une augmentation de la turbidité associée, ce qui entraînerait une amélioration de l'habitat du doré jaune et de la perchaude. Cependant, un retour à des conditions plus naturelles affecterait de manière importante les résidents et la navigation commerciale.

Un palliatif consisterait à augmenter localement la profondeur, par exemple dans certains secteurs du lac où on a rempli des fosses profondes suite à la construction de la voie maritime, particulièrement dans les secteurs anastomosés et fluviaux en amont du lac. Ces secteurs reçoivent aussi les eaux plus turbides des affluents, tels que la Saint-Régis par exemple, et pourraient constituer des lieux adéquats pour la croissance du doré. De plus, en tenant compte du fait que ces endroits sont caractérisés par la présence de pentes prononcées, les poissons pourraient se déplacer entre les aires de repos pendant le jour et les sites de chasse à la tombée du soleil, et cela, sans devoir dépenser trop d'énergie. Une augmentation locale des populations de doré jaune pourrait combler le besoin des pêcheurs sportifs de la région, avec un contrôle préalable de l'effort de pêche déployé. On pourrait donc envisager d'enlever les matériaux déposés à ces endroits pour ainsi en augmenter la profondeur. Les modèles présentés dans ce rapport pourraient servir à déterminer la superficie de l'habitat du doré ainsi créée par ces aménagements.

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

Un autre type d'aménagement possible consisterait à créer des abris artificiels à l'ombre pour protéger le doré de la lumière du jour. Cette suggestion est basée sur des observations subaquatiques, rapportées par Ryder (1977), qui décrivent le comportement particulier de certains individus de cette espèce : qui cachent la partie avant de leur corps dans des trous du substrat pendant le jour. Cela permet au doré d'échapper à la lumière intense dans les zones littorales. Par ailleurs, plusieurs captures réalisées au Québec en 1996 près des berges pourraient être liées à la présence de quais et d'autres structures artificielles. À l'aide du modèle élaboré dans ce rapport, il serait possible de repérer les endroits où la lumière maximale du jour est supérieure à 100 lux, mais inférieure à un seuil spécifique, par exemple 200 lux. À ces endroits, des structures artificielles, des tuyaux de drainage par exemple, pourraient être placées afin de créer des abris utilisables pendant le jour. Étant donné les nombreuses constructions réalisées dans le contexte de la voie maritime et d'autres travaux effectués le long des berges, il est fort probable qu'il existe déjà plusieurs « habitats artificiels » au fond du lac Saint-François. Par ailleurs, ce type d'aménagement est utilisé afin d'améliorer l'habitat des poissons marins dans les récifs coralliens altérés par l'homme. Il faudrait cependant réaliser préalablement des expériences afin de valider la localisation des zones d'habitats favorables prédites par le modèle et aussi de choisir les structures artificielles les plus convenables. Il serait aussi nécessaire d'effectuer un suivi périodique durant plusieurs années afin de vérifier les effets de ces mesures sur les populations ciblées.

Contrairement au doré et à la perchaude, on observe que la biomasse et l'habitat du grand brochet et de l'achigan à petite bouche ont augmentés ou se sont maintenus relativement constants. L'analyse multivariée montre que l'augmentation de la pénétration de la lumière semble favoriser clairement les communautés dominées par les centrarchidés par rapport aux percidés. Il serait donc souhaitable de stimuler la pêche des espèces dominantes à la place du doré et de la perchaude. Cela aurait pour effet de réduire la compétition et la prédation sur le doré et la perchaude et de provoquer une augmentation de la population de ces espèces traditionnellement plus recherchées dans le lac. Des mesures à moyen et long termes afin d'encourager la pêche des espèces alternatives pourraient aussi être instaurées afin de changer les habitudes des pêcheurs sportifs. Enfin, des mesures limitées dans l'espace et dans le temps risquent d'être un échec si on

se rappelle que les changements dans les conditions d'habitat sont survenus sur une vaste échelle spatiale.

7 Conclusions

L'analyse détaillée de la littérature scientifique a permis d'identifier et de mettre à jour les études portant sur l'importance de la lumière pour les poissons. Pour le doré jaune par exemple, on sait que la transparence élevée de l'eau affecte de façon négative le développement de populations stables. En même temps, nous avons pu constater que les changements importants dans la transparence de l'eau depuis 1990 sont principalement attribuables à la présence de la moule zébrée, celle-ci s'étant établie dans tout le bassin des Grands Lacs après son introduction accidentelle à la fin des années 1980. La moule zébrée a favorisé non seulement une augmentation de la transparence de l'eau mais aussi un déplacement énergétique dans la chaîne trophique, du plancton vers le benthos. Tous ces facteurs peuvent affecter les populations de doré et favoriser des espèces compétitrices, notamment les poissons de la famille des centrarchidés, comme l'achigan par exemple. D'autres espèces comme le grand brochet et la perchaude pourraient aussi être influencés par ces changements.

La démarche de modélisation bidimensionnelle choisie pour vérifier cette hypothèse s'est avérée très utile. Elle a permis de mettre en évidence les changements de l'habitat de ces espèces au cours des 18 dernières années. Les modèles biologiques d'habitat élaborés pour chacune des quatre espèces de poissons ont montré une signifiante statistique et un pouvoir prédictif raisonnable en tenant compte des limitations imposées par la disponibilité des données de terrain. Dans la plupart des cas, la lumière s'est avérée être un facteur important permettant de déterminer la qualité de l'habitat. L'analyse détaillée de la littérature scientifique donne un bon support à ces résultats. On remarque aussi une influence non négligeable d'autres variables physiques telles que la profondeur, le type de substrat et le nombre de Reynolds, dont l'importance varie selon les espèces. Finalement, ces modèles ont été appliqués à l'ensemble du lac, permettant de mettre en évidence une nette tendance à la diminution de l'habitat favorable au doré jaune et dans une moindre mesure, à la perchaude et au grand brochet. Par contre, l'habitat favorable à l'achigan à petite bouche pourrait avoir augmenté d'une manière importante.

Ces résultats ont été validés par des corrélations positives significatives entre l'évolution de la qualité de l'habitat et celle de l'abondance des poissons, cette dernière étant estimée à l'aide des données de pêche au filet. Pour ce qui est de la perchaude, du grand brochet et de l'achigan, nous

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

avons trouvé un décalage compris entre 2 et 5 ans entre les conditions de l'habitat et l'abondance, ce qui permet de supposer que la réponse a eu lieu surtout par un ajustement au niveau des populations. Par contre, pour ce qui est du doré jaune, le rapport est immédiat, sans décalage temporel. Cela s'explique par le fait que cette espèce est très sensible à la lumière et qu'elle doit émigrer des endroits moins profonds du lac quand la transparence de l'eau est trop grande. On peut donc supposer une réponse directe au niveau du comportement des individus ayant peut être dû se déplacer vers les affluents du lac, endroits où les conditions de transparence sont plus favorables. Les individus restés au même endroit dans le fleuve ont souffert d'une baisse importante de leur condition physique. Autre résultat intéressant, on remarque que l'abondance des poissons ne change pas de façon linéaire avec l'habitat disponible. Les résultats obtenus pour le doré jaune et pour l'achigan à petite bouche démontrent l'existence d'un rapport du type fonction exponentielle. Ces rapports indiquent qu'on a déjà dépassé un seuil tel dans les conditions du lac, qu'une diminution ou une augmentation relativement mineure de l'habitat est suivie d'un changement prononcé de l'abondance et cela, avec ou sans décalage annuel. Pour le grand brochet et la perchaude, le rapport trouvé est moins prononcé et prend plutôt la forme d'une fonction de puissance.

Ces résultats confirment l'hypothèse initiale qui voulait que la lumière joue un rôle déterminant dans les conditions de développement des poissons du lac Saint-François et que la moule zébrée soit une des principales causes des changements observés dans le lac.

Les résultats démontrent aussi que les modèles d'habitat peuvent prédire adéquatement l'abondance de poissons en tenant compte, dans certains cas, des décalages temporels nécessaires pour amorcer la réponse des populations. Le décalage temporel entre les conditions de l'habitat et l'abondance des poissons est un fait reconnu dans plusieurs fleuves du monde, particulièrement en ce qui a trait aux cycles d'inondations et d'étiage (Welcome, 1992, Bray, 1996).

Dans la présente étude, nous avons pu valider l'hypothèse que les conditions de l'habitat dans le fleuve étaient parmi les causes probables des fluctuations d'abondance de poissons au lac Saint-François. En conséquence, il serait possible d'utiliser les simulations d'habitat afin d'évaluer les réponses des poissons pour les différentes alternatives d'aménagement du fleuve.

Une analyse statistique complémentaire de la relation entre la communauté de poissons et des variables de l'environnement abiotique, indique que les conditions actuelles du lac Saint-François sont plus favorables au développement d'une communauté de centrarchidés, comme les achigans et les crapets-soleil, et moins favorables au doré jaune.

Si les conditions de transparence élevée se poursuivent, il est possible que le niveau actuel d'abondance du doré jaune se maintienne ou alors se fasse de plus en plus rare, alors que les populations d'achigan à petite bouche, d'achigan à grande bouche et de crapet-soleil pourraient augmenter. Enfin, pour maintenir une pêcherie durable, il serait adéquat de déplacer l'effort vers d'autres poissons cibles en diminuant par exemple celui exercé sur le doré jaune et la perchaude.

8 Bibliographie

- Ali, M. A. and Anctil, M. 1977. Retinal structure and function in the walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) and sauger (*S. canadense*). J.Fish.Res.Board Can. 34: 1467-1474 .
- Ali, M. A., Ryder, R. A., and Anctil. 1977. Photoreceptors and visual pigments as related to behavioral responses and preferred habitats of perches (*Perca* spp.) and pikeperches (*Stizostedion* spp.). J.Fish.Res.Board Can. 34: 1475-1480.
- Anderson, R. O. and R. M. Neumann. 1996. Length, weight, and associated structural indices. In: Fisheries Techniques. Murphy, B. R. & D. W. Willis (Ed.). 2nd. ed. vol. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA, p.447-482.
- Beamish, W. Metabolism and photoperiod in juvenile lake char and walleye. Env. Biol.Fish. 29: 201-207.
- Bray, K. E. 1996. Habitat models as tools for evaluating historic change in the St. Marys River. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53: 88-98.
- Carignan, R., Lorrain, S., and Lum, K. 1993. A 50-year record of pollution by nutrients, trace metals, and organic chemicals in the St. Lawrence River. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 1088-1100.
- Casselman, J. and Lewis, C. 1996. Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 161-174.
- Colby, P., Lewis, C. A., Eshenroder, R. L., Haas, R. C., and Hushak, L. J. 1994. Walleye-Rehabilitation Guidelines for the Great Lakes Area. Ann Arbor, MI, Great Lakes Fish. Com. Technical Report.
- Fitzsimons, J. D., Leach, J. H., Nepszy, S. J., and Cairns, V. W. 1995. Impacts of zebra mussel on walleye (*Stizostedion vitreum*) reproduction in Western lake Erie. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52: 578-586.
- Fournier, D., Leclerc, J., Dumont, P., and Bélanger, B. 1997. Rapport d'opération du Réseau de suivi ichthyologique du Fleuve Saint-Laurent: Échantillonnage des communautés ichthyologiques du Lac Saint-François en 1996. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la Faune et des Habitats, Direction Régionale de la Montérégie.
- Guay, J. C., D. Boisclair, D. Rioux, M. Leclerc, M. Lapointe and P. Legendre. 2000. Development and validation of numerical habitat models for juveniles of Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57: 2065-2075.
- Hazel, P.-P. and Fortin, R. 1986. Le doré jaune (*Stizostedion vitreum* Mitchell) au Québec: Biologie et Gestion. Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche.
- Henderson, B. and Nepszy, S. J. 1994. Reproductive tactics of walleye (*Stizostedion vitreum*) in Lake Erie. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51: 986-997.
- Henderson, B., Wong, J. L., and Nepszy, S. J. 1996. Reproduction of walleye in lake Erie: allocation of energy. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53: 127-133.

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

- Holland, R. E., Johengen, T. H., and Beeton, A. 1995. Trends in nutrient concentrations in Hatchery Bay, Western Lake Erie, before and after *Dreissena polymorpha*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 1202-1209.
- Hudon, C. and A. Sylvestre 1998. Qualité de l'eau en aval de l'archipel de Montréal - 1994-1996. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique, ST-170, 338 p.
- Jackson, D. A., P.R. Peres-Neto, and J. Olden. 2000. What controls who is where in freshwater fish communities- the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 157-170.
- Johnson, M. G., Leach, J. H., Minns, C. K., and Olver, C. H. 1977. Limnological characteristics of Ontario Lakes in relation to associations of walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*), northern pike (*Esox lucius*), lake trout (*Salvelinus namaycush*), and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*). *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 1592-1601.
- Johnston, T. 1997. Within-populations variability in egg characteristics of walleye (*Stizostedion vitreum*) and white sucker (*Catostomus commersoni*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 1006-1014.
- Jonas, J. L. and Wahl, D. H. 1998. Relative importance of direct and indirect effects of starvation for young walleyes. *Trans.-Am.-Fish.-Soc.* 127: 192-205.
- Heniche, M., Y. Secretan, P. Boudreau et M. Leclerc. 1999. A 2-D finite element drying-wetting shallow water model for rivers and estuaries. *Advances in Water Resources*. 35p.
- LaHaye, M. 2000. Mise à jour des connaissances et détermination d'un plan de restauration de la frayère à doré jaune (*Stizostedion vitreum*) de la rivière Beaudette. Rapport d'étude préparé par le comité ZIP du Haut-Saint Laurent par Enviro-Science inc.
- Lester, N. P., Ryan, P. A., Kushneriuk, R. S., Dextrase, Al, and Rawson, M. 2002. The effect of water clarity on Walleye (*Stizostedion vitreum*) habitat and yield. Lindsay, Ontario, Ministry of Natural Resource, Ontario. Technical Report.
- Lowie, C. E., Haynes, J. M., and Walter, R. P. 2001. Comparison of Walleye Habitat Suitability Index (Hsi) Information With Habitat Features of a Walleye Spawning Stream. *Journal of Freshwater Ecology* 16: 621-631.
- Mathers, A and Stewart, T. J. 2001. St. Lawrence river fish community. Part II Fisheries. Lake Ontario fish communities and fisheries: 2000 annual report of the lake Ontario management. Ministry of natural Resources, Ontario. Technical Report.
- McConville, D. R. and Fossum, J. D. 1981. Movement patterns of walleye (*Stizostedion v. vitreum*) in Pool 3 of the upper Mississippi River as determined by ultrasonic telemetry. *J. Freshwat. Ecol.* 1: 279-285.
- Merriman, J. 1997. Water Quality in the St. Lawrence River at Wolfe Island. Ecosystem Health Division, Ontario. Technical Report.

- Mongeau, J.-R. 1979. Recensement des poissons du Lac Saint-François comtés de Huntingdon et Vaudreuil-Soulanges. Pêche Sportive et commerciale. Ensemencements de Maskinongés 1963 à 1977. Gouvernement du Québec. Ministère de la Chasse et de la pêche.
- Morin, J. et M. Leclerc. 1998. From pristine to present state : hydrology evolution of Lake Saint-François, St. Lawrence river. *Canadian Journal of Civil Engineering*. 25 :864-879
- Morin, J., M. Leclerc, Y. Secretan et P. Boudreau. 2000. Integrated two-dimensional macrophytes – hydrodynamic modelling. *Journal of Hydraulic Research*. 38 :163-172.
- Morin, J. 2001. Modélisation des facteurs abiotiques de l'écosystème du lac Saint-François, fleuve Saint-Laurent. Thèse présentée pour l'obtention du grade de philosophiae doctor (PhD) en sciences de l'eau. Université du Québec, Institut de recherche scientifique, INRS-Eau.
- Morin, J., P. Fortin, Y. Secretan et M. Leclerc. 2001. Lac Saint-François. Atlas des courants du Saint-Laurent. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section hydrologie. Rapport scientifique RS-101. Sainte-Foy. XXp.
- Petts, G. E. 1984. Impounded Rivers. Perspectives for ecological management. John Wiley & Sons, Chichester, 325 p.
- Prophet, C. W., Brungardt, T. B., and Prophet, N. K. 1989. Diel behavior and seasonal distribution of walleye, *Stizostedion vitreum* Mitchill, in Marion Reservoir, based on ultrasonic telemetry. *J. Freshwat. Ecol.* 5 : 177-185.
- Robinson, C. and Tonn, W. 1989. Influence of environmental factors and piscivory in structuring fish assemblages of small Alberta Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46: 81-89.
- Rutherford, E., Rose, K. A., Mills, E. L., Forney, J. L., Mayer, C. M., and Rudstam, L. 1999. Individual-based model simulations of a zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) induced energy shunt on walleye (*Stizostedion vitreum*) and yellow perch (*Perca flavescens*) populations in Oneida Lake, New York. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 2148-2160.
- Ryder, R. A. A method for estimating the potential fish production of north-temperate lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 94, 214-218. 65.
- Ryder, R. A. 1977. Effects of ambient light variations on behavior of yearling, subadult, and adult walleyes (*Stizostedion vitreum vitreum*). *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 1481-1491.
- Scott, W. B. and E. J. Crossman. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Bulletin 184 Environnement Canada, Ottawa, 1026 p.
- Secretan Y. and M. Leclerc. 1998. A 2D hydrodynamic GIS and simulation software. Proceeding of the third international conference on Hydroinformatics 98. IAHR, Copennagen, Danmark, August 24-26 1998.
- Tabachnick, B. G. and Fidell, L. S. 2001. Using Multivariate Statistics, Fourth ed. Allyn and Bacon. Boston.
- ter Braak, C. F. J. and P. Smilauer. 1998. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA, 352 p.

Évolution de l'habitat du poisson au lac Saint-François

- Tonn, W. M., Magnuson, J. J., Rask, M., and Toivonen, J. 1990. Intercontinental comparison of small lake fish assemblages: the balance between local and regional processes . *American Naturalist* 136: 345-375.
- Vandenvyllaardt, L. and Ward, F. J. 1991. Relationships between turbidity, piscivory, and development of the retina in juvenile walleyes. *Transactions of the American Fisheries Society* 120: 382-390.
- Waring, P. and A. Mathers. 2001. Bay of Quinte Walleye Fishery. Ministry of Natural Resources, Ontario. Technical Report.
- Welcomme, R. L. 1992. Pesca Fluvial. *FAO-Documento Técnico de Pesca* , Roma, 303 p.