

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

**MODÈLE SPATIAL DE LA CHARGE DE MERCURE PRÉSENT DANS LE
BIOFILM ÉPIPHYTE DU LITTORAL DU LAC SAINT-PIERRE,
FLEUVE SAINT-LAURENT (QUÉBEC)**

**MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT**

PAR

WILLIAM ANDRÉS MARTÍNEZ DUEÑAS

NOVEMBRE 2006

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 -Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

AVANT-PROPOS

Cette recherche s'inscrit dans le cadre des études menées par le Réseau pancanadien collaboratif de recherche sur le mercure (COMERN) (*Collaborative Mercury Research Network of Canada*), qui poursuit, dans une perspective écosystémique, des recherches sur la biochimie du mercure, son mode de transfert aux chaînes trophiques et ses effets sur la santé humaine (<http://www.unites.uqam.ca/comern/>), dans plusieurs écosystèmes canadiens.

Ce projet de type empirique et mécaniste a l'ambition de développer un modèle spatialement explicite des concentrations de mercure présentes dans le biofilm épiphyte du lac Saint-Pierre (fleuve Saint-Laurent, Québec). L'objectif est de contribuer à la connaissance de la dynamique et de la distribution de ce métal dans les écosystèmes du littoral, afin de fournir aux collectivités et à leurs représentants politiques des éléments qui permettront d'élaborer des stratégies visant à réduire les risques liés à la problématique du Hg.

Je désire tout d'abord remercier ma directrice de recherche, Dolors Planas, du département des Sciences Biologiques de l'UQAM, qui m'a offert tous les moyens nécessaires pour réaliser ma recherche. Je remercie également Stéphanie Hamelin, doctorante au même département : elle m'a fourni non seulement les données de base ayant servi à ma recherche, mais également son appui à tous les points de vue. Merci à Serge Paquet du GEOTOP UQAM MCGILL, qui m'a aidé avec les outils — et le raisonnement — statistiques et de SIG.

Merci à Christiane Hudon et Chantal Vis, du Centre Saint-Laurent, qui ont eu l'aimable gentillesse de nous fournir la carte de la biomasse des macrophytes, élément central au développement de cette recherche.

Enfin, je remercie mon amie Astrid Perafan, mes amis, Julian Idrobo Willy Montoya, Fabien Cremona et Thérèse Des Rochers, pour les relectures des textes en espagnol et en français, pour les commentaires constructifs et pour leur soutien moral.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX.....	vi
RÉSUMÉ	vii
INTRODUCTION	1

CHAPITRE I

MODELO ECOLÓGICO CONCEPTUAL DE LAS PRINCIPALES VARIABLES QUE DETERMINAN LA CARGA DE MERCURIO EN EL BIOFILM EPÍFITO DEL LAGO SAINT-PIERRE (QUÉBEC, CANADÁ).....	12
Resumen	12
1.1 Introducción.....	13
1.1.1 Modelo ecológico conceptual.....	15
1.2 Métodos	17
1.2.1 Área de estudio.....	17
1.2.2 Construcción del modelo ecológico conceptual	18
1.2.3 Determinación de compartimientos y relaciones del modelo.....	19
1.3 Resultados.....	19
1.3.1 Diagrama del modelo conceptual	19
1.3.2 Descripción de las relaciones de los diferentes compartimientos del modelo conceptual	21
1.4 Discusión	29

CHAPITRE II

MODELO CARTOGRÁFICO DE LA CARGA DE MERCURIO EN LE BIOFILM EPÍFITO DEL LAGO SAINT-PIERRE (QUÉBEC, CANADÁ)	33
Resumen	33

2.1 Introducción.....	34
2.2 Métodos	35
2.2.1 Área de estudio.....	35
2.2.2 Los biofilm epífitos (BFE)	38
2.2.3 Desarrollo del modelo cartográfico.....	39
2.2.4 Fuente de los datos	39
2.2.5 Modelos predictivos	41
2.3 Resultados.....	43
2.3.1 Modelos predictivos	45
2.3.2 Modelos cartográficos	47
2.3.3 Validación	50
2.4 Discusión	53
CONCLUSION.....	57
BIBLIOGRAPHIE.....	60

LISTE DES FIGURES

- Figura 1.1. Esquema del modelo ecológico conceptual para la carga de Hg en el BFE del LSP..... 20
- Figura 2.1 Área de estudio. A) Cuencas hidrográficas de los afluentes del LSP. En gris las zonas donde se concentran las mayores actividades antropicas. B) Puntos de muestreo en el LSP. Las áreas de las cuencas fueron calculadas con base en la cartografía de cuencas de Québec. Las áreas antropizadas se obtuvieron por medio de reclasificación de imágenes de satélite Landsat-7 con la ayuda del paquete para SIG ArcGIS 9.1. 37
- Figura 2.2 Área de la cuenca hidrográfica (km^2), área antropizada dentro de la cuenca (km^2), materia particulada en suspensión ($\text{SPM}_{103} \text{ t a}^{-1}$)*, descarga de Hg (mol a^{-1})* para cada uno de los afluentes del LSP (*Quémerais *et al.*, 1999). 38
- Figura 2.3 A) Promedio de los valores de biomasa del BFE ($\text{DW}_{\text{BFE}} \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) y B) de la carga de HgT ($\text{HgT ng} \cdot \text{m}^{-2}$) para cada estación de muestreo. C) Promedio de los valores de biomasa del BFE ($\text{DW}_{\text{BFE}} \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) y D) de la carga de HgT ($\text{HgT ng} \cdot \text{m}^{-2}$) para cada profundidad de muestreo. 44
- Figura 2.4 Graficas de variabilidad de: A) la biomasa del BFE ($\text{DW}_{\text{BFE}} \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) y B) HgT en el BFE ($\text{HgT ng} \cdot \text{m}^{-2}$) para cada profundidad de muestreo. 45
- Figura 2.5 Izquierda: relaciones entre la biomasa de macrófitos ($\text{DW}_{\text{mac}} \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) y la biomasa del BFE ($\text{DW}_{\text{BFE}} \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$). Centro: Modelos cartográficos de la biomasa del BFE ($\text{DW}_{\text{BFE}} \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$). Derecha: relación entre los datos observados y los datos predichos de la biomasa del BFE ($\text{DW}_{\text{BFE}} \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$). 48
- Figura 2.6 Izquierda: relaciones entre la biomasa del BFE ($\text{DW}_{\text{BFE}} \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) y la carga de HgT ($\text{HgT}_{\text{BFE}} \text{ ng} \cdot \text{m}^{-2}$). Centro: Modelos cartográficos de carga de HgT en el BFE. Derecha: relación entre los datos observados y los datos predichos de la carga de HgT. 49
- Figura 2.7 Modelo cartográfico promedio de la carga de HgT en el BFE para la época de mayor producción primaria en condiciones hidrológicas normales en el LSP. 50
- Figura 2.8 Grafica de variabilidad de la biomasa del BFE por cada género de macrófito. 51
- Figura 2.9 Relación entre los datos observados (abscisas) en 2002 y los datos predichos (ordenadas). Izquierda: Biomasa del BFE ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$). Derecha: carga de HgT ($\text{ng} \cdot \text{m}^{-2}$). 52

LISTE DES TABLEAUX

Tabla 1.1 Área de la cuenca hidrográfica (km^2), área antropizada dentro de la cuenca (km^2), Materia particulada en suspensión ($\text{SPM } 10^3 \text{ t a}^{-1}$), descarga de Hg (mol a^{-1}) para cada uno de los afluentes del LSP.....	18
Tabla 2.1 Valores de biomasa total de macrófitos ($\text{DW g}\cdot\text{m}^{-2}$) (agosto de 2003), utilizados para calcular la biomasa de macrófitos, de BFE y la carga de HgT en el BFE en unidades de superficie. (Tomado de Hamelin, en prep.)	41
Tabla 2.2 Valores promedio y desviación estándar de la biomasa de BFE ($\text{DW}_{\text{BFE}} \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$) y el HgT ($\text{HgT}_{\text{BFE}} \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}$) por cada estación de muestreo. N = número de muestras.	43
Tabla 2.3 Valores promedio de la biomasa del BFE ($\text{DW}_{\text{BFE}} \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$) y el HgT ($\text{HgT ng}\cdot\text{m}^{-2}$) en cada profundidad de muestreo en todas las estaciones de muestreo.	43
Tabla 2.4 Modelos predictivos (ecuaciones) para la biomasa del BFE. $\text{DW}_{\text{BFE}(\text{ni})} \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ = peso seco del BFE a cada profundidad de muestreo (ni) en gramos por metro cuadrado; $\text{DW}_{\text{mac}} \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ = peso seco de los macrófitos en gramos por metro cuadrado.	46
Tabla 2.5 Modelos predictivos (ecuaciones) para el HgT en el BFE. $\text{THg}_{\text{BFE}(\text{ni})} \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ = mercurio total en el BFE a cada profundidad de muestreo (ni) en nanogramos por metro cuadrado; $\text{DW}_{\text{BFE}(\text{prom})} \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ = peso seco del BFE.....	46

RÉSUMÉ

Le lac Saint-Pierre (LSP) alimente l'industrie de la pêche commerciale en eau douce la plus importante du fleuve Saint-Laurent. Le lac supporte également une importante activité de pêche non commerciale pratiquée par la population locale. Il apparaît donc important de prendre des mesures qui permettent d'estimer la disponibilité du mercure (Hg) dans l'ensemble de l'écosystème afin d'établir le risque pour la santé humaine qu'implique la consommation de poisson provenant du lac. Nous présentons dans ce mémoire le développement d'un modèle spatial de la charge de mercure total (HgT) dans le biofilm épiphyte (BFE) du LSP. Pour ce faire, nous avons développé un modèle écologique conceptuel à partir duquel nous avons développé un modèle cartographique. Le premier nous a permis de choisir les variables destinées à effectuer les prédictions spatiales ; le second constitue la représentation cartographique des prédictions. Une démarche en quatre étapes a été élaborée : 1) la formulation du modèle conceptuel ; 2) les regroupements des données ; 3) la formulation statistique des modèles ou développement des modèles prédictifs ; et 4) le développement du modèle cartographique ou représentation cartographique du modèle prédictif. Le modèle conceptuel développé propose que la variable disponible la plus utile pour estimer la charge de HgT dans le BFE est la biomasse des macrophytes, variable qui représente simultanément plusieurs variables physico-chimiques du milieu. Des modèles cartographiques du BFE ont donc été construits à partir d'une carte de la biomasse des macrophytes, préalablement développée. Ces modèles ont permis à leur tour de produire des modèles cartographiques de la charge de Hg dans le BFE du LSP. Les modèles cartographiques ainsi obtenus indiquent que les plus grandes quantités de HgT sont concentrées dans la rive sud du lac, là où se déversent les rivières Richelieu, Saint-François et Yamaska. Ces rivières possèdent de grands bassins versants et charrient une forte concentration de nutriments responsables de la croissance d'un lit de macrophytes plus important sur la rive sud que sur la rive nord. Cette augmentation de macrophytes a entraîné un accroissement du BFE et, par conséquent, une augmentation de la charge de HgT.

Mots clés : Modèle cartographique, mercure, biofilm épiphyte, lac Saint-Pierre

INTRODUCTION

Le mercure (Hg), sixième substance la plus toxique des six millions connues (Nascimento et Chartone-Souza, 2003), est la cause de nombreux problèmes de santé humaine et animale (faune sauvage) et affecte les écosystèmes du monde entier (Beuter et Edwards, 2004 ; Gavrilesco, 2004 ; Girard et Dumont, 1995 ; Mahaffey et Mergler , 1998; Mauro *et al.*, 2002 ; Morrissette *et al.*, 2004).

L'exposition des êtres humains à ce métal, par le biais de diverses sources telles que la consommation de poisson, peut engendrer des problèmes de développement du système nerveux. Son caractère neurotoxique fait que, à partir de certaines concentrations, il peut provoquer des problèmes d'apprentissage voire des troubles plus sévères comme ceux observés à Minamata, village de pêche du Japon, où de nombreuses personnes ont été intoxiquées au Hg, dont 887 sont décédées par empoisonnement du fait de déversements de Hg d'origine industrielle (Morrissette, *et al.*, 2004; Nascimento et Chartone-Souza, 2003 ; UNEP, 2002).

Les niveaux de Hg ont progressivement augmenté depuis le début de l'ère industrielle dans les différentes régions du globe, notamment par transport atmosphérique d'espèces volatiles de Hg issus des procédés industriels (Fitzgerald *et al.*, 1998). Cela explique pourquoi on trouve des concentrations importantes de ce métal dans des régions comme l'Arctique, où il n'existe aucune source significative de Hg (Landers *et al.*, 1998).

On estime qu'une grande portion du Hg actuellement présent dans l'atmosphère résulte d'émissions anthropogéniques dû à l'utilisation de combustibles fossiles, de l'extraction, du traitement et du recyclage de minéraux, de l'utilisation intentionnelle du Hg, de l'incinération des déchets, de l'utilisation de pesticides et des opérations militaires. Les facteurs d'augmentation des concentrations de Hg à proximité des zones industrielles oscillent entre 2 et 12 (Essa, *et al.*, 2002 ; Landers *et al.*, 1998 ; Nascimento et Chartone-Souza, 2003). Par

ailleurs, des activités comme l'agriculture, la sylviculture et les inondations de terres subséquentes à la construction de réservoirs, élèvent les taux de disponibilité du Hg, et les fortes concentrations de nutriments et de matière organique dans les cours d'eau augmentent les taux de méthylation de ce métal (Desrosiers *et al.*, 2006a, 2006b ; Thompson-Roberts et Pick, 2000). Il est important de le prendre en compte dans le contexte du lac Saint-Pierre, car celui-ci est situé dans une zone de forte activité agricole qui contribue à l'augmentation de la quantité de matériaux dissous et en suspension (Chambers *et al.*, 2001 ; Ministère de l'Environnement, 2003 ; Quémerais *et al.*, 1999 ; Rondeau *et al.*, 2000 ; Vis *et al.*, 2003).

Le lac Saint-Pierre (LSP) supporte le secteur de pêche commerciale en eau douce le plus important du Saint-Laurent. Les débarquements enregistrés au LSP en 1999 totalisaient 735 tonnes, soit les trois quarts du volume total de pêche en eau douce dans le Saint-Laurent (MAPAQ 2006; Centre Saint-Laurent, 2006). En outre, les populations voisines du LSP présentent divers facteurs de susceptibilité de contamination au Hg, du fait qu'une large part du poisson pêché dans le lac est consommée localement (Sauvé et Godmaire, 2004). De ce fait, il est important de prendre des mesures permettant d'estimer les concentrations de ce métal dans l'ensemble de l'écosystème afin de pouvoir établir des stratégies permettant de réduire les risques de contamination.

Les biofilms épiphytes (BFE) du lac Saint-Pierre et leur rôle en tant que méthylateurs et accumulateurs de Hg

La dynamique du Hg dans les écosystèmes aquatiques présente trois processus fondamentaux : 1) la biométhylation¹ des ions de Hg²⁺ par l'action de microorganismes, dont ceux-là inclus dans les biofilms périphtiques (Desrosiers *et al.*, 2006a, 2006b), produit le méthyle mercure (MeHg), la principale forme d'accumulation et de transport de ce métal dans le biote (Thayer, 2002) ; 2) la bioaccumulation, un processus par lequel les concentrations de Hg augmentent dans les organismes en raison d'un déséquilibre dans la relation entrée/sortie du métal (Al-Saraj *et al.*, 1999 ; Gupta et Chandra, 1998 ; Houck et

¹ "The term biological methylation (usually contracted to biomethylation) refers to an enzymatic transfer of a previously formed methyl group from some donor atom to some acceptor atom within a living organism." (Thayer, 2002, p. 677).

Cech, 2004) ; 3) la biomagnification, qui consiste en l'augmentation progressive des concentrations de ce métal au fur et à mesure que celui-ci progresse dans la chaîne trophique (Burger *et al.*, 2001; Palma *et al.*, 2005).

Les biofilms épiphytes (BFE) sont l'ensemble des algues, bactéries, champignons, microfaune, particules inorganiques et détritiques contenus dans une matrice de sécrétions polymériques extracellulaires (EPS), qui adhèrent aux macrophytes (Decho, 2000; Guasch *et al.*, 2003; Lowe, 1996; Vis *et al.*, 2006). Ces biofilms sont à la base des réseaux trophiques de plusieurs écosystèmes aquatiques peu profonds et gouvernent une grande partie de l'assimilation, de la rétention et de la transformation des particules et des matériaux dissous, qu'ils rendent biodisponibles et dont ils facilitent le transfert dans la chaîne trophique (Decho, 2000; Guasch *et al.*, 2003; Gosselain *et al.*, 2005; Mauro *et al.*, 2002). Ces biofilms représentent donc des communautés cruciales dans la dynamique des matériaux toxiques (comme le Hg) qui entrent dans le système (Desrosiers *et al.*, 2006a). De là découle l'importance des BFE comme bioindicateurs de la qualité de l'environnement (Cattaneo *et al.*, 1995; Verb et Vis, 2005).

Problématique spécifique

Selon Hamelin (en préparation), il existe une variation spatiale des concentrations de Hg dans les BFE de la zone littorale du LSP. Dans cette même étude, il est démontré que les BFE du LSP sont des méthylateurs et des accumulateurs de Hg. Les recherches d'Hamelin mettent en évidence le besoin de procéder à une estimation cartographique de ces variations spatiales du Hg à l'échelle de toute la zone littorale du lac, afin de mieux comprendre la dynamique de ce métal à l'échelle du paysage et de permettre aux collectivités d'élaborer des stratégies de gestion du Hg dans une zone où se côtoient des activités halieutiques et agricoles, ainsi qu'une réserve de la biosphère, au cœur d'une région subissant de fortes pressions anthropiques.

De ce qui précède découlent deux problèmes spécifiques: le premier est la nécessité de développer un modèle prédictif fondé sur les relations écologiques qui s'établissent entre le

Hg et les communautés végétales littorales du LSP ; le second est la nécessité de développer un modèle cartographique qui rende explicite ces relations écologiques à l'échelle du LSP dans son ensemble.

Cadre de référence

Cette recherche s'inscrit, de manière générale, dans les cadres théoriques de l'écologie (Margalef, 1974; Naveh et Lieberman, 1994) et de la limnologie (Kalf, 2002; Margalef, 1983). Elle s'inscrit plus précisément dans le cadre de l'écologie du paysage, discipline qui considère l'approche horizontale de la géographie, en examinant l'interaction spatiale des phénomènes naturels, et l'approche verticale de l'écologie, en étudiant les interactions fonctionnelles d'un endroit donné ou écotope (Naveh et Lieberman, 1994). En d'autres termes, l'écologie du paysage insiste sur les relations réciproques entre les patrons spatiaux et les processus écologiques (Gustafson, 1998; Li et Wu, 2004; Wiens, 2002).

Selon ce qui précède, l'écologie du paysage offre les outils théoriques et méthodologiques nécessaires pour étudier la manière dont les éléments de l'écosystème interagissent et comment cela peut être représenté cartographiquement. En termes généraux, il s'agit là de ce qui a été développé dans cette recherche étant donné que l'objectif est de produire un modèle prédictif fondé sur l'interaction entre les éléments du système étudié et, à partir de ce premier modèle, de construire un modèle cartographique qui illustre comment cette interaction s'organise dans l'espace, ou quel est son patron spatial².

Bien que l'hétérogénéité spatiale des communautés végétales aquatiques, en particulier celle des macrophytes, soit reconnue depuis longtemps, elle fait encore l'objet d'échanges académiques très nourris cherchant à l'expliquer (Lehmann *et al.*, 1997). Il est proposé, dans ce projet, que les théories expliquant les modèles spatiaux de la biomasse et les formes de

² "I use the terms spatial heterogeneity and spatial pattern synonymously to refer comprehensively to the composition, configuration, and temporal aspects of heterogeneity, and will use the terms structure and configuration when referring solely to the spatial components of heterogeneity." (Gustafson, 1998).

croissance des macrophytes peuvent également aider à expliquer la biomasse du BFE (Gosselain *et al.*, 2005) et les concentrations de Hg qu'il contient.

Lehmann *et al.* (1997) présente une révision de certaines théories tentant d'expliquer ce phénomène et expose la proposition d'Anderson et Kalff (1988), qui proposent un modèle simplifié du changement de biomasse des communautés végétales aquatiques en fonction de la profondeur et des facteurs physicochimiques condensés dans le schéma reproduit dans la Figure 1. D'autres théories telles que celle de Tilman (1982, dans Lehmann *et al.*, 1997), se fondent sur la compétition des plantes pour les ressources. Le modèle C-S-R, théorie expliquant les modèles spatiaux de communautés végétales à partir de l'intégration, dans un même modèle, de la compétition (C), du stress (S) et du degré de « rudéralité » (R) des plantes, devient ainsi une théorie plus forte pour expliquer les modèles spatiaux des communautés de plantes aquatiques (Lehmann *et al.*, 1997). Ce modèle suggère que les modèles résultent de l'équilibre entre le stress (contrainte dans la production), la perturbation (dommage physique de la végétation) et la compétition (capacité des voisins à capturer la même unité de ressource: lumière, aliments ou espace) (Grime, 1988).

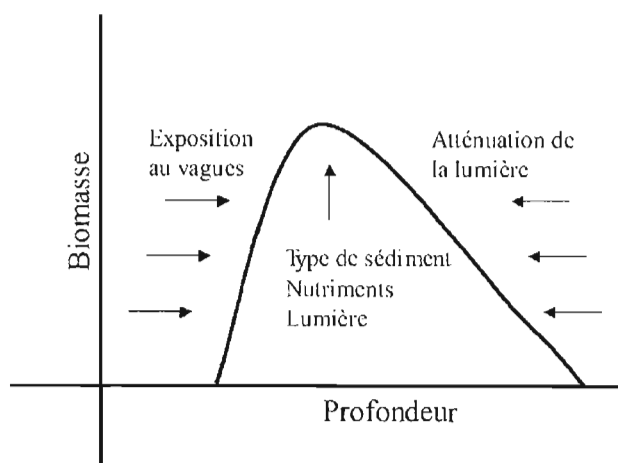


Figure 1. Modèle simplifié du changement de la biomasse des macrophytes en fonction de la profondeur et d'autres variables physiques et chimiques (tiré de Anderson et Kalff, 1988).

En appliquant ces théories dans une étude spécifique, Lehmann *et al.* (1997) trouvent une certaine complémentarité entre elles et confirment que la profondeur, associée à l'exposition aux vagues et à l'atténuation de la lumière, joue un rôle déterminant dans la croissance et la distribution des macrophytes, alors que les sédiments ont un effet plus secondaire. Dans le même sens, Gosselain *et al.* (2005) et Vis *et al.* (2006) proposent que la profondeur et la lumière, plus l'architecture des macrophytes et l'action des vagues, sont des variables qui déterminent la biomasse des épiphytes. À partir de ces modèles et des autres études mentionnées dans ce document, apparaît le modèle conceptuel présenté à la fig. 1.1 du chap. I, qui représente l'ensemble des hypothèses servant à expliquer le modèle cartographique du BFE et du Hg qu'il contient.

Modèles prédictifs et modèles spatialement explicites

Deux problématiques fondamentales nous intéressent : 1) développer un modèle prédictif pour le Hg dans le LSP et 2) en tirer une représentation cartographique qui illustre l'estimation faite par le modèle prédictif, de manière spatiale. Deux grands corpus de référence sont utilisés sur le plan théorico - méthodologique : 1) les fondements théoriques et méthodologiques des modèles prédictifs et 2) des modèles spatiaux explicites ou cartographiques.

Les modèles prédictifs sont en général des équations mathématiques exprimant la probabilité que se réalise une variable dépendante, en fonction d'une ou de plusieurs variables indépendantes. Ces modèles ont été en général élaborés pour prédire la présence ou la diversité d'espèces sur la base de variables d'habitat (Nogués, 2003 ; Peterson et Dunhan, 2003). Ils ont également été utilisées pour prédire la biomasse ou les formes de croissance des macrophytes dans la zone littorale (Lehmann, 1998 ; Vis *et al.*, 2003).

À partir des modèles de Vis *et al.* (2003), on peut distinguer trois types de modèles prédictifs employés dans l'estimation de la biomasse de macrophytes : 1) les modèles discrets, comme ceux qui attribuent une valeur de biomasse en fonction d'un intervalle de profondeur ; 2) les modèles continus, basés sur des régressions de variables continues tel que la profondeur ; 3)

les modèles intégrant des variables qualitatives et quantitatives, comme le modèle de « quatre variables », qui utilise deux variables qualitatives (exposition au vent et aux vagues et forme de croissance) et deux variables quantitatives (profondeur et transparence) pour prédire la biomasse des macrophytes.

Les modèles de prédiction spatiale utilisés pour les communautés végétales et qui ont recours à des systèmes d'information géographique sont détaillés par Lehmann *et al.* (1994). Lehmann a mis au point un cadre méthodologique sur ce sujet. De même, Guisan et Zimmermann (2000) présentent un cadre méthodologique général pour la prédiction de la distribution des habitats, applicable à l'approche de la présente recherche.

Selon Wu *et al.* (2005), trois catégories différentes de modèles spatiaux peuvent être distinguées en fonction de leur degré d'explicité : 1) les modèles non spatiaux ; 2) les modèles spatialement implicites ; et 3) les modèles spatialement explicites, faisant référence à la représentation spatiale d'une variable.

Plusieurs études ont été menées sur les communautés végétales aquatiques, expliquant et présentant des modèles de la distribution spatiale de celles-ci à partir de variables biophysiques, anthropogéniques et non anthropogéniques (Fritz *et al.*, 2004 ; Gantes et Sánchez, 2001 ; Heegaard *et al.*, 2001 ; Kunii et Minamoto, 2000 ; Mackay *et al.*, 2003 ; Menéndez, 2002 ; Makkay, 2002)

Les systèmes d'information géographique (SIG) et la télédétection

Les systèmes d'information géographique forment le cadre opératif permettant d'intégrer les modèles prédictifs dans un espace géographique donné, d'où leur importance en écologie du paysage (Johnston, 1998). La télédétection électromagnétique se définit comme l'analyse des mesures, effectuées à distance, de la lumière solaire réfléchie, du rayonnement thermique émis ou du rayonnement rétrodiffusé par la surface de la Terre. Ces techniques offrent aux écologistes des données à grandes échelles spatiales qui leur permettent d'étudier les phénomènes écologiques à des niveaux d'intégration supérieurs (Roughgarden *et al.*, 1991).

Lehmann (1998) et Vis *et al.* (2003) ont démontré l'efficacité des systèmes d'information géographique et des modèles prédictifs pour la construction de représentations spatialement explicites des communautés végétales aquatiques. Beaucoup d'autres projets de recherche et de développement en SIG et en télédétection appliqués à des communautés végétales aquatiques ont également été réalisés au cours des dernières années (e.g. Hodgson, 2001 ; Melack et Hess, 2004 ; Payton, 2001 ; Wittlinger, 2002). Toutefois, ces modèles se sont en général centrés sur l'aspect biotique des écosystèmes et sur leur relation avec des variables abiotiques évaluées à partir de télédétection. Moins nombreux sont ceux qui étudient les patrons spatiaux de phénomènes biogéochimiques (e.g. Burke *et al.*, 1990), comme le modèle spatial du Hg dans le BFE ; aucune étude n'a été relevée sur ce sujet.

Objectifs

L'objectif général de cette recherche est de développer un modèle spatial de la charge de Hg présente dans le BFE du littoral du LSP. De cet objectif général découlent deux objectifs spécifiques :

1. Développer un modèle écologique conceptuel qui représente les relations hypothétiques entre les différentes variables pouvant expliquer la charge de Hg dans le BFE.
2. Développer un modèle cartographique de la charge de Hg dans le BFE du LSP cohérent avec le modèle écologique conceptuel.

Site d'étude et approche méthodologique

Zone d'étude. Le LSP est le plus grand élargissement du fleuve Saint-Laurent avant son estuaire et occupe une superficie d'environ 300 km². Morphométriquement, le lac est peu profond (<4 m) et plat, à l'exception du canal de navigation (>11,3 m) qui le coupe dans le sens SO-NE (Frenette *et al.*, 2003; MPO, 2004; Vis *et al.*, 2003) (fig. 2.1). Cette morphométrie a favorisé le développement d'étendues complexes de végétation aquatique émergente et submergée qui font que le LSP représente 20 % des zones humides du fleuve Saint-Laurent. Le lac est situé dans une zone de forte activité agricole, responsable de l'augmentation de la quantité de matériaux dissous, principalement sur la rive sud (Vis *et al.*, 2003).

Développement du modèle de la distribution spatiale de la charge de mercure dans le biofilm épiphyte. Nous avons utilisé comme guide général pour cette recherche les études de Guisan et Zimmermann (2000) sur la construction des modèles prédictifs de la distribution d'habitats, ainsi que les études menées par Lehmann *et al.* (1994, 1998) et Lehmann (1997) sur le développement de modèles de distribution des macrophytes submergés. Ces études proposent une démarche en quatre étapes principales : 1) la formulation du modèle conceptuel ; 2) les regroupements de données ; 3) la formulation statistique du modèle ou développement du modèle prédictif ; et 4) le développement du modèle cartographique ou représentation cartographique du modèle prédictif.

I. Développement du modèle écologique conceptuel. Bien que le modèle prédictif recherché soit de type empirique ou statistique (Johnston, 1998 ; Nogués, 2003), un modèle conceptuel de base est nécessaire afin d'établir les relations écologiques entre les variables du modèle (approximation de type mécaniste) (Guisan et Zimmermann, 2000 ; Lehmann, 1997 ; Lehmann *et al.*, 1998, 1994).

Un modèle écologique conceptuel est une abstraction imparfaite de la réalité, présenté à la manière d'un système ou d'un schéma comprenant des éléments et leurs interactions, lesquelles sont fondées sur des théories écologiques. De tels modèles sont utilisés pour

décrire et comprendre un phénomène écologique, et pour appliquer des connaissances à différents domaines, dans le cas présent, à la détermination des prédicteurs potentiels de la charge de Hg dans le BFE. (El-Ghonemy *et al.*, 2005 ; O'Laughlin, 2005). Afin d'obtenir un tel modèle conceptuel, nous avons effectué une recherche bibliographique sur la dynamique du Hg dans les écosystèmes aquatiques.

2. *Source des données.* Les données utilisées pour développer les modèles ont été puisées parmi celles relevées dans le cadre du projet de recherche « Rôle du biofilm épiphyte dans l'accumulation, la méthylation et la déméthylation du mercure » (Hamelin, en préparation). Plus spécifiquement, nous avons utilisé les données fournies pour le mercure total (HgT), pour la biomasse du BFE et pour la biomasse des macrophytes. Les données du HgT et la biomasse du BFE ont été collectées dans quatre stations d'échantillonnage (BSF et ANS sur la rive sud; GIR et MAS sur la rive nord) (fig. 2.1) pendant le mois d'août 2003. À chaque station, 12 échantillons de macrophytes et de BFE (sauf ANS avec 10 échantillons) ont été prélevés dans trois strates (à la surface à 0.01 m, au milieu de la colonne d'eau à 0.30 m et près des sédiments à 0.60 m de profondeur). Dix quadrats ont aussi été récoltés de façon aléatoire, dans un diamètre de 100 m autour d'un point central géoréférencé pour les mesures de la biomasse de macrophytes. Trois sous-échantillons ont été prélevés pour les analyses du HgT et deux pour la biomasse du BFE. Ces données ont été transformées en unités de surface pour l'analyse spatiale à partir des mesures de la biomasse de macrophytes de chaque station d'échantillonnage (Tabl. 2.1). Par ailleurs, nous avons obtenu une carte de la biomasse des macrophytes du LSP préalablement développée par Vis (2004) pour le mois d'août, laquelle a été utilisée pour faire la prédiction du BFE.

3. *Élaboration du modèle prédictif.* Selon le modèle conceptuel et la disponibilité des données, deux modèles prédictifs ont dû être élaborés pour atteindre les objectifs de cette recherche : l'un pour la biomasse du BFE et l'autre pour le HgT. Pour ce faire, nous avons utilisé la méthode de régression des moindres carrés. Les modèles prédictifs pour la biomasse du BFE ont été développés à partir de la biomasse des macrophytes à chaque profondeur d'échantillonnage, pour l'ensemble des données et pour la moyenne des profondeurs. Les modèles prédictifs pour le HgT ont été développés à partir de la biomasse du BFE à chaque

profondeur d'échantillonnage, pour l'ensemble des données et pour la moyenne des profondeurs.

4. *Développement du modèle cartographique.* À ce stade de la recherche, le principe opérateur est la prédiction des variables dépendantes (biomasse du BFE et la charge de HgT) en fonction de leurs relations mathématiques avec les variables indépendantes ou prédicteurs (biomasse des macrophytes et biomasse du BFE) (Johnston, 1998 ; Guisan et Zimmermann, 2000).

Le modèle prédictif (l'équation mathématique) a été intégré à un système d'information géographique contenant les prédicteurs, qui permet de prédire la valeur de biomasse du BFE et de quantité de HgT présent à chaque pixel ou cellule, en fonction des prédicteurs, et d'obtenir ainsi une cartographie des variables dépendantes (Guisan et Zimmermann, 2000 ; Johnston, 1998 ; Lehmann, 1997 ; Lehmann *et al.*, 1994, 1998 ; Vis *et al.*, 2003).

Le présent mémoire de recherche est présenté en deux chapitres, chacun étant rédigé à la manière d'un article scientifique. Le premier chapitre présente le modèle écologique conceptuel ayant servi de base au choix des prédicteurs pour le modèle cartographique et de cadre de référence à la recherche. Le deuxième chapitre explique le développement des modèles cartographiques. La discussion est contextualisée à l'échelle du paysage, plus spécifiquement en regard des caractéristiques géologiques et des types de couverture et d'utilisation du sol des bassins versants des affluents du LSP, ce qui permet d'expliquer les patrons spatiaux de la charge de HgT.

CHAPITRE I

MODELO ECOLÓGICO CONCEPTUAL DE LAS PRINCIPALES VARIABLES QUE DETERMINAN LA CARGA DE MERCURIO EN EL BIOFILM EPÍFITO DEL LAGO SAINT-PIERRE (QUÉBEC, CANADÁ)

Resumen

Los modelos ecológicos conceptuales son representaciones de la realidad muy útiles en la toma de decisiones, ya sea para el manejo de ecosistemas, o como en este caso, para la elección de los predictores más adecuados para el desarrollo de modelos cartográficos. El objetivo de esta investigación fue desarrollar un modelo ecológico conceptual que sirva como marco de referencia para la escogencia de los predictores más adecuados de la carga de mercurio (Hg) del biofilm epifito (BFE) del lago Saint-Pierre (LSP). La construcción del modelo se basó en una investigación bibliográfica donde se establecieron las variables más importantes que permitieran predecir y explicar la carga del mercurio total (HgT) en el BFE en el LSP. El modelo producido es presentado a manera de diagrama de flujo donde se representan las relaciones de las variables más relevantes que influyen en la carga de HgT. El modelo es presentado en tres niveles jerárquicos: 1) el complejo biomasa de macrófitos y BFE, 2) las variables físico-químicas que afectan directamente el subsistema anterior y 3) las variables antropogénicas y otras variables extrínsecas que afectan las variables del nivel 2. Cada una de las relaciones encontradas es descrita en detalle y sustentada con base en trabajos previos. Según el modelo propuesto existen dos variables que determinan directamente la carga de Hg en el BFE: la biomasa del BFE y el Hg disponible en la columna de agua. Estas dos variables están ligadas al complejo macrófitos-BFE, que corresponde al soporte biológico en el cual se acumula el Hg. Este complejo es influenciado directamente por cinco variables: la profundidad, la turbidez del agua, los nutrientes, la turbulencia y el fitoplancton. Finalmente se contextualizó esta dinámica en las subcuencas de los afluentes del lago y sus características geológicas, usos y coberturas del suelo.

Résumé

Les modèles écologiques conceptuels sont des représentations des systèmes écologiques très utiles en aménagement écosystémique, comme dans cette étude pour la prise des variables les plus adéquates pour être utilisées comme des prédicteurs. L'objectif de cette étude a été de développer un modèle écologique conceptuel qui permet de choisir les prédicteurs les plus adéquats de la charge du mercure (Hg) dans le biofilm épiphyte (BFE) du lac Saint-Pierre.

(LSP). La construction du modèle a été faite à partir d'une recherche bibliographique qui a permis d'établir les variables les plus importantes pour expliquer la charge du Hg. Le modèle est présentée en trois niveaux hiérarchiques : 1) le complexe biomasse des macrophytes et BFE, 2) les variables physico-chimiques qui affectent directement le niveau 1 et 3) les variables anthropogéniques et autres variables exogènes qui affectent le niveau 2. Chacune des relations trouvées est décrite en détail et soutenue sur la base des travaux préalablement développés. Selon le modèle proposé il y a deux variables qui influent directement sur la charge du Hg dans le BFE : la biomasse du BFE et le Hg disponible dans la colonne d'eau. Ces deux variables sont liées au complexe macrophytes-BFE qui est le support biologique où s'accumule le Hg. Ce complexe est influencé directement par cinq variables : la profondeur, la turbidité, les nutriments, la turbulence et le phytoplancton. Finalement l'analyse est placée dans le contexte des caractéristiques biophysiques et anthropiques des bassins versants des affluents du LSP.

1.1 Introducción

El mercurio (Hg), la sexta sustancia más tóxica entre las 6 millones conocidas (Nascimento y Chartone-Souza, 2003), es la causa de varios problemas de salud en los seres humanos, fauna silvestre y los ecosistemas en todo el mundo (Gavrilescu, 2004; Mahaffey y Mergler, 1998; Morrissette *et al.*, 2004).

Los seres humanos se ven expuestos a este metal a través de varias fuentes, como el consumo de pescado, lo cual puede causar problemas en el desarrollo del sistema nervioso. Su carácter neurotóxico hace que en determinadas concentraciones el Hg de origen a problemas de aprendizaje en los seres humanos o a desordenes cognitivos más severos (Mahaffey y Mergler, 1998; Mauro *et al.*, 2002; Morrissette, *et al.*, 2004; Nascimento y Chartone-Souza, 2003; UNEP, 2002).

Los niveles de Hg global se han incrementado progresivamente desde el comienzo de la era industrial y gracias a procesos de transporte atmosférico de especies volátiles de Hg, producto de los procesos industriales, se han aumentando sus niveles en las diferentes regiones de la tierra (Fitzgerald *et al.*, 1998). Este hecho explica porque en regiones como el ártico, donde no existen fuentes de Hg significativas, se encuentren concentraciones importantes de este metal (Landers *et al.*, 1998).

Se estima que una gran porción del Hg presente en la atmósfera actualmente, es el resultado de emisiones antropogénicas, considerándose que cerca de las zonas industriales las concentraciones de Hg se han incrementado en un factor de entre dos y doce veces. (UNEP, 2002). El Hg antropogénico proviene de la utilización de combustibles fósiles, extracción, tratado y reciclado de minerales, utilización intencional de Hg, incineración de desechos, utilización de biocidas, operaciones militares, entre otros (Essa, *et al.*, 2002; Nascimento y Chartone-Souza, 2003). Además, actividades como la deforestación, la agricultura y las inundaciones, remobilizan el Hg acumulado en el suelo incrementando la disponibilidad de este. Por otro lado, las altas concentraciones de nutrientes y materia orgánica en los cuerpos de agua aumentan las tasas de metilación de este metal (Desrosiers *et al.*, 2006a, 2006b).

El lago Saint-Pierre (LSP) representa el sector de pesca comercial en agua dulce más importante en el río Saint-Laurent. Los desembarques registrados en el LSP en 1999 totalizaron 735 toneladas, equivalentes a tres cuartos del volumen total de pesca en agua dulce en el río Saint-Laurent (Centre Saint-Laurent, 2006; MAPAQ, 2006). A esto se suma la pesca no comercial llevada a cabo por los habitantes de la región (Sauvé y Godmaire, 2004). Por tales motivos realizar estimaciones espaciales de la disponibilidad de Hg en el LSP puede constituirse en una herramienta para evaluar el riesgo de contaminación humana por Hg.

Los biofilms perifíticos son el conjunto de algas, bacterias, hongos y la microfauna embebidos en una matriz de secreciones poliméricas extracelulares (EPS). Estos biofilms reciben diferentes nombres de acuerdo al sustrato sobre el cual crecen, por tal motivo aquellos que se encuentran sobre los macrófitos se denominan biofilms epifitos (BFE). Los biofilms están en la base de las cadenas tróficas en los ecosistemas acuáticos, gobernando gran parte de la asimilación, retención y transformación de partículas y materiales disueltos; convirtiéndose en elementos cruciales en la dinámica de los materiales tóxicos (como el Hg) que entran en el sistema, haciéndolos biodisponibles y facilitando su transferencia en las cadenas tróficas; además, presentan una marcada sensibilidad a los cambios físico-químicos del agua haciendo que esta biocenosis sea muy susceptible a las perturbaciones

antropogénicas (Decho, 2000; Guasch *et al.*, 2003; Hawes y Schwarz, 1996; Mauro *et al.*, 2002).

1.1.1 Modelo ecológico conceptual

En general un modelo es entendido como una representación simbólica o abstracta de un sistema o un problema de la realidad (Kilbridge *et al.*, 1989; Meadows, 1957; Muhanna y Pic, 1994) y un concepto puede entenderse como una abstracción o generalización mental que se usa para representar una clase o grupo de cosas (Arnone, 1971). En ciencia, los modelos están ligados a entes de orden superior y con capacidad explicativa conocidos como teorías y, por lo tanto, con referentes empíricos que otorgan un grado de validez objetiva (Portides, 2005).

Para Mayer (1989) un modelo conceptual (en educación) es un conjunto de palabras y/o diagramas que intentan ayudar a construir abstracciones mentales de los sistemas en estudio. Friendly (1995) propone que un modelo conceptual (en estadística) es una metáfora visual que ayuda a interpretar lo que se muestra en una gráfica. O'Laughlin (2005), en las evaluaciones de riesgo ecológico, define modelo conceptual como una descripción escrita y una representación visual de las relaciones predichas entre entidades ecológicas³ y sus potenciales estresores^{4 5}, lo cual forma parte esencial en la concepción de la problemática a estudiar. Desde la misma perspectiva, El-Ghonemy *et al.* (2005) definen modelo conceptual como una abstracción o simplificación de la realidad que tiene como objetivo identificar los procesos más relevantes que pueden afectar el transporte, desarrollo y riesgo de un contaminante en el ambiente.

Con base en lo anterior, y de acuerdo a los requerimientos de este estudio, *un modelo ecológico conceptual* se entiende como una abstracción imperfecta y simplificada de la

³ Ecological entity: "A general term that may refer to a species, a group of species, an ecosystem function or characteristic, or a specific habitat. An ecological entity is one component of an assessment endpoint." (O'Laughlin, 2005: 61)

⁴ Stressor: Any physical, chemical, or biological entity that can induce an adverse response." (O'Laughlin, 2005: 61).

⁵ "A written description and visual representation of predicted relationships between ecological entities and the stressors to which they may be exposed." (O'Laughlin, 2005: 61).

realidad, presentada a manera de diagrama esquemático con elementos e interacciones definidas, basadas en teorías (en esta caso ecológicas) y sus referentes empíricos. Estos modelos pueden ser utilizados para describir y entender un fenómeno ecológico y proponer, si es el caso, soluciones y estrategias de manejo a problemas identificados. Estos modelos se componen de dos partes fundamentales: 1) la representación esquemática a manera de un diagrama de flujo del fenómeno objeto de estudio y 2) la descripción de las relaciones entre elementos que lo componen. A menudo se presenta también la formulación matemática de las relaciones (e.g., Asaeda, *et al.*, 2001). La realización de estos modelos debe evitar la infrasimplificación (*undersimplification*) y la sobreesimplificación (*oversimplification*). Un modelo sobreesimplificado es aquel que no ha capturado los elementos esenciales del sistema que representa. Un modelo infrasimplificado es aquel que utiliza un número elevado de elementos e interacciones que hacen de este una herramienta inoperante (El-Ghonemy *et al.*, 2005). Es importante tener en cuenta, los límites de los modelos y específicamente del que se presenta en este capítulo el cual deberá ser complementado si se quiere aplicar a estudios donde otras variables jueguen los roles principales.

Los modelos conceptuales son utilizados a menudo para manejar y resolver un problema, a través de su documentación, comprensión, comunicación y proposición de estrategias para resolverlo (El-Ghonemy *et al.*, 2005; Moody, 2005; Muhanna y Pic, 1994). En el caso de las evaluaciones de riesgo ecológico y manejo de ecosistemas, los modelos conceptuales son usados para integrar las evaluaciones regionales dentro de un marco de manejo ecológico, estos permiten la identificación de riesgos e indicadores y el mejoramiento de los criterios de evaluación y su relevancia en los procesos de manejo (Gentile *et al.*, 2001). Los modelos conceptuales son invaluable para la creación de estrategias de remediación o restauración de ecosistemas degradados (Chow-Fraser, 1998). En evaluación del riesgo ecológico y manejo ecosistémico, los modelos conceptuales forman parte esencial en la formulación de la problemática a estudiar y específicamente en la identificación de las entidades ecológicas más susceptibles y sus estresores potenciales (Chow-Fraser, 1998; O'Laughlin, 2005). Finalmente los modelos conceptuales son utilizados en las predicciones de la distribución de hábitats con el fin de determinar y ponderar variables a ser utilizadas como predictores para establecer el

tipo de modelo (analítico, empírico, mecanicista) y otros aspectos del orden de la teoría ecológica (Guisan y Zimmermann, 2000).

El objetivo de este artículo es exponer un modelo conceptual que representa los principales factores que determinan la carga de Hg en el BFE en los macrófitos sumergidos del LSP (Québec), con el propósito de abrir el camino para la construcción de modelos cartográficos del Hg en el BFE del LSP e identificar los principales factores que explican este fenómeno. Además, éste análisis puede ayudar a establecer los factores más importantes en las estrategias de manejo para la reducción del riesgo de contaminación por Hg

1.2 Métodos

1.2.1 Área de estudio

El LSP es el mayor ensanchamiento del río Saint-Laurent antes del estuario (13,1 km de ancho en descarga media), ocupando una superficie de mas de 300 km². Morfométricamente este lago es poco profundo (promedio <4 m), a excepción del canal de navegación (>11,3 m de profundidad) que lo corta en dirección SW-NE (Frenette *et al.*, 2003; MPO, 2004; Vis *et al.*, 2003) (ver fig. 2.1).

La baja profundidad media del lago ha favorecido el desarrollo de grandes y complejas extensiones de vegetación acuática sumergida, lo cual hace que el LSP posea el 20% de las zonas húmedas (*wetlands*) y el 70% de los pantanales (*marshes*) del río Saint-Laurent (Hudon *et al.*, 2005; Vis *et al.*, 2003).

En este ecosistema habitan gran cantidad de organismos (e.g. 288 especies de aves, 83 especies de peces, 13 especies de anfibios), por tal motivo en el año 2000 fue reconocido como una reserva de la biosfera por la UNESCO (Frenette *et al.*, 2003; Hudon *et al.*, 2005).

El LSP presenta tres principales masas de agua: 1) la masa norte, que es una mezcla de las aguas de los ríos que drenan la orilla norte del río Saint-Laurent con el agua del la Ontario; 2)

la masa central, con aguas provenientes del lago Ontario; y 3) la masa sur que es una mezcla de las aguas de los tributarios que drenan la orilla sur del río Saint-Laurent. Estas masas de agua presentan características fisicoquímicas diferentes, determinadas por las características geológicas, los usos y las coberturas de suelo de las cuencas hidrográficas que drenan sus afluentes (Frenette *et al.*, 2003; Rondeau *et al.*, 2000; Vis *et al.*, 2003;). Las áreas de las cuencas hidrográficas del LSP son significativamente mayores en el sur del lago, lo cual determina las descargas anuales de materia particular en suspensión y de Hg (tabl. 1.1). Las coberturas y usos del suelo de estas subcuencas hidrográficas son tierras principalmente destinadas a usos agrícolas y bosques (Jobin *et al.*, 2003). En la fig. 2.1 se muestran las cuencas hidrográficas de los tributarios del LSP y las zonas donde se concentran las mayores actividades antrópicas.

Tabla 1.1 Área de la cuenca hidrográfica (km²), área antropizada dentro de la cuenca (km²), Materia particular en suspensión (SPM 10³ t a⁻¹), descarga de Hg (mol a⁻¹) para cada uno de los afluentes del LSP.

Río	Área de la cuenca (km ²)**	Área antropizada (km ²) (%)**	SPM loads (10 ³ t yr ⁻¹)*	Hg loads (mol yr ⁻¹)*
Orilla norte				
Yamachiche	269,00	13,00 (4.83)	1,10	0,22
Maskinongé	1 058,00	50,00 (4,73)	2,00	2,40
Du Loup	1 589,00	170,00 (10,70)	2,50	1,50
Orilla sur				
Yamaska	4 883,00	2 820,00 (57,75)	255,00	102,00
Saint-François	10 230,00	345,00 (3,37)	245,00	392,00
Richelieu	19 143,00	2 145,00 (11,21)	265,00	238,50

*Quémerais *et al.*, (1999)

** Las áreas de las cuencas fueron calculadas con base en la cartografía de cuencas de Québec. Las áreas antropizadas se obtuvieron por medio de reclasificación de imágenes de satélite Landsat-7 con la ayuda del paquete para SIG ArcGIS 9.1.

1.2.2 Construcción del modelo ecológico conceptual

Para la elaboración de este modelo se ha tomado como base metodológica los modelos conceptuales desarrollados por Chow-Fraser (1998), El-Ghonemy (2005) y Gentile *et al.*

(2001), los cuales han sido creados con el fin de realizar evaluaciones del riesgo ecológico y/o estrategias de manejo ecosistémico. No obstante, este modelo no tiene como objetivo directo la elaboración de una evaluación de riesgo ecológico, sino más bien el establecimiento de los principales factores que determinan la carga de Hg en el BFE con el fin de desarrollar modelos cartográficos de la carga de Hg en el BFE del LSP, por tal motivo, dichos factores son presentados en su forma más genérica posible y no como un estado de dicho factor.

1.2.3 Determinación de compartimientos y relaciones del modelo

Para la determinación de los compartimientos o variables del modelo se tomó como eje central la variable que se pretendía comprender, en este caso la carga de Hg en el BFE. Posteriormente se definieron los compartimientos del modelo de manera contingente con base en estudios previos que establecían relaciones entre las variables biofísicas que determinaban la carga de Hg en el BFE y que podían ser utilizadas como predictores o factores explicativos.

1.3 Resultados

1.3.1 Diagrama del modelo conceptual

El esquema de la figura 1.1 presenta los elementos considerados como los más importantes determinantes la carga de Hg en el BFE del LSP y las relaciones entre ellos. El modelo representa tres niveles jerárquicos: 1) el complejo, biomasa de macrófitos-BFE, 2) las variables físico-químicas que afectan directamente el subsistema anterior y 3) las variables antropogénicas y otras variables extrínsecas que afectan las variables del nivel 2. En el diagrama del modelo las relaciones entre los elementos presentan dos estados: a saber un estado positivo (+), donde el incremento de una variable origina el incremento de otra variable de manera causal y un estado negativo (-) donde la relación es inversa. El sentido de las flechas indica, en general, la variable independiente en el origen y la variable dependiente en la punta. (fig. 1.1).

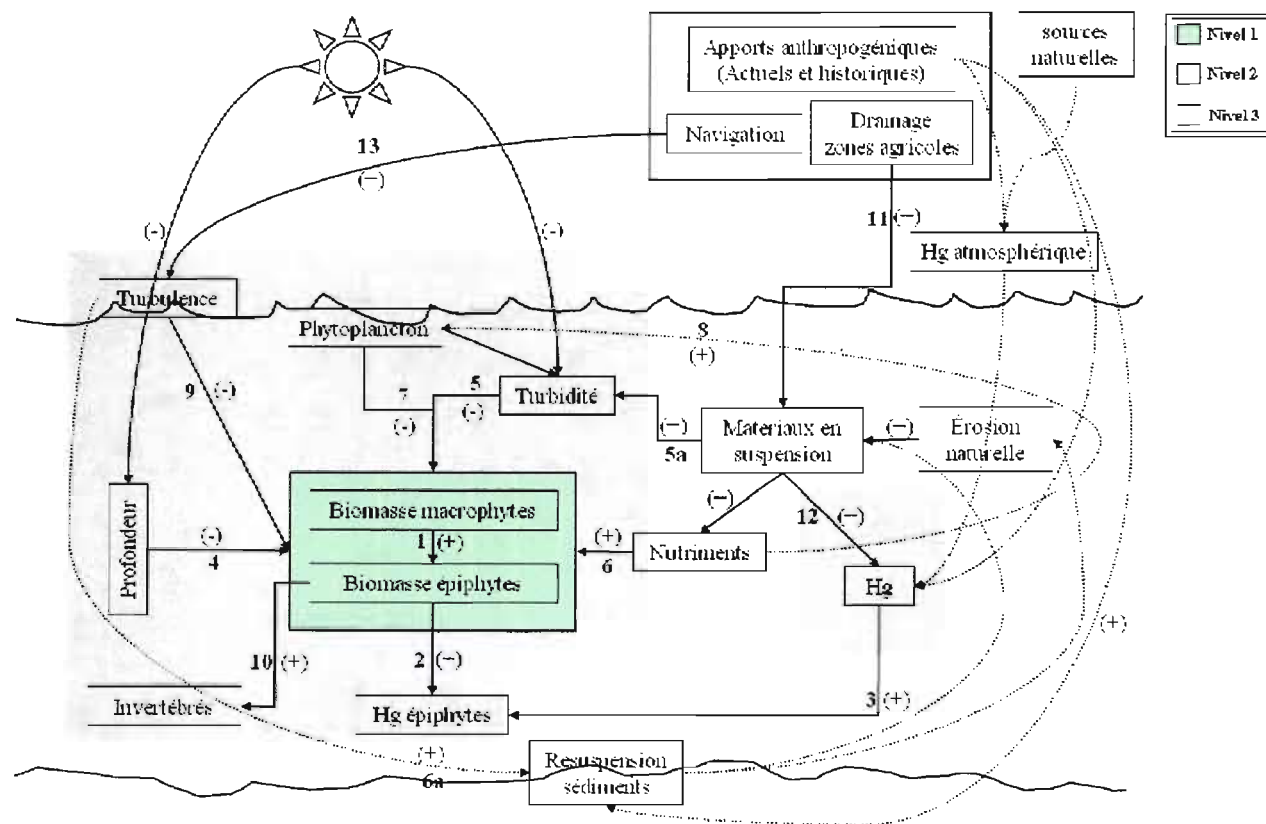


Figura 1.1. Esquema del modelo ecológico conceptual para la carga de Hg en el BFE del LSP.

Una de las más importantes suposiciones de este modelo es que las principales variables que determinan la biomasa de los macrófitos también determinan la biomasa del BFE (nivel 1) (Gosselain *et al.*, 2005) en razón de que los macrófitos son el sustrato del BFE, por tal motivo estos dos compartimientos son tratados en conjunto en gran parte de las relaciones con las otras variables biofísicas.

A continuación se describen las diferentes relaciones entre los elementos del sistema considerados los determinantes más importantes de la carga de Hg en el BFE.

1.3.2 Descripción de las relaciones de los diferentes compartimientos del modelo conceptual

Nivel 1

1. Biomasa de biofilm epífito y biomasa de los macrófitos

Los macrófitos sumergidos son el sustrato donde el BFE se desarrolla (Gosselain *et al.*, 2005; Vis *et al.*, 2003; Vis, 2004). Por tal motivo se espera una relación positiva entre la cantidad de sustrato disponible, es decir los macrófitos ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$), y la cantidad de colonizador, es decir, BFE ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$). Martínez-Dueñas (en esta tesina), desarrollaron un modelo cartográfico para la carga del Hg en el LSP donde encontraron correlaciones positivas por encima del 0,50 ($p < 0.0001$) entre estas dos variables. Así mismo, las cartografías presentadas por Vis (2004), que representan la producción media anual del epífiton y los macrófitos, muestran esta misma relación presentando los mayores valores de epífiton en los lugares donde se presentaron los valores más altos de macrófitos. Un aspecto determinante es la arquitectura de los macrófitos hospederos, ya que debido a la complejidad de su estructura pueden presentar una mayor o menor superficie de colonización (Gosselain *et al.*, 2005, Vis, 2004), por ejemplo la presencia de *Cladophora* puede incrementar la superficie funcional de la zona litoral alrededor 2000 veces más (relativizado al perífiton) (Lowe, 1996) y, en general, los macrófitos con morfologías más ramificadas tienden a soportar una mayor masa de epífitos que las formas simples, incrementándose en algunos casos hasta seis veces más (Gosselain *et al.*, 2005).

Nivel 2

2. Carga de mercurio en el biofilm epifito y biomasa de biofilm epifito

Reconocido el papel de los biofilms perifíticos como metiladores y acumuladores de Hg (Cleckner, 1999; Gilmour *et al.*, 1998; Hamelin, en prep.; Mauro *et al.*, 2002) es de esperar una relación positiva entre su biomasa y la carga de Hg en unidades de superficie. En el modelo predictivo para el mercurio total presentado por Martínez-Dueñas (en esta tesina), se puede corroborar esta relación de manera empírica con base en las correlaciones encontradas entre la biomasa del BFE ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) y la carga de Hg ($\text{ng}\cdot\text{m}^{-2}$), con r^2 por encima del 0,45 ($p < 0,05$).

3. Carga de mercurio en el biofilm epifito y disponibilidad de Hg en la columna de agua

La existencia de los procesos de metilación y bioacumulación de Hg encontrados en el BFE indican también la disponibilidad de este metal en el sistema. Estudios en el río Saint-Laurent y el LSP han evidenciado la existencia de este metal en los sedimentos (Quémerais *et al.*, 1999; Thompson-Roberts y Pick, 2000), la columna de agua (Quémerais *et al.*, 1999; Thompson-Roberts y Pick, 2000) y los macrófitos (Hamelin, en prep.). Además se sabe que existen procesos de depósito de Hg de origen externo traídos por los afluentes que se vierten en el lago (Quémerais *et al.*, 1999), y por la precipitación de Hg atmosférico, el cual puede ser transportado desde largas distancias. (Quémerais *et al.*, 1999; ver también Mauro *et al.*, 2002 para discusión en lagos Brasileños).

Entrada de Luz al sistema

La cantidad de luz que entra al sistema es determina por dos factores principales: 1) la profundidad (Lowe, 1996) y 2) la turbidez originada por los materiales en suspensión, incluyendo el fitoplancton en la columna de agua (Weisner *et al.*, 1997; Lowe, 1996), por tal motivo estos parámetros serán analizados en conjunto.

4. Biomasa macrófitos/biofilm epífito y profundidad/luz:

Cuando se habla de organismos autótrofos como los macrófitos y parte de la biocenosis que compone el BFE, la luz es un factor determinante. En función a la profundidad, la luz presenta un proceso de atenuación a medida que penetra en la columna de agua. Esta reducción de la intensidad lumínica afecta negativamente la producción autótrofa, reduciendo la biomasa de los macrófitos sumergidos y, por ende, su BFE a medida que aumenta la profundidad. La penetración de la luz determina la máxima profundidad de colonización, las formas de crecimiento y la composición de los macrófitos en las diferentes profundidades (Berger, 2000; Hudon *et al.*, 2000). Un fenómeno similar puede esperarse para el perifiton (Lowe 1996). Gosselain *et al.* (2005) argumentan que la varianza de la biomasa de los epífitos es explicada hasta en un 50% por la irradiación relativa a la profundidad del muestreo (I_z/I_0). En el contexto del LSP, la profundidad no juega un papel crucial en la producción primaria debido a que este no presenta una variación significativa en sus profundidades (profundidad < 4 m a excepción del canal de navegación con una media = 11,6 m. Vis *et al.*, 2003). Hudon *et al.* (2000) en su estudio llevado a cabo en los ríos Saint-Laurent y Ottawa encontraron una relación negativa entre la profundidad y la biomasa de los macrófitos sumergidos ($r^2=0,31$, $n=252$).

5. Biomasa macrófitos/biofilm epífito y turbidez/luz

La cantidad de materiales en suspensión en el agua, incluyendo el fitoplancton reducen la transparencia de este fluido afectando negativamente la entrada de luz en el sistema, disminuyendo la tasa de fotosíntesis progresivamente en los estratos inferiores de la columna de agua (Lowe, 1996). Además, existe una atenuación y modificación de la luz que llega al componente autótrofo del BFE debido a la matriz que sostiene este (Lowe, 1996), lo cual modifica también la cantidad y calidad de luz que llega hasta los macrófitos hospederos (Weisner *et al.*, 1997). Bachmann *et al.* (2002) en un estudio realizado en lagos poco profundos con diferentes grados de eutrofización en Florida (EEUU), encontraron una relación positiva entre la densidad de macrófitos sumergidos y la transparencia (medida a través del disco de Secchi) ($r^2= 0.18$, $p < 0,01$). En este mismo estudio las epífitas mostraron una relación positiva con la profundidad del disco de Secchi ($r=0,43$). En ambientes ricos en nutrientes la producción de perifiton se ve limitada por la luz, por lo tanto, se espera que la

producción de perifiton sea alta en concentraciones intermedias de nutrientes, donde la combinación de nutrientes y luz es óptima (Liboriussen y Jeppesen, 2006) (ver relaciones 7 y 8). Hudon *et al.* (2000), encontraron una relación positiva entre la penetración de la luz (medida a través del disco de Secchi) y la profundidad de máxima colonización de plantas acuáticas ($r^2=0,81$) y una relación negativa entre esta última variable y el coeficiente de extinción de la luz ($r^2=0,82$). En el caso del LSP existe un patrón espacial de la turbidez, el cual corresponde a las diferentes masas de agua que lo componen. Esta situación ha determinado en gran parte la distribución espacial de las comunidades vegetales del lago, reduciendo o aumentando su biomasa, según las características de dichas masas de agua (e.g. cantidad de nutrientes) (Vis *et al.*, 2003; Vis, 2004; Frenette *et al.*, 2003).

6. Biomasa macrófitos/biofilm epifito y nutrientes

Las fuentes de nutrientes inorgánicos en la columna de agua de los lagos puede provenir de deposición atmosférica, flujos de superficie o de sub-superficie o por la resuspensión de los sedimentos causada por la turbulencia (relación 6a) (Lowe, 1996). Los macrófitos sumergidos pueden tomar nutrientes inorgánicos de los sedimentos en los cuales se encuentran sus raíces y de la columna de agua en la cual se encuentran sus hojas, no obstante los macrófitos con raíces obtienen la mayor parte de sus nutrientes del sedimento (Kalf, 2002). El grado de trofia (*trophy*) de los lagos o la concentración de fósforo total (TP) determinan la distribución vertical y horizontal de las plantas acuáticas en función a sus características morfológicas. Los formadores de rosetas (*Isoetes*) o Charaphytes son típicos en lagos claros y pobres en nutrientes, mientras que especies "elongadas" (e.g. algunas especies de *Potamogeton*) que concentran su biomasa en medio de la columna de agua o en el dosel, justo debajo de la superficie, son encontradas en ambientes con alta disponibilidad de nutrientes (e.g., orilla sur del LSP, donde domina *Potamogeton* [Fortín *et al.*, 1993]). No obstante, la biomasa total de las plantas acuáticas sumergidas tiende a incrementarse con el aumento de la disponibilidad de nutrientes hasta que la densidad por unidad de superficie produce una reducción en la entrada de energía radiante al sistema (ver relación 7) (Li, 1998; Liboriussen y Jeppesen, 2006). Bachmann *et al.* (2002) muestran que la densidad de los macrófitos sumergidos presentan una relación negativa con el fósforo total ($r = -0,34$). Así mismo, las epifitas (medidas en clorofila por unidad de peso seco de macrófitos) muestran

una relación negativa con el fósforo ($r=-0,37$). En el LSP se ha documentado el efecto de las diferencias químicas de las masas de agua sobre las comunidades vegetales sumergidas, presentándose mayores valores de biomasa de macrófitos y de BFE en las masas de agua más ricas en nutrientes, principalmente en la orilla sur, por efecto del vertimiento de agua ricas en tierras agrícolas drenadas por los ríos Saint-François y Yamaska (Vis, 2004). Por otro lado, la abundancia de nutrientes en los ecosistemas lénticos juega un papel fundamental, de manera directa e indirecta, en la determinación de la cantidad, cualidad y distribución (espacial y temporal) del perifiton (Lowe, 1996). Aunque esta relación ha sido poco estudiada para el perifiton, estudios en mesocosmos y pequeños lagos han mostrado la existencia de una influencia de los nutrientes en la abundancia y producción del perifiton. El incremento de nutrientes en la columna de agua produce inicialmente un efecto positivo en la producción de esta comunidad, llegando hasta un punto máximo a partir del cual se da el proceso contrario. Esto se ve expresado en un comportamiento unimodal de la relación entre el fósforo total y el perifiton (Liboriussen y Jeppesen, 2006).

7. Biomasa macrófitos/biofilm epifito y fitoplancton

En general existe una relación negativa entre estos dos factores, determinada en gran parte por la disponibilidad de nutrientes en la columna de agua. Un aumento en la carga de nutrientes genera un incremento en la producción de fitoplancton, lo cual lleva a reducir la entrada de luz en el sistema, reduciendo la producción de macrófitos y por ende de su epifiton. Esto presenta un patrón bien documentado en lagos poco profundos donde el fitoplancton domina en las aguas turbias y los macrófitos en aguas claras (Abrantes, 2006; Bachmann, 2002; Duarte y Kalf, 1988; Li, 1998; Liboriussen y Jeppesen, 2003, 2006; Muylaert *et al.*, 2006; Weisner *et al.*, 1997; Lowe, 1996). Vis *et al.* (2004) documentan como en 2001, debido a una extraordinaria baja del nivel del agua en el LSP, se presentó un incremento en la biomasa del fitoplancton en la orilla sur del lago. Bachmann *et al.* (2002) muestran que los epifitos (medidos en clorofila por unidad de peso seco de macrófitos) presentan una relación negativa con la clorofila del fitoplancton ($r=-0,50$). Así mismo, los macrófitos sumergidos dominaban en lagos donde el fitoplancton era reducido y viceversa.

8. *Fitoplancton y nutrientes*

El fitoplancton como productor primario presenta una relación positiva con la disponibilidad de nutrientes. Este grupo puede explotar de manera más eficiente que otras comunidades vegetales los ecosistemas acuáticos eutróficos (Li, 1998). Liboriussen y Jeppesen (2006) encontraron relaciones positivas entre la biomasa de fitoplancton y la concentración de fósforo pelágico ($r^2 = 0,84$). En lagos oligotróficos la producción pelágica es limitada por los nutrientes, dando origen a aguas claras y permitiendo una mayor penetración de la luz favoreciendo el desarrollo de comunidades bentónicas (Liboriussen y Jeppesen, 2003). Por otro lado la eutrofización de lagos poco profundos es asociada con abundante biomasa fitoplanctónica, lo cual incrementa la turbidez del agua generando una reducción de los macrófitos sumergidos (Asaeda *et al.*, 2001). Bachmann *et al.* (2002) muestran que la clorofila del fitoplancton se correlacionó positivamente con el fósforo ($r=0,82$) y con el nitrógeno ($r=0,70$) y, por consiguiente, mostró una relación negativa con la transparencia del agua (*Secchi disc*) ($r=-0,76$). Así mismo, en el LSP, se evidenció que en los periodos de bajo nivel de agua con incremento de nutrientes, sobre todo en la orilla sur, este grupo de autótrofos se convirtió en la comunidad dominante, reduciendo la producción de los macrófitos sumergidos y su epifiton (Vis, 2004) (ver relación 7).

9. *Biomasa macrófitos/biofilm epifito y la turbulencia*

La turbulencia producida principalmente por el viento en la parte superior de la columna de agua tiene un efecto negativo importante en la biomasa del BFE y de los macrófitos (Hudon *et al.*, 2000; Lowe, 1996; Vis, 2004) El BFE es removido debido a esta turbulencia, generando una reducción de su biomasa. Esto también genera un efecto sobre las comunidades de macrófitos, determinando la distribución de su biomasa (Vis, 2004). Lowe (1996) menciona que si bien la turbulencia es un factor perturbador del perifiton, en algunos casos se presentan relaciones positivas con las algas filamentosas y diatomeas pedunculadas. Según Vis *et al.* (2004), la mayoría del LSP esta influenciada por el viento, las olas y la corriente, factor determinante en la distribución y biomasa de los micrófitos sumergidos. Duarte y Kalff (1988) encontraron que la exposición al estrés físico producido por las olas ejerce una regulación en el crecimiento de los macrófitos. Estudios llevados a cabo en el LSP han mostrado que la biomasa del BFE presenta una reducción en los estratos superiores de la

columna de agua, lo cual es explicado por el efecto de la turbulencia sobre los estratos superiores de la columna de agua (Hamelin, en prep.; Martínez-Dueñas, en esta tesina).

10. *Biomasa biofilm epifito y forrajeo de invertebrados*

A diferencia de los macrófitos, que hacen su aporte a la cadena trófica casi exclusivamente por la vía detritívora durante su descomposición, los epifitos entran a la cadena trófica al ser consumidos por invertebrados herbívoros que son a su vez consumidos por predadores (Hawes y Schwarz, 1996). Por tal motivo se puede esperar que si existe una mayor oferta de recurso (epifiton), habrá también un aumento en la cantidad de consumidores (forrajeros, principalmente invertebrados) (Lowe, 1996). Liboriussen y Jeppesen (2006) encontraron una relación positiva entre la biomasa de perifiton y los macroforrajeros bentónicos (Chironomidae en estado larval) ($r^2= 0.55$, $p < 0.004$, $n=13$). Estos autores argumentan que las larvas de chironómidos, grupo dominante, no ejercía un fuerte control *top-down* en el perifiton. Igualmente Tessier *et al.* (2004), en un lago eutrófico al norte de Italia, encontraron una correlación positiva entre la biomasa de los epifitos y la biomasa de los invertebrados encontrados en los macrófitos ($r^2=0,64$, $p < 0,0001$, $n=25$). No obstante este factor, no es necesariamente significativo al momento de modelar la biomasa del BFE en el LSP, debido a que es una variable dependiente.

Nivel tres

Variables antropogénicas y exógenas

En el LSP existe una importante influencia antrópica debido principalmente al vertimiento de las aguas de varios ríos que drenan regiones con grandes extensiones agrícolas y urbanas, sobre todo en la orilla sur (Carignan, 2004; Quémerais *et al.*, 1999), y a la utilización de la parte central del lago como canal de navegación (Frenette *et al.*, 2003; Vis, 2004; Vis *et al.*, 2003)

11. *Aportes antropogénicos/agrícolas y materiales en suspensión.*

En general, se asume una relación positiva entre la turbidez y la concentración de nutrientes y carbono orgánico disuelto (DOC), la cual se ve representada por la relación negativa entre la profundidad del disco de Secchi con la concentración de fósforo, de nitrógeno, de DOC y el sestón (Bachmann, 2002) (ver relación 5a). Por ejemplo, Liboriussen y Jeppesen (2006) encontraron una relación negativa entre la profundidad del disco de Secchi y la concentración de fósforo pelágico ($r^2=0,84$). En los estudios que describen las masas de agua en el LSP es clara la relación de estas con la cantidad y tipo de materiales en suspensión que ellas contienen. Las masas de agua más turbias están centradas en una pequeña porción de la orilla norte y sobre todo en la sur, donde se presenta la influencia de los tres principales afluentes del lago (i.e., ríos Richelieu, Yamaska y Saint-François) que drenan una extensa zona agrícola vertiendo al lago aguas con altas cargas de sedimentos (Frenette *et al.*, 2003; Ministère de l'Environnement, 2003; Vis, 2004, Vis *et al.*, 2003).

En general, la descarga de sedimentos en el río Saint-Laurent es mayor en la orilla sur (de 11 t km⁻² a⁻¹ para el río Richelieu a 53 t km⁻² a⁻¹ para el río Yamaska) que en la orilla norte (de 3 t km⁻² a⁻¹ para el río Ottawa a 23 t km⁻² a⁻¹ para el río Saint-Anne), lo cual se relaciona con la naturaleza geológica que condiciona el uso de la tierra en las subcuencas, debido a que las rocas cristalinas del precámbrico de la orilla norte son más resistentes a la erosión que los depósitos sedimentarios del cuaternario de la orilla sur. Esto ha determinado, además, el uso de la tierra en las subcuencas, presentándose una mayor cobertura de bosque en el lado norte y mayor desarrollo agrícola del lado sur. Estos aspectos son relevantes si se tiene en cuenta que la deforestación y la actividad agrícola incrementan la erosión. Para todo el río Saint-Laurent cerca del 60% ($7,5 \times 10^5 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$) del aporte total de los sedimentos en suspensión de la orilla sur se originan por los tres tributarios del LSP (Saint-Francois, Yamaska y Richelieu), los cuales drenan regiones agrícolas. Por otro lado, la baja profundidad del lago favorece la resuspensión de sedimentos (Rondeau *et al.*, 2000).

12. *Materiales disueltos y en suspensión y mercurio en la columna de agua*

Las fuentes y flujos de Hg en el río Saint Laurent pueden ser antropogénicas, producidas por la erosión o por el intercambio aire/agua. Los tributarios que se vierten en la orilla sur del

LSP, presentan las mayores descargas de materia particular en suspensión y de Hg, en especial el río Saint-François (el cual aporta 392 mol-año^{-1} de Hg). Por otro lado, se asume que el mayor aporte de materia particular en suspensión, y por ende de Hg, se debe a la erosión del lecho y los bancos del río, lo cual representa una concentración estimada de 0.3 nmol-g^{-1} de Hg particular (Quémerais *et al.*, 1999). La concentración de Hg del agua de los lagos presenta una correlación positiva con el DOC al igual que con el Hg total presente en los peces, lo cual puede estar relacionado con el hecho que el DOC aumenta la disponibilidad de Hg en la columna de agua (Thompson-Roberts y Pick, 2000). Thompson-Roberts y Pick (2000) en los humedales del lago Saint-François (río Saint-Laurent, Ontario), encontraron una relación positiva ($r^2= 0,30$, $p<0,001$) entre el DOC y el HgT. Desrosiers *et al.* (2006a) mencionan que a pesar que en el bosque boreal el Hg puede ser originado por fuentes geológicas, al menos el 50% del Hg inorgánico presente en el suelo de las latitudes nórdicas es el producto de deposiciones atmosféricas. El bosque boreal con suelo muy rico en materias orgánicas acumula el Hg producto de depósitos atmosféricos. Este Hg puede ser arrastrado de manera coloidal, particular o en fases disueltas hasta los cuerpos de agua gracias a las escorrentías. Dada la fuerte afinidad entre el Hg y la materia orgánica, el DOC es considerado como el más importante vector de Hg en las cuencas hidrográficas (Desrosiers *et al.*, 2005).

13. Navegación y Turbulencia

En el río Saint-Laurent, factores antropogénicos como la vía marítima de navegación han alterado la hidrodinámica del río, jugando un papel importante en la removilización de los sedimentos almacenados (Rondeau *et al.*, 2000). Esta situación puede aumentar la disponibilidad de Hg en la columna de agua si se tiene en cuenta el Hg que se encuentra en los sedimentos debido a depósitos naturales o antropogénicos de la época de mayor actividad industrial (i.e., $\approx 1950-1990$) (Environnement Canadá, 2005) y en la materia orgánica de estos sedimentos.

1.4 Discusión

El objetivo del modelo presentado en este documento es proponer un sistema de hipótesis que permita explicar la carga de Hg en el BFE. Este sistema de hipótesis es planteado en términos

de un modelo conceptual, donde cada una de las relaciones entre los diferentes componentes de dicho modelo fue descrita y validada con estudios previos. Se espera que este modelo conceptual ayude a definir las variables más adecuadas para ser usadas como predictores de la carga de Hg en el BFE en el LSP para la construcción de modelos cartográficos.

Según el modelo propuesto, existen dos variables que influyen directamente la cantidad de Hg en el BFE, estas son: la biomasa del BFE y el Hg disponible en la columna de agua. Estas dos variables están ligadas a una serie de variables que hemos agrupado de manera jerárquica en el modelo. En un primer nivel se presentó el complejo macrófitos-BFE, que corresponde al soporte biológico en el cual se acumula el Hg. Este complejo es influenciado directamente por cinco variables: la profundidad, la turbidez del agua, los nutrientes, la turbulencia y el fitoplancton. En términos generales, estas variables (o sus relativos) han sido propuestas por varios autores como las más determinantes de la biomasa de los macrófitos (Anderson y Kalff, 1988; Duarte y Kalff, 1988; Hudon *et al.*, 2000; Lehmann *et al.*, 1997; Lowe, 1996; Vis *et al.*, 2003), por tal motivo estas variables serían los mejores predictores de la biomasa de los macrófitos y el complejo que ésta forma con el BFE. Además, existen variables indirectas o de tercer nivel que influyen sobre el fenómeno en cuestión, tal es el caso de los materiales en suspensión que pueden influenciar varias de las variables de segundo nivel (nutrientes, Hg, turbidez, fitoplancton). En este modelo relativo al LSP, la turbidez está determinada principalmente por los aportes antropogénicos y especialmente por el drenaje de zonas agrícolas de los ríos Richelieu, Yamasca y Saint-François, que como se mencionó, incrementan la carga de nutrientes en el agua que se vierte al LSP. Además las prácticas agrícolas hacen que el suelo sea más susceptible de ser erosionado. Este hecho ha generado una heterogeneidad espacial en el LSP producida por las diferencias fisicoquímicas de las masas de agua (Vis *et al.*, 2003, Vis, 2004), las cuales están íntimamente ligadas con las características fisico-químicas de aguas que vierten los diferentes afluentes del lago en función a las particularidades geológicas, los usos y las coberturas del suelo de las cuencas que drenan.

En el marco de la construcción de modelos cartográficos las variables predictoras deben tener una característica principal, tienen que ser medibles para toda el área que se desea predecir

(e.g. los modelos de elevación digital, Guisan y Zimmermann, 2000). En este sentido, variables o aspectos que han sido modelados para todo el lago, como la profundidad (cartas batimétricas), la biomasa de los macrófitos y las masas de agua, serían las variables más aconsejables para desarrollar modelos cartográficos de la carga de Hg en el BFE.

Sí se considera que la biomasa de macrófitos determina la del BFE y esta última determina la carga de Hg, sumado a la disponibilidad de éste metal en el sistema, se puede proponer que la biomasa del BFE es la variable más aconsejable para predecir la carga de Hg que esta soporta. En el contexto del LSP, la segunda variable que entraría a determinar la carga de Hg en el BFE sería los materiales en suspensión, los cuales influyen en la disponibilidad de Hg en la columna de agua, en la carga de nutrientes y en la turbidez del agua. Esta variable es importante en el LSP debido a que, como se ha mencionado, presenta una heterogeneidad espacial determinada por los afluentes del lago.

Siguiendo esta jerarquía, la biomasa de macrófitos sería el factor primario y determinante de dicha carga de Hg al ser el soporte del BFE. Como se presenta en el modelo, la biomasa de macrófitos esta determinada por varias variables, y por lo tanto representa varios aspectos físicoquímicos del ecosistema. Un ejemplo de la elaboración de modelos cartográficos integrando varias de estas variables o sus equivalentes es el modelo de la distribución de la biomasa de macrófitos desarrollado por Vis (2004), donde la biomasa de macrófitos es predicha para todo el LSP utilizando variables como la exposición al viento y las olas, la profundidad y la transparencia. Estas mismas variables son propuestas por Hudon *et al.* (2000) como las que en conjunto (junto con las formas de crecimiento) son las que mejor explican la variabilidad de la biomasa de los macrófitos. De acuerdo con esto, el modelo cartográfico desarrollado por Vis (2004), se propone como altamente útil para predecir el BFE y su carga de Hg en el LSP.

Según las anteriores suposiciones se espera que en la orilla sur del lago, donde se presentan los mayores valores de biomasa y las descargas de los ríos Saint-François y Yamaska, se encuentren los mayores valores de carga de Hg en el BFE, lo cual es avalado empíricamente

por el estudio desarrollado por Hamelin (en prep.) quienes encontraron mayores valores de biomasa de macrófitos, de BFE y de HgT en la orilla sur del LSP.

Como variables de orden explicativo es importante destacar el efecto antrópico, el cual puede ser el factor más determinante de la distribución espacial de la carga de Hg en el BFE del LSP. A la escala del paisaje se plantea la influencia de los ríos Richelieu, Yamasca y Saint-François, que tienen grandes cuencas y que drenan la región agrícola al sur del lago, aportando nutrientes y materia orgánica al litoral sur y posiblemente el Hg de depósitos atmosféricos de las subcuencas (ver e.g. Hurley *et al.*, 1995; Desrosiers *et al.*, 2006a). Esto es favorecido por la facilidad de erosión del suelo agrícola, enriqueciendo nutritivamente el litoral sur del lago, aumentando la cantidad de perifiton y de Hg, lo cual magnifica el potencial de bioacumulación de Hg. A partir de lo anterior se puede decir que el área de las subcuencas y su uso alrededor del LSP aumenta la disponibilidad y potencial de bioacumulación de Hg, sobre todo en la orilla sur.

CAPITRE II

MODELO CARTOGRÁFICO DE LA CARGA DE MERCURIO EN LE BIOFILM EPÍFITO DEL LAGO SAINT-PIERRE (QUÉBEC, CANADÁ)

Resumen

Debido a las importantes actividades de pesca desarrolladas en el lago Saint-Pierre, resulta importante realizar estimaciones de la disponibilidad de mercurio que puede eventualmente ser metilado, acumulado y magnificado en las cadenas tróficas que se desarrollan en este ecosistema. Esto con el fin de establecer el riesgo de contaminación por mercurio para los seres humanos, debido al consumo de pescado. El objetivo de esta investigación fue desarrollar un modelo cartográfico de la carga de mercurio total (HgT) en el biofilm epífito (BFE) del lago Saint-Pierre (LSP) (Québec, Canadá). Dos grupos de modelos predictivos fueron desarrollados: 1) modelos predictivos de la biomasa del BFE, usando como predictor la biomasa de los macrófitos; b) modelos predictivos de la carga de Hg usando como predictor la biomasa del BFE. Los modelos cartográficos obtenidos muestran que los mayores valores de biomasa de BFE y de la carga de HgT se concentran en el sur del lago, lo cual está ligado a la masa de agua sur, influenciada por las descargas de los ríos Richelieu, Yamaska y Saint-François, ríos que drenan grandes cuencas hidrográficas en comparación con los afluentes de la orilla norte y que aportan gran cantidad de materiales disueltos y en suspensión al lago.

Résumé

Nous présentons dans cet article les analyses initiales ayant servi au développement d'un modèle cartographique du mercure présent chez les épiphytes des macrophytes du lac Saint-Pierre. Deux modèles prédictifs seront développés : un premier pour les épiphytes, à partir de la biomasse des macrophytes; un second pour le mercure total (HgT) à partir de la biomasse des épiphytes. Comme couche de base pour les modèles cartographiques, nous avons utilisé une carte de biomasse des macrophytes préalablement développée. À partir de cette carte ont été estimées la biomasse des épiphytes et la charge de mercure pour la zone considérée. Ce test initial montre que les plus fortes quantités de Hg sont concentrées dans la rive sud, où il y a plus d'influence des apports agricoles et une moindre profondeur. Cette cartographie est restreinte au mois d'août.

2.1 Introducción

La exposición humana al mercurio (Hg) por el consumo de alimentos contaminados como el pescado puede generar diversos problemas neurológicos (Beuter y Edwards, 2004; Girard y Dumont, 1995; Gobeille *et al.*, 2006; Mauro *et al.*, 2002; Mahaffey y Mergler, 1998; Morrissette, *et al.*, 2004; Nascimento y Chartone-Souza, 2003). El lago Saint-Pierre (LSP) representa el sector de pesca comercial en agua dulce más importante en el río Saint-Laurent. Los desembarques registrados en el LSP en 1999 totalizaron 735 toneladas, equivalentes a tres cuartos del volumen total de pesca en agua dulce en el río Saint-Laurent (Centre Saint-Laurent, 2006; MAPAQ, 2006). A esto se suma la pesca no comercial llevada a cabo por los habitantes de la región (Sauvé y Godmaire, 2004). Por tales motivos realizar estimaciones espaciales de la disponibilidad de Hg en el LSP puede constituirse en una herramienta útil para evaluar el riesgo de contaminación por este metal.

Recientes estudios llevados a cabo en el LSP han evidenciado la existencia de una variación espacial en los valores de Hg en el biofilm epifito (BFE) (Hamelin, en prep.). Este lago es reconocido por presentar una heterogeneidad espacial de orden principalmente fisicoquímico (Frenette *et al.*, 2003; Vis, 2004; Vis *et al.*, 2003), fenómeno determinado esencialmente por las características geológicas, el uso y las coberturas del suelo de las cuencas hidrográficas que los afluentes del lago drenan (Frenette *et al.*, 2003; Vis *et al.*, 2003). Esto ha dado origen a patrones espaciales específicos de la vegetación acuática sumergida que corresponden a dichas masas de agua (Vis, 2004). Los aspectos anteriores permiten preguntarse cómo se da la interacción entre esta heterogeneidad espacial y la carga de HgT en el BFE y si a partir de modelos empíricos es posible hacer predicciones espaciales de estas variables.

Con el fin de construir un modelo cartográfico que prediga la distribución espacial del HgT en el BFE se proponen los siguientes postulados, con el objetivo de sustentar ecológicamente los modelos desarrollados:

La carga de HgT en el BFE esta determinada principalmente por la biomasa del BFE y el Hg disponible en la columna de agua, suposición basada en el papel que cumplen los biofilms

como metiladores y acumuladores de Hg (Desrosiers *et al.*, 2006a, 2006b; Mauro *et al.*, 2002). Estas dos variables están ligadas a una serie de variables que pueden ser agrupadas de manera jerárquica, así: en un primer nivel los macrófitos que forman un complejo con el BFE (Gosselain *et al.*, 2005; Vis, 2004), que corresponde al soporte biológico al cual se integra el Hg. Este complejo es determinado directamente por cinco variables: la profundidad, la turbidez del agua, los nutrientes, la turbulencia y el fitoplancton. En términos generales, estas variables (o sus relativos) han sido propuestas por varios autores como las más determinantes de la biomasa de los macrófitos (Anderson y Kalff, 1988; Duarte y Kalff, 1988; Hudon *et al.*, 2000; Lehmann *et al.*, 1997; Lowe, 1996; Vis *et al.*, 2003). Estas relaciones son representadas en el modelo conceptual (fig. 1.1). De acuerdo con lo anterior, se propone que para realizar predicciones espaciales de la carga de HgT se puede tomar como base o predictor el soporte biológico, el BFE. Esta investigación tiene como objetivo desarrollar un modelo cartográfico de la carga del HgT en el LSP, basándonos en modelos empíricos que permitan hacer predicciones espaciales coherentes con los modelos ecológicos actuales. Este modelo inicial, debe ser considerado como una aproximación a la distribución espacial de la carga de mercurio en el litoral del LSP, restringida a la época del máximo de biomasa de macrófitos en condiciones hidrodinámicas de normalidad para el lago y para unas determinadas características hidrológicas.

2.2 Métodos

2.2.1 Área de estudio

El LSP es el mayor ensanchamiento del río Saint-Laurent (13,1 km de ancho en descarga media) antes del estuario, ocupando una superficie de más de 300 km². Morfométricamente este lago es poco profundo (promedio <4 m), a excepción del canal de navegación (>11,3 m de profundidad) que lo corta en dirección SW-NE (Frenette *et al.*, 2003; MPO, 2004; Vis *et al.*, 2003) (fig. 2.1).

La baja profundidad media del lago ha favorecido el desarrollo de grandes y complejas extensiones de vegetación acuática sumergida, lo cual hace que el LSP posea el 20% de las

zonas húmedas (*wetlands*) (Vis *et al.*, 2003) y el 70% de los pantanales (*marshes*) (Hudon *et al.*, 2005) del río Saint-Laurent. En este ecosistema habitan gran cantidad de organismos (e.g. 288 especies de aves, 83 especies de peces, 13 especies de anfibios), por tal motivo en el año 2000 fue reconocido como una reserva de la biosfera por la UNESCO (Frenette *et al.*, 2003; Hudon *et al.*, 2005).

El LSP presenta tres principales masas de agua: a) la masa norte, que es una mezcla de las aguas de los ríos Ottawa, Du Loup y Maskinongé; b) la masa central, con aguas provenientes de los grandes lagos; y b) la masa sur que es una mezcla de las aguas de los ríos Richelieu, Saint-François y Yamaska. Estas masas de agua presentan características fisicoquímicas diferentes, determinadas por las características geológicas, los usos y coberturas de suelo de las cuencas hidrográficas que drenan sus afluentes (Frenette *et al.*, 2003; Rondeau *et al.*, 2000; Vis *et al.*, 2003). Las áreas de estas cuencas hidrográficas son significativamente mayores en el sur del lago, lo cual determina las descargas anuales de materia particular en suspensión (SPM) y de Hg (fig. 2.2). Las coberturas y usos del suelo de éstas subcuencas hidrográficas son tierras principalmente destinadas a usos agrícolas y a bosques (Jobin *et al.*, 2003). En la fig. 2.1 se muestran las cuencas hidrográficas de los tributarios del LSP y las zonas donde se concentran las mayores actividades antrópicas dentro de cada una de estas cuencas.

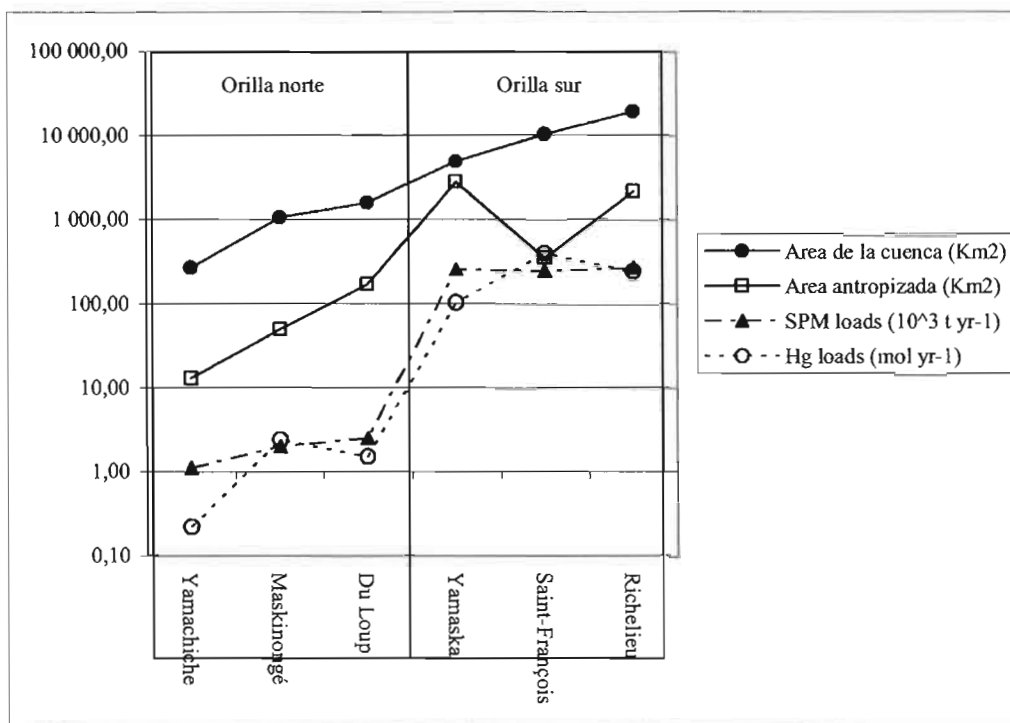


Figura 2.2 Área de la cuenca hidrográfica (km²), área antropizada dentro de la cuenca (km²), materia particulada en suspensión (SPM 103 t a⁻¹)*, descarga de Hg (mol a⁻¹)* para cada uno de los afluentes del LSP (*Quémerais *et al.*, 1999). Las áreas de las cuencas fueron calculadas con base en la cartografía de cuencas de Québec. Las áreas antropizadas se obtuvieron por medio de reclasificación de imágenes de satélite Landsat-7 con la ayuda del paquete para SIG ArcGIS 9.1.

2.2.2 Los biofilm epífitos (BFE)

Los biofilms epífitos (BFE) son el conjunto de algas, bacterias, hongos y microfauna embebidos en una matriz de secreciones poliméricas extracelulares que crecen sobre los macrófitos (Decho, 2000; Guasch *et al.*, 2003; Lowe, 1996). Estos biofilms son importantes en la producción primaria de las zonas litorales y están en la base de las cadenas tróficas en los ecosistemas acuáticos (Cattaneo *et al.*, 1995). Esta biocenosis gobierna gran parte de la asimilación, retención y transformación de partículas y materiales disueltos que entran en los

ecosistemas acuáticos, convirtiéndose en elementos cruciales en la dinámica de los materiales tóxicos como el Hg, haciéndolos biodisponibles y facilitando su transferencia en las cadenas tróficas; además, su ubicuidad, su hábito sésil y su marcada sensibilidad a los cambios fisico-químicos del agua hacen que esta biocenosis sea muy susceptible a las perturbaciones antropogénicas. (Decho, 2000; Guasch *et al.*, 2003; Hawes y Schwarz, 1996; Mauro *et al.*, 2002). De lo anterior se ha derivado la utilidad de los BFE como herramientas para el monitoreo de la calidad del ambiente (Cattaneo, *et al.*, 1995) y/o como bioindicadores de contaminación (Verb y Vis, 2005).

2.2.3 Desarrollo del modelo cartográfico

Los modelos cartográficos son entendidos como: “the logical sequencing of map processes, conceptualized as an algebraic solution of equations in which variables are replaced by data layers and fundamental operations can be combined to perform complex analyses.” (Mironga, 2004; Remillard y Welch, 1993). Las cartografías producidas tienen como finalidad comunicar de una manera gráfica el comportamiento espacial de una variable (Bartles y van Beurden, 1998).

Como guía metódica para el desarrollo de esta investigación se tomaron los trabajos de Guisan y Zimmermann (2000) sobre la construcción de modelos predictivos de la distribución de hábitats, los estudios de Lehmann *et al.* (1994, 1997, 1998, 2002) sobre el desarrollo de modelos de predicción espacial y los modelos de la producción primaria en el LSP desarrollados por Vis (2004). En estos estudios el desarrollo del modelo comprende cuatro etapas metodológicas: 1) la formulación del modelo conceptual, 2) la colección de los datos 3) la formulación estadística de los modelos predictivos y 4) el desarrollo del modelo cartográfico.

2.2.4 Fuente de los datos

Los datos químicos y biológicos de base para el desarrollo de este trabajo fueron facilitados por Hamelin (en prep.). Estos datos provienen de muestras tomadas en las estaciones de

muestreo Baie de Saint-François (BSF), Anse du Fort (ANS) en el litoral sur y Baie de Maskinongé (MAS) y Île de Giraudeau (GIR) en el litoral norte del LSP (fig. 2.1). Las variables tomadas fueron: biomasa del BFE (g/g DW macrófito), HgT en el BFE (ng Hg/ g DW del BFE) y biomasa total de los macrófitos ($DWg \cdot m^{-2}$). A partir de un punto central georeferenciado y en un diámetro de aproximadamente 100 m alrededor de este se tomaron las muestras de manera aleatoria con 3 replicados para los análisis de HgT y dos replicados para los análisis de la biomasa de BFE. La biomasa de macrófitos fue medida a nivel de género en diez cuadrantes por cada estación (tabl. 2.1), esta variable permitió calcular la biomasa del BFE y la carga de HgT por unidad de superficie ($DW_{BFE}g \cdot m^{-2}$ y $HgT ng \cdot m^{-2}$). La biomasa de macrófitos, la biomasa del BFE y la carga de HgT en el BFE fueron medidos a tres profundidades diferentes: superficie (0,01 m), en medio de la columna de agua (0,30 m) y cerca del sedimento (0,60 m). Los replicados fueron promediados utilizando la media aritmética y así obtener los datos analizados. Estos datos corresponden a la campaña de muestreo de agosto de 2003. Las estaciones de muestro corresponden a los sitios donde se registran las mayores actividades de pesca comercial y deportiva en el litoral sur y norte del LSP.

Tabla 2.1 Valores de biomasa total de macrófitos (DW g.m⁻²) (agosto de 2003), utilizados para calcular la biomasa de macrófitos, de BFE y la carga de HgT en el BFE en unidades de superficie. (Tomado de Hamelin, en prep.)

Estación	Macrófito	DW g.m ⁻²
BSF	<i>Typha</i>	70,21
	<i>Nymphaea</i>	50,46
	<i>Potamogeton crispus</i>	29,38
	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	69,10
	<i>Vallisneria</i>	18,92
	<i>Myriophyllum</i>	29,48
	<i>Ceratophyllum</i>	22,45
	Biomasa total	290,00
	ANS	<i>Scirpus</i>
<i>Potamogeton</i>		205,77
Biomasa total		316,24
GIR	<i>Scirpus</i>	78,59
	<i>Typha</i>	31,96
	<i>Elodea</i>	149,47
	Biomasa total	260,01
MAS	<i>Typha</i>	94,20
	<i>Vallisneria</i>	40,44
	<i>Sagitaria</i>	28,15
	<i>Scirpus</i>	32,29
	Biomasa total	195,08

2.2.5 Modelos predictivos

Según el modelo conceptual tomado como base para la elección de los predictores y según la disponibilidad de datos, se desarrolló un modelo predictivo de la biomasa del BFE con base en la biomasa de los macrófitos y un modelo predictivo de la carga de HgT en el BFE con base en la biomasa del BFE. Para la obtención de los modelos predictivos (ecuaciones) se utilizó el método de regresión por mínimos cuadrados. Este método es comúnmente empleado en la construcción de modelos de predicción espacial (Lehmann *et al.*, 2002). Se construyeron cinco modelos predictivos para la estimación del BFE y cinco para el HgT: uno

para cada profundidad de muestreo, uno con el promedio de estas estimaciones y otro con el conjunto total de datos (general). Cada modelo representa la biomasa del BFE y la carga de HgT en toda la columna de agua. Algunos de los valores extremos fueron eliminados. Las ecuaciones fueron introducidas en un Sistema de Información Geográfica (SIG) que contenía los predictores para el desarrollo de los modelos cartográficos.

2.2.6 Modelo cartográfico

Como base para la modelación se usó la carta de biomasa máxima de macrófitos desarrollada por Vis (2004) (*grid* de 25 x 25 m *pixel size*), la cual corresponde a la biomasa del mes de agosto de 2000, año en que el nivel del agua fue muy similar al del año 2003. Esta cartografía fue desarrollada por Vis con base en regresiones múltiples de la biomasa de macrófitos con variables medidas en campo (coeficiente de atenuación de la luz y la profundidad), variables espaciales (masas de agua y el *fetch*) y calculadas (profundidad de efecto de las olas). Esta cartografía representa el efecto de las principales variables físico-químicas que determinan los patrones de productores primarios en el LSP. Si bien esta cartografía fue desarrollada para la vegetación acuática sumergida, ésta incluye un porcentaje de la zona de transición a las comunidades emergentes, debido a que la distinción entre los humedales y la zona de aguas abiertas (*open water*) fue establecida cuando la vegetación emergente superaba el 50% de la superficie muestreada. Por tal motivo esta cartografía se adapta a la muestra trabajada.

En un SIG que contenía la carta de biomasa de los macrófitos del LSP se introdujeron inicialmente los modelos predictivos para la biomasa del BFE, otorgando a cada unidad pictórica un nuevo valor de acuerdo con la ecuación. El mismo procedimiento fue realizado para el HgT a partir de la carta promedio de las cartas por profundidad obtenidas para la biomasa del BFE.

La validación de los modelos se realizó por medio de gráficas de dispersión de los valores predichos *versus* los datos observados para la construcción de los modelos y los datos provenientes de pruebas piloto desarrolladas en el año 2002 en una de las estaciones de muestreo (BSF) a 0.30 m por Hamelin (en prep.).

2.3 Resultados

El conjunto de datos tratados muestran que los mayores valores promedio de biomasa de BFE y de HgT se ubican en la orilla sur del LSP en las estaciones ANS (97.64 g·m⁻² de DW_{BFE} y 1398,07 ng·m⁻² de HgT) y BSF (18,23 g·m⁻² de DW_{BFE} y 664,03 ng·m⁻² de HgT) (fig. 2.3, tabl. 2.2). La biomasa de macrófitos presenta su más alto valor en la estación ANS (316 g·m⁻²), seguido por la estación BSF (290 g·m⁻²) (tabl. 2.2). En cuanto a las profundidades de muestreo se presentó un aumento progresivo del promedio de la biomasa del BFE y de la carga de HgT con la profundidad. Esto evidencia el efecto de la turbulencia en las capas superficiales de la columna de agua sobre la biomasa del BFE (fig. 2.3, tabl. 2.3).

Tabla 2.2 Valores promedio y desviación estándar de la biomasa de BFE (DW_{BFE} g·m⁻²) y el HgT (HgT_{BFE} ng·m⁻²) por cada estación de muestreo. N = numero de muestras.

Station	ANS		BSF		GIR		MAS	
N	10		12		12		12	
	Mean	Std Dev	Mean	Std Dev	Mean	Std Dev	Mean	Std Dev
DW _{BFE} g·m ⁻²	97,64	57,27	18,23	13,28	7,479	12,51	7,61	3,77
Hg _{BFE} ng·m ⁻²	1398,07	971,32	664,03	459,01	642,15	1105,39	142,55	42,39

Tabla 2. 3 Valores promedio de la biomasa del BFE (DW_{BFE} g·m⁻²) y el HgT (HgT ng·m⁻²) en cada profundidad de muestreo en todas las estaciones de muestreo.

Prof (m)	0,01		0,30		0,60	
N	12		22		22	
	Mean	Std Dev	Mean	Std Dev	Mean	Std Dev
DW _{BFE} g·m ⁻²	17,47	24,04	28,48	43,24	44,99	62,23
HgT _{BFE} ng·m ⁻²	363,61	352,47	760,07	860,36	856,71	1139,52

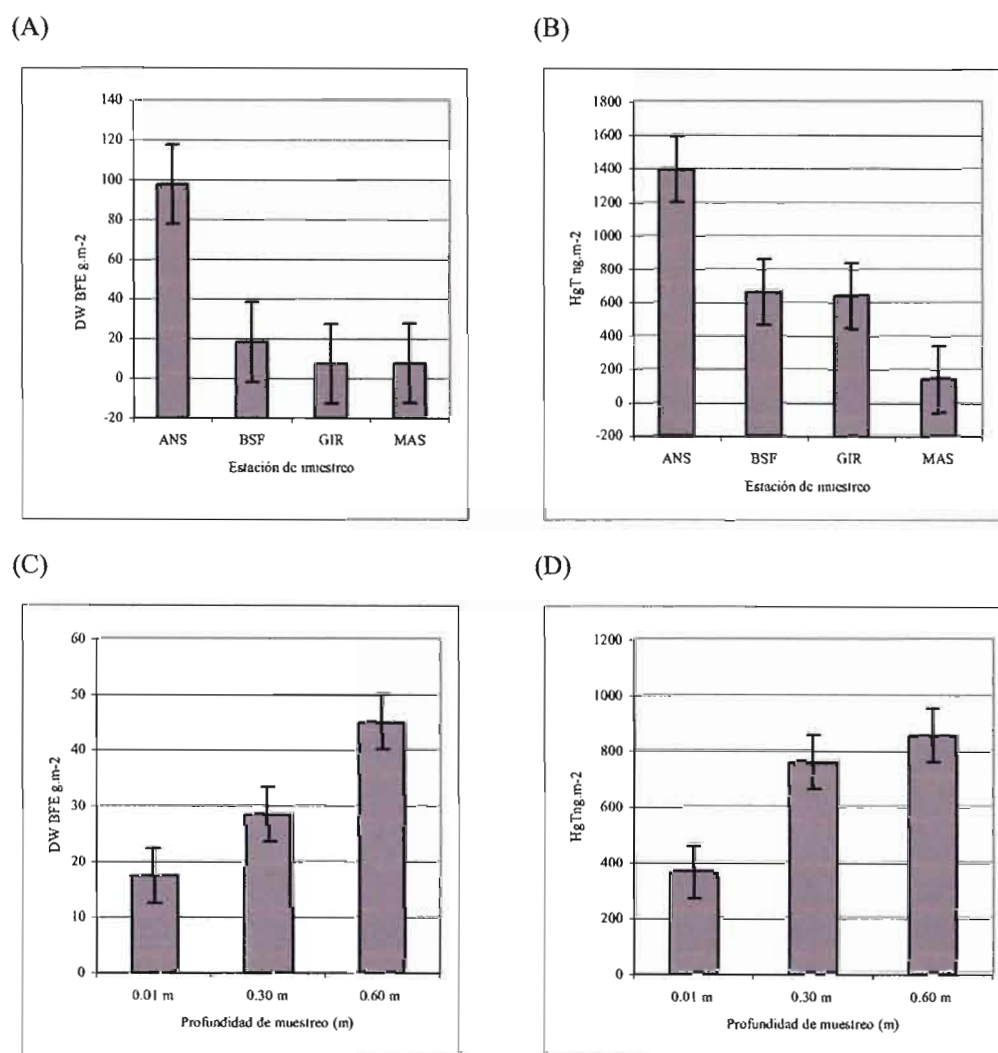


Figura 2.3 A) Promedio de los valores de biomasa del BFE ($DW_{BFE} \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$) y B) de la carga de HgT ($\text{HgT ng}\cdot\text{m}^{-2}$) para cada estación de muestreo. C) Promedio de los valores de biomasa del BFE ($DW_{BFE} \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$) y D) de la carga de HgT ($\text{HgT ng}\cdot\text{m}^{-2}$) para cada profundidad de muestreo.

2.3.1 Modelos predictivos

Biomasa del BFE

Los modelos predictivos obtenidos para la estimación de la biomasa del BFE son presentados en la Tabl. 2.4. Los cuatro modelos que corresponden a las ecuaciones de la recta (general y por profundidad de muestreo) presentaron coeficientes de determinación por encima de 0.50 ($p < 0.0001$) y relaciones positivas, lo cual sugiere que la biomasa de macrófitos es un buen predictor de la biomasa del BFE (tabl. 2.4, fig. 2.5). Los errores cuadráticos medios (*Root Mean Square Error*, RMSE) presentaron valores similares entre 25 y 30 a excepción del modelo 0.01 m (RMSE = 7,68), lo cual está relacionado con la dispersión de los datos que fue mínima en las muestras tomadas a 0.01 m (fig. 2.4).

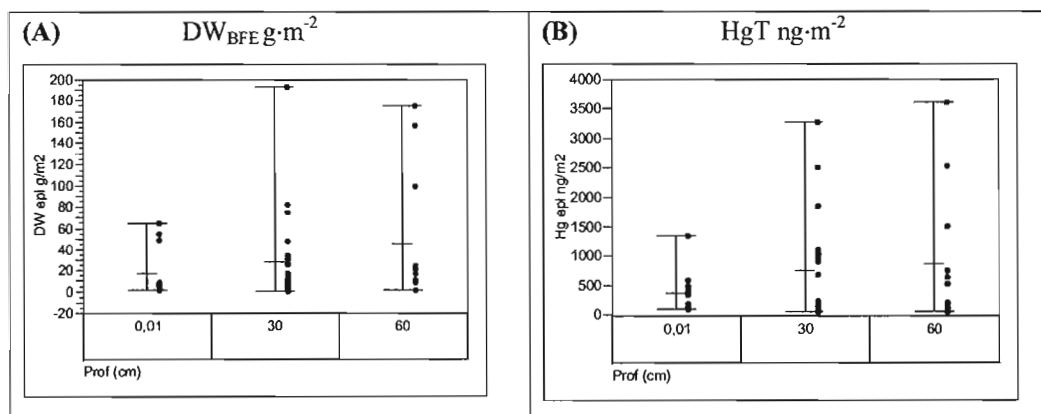


Figura 2.4 Graficas de variabilidad de: A) la biomasa del BFE ($DW_{BFE} \text{ g m}^{-2}$) y B) HgT en el BFE ($\text{HgT ng}\cdot\text{m}^{-2}$) para cada profundidad de muestreo.

Carga de HgT en el BFE

Los modelos predictivos obtenidos para la estimación del HgT son presentados en la tabl. 2.5. A excepción del modelo 0.01 m que presentó un coeficiente de determinación y una probabilidad al límite de la significación ($r^2=0.47$, $p=0.0406$), los otros modelos que corresponden a las ecuaciones de la recta (general, 0,01 m, 0,30 m y 0,60 m) presentaron coeficientes de determinación por encima de 0.70 ($p<0.0001$) y relaciones positivas, lo cual sugiere que la biomasa del BFE es un buen predictor del HgT (fig. 2.6). Los modelos con menor RMSE corresponden al general (116.03) y al 0.01 m (115.17). Los altos RMSE de los modelos 0,30 y 0,60 están relacionados con la dispersión de los datos (fig. 2.4).

Tabla 2. 4 Modelos predictivos (ecuaciones) para la biomasa del BFE. $DW_{BFE(ni)} g \cdot m^{-2}$ = peso seco del BFE a cada profundidad de muestreo (ni) en gramos por metro cuadrado; $DW_{mac} g \cdot m^{-2}$ = peso seco de los macrófitos en gramos por metro cuadrado.

Modelo	Ecuación	N	r^2	P	RMSE
General	$DW_{BFE(gen)} g \cdot m^{-2} = -32.31 + 0.61 DW_{mac} g \cdot m^{-2}$	46	0.61	<0.0001	28.71
0.01 m	$DW_{BFE(0.01m)} g \cdot m^{-2} = -16.69 + 0.35 DW_{mac} g \cdot m^{-2}$	12	0.91	<0.0001	7,68
0.30 m	$DW_{BFE(0.30m)} g \cdot m^{-2} = -37.52 + 0.63 DW_{mac} g \cdot m^{-2}$	22	0.55	<0.0001	29.76
0.60 m	$DW_{BFE(0.60m)} g \cdot m^{-2} = -40.71 + 0.86 DW_{mac} g \cdot m^{-2}$	12	0.85	<0.0001	25.10
Promedio	$DW_{BFE(prom)} g \cdot m^{-2} = \sum DW_{BFE(ni)} g \cdot m^{-2} / n$	-	-	-	-

Tabla 2.5 Modelos predictivos (ecuaciones) para el HgT en el BFE. $THg_{BFE(ni)} g \cdot m^{-2}$ = mercurio total en el BFE a cada profundidad de muestreo (ni) en nanogramos por metro cuadrado; $DW_{BFE(prom)} g \cdot m^{-2}$ = peso seco del BFE.

Modelo	Ecuación	N	r^2	p	RMSE
General	$THg_{BFE(gen)} ng \cdot m^{-2} = 20.87 + 29.68 DW_{EPI(prom)} g \cdot m^{-2}$	33	0.84	<0.0001	116.03
0.01 m	$THg_{BFE(0.01)} ng \cdot m^{-2} = 63.47 + 36.61 DW_{EPI(prom)} g \cdot m^{-2}$	9	0.47	0.0406	115.17
0.30 m	$THg_{BFE(0.30)} ng \cdot m^{-2} = 155.11 + 14.45 DW_{EPI(prom)} g \cdot m^{-2}$	17	0.73	<0.0001	224.93
0.60 m	$THg_{BFE(0.60)} ng \cdot m^{-2} = 48.76 + 17,96 DW_{EPI(prom)} g \cdot m^{-2}$	12	0.96	<0.0001	234.37
Promedio	$THg_{BFE(prom)} ng \cdot m^{-2} = \sum THg_{BFE(ni)} g \cdot m^{-2} / n$	-	-	-	-

2.3.2 Modelos cartográficos

Biomasa del BFE

Los modelos cartográficos desarrollados para la biomasa del BFE son presentados en la figura 2.5. Los patrones generales de los modelos son muy similares, presentándose los mayores valores de biomasa de BFE en el sur del lago. La magnitud de las predicciones varía de acuerdo a la profundidad, siendo las menores estimaciones las del modelo 0.01 m, con valores máximos no superiores a $43 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$, seguido por el modelo 0.03 m con un máximo de $70 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$. Las mayores estimaciones son las arrojadas por el modelo 0.06 m, con un valor máximo estimado de $107 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$. Estos resultados reflejan el efecto del *fetch* sobre el BFE en las capas superficiales (de 0.01 a 0.30 m de profundidad). Los modelos general y promedio presentaron valores máximos de $72 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ y $73 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$, respectivamente. Ninguno de los modelos excedió el valor máximo observado ($193 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$).

Carga de HgT en el BFE

De la misma manera que el BFE y debido a su relación positiva con este, la carga de HgT_{BFE} presentó patrones similares, concentrándose los mayores valores de la carga del HgT en el sur del lago (fig. 2.6). A diferencia de los modelos para el BFE, el modelo 0.01 m presentó las máximas estimaciones de HgT (máximo de $2750 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}$) lo cual es debido a el reducido número de datos ($n=9$) y a que algunas de las muestras de BFE a esta profundidad presentaron valores muy altos de HgT, lo que disparó los valores de las estimaciones. El modelo 0.30 m presentó un valor máximo de $1216 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}$ y el modelo 0.60 m presentó valores máximos de $1367 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}$, lo cual se ajusta al patrón observado con el BFE, donde a medida que se incrementa la profundidad se incrementa la carga de HgT, reflejando el efecto del *fetch* sobre las capas superficiales de la columna de agua (de 0.01 a 0.30 m de profundidad). Los modelos general y promedio (fig. 2.7) presentaron valores máximos de 2199 y $1778 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}$ respectivamente. Ninguno de los modelos excedió el valor máximo observado ($3606 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}$).

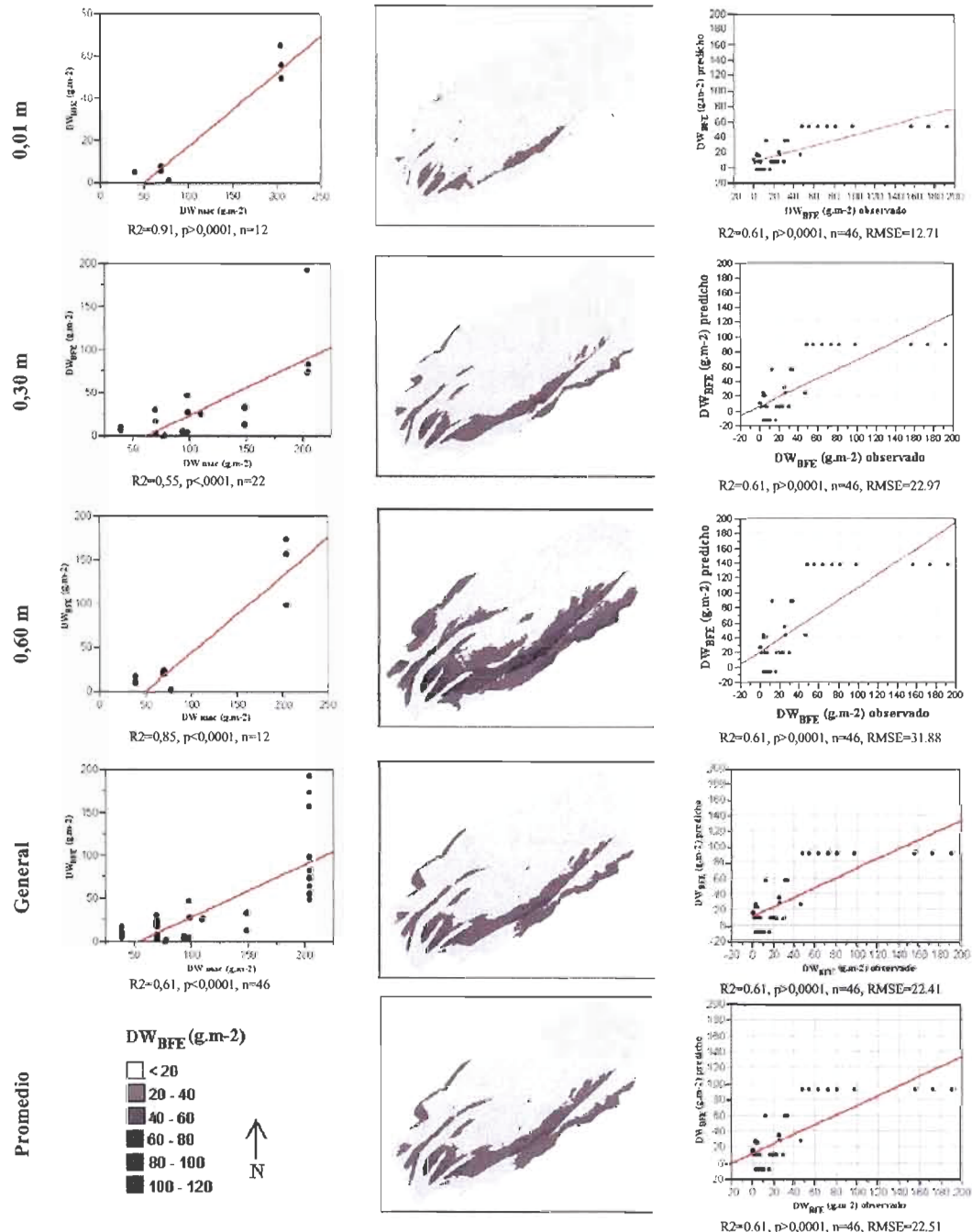


Figura 2.5 Izquierda: relaciones entre la biomasa de macrófitos ($DW_{mac} g \cdot m^{-2}$) y la biomasa del BFE ($DW_{BFE} g \cdot m^{-2}$). Centro: Modelos cartográficos de la biomasa del BFE ($DW_{BFE} g \cdot m^{-2}$). Derecha: relación entre los datos observados y los datos predichos de la biomasa del BFE ($DW_{BFE} g \cdot m^{-2}$).

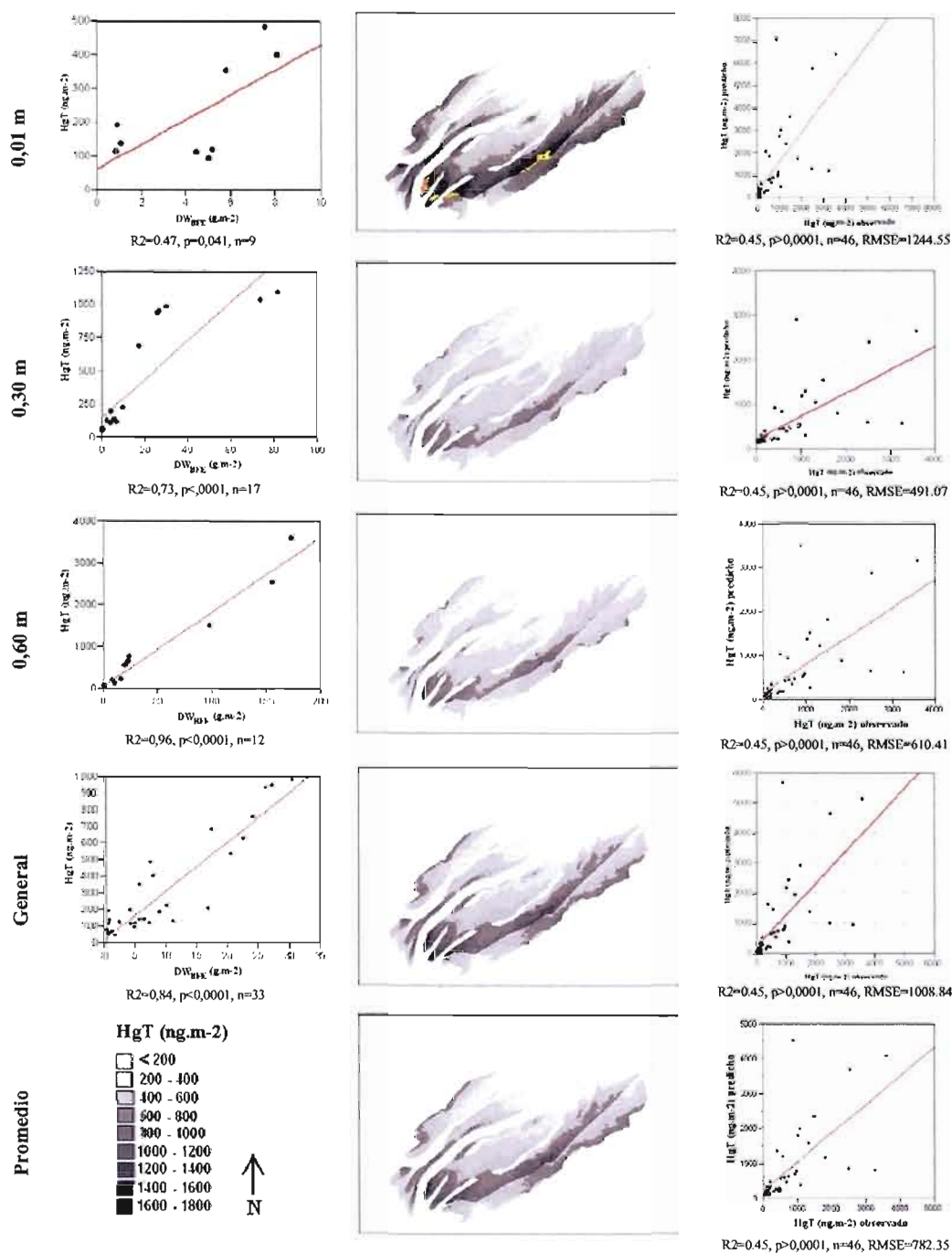


Figura 2.6 Izquierda: relaciones entre la biomasa del BFE ($DW_{BFE} \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$) y la carga de HgT ($HgT_{BFE} \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}$). Centro: Modelos cartográficos de carga de HgT en el BFE. Derecha: relación entre los datos observados y los datos predichos de la carga de HgT.

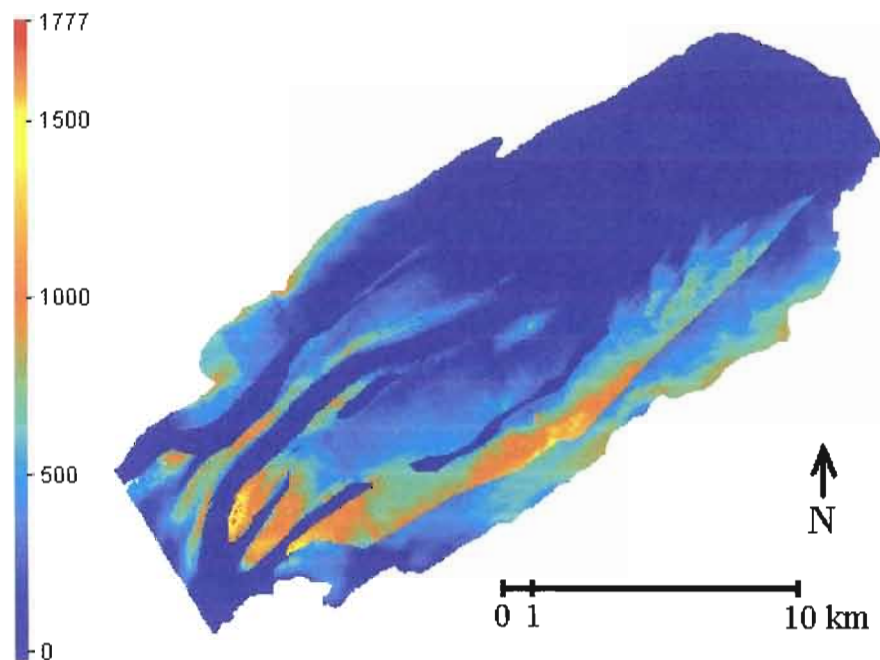


Figura 2.7 Modelo cartográfico promedio de la carga de HgT en el BFE para la época de mayor producción primaria en condiciones hidrológicas normales en el LSP.

2.3.3 Validación

Las gráficas de dispersión entre los valores observados y valores predichos muestran en general una correspondencia (fig. 2.5 y 2.6). En los primeros $60 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2} \text{ DW}_{\text{BFE}}$ las relaciones entre lo observado y predicho son satisfactorias, lo cual favorece la veracidad de los modelos cartográficos, si se tiene en cuenta que el promedio de los valores máximos estimados en las cartografías es $73 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2} \text{ DW}_{\text{BFE}}$. A partir de este punto las predicciones tienden a hacerse más bajas que los datos observados, lo cual se puede relacionar a una mayor representatividad de valores bajos de biomasa de BFE, ligados a la arquitectura de los macrófitos; por ejemplo *Scirpus* y *Typha*, especies emergentes, representan el 48% de las muestras y presentan una biomasa promedio de $8.28 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2} \text{ DW}_{\text{mac}}$, en comparación con la biomasa promedio de macrófitos sumergidos productores de dosel como *Potamogeton* con un promedio de $85.73 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2} \text{ DW}_{\text{mac}}$ (fig. 2.7). Al comparar las predicciones de biomasa de BFE con los datos observados en 2002, las mejores predicciones son las de los modelos general, promedio y

0.30 m, no obstante el numero de muestras es muy reducido para llegar a una conclusión (fig. 2.8).

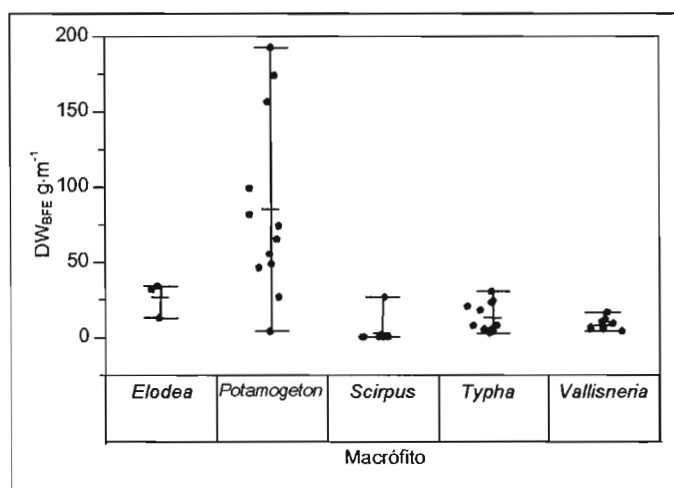


Figura 2.8 Grafica de variabilidad de la biomasa del BFE por cada género de macrófito.

En el caso del HgT los valores predichos presentan una mejor correspondencia con los valores observados, en comparación con los modelos de la biomasa del BFE; no obstante la dispersión de los datos aumenta a medida que aumenta la carga de HgT presentándose las mejores relaciones positivas en los primeros $1000 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2} \text{ THg}_{\text{BFE}}$ (fig. 2.6). Esta condición favorece la veracidad de los modelos cartográficos si se tiene en cuenta que el promedio de los valores máximos estimados en las cartografías no sobrepasan los $1800 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2} \text{ THg}_{\text{BFE}}$. Las predicciones que mejor se ajustan con los datos observados corresponden a los modelos general y promedio (fig. 2.7). En relación con los datos observados en 2002 todos los modelos presentan marcadas relaciones positivas ($r^2=0.94$, $p=0.0012$, para el caso de la carga de HgT), no obstante las predicciones se hacen más bajas a medida que lo valores de los datos observados aumentan (fig. 2.8). Estos resultados indican que si bien las predicciones de HgT tienden a ser bajas a medida que aumentan los valores de los datos observados, los modelos predictivos y los modelos cartográficos obtenidos representan la tendencia del fenómeno estudiado.

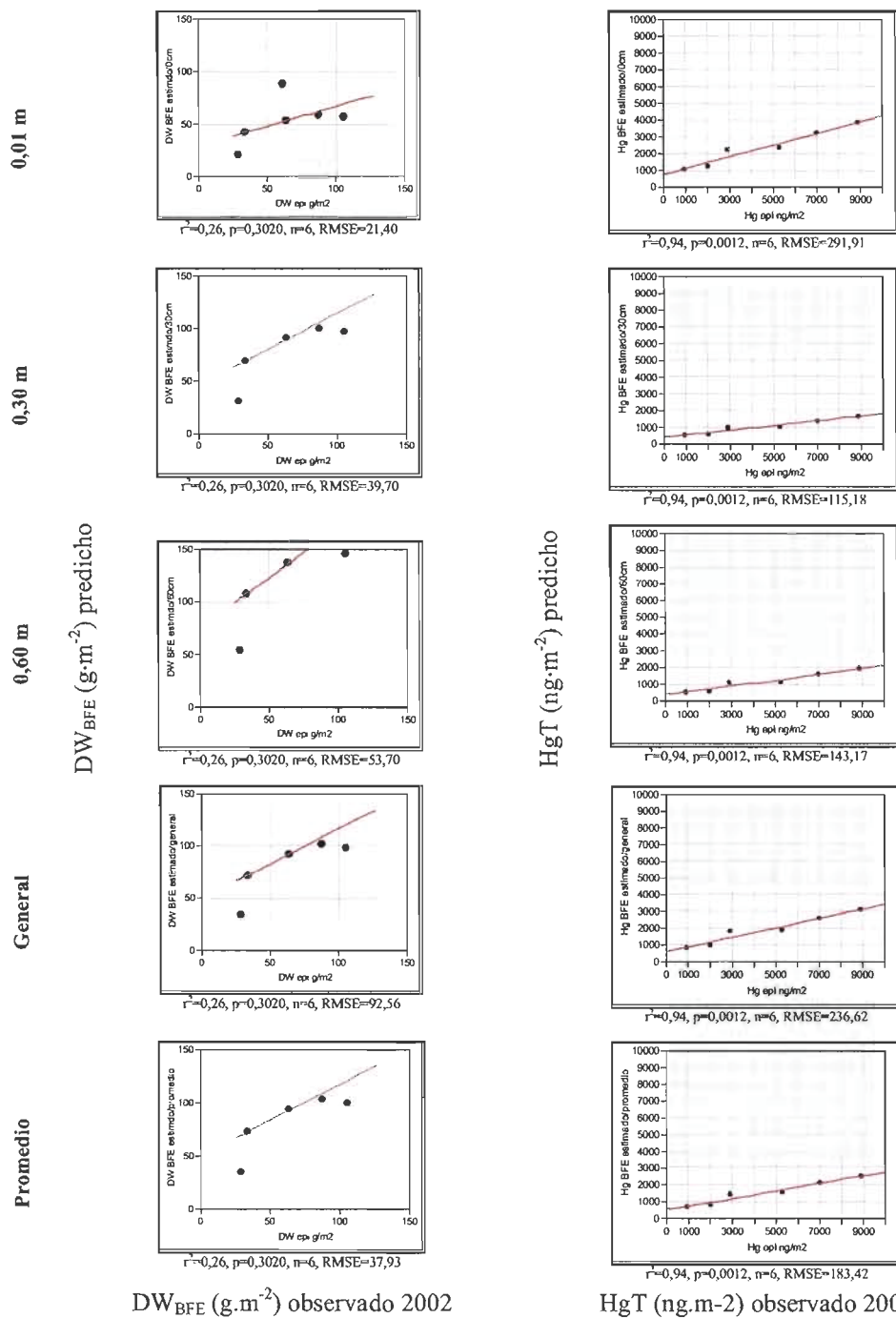


Figura 2.9 Relación entre los datos observados (abscisas) en 2002 y los datos predichos (ordenadas). Izquierda: Biomasa del BFE (g·m⁻²). Derecha: carga de HgT (ng·m⁻²).

2.4 Discusión

En términos generales las variables analizadas en el LSP muestran una regularidad en cuanto a las estaciones y las profundidades de muestreo. Por un lado, las estaciones de la orilla sur del lago presentaron los mayores valores promedio de la biomasa de BFE y HgT lo cual evidencia el efecto que ejercen las descargas de materia particular en suspensión y disueltas de los ríos Richelieu, Yamaska y Saint-François, ríos con grandes cuencas hidrográficas y en el caso de Richelieu y Yamaska con una marcada actividad antrópica que al verterse en el LSP dan origen a la masa de agua sur, la cual determina los procesos ecológicos de este lado del lago donde hay mayor abundancia y productividad de macrófitos y de BFE la cual se relaciona con la mayor disponibilidad de elementos nutritivos de origen agrícola (Frenette *et al.*, 2003; Martin *et al.*, 2005; Vis *et al.*, 2003).

Por otro lado el HgT y la biomasa del BFE mostraron un aumento progresivo en sus valores promedio a medida que se incrementaba la profundidad, lo cual se explicaría a partir del efecto que la turbulencia ejerce sobre los estratos superiores de la columna de agua, reduciendo la biomasa del BFE (Hudon *et al.*, 2000; Lowe, 1996; Vis; 2004). Además, el estrés físico producido por exposición a las olas ejerce una regulación negativa en el crecimiento de los macrófitos (Duarte y Kalff, 1988) que son el sustrato al cual se adhiere el BFE. Según Vis *et al.* (2004), la mayoría de la superficie del lago LSP esta influenciada por el viento, las olas y la corriente, factores determinantes en la distribución y biomasa de los macrófitos sumergidos.

Como se planteo en un comienzo, se esperaba que la biomasa de macrófitos fuera un buen predictor de la biomasa del BFE, y esto parece corroborarse con las relaciones positivas de los modelos empíricos obtenidos. Así mismo, el BFE presentó elevadas relaciones positivas con la carga de HgT (tabl. 2.4 y 2.5, fig. 2.5 y 2.6).

Modelos cartográficos

Los modelos cartográficos de la biomasa del BFE, así como los modelos para la carga del HgT, presentan sus mayores valores en la orilla sur del lago donde se presentan los mayores valores de biomasa de macrófitos (Vis, 2004; Vis *et al.*, 2003) y los mayores aportes de materiales en suspensión de los afluentes de esta orilla del lago (Quémerais *et al.*, 1999). Así, se puede evidenciar una relación entre la heterogeneidad biofísica del lago, es decir las características físico-químicas de las masas de agua (Frenette *et al.*, 2003; Martin *et al.*, 2005; Quémerais *et al.*, 1999; Rondeau *et al.*, 2000, Vis *et al.*, 2003;) y la biomasa de macrofitos (Vis, 2004) con la carga de HgT en el BFE. No obstante, este fenómeno se adscribe a una escala de análisis espacial mayor que la del lago, debido a que esta heterogeneidad espacial en el LSP esta determinada en gran parte por las características geológicas, las coberturas y los usos del suelo de las cuencas hidrográficas de los afluentes del LSP (Quémerais *et al.*, 1999; Rondeau *et al.*, 2000). Este tipo de análisis es a menudo denominado “enfoque por cuencas” y su relevancia es documentada en Allan (2004), Allan *et al.* (1997), Johnson y Gage (1997), Mironga (2004), y Spadoni *et al.* (2004).

Los afluentes de la orilla sur del lago presentan cuencas hidrográficas significativamente más grandes en comparación con la orilla norte, notablemente los ríos Richelieu (19 143 km²) y Saint-François (10 230 km²), siendo la cuenca del río Richelieu la más intensamente antropizada (fig. 2.1). Un mayor tamaño en la cuenca hidrográfica es equivalente a una mayor superficie receptora sobre la cual se puede depositar el Hg de origen atmosférico, que luego puede ser arrastrado hasta los cuerpos de agua (Desrosiers *et al.*, 2006a; Hurley *et al.*, 1995). Según Desrosiers *et al.* (2006), al menos el 50% del Hg inorgánico presente en el suelo de las latitudes nórdicas es el producto de deposiciones atmosféricas. Este Hg puede ser acumulado por la materia orgánica y luego ser arrastrado de manera coloidal, particular o en fases disueltas hasta los cuerpos de agua por escorrentía. En el LSP, los tres afluentes de la orilla sur aportan valores similares de materia particular en suspensión por año (>240 10³ t a⁻¹), representando más del 99% del total de los tributarios. Así mismo, la descarga anual de Hg por parte de los tributarios de la orilla sur representa más del 99% del total de los tributarios. Lo anterior revela la importancia de las áreas de las cuencas hidrográficas de los afluentes del

LSP, los usos y coberturas del suelo en estas y las masas de agua que estas producen en la explicación de los patrones de la carga de HgT en el BFE en el LSP.

En los estudios que describen las masas de agua en el LSP es clara la relación de éstas con la cantidad y tipo de materiales en suspensión que ellas contienen (Frenette *et al.*, 2003; Vis *et al.*, 2003). De las tres masas de agua en el LSP las más turbias y ricas en nutrientes son la norte y sobre todo la sur, donde se presenta la influencia de los dos principales afluentes del lago (ríos Yamaska y Saint-François) que drenan una extensa zona agrícola vertiendo al lago no solo aguas con altas cargas de sedimentos sino también de nutrientes. Esto origina un incremento de la producción en este lado del lago (Vis, 2004; Vis *et al.*, 2003), determinando en gran parte los procesos ecológicos de este ecosistema (Frenette *et al.*, 2003; Martin *et al.*, 2005; Vis, 2004; Vis *et al.*, 2003)

En general, la descarga de sedimentos en el río Saint-Laurent es mayor en la orilla sur (de 11 t km⁻² a⁻¹ para el río Richelieu a 53 t km⁻² a⁻¹ para el río Yamaska) que en la orilla norte (de 3 t km⁻² a⁻¹ para el río Ottawa a 23 t km⁻² a⁻¹ para el río Saint-Anne), lo cual se relaciona con la naturaleza geológica de las cuencas. Debido a que las rocas cristalinas del precámbrico del lecho sobre el cual se ubican las cuencas de los ríos de la orilla norte son más resistentes a la erosión que los depósitos sedimentarios del cuaternario que caracterizan las cuencas de la orilla sur. Este contraste geológico ha determinado además el uso de la tierra a lo largo del río, presentándose una mayor cobertura de bosque en el lado norte y mayor desarrollo agrícola del lado sur, incrementando la erosión del suelo en las cuencas de este lado del lago (Rondeau *et al.*, 2000). Además, los tributarios que se vierten en la orilla sur del LSP, presenta las mayores descargas de materia particular en suspensión y de Hg, en especial el río Saint-François el cual aporta 392 mol año⁻¹ de Hg (Quémerais *et al.*, 1999). Además, para los afluentes del LSP, las cuencas hidrográficas son significativamente más pequeñas en la orilla norte que en la sur (fig. 2.1 y 2.2).

En resumen, las características de las cuencas hidrográficas de los tributarios del LSP y la heterogeneidad espacial que sus aguas producen al verterse al lago, determinan la carga de HgT en el BFE. Presentándose los mayores valores en la orilla sur del lago, donde se vierten

los principales afluentes del lago, aportando gran cantidad de materiales en suspensión y disueltos, entre los cuales se encuentran nutrientes y Hg, incrementando no sólo la disponibilidad de Hg, sino la producción primaria, notablemente los macrófitos y por consiguiente el BFE.

Es importante mencionar que el modelo cartográfico propuesto es la primera aproximación a la modelación espacial de la carga de mercurio en el BFE de zonas litorales, aspecto por el cual las predicciones deben entenderse solo como tendencias y no como valores continuos cercanos a la realidad. Investigaciones posteriores permitirán refinar los métodos de muestreo y de calculo y de esta manera producir modelos mas representativos de la carga real de mercurio en el sistema. Así mismo se requiere completar las investigaciones integrando otras variables tales como las características físico-químicas de las masas de agua, la arquitectura de los macrófitos y las coberturas para cada especie de macrófito. También seria conveniente considerar en el modelo el uso del suelo de las cuencas de drenaje de los afluentes del LSP.

Otro factor que deberá estudiarse en un futuro es la utilización de la carga ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) como indicador de contaminación de Hg en contraposición al la concentración, pues las mayores cargas de Hg se encontraron en los lugares donde la biodilución puede ser mayor debido a la superior biomasa de BFE, específicamente en el litoral sur del LSP; para intentar resolver este punto se propone estudiar las relaciones entre la carga de Hg en el BFE y la contaminación mercurial en los siguientes niveles tróficos (invertebrados y vertebrados). Finalmente cabe la aclaración que este modelo se aplica solamente a la época de máxima biomasa de los macrófitos en el LSP en condiciones hidrológicas normales del lago.

CONCLUSION

L'objectif de cette recherche a été de développer un modèle spatial de la charge du mercure total (HgT) dans le biofilm épiphyte (BFE) du lac Saint-Pierre (LSP) à partir d'une approche mécaniste (modèle écologique conceptuel) et empirique (modèles prédictifs), en faisant le lien entre certains aspects de la biogéochimie du Hg et l'écologie du paysage, afin d'en arriver à une représentation cartographique. L'hypothèse de départ était que la biomasse des macrophytes permet de prédire la biomasse du BFE et que la biomasse du BFE permet de prédire la charge du HgT. Ces hypothèses ont été confirmées par les relations positives qui ont été établies entre les différentes biomasses et la charge de Hg. Finalement, nous avons expliqué les modèles obtenus à la lumière d'une approche par bassin versant. Les résultats et conclusions les plus importantes sont :

Les valeurs moyennes les plus élevées de biomasse de BFE ont été trouvées dans les stations ANS (97,64 g·m⁻²) et BSF (18,23 g·m⁻²) sur la rive sud du lac. Le Hg aussi a présenté les plus hautes valeurs moyennes dans les mêmes stations ANS (1398,07 ng·m⁻²) et BSF (664,03 ng·m⁻²). De même, la biomasse des macrophytes atteint ses plus hautes valeurs moyennes dans les stations ANS (316 g·m⁻²) et BSF (290 g·m⁻²). Ensemble, les valeurs les plus élevées de biomasse des macrophytes, de biomasse du BFE et de HgT se concentrent le long de la rive sud du lac. Par rapport à la distribution vertical des variables d'intérêt, on note une augmentation progressive de la biomasse du BFE et de la charge du HgT au fur et à mesure que la profondeur augmente, un phénomène qui est expliqué par l'effet négatif de la turbulence sur les BFE à la surface de la colonne d'eau.

Les coefficients de détermination (r^2) entre la biomasse des macrophytes et la biomasse du BFE, aux trois profondeurs d'échantillonnage, ont révélé des valeurs supérieures à 0.50 ($p < 0.0001$). La biomasse des macrophytes explique en moyenne 73 % de la variance de la biomasse du BFE, ce qui permet de proposer les équations obtenues comme des modèles

prédictifs. La relation entre ce qui a été observé et ce qui a été prédit présente des relations positives qui valident le modèle prédictif.

Les corrélations entre la biomasse du BFE et le HgT aux trois profondeurs d'échantillonnage ont révélé des r^2 supérieurs à 0.70 ($p < 0,0001$), à l'exception du modèle pour 0,01 m de profondeur ($r^2 = 0,47$, $p = 0,04$). La biomasse du BFE explique une moyenne de 84% de la variance de la charge du HgT (en excluant le modèle pour 0,01 m de profondeur) et la relation entre ce qui a été observé et ce qui a été prédit présente des relations positives ce qui permet de proposer les équations obtenues comme des modèles prédictifs.

Les modèles cartographiques du HgT et du BFE suivent le même patron que les résultats précédents. Les plus grandes valeurs de BFE et de charge de HgT se retrouvent le long de la rive sud du lac. Par rapport à la profondeur, les modèles cartographiques ont révélé une relation positive entre la profondeur des échantillons, d'une part, et la biomasse du BFE et la charge de HgT d'autre part sauf pour le modèle pour 0,01 m de profondeur. Cette relation positive est la conséquence de l'effet négatif de la turbulence sur le BFE dans les premiers niveaux de profondeur.

Le BFE et le HgT affichent les plus hautes valeurs moyennes dans la rive sud du lac, ce qui peut être lié au fait qu'il y a plus de productivité et de disponibilité du Hg de ce côté du lac. Les modèles cartographiques obtenus ont illustré ce phénomène en présentant les plus fortes concentrations de Hg dans le BFE dans la rive sud du lac, là où les affluents du lac drainent de très grands bassins versants en comparaison avec la rive nord. De plus, du côté sud du lac, les bassins supportent des zones d'activité agricole plus grandes, ce qui augmente la quantité de matière en suspension et des fertilisants dans l'eau. Les rivières Richelieu, Saint-François et Yamaska, qui se déversent de ce côté du lac, charrient une forte concentration de nutriments responsables de la croissance d'un lit de macrophytes plus important sur la rive sud que sur la rive nord. En augmentant la quantité de macrophytes, nous prévoyons, selon le modèle conceptuel, un accroissement des épiphytes et, par conséquent, un accroissement de la charge du HgT dans le BFE.

L'analyse par bassin versant a démontré que l'aire du bassin versant est une variable déterminante pour expliquer la charge de Hg dans le BFE, car plus un bassin versant est étendue, plus grande est la superficie où le Hg peut se déposer et être entraîné ensuite vers les cours d'eau. Cependant, l'influence des facteurs anthropiques tels que les usages du sol peuvent aussi influencer la disponibilité de Hg dans le LSP, mais cette hypothèse reste à vérifier. Compte tenu de ce qui précède, nous proposons d'inclure dans les modèles des analyses portant sur les usages et les couvertures du sol autour du plan d'eau afin de déterminer l'influence de ces facteurs sur la charge de Hg.

Cette étude nous a permis de montrer qu'il est possible d'utiliser les méthodes de l'écologie du paysage pour développer des représentations cartographiques de la contamination par le Hg dans le BFE. Nous avons également montré l'importance et la pertinence de la vue d'ensemble que permet l'écologie du paysage pour comprendre les différents processus biogéochimiques de façon spatialement explicite.

BIBLIOGRAPHIE

- Abrantes, N., S. C. Antunes, M. J. Pereira et F. Gonçalves. 2006. « Seasonal succession of cladocerans and phytoplankton and their interactions in a shallow eutrophic lake (Lake Vela, Portugal) ». *Acta Oecologica*, Vol. 29, p. 54-64.
- Allan, J. D. 2004. « Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers ». *Limnetica*, Vol. 23, p. 187-198.
- Allan, J.D., D. L. Erickson et J. Fay. 1997. « The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales ». *Freshwater Biology*, Vol. 37, p. 149-161.
- Al-Saraj M., M.S. Abdel-Latif, I. El-Nahal. et R. Baraka. 1999. « Bioaccumulation of some hazardous metals by sol-gel entrapped microorganisms ». *Journal of Non-Crystalline Solids*, Vol. 248, p. 137-140.
- Anderson, M. R. et J. Kalff. 1988. « Submerged aquatic macrophyte biomass in relation to sediment characteristics in ten temperate lakes ». *Freshwater Biology*, Vol. 19, p. 115-121.
- Arnove, V. 1971. « The nature of the concepts: a point of view ». *Theory Into Practice*, Vol. 10, p. 101-108.
- Asaeda, T., V. K. Trung, J. Manatunge et T. van Bon. 2001. « Modelling macrophyte-nutrient-phytoplankton interactions in shallow eutrophic lakes and the evaluation of environmental impacts ». *Ecological Engineering*, Vol. 16, p. 341-357.
- Bachmann, R.W., C. A. Horsburgh, M. V. Hoyer, L. K. Mataraza et D. E. Canfield. 2002. « Relations between trophic state indicators and plant biomass in Florida lakes ». *Hydrobiologia*, Vol. 470, p. 219-234.
- Bartels, C. J., et A. U. C. J. van Beurden. 1998. « Using geographic and cartographic principles for environmental assessment and risk mapping ». *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 61, p. 115-124.
- Berger, C. J. 2000. « Modelling macrophytes of the Columbia Slough ». Thèse de doctorat, Portland, Portland State University, 278 p.
- Beuter, A. et R. Edwards. 2004. « Effect of chronic exposure to methylmercury on eye movements in Cree subjects ». *International Archives of Occupational and Environmental Health*, Vol. 77, p. 97-107.

- Burger, J., K. F. Gaines, C. S. Boring, W. L. Stephens, J. Snodgrass et M. Gochfeld. 2001. « Mercury and Selenium in Fish from the Savannah River: Species, Trophic Level, and Locational Differences ». *Environmental Research Section A*, Vol. 87, p. 108-118.
- Burke I. C., D. S. Schimel, C. M. Yonker, W. J. Partd, L. A. Joyce et W. K. Lauenroth. 1990. « Regional modeling of grassland biogeochemistry using GIS ». *Landscape Ecology*, vol. 4, no 1 p. 45-54.
- Carignan, R. 2004. « Le lac Saint-Pierre en péril ». Québec Science, no 21 (Mai), p.20-27.
- Cattaneo, A., G. Méhot, B Pinel-Alloul, T. Niyonsenga et L. Lapiere. 1995. « Epiphyte size and taxonomy as biological indicators of ecological and toxicological factors in Lake Saint-Francois (Québec) ». *Environmental Pollution*, Vol. 87, p. 357-372.
- Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. 2005. « *La pêche commerciale dans le Saint-Laurent* ». En ligne. <http://www.qc.ec.gc.ca/csl/inf/inf053_f.html>. Consulté le 16 juin 2006.
- Chambers, P.A., M. Guy, E. S. Roberts, M. N. Charlton, R. Kent, C. Gagnon, G. Grove et N. Foster. 2001. Nutrients and their impact on the Canadian environment. Agriculture and Agri-Food Canada, Environment Canada, Fisheries and Oceans Canada, Health Canada and Natural Resources Canada. 241 p.
- Chow-Fraser, P. 1998. « A conceptual ecological model to aid restoration of Cootes Paradise Marsh, a degraded coastal wetland of lake Ontario, Canada ». *Wetlands Ecology and Management*, Vol. 6, p. 43-57.
- Cleckner, L. B. 1999. « Mercury methylation in periphyton of the Florida everglades ». *Limnology and Oceanography*, Vol. 44, p. 1815-1825.
- COMERN. En ligne. <<http://www.unites.uqam.ca/comern/index.html>>. Consulté le 28 janvier 2005.
- Decho, A .W. 2000. « Microbial biofilms in intertidal systems: an overview ». *Continental Shelf Research*, Vol. 20, p. 1257-1273.
- Desrosiers, M., D. Planas et A. Mucci. 2006a. « Total mercury and methylmercury accumulation in periphyton of boreal shield lakes: influence of watershed physiographic characteristics ». *Science of the Total Environment*, Vol. 355, p. 247-258.
- Desrosiers, M., D. Planas et A. Mucci. 2006b. « Mercury methylation in the epilithon of boreal shield aquatic ecosystems ». *Environmental Science and Technology*, Vol. 40, p. 1540-1546.

- Duarte, C. M. et J. Kalff. 1988. « Influence of lake morphometry on the response of submerged macrophytes to sediment fertilization ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 45, p. 216-221.
- El-Ghonemy, H., L. Watts et L. Fowler. 2005. « Treatment of uncertainty and developing conceptual models for environmental risk assessments and radioactive waste disposal safety cases ». *Environment International*, Vol. 31, p. 89– 97.
- Environnement Canada. 2005. « Profil historique des sédiments du lac Saint-Pierre : revu et corrigé ». In Infos Saint Laurent. En ligne. <URL de cette page : http://www.qc.ec.gc.ca/csl/inf/inf051_f.html>. Consulté le 12 avril 2005.
- Essa, A.M., L.E. Macaskie et N.L. Brown. 2002. « Mechanisms of mercury bioremediation ». *Biochemical Society Transactions*, Vol. 30, p. 672-674.
- Fitzgerald, W. F., D. R. Engstrom, R. P. Mason et E. A. Nater. 1998. « The Case for Atmospheric Mercury Contamination in Remote Areas ». *Environmental Science and Technology*, Vol. 32, p. 1-7.
- Fortin, G. R., L. Saint-Cyr et M. Leclerc. 1993. « Distribution of submersed macrophytes by echo-sounder tracings in lake Saint-Pierre, Québec ». *Journal of Aquatic Plant Management*, Vol. 31, p. 232-240.
- Frenette, J-J., M. T. Arts et J. Morin. 2003. « Spectral gradients of downwelling light in a fluvial lake (Lake Saint-Pierre, St-Lawrence River) ». *Aquatic Ecology*, Vol. 37, p. 77–85.
- Friendly, M. 1995. « Conceptual and visual models for categorical data ». *The American Statistician*, Vol. 49, p. 153-160.
- Fritz, K. M., Margaret A. E. et J. W. Feminella. 2004. « Factors affecting biomass allocation in the riverine macrophyte *Justicia americana* ». *Aquatic Botany*, Vol. 78, p. 279-288.
- Gantes, H. P., et A. Sánchez C. 2001. « Environmental heterogeneity and spatial distribution of macrophytes in plain streams ». *Aquatic Botany*, Vol. 70, p. 225-236.
- Gavrilescu, M. 2004. « Removal of heavy metals from the environment by biosorption ». *Engineering in Life Sciences*. Vol. 4, p. 219-232.
- Gentile, J.H., W. Harwell, W. Cropper, C.C. Harwell, D. DeAngelis, S. Davis, J.C. Ogden et D. Lirman. 2001. « Ecological conceptual models: a framework and case study on ecosystem management for south Florida sustainability ». *The Science of the Total Environment*, Vol. 204, p. 231-253.

- Girard, M. et C. Dumont. 1995. « Exposure of James Bay Cree to methylmercury during pregnancy for the years 1983-91 ». *Water, Air, and Soil Pollution*, Vol. 80, p. 13-19.
- Gilmour, C. C., G. S. Riedel, M. C. Ederington, J. T. Bell, J. M. Benoit, G. A. Gill et M. C. Stordal. 1998. « Methylmercury concentrations and production rates across a trophic gradient in the northern Everglades ». *Biogeochemistry*, Vol. 40, p. 327-345.
- Gobeille, A. K., K. B. Morland, R. F. Bopp, J. H. Godbold et P. J. Landrigan. 2006. « Body burdens of mercury in lower Hudson River area anglers ». *Environmental Research*, Vol. 101, p. 205-212.
- Gosselain, V., C. Hudon, A. Cattaneo, P. Gagnon, D. Planas et D. Rochefort. 2005. « Physical variables driving epiphytic algal biomass in a dense macrophyte bed of the St. Lawrence River (Québec, Canada) ». *Hydrobiologia*, Vol. 534, p. 11-22.
- Grime, J. P. 1988. « The C-S-R model of primary plant strategies : origins, implications and tests ». In *Plant Evolutionary Biology*, sous la dir. de L. D. Gottlieb and S. K. Jain, p. 371-393. London: Chapman & Hall.
- Guasch, H., W. Admiraal et S. Sabater. 2003. « Contrasting effects of organic and inorganic toxicants on freshwater periphyton ». *Aquatic Toxicology*, Vol. 64, p. 165-175.
- Guisan, A. et N. E. Zimmermann. 2000. « Predictive habitat distribution models in ecology ». *Ecological Modelling*, Vol. 135, 147-186
- Gupta M., et P. Chandra. 1998. « Bioaccumulation and toxicity of mercury in rooted-submerged macrophyte *Vallisneria spiralis* ». *Environmental Pollution*, Vol. 103, p. 327-332.
- Gustafson, E. J. 1998. « Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art? ». *Ecosystems*, Vol. 1, p. 143-156.
- Hamelin, S. En préparation. « Role du biofilm épiphytique dans l'accumulation, la méthylation et la déméthylation du mercure ». Thèse de doctorat, Montréal, Université du Québec à Montréal.
- Hawes, I., A-M. Schwarz. 1996. « Epiphytes from a deep-water characean meadow in an oligotrophic New Zealand lake: species composition, biomass and photosynthesis ». *Freshwater Biology*, Vol. 36, p. 297-313.
- Heegaard, E., H. H. Birks, C. E. Gibson, S. J. Smith et S. Wolfe-Murphy. 2001. « Species environmental relationships of aquatic macrophytes in Northern Ireland ». *Aquatic Botany*, Vol. 70, no 3 (July), p. 175-223.

- Hodgson, A. B. 2001. « Characterizing wetland plant communities: An analysis of hyperspectral and biophysical relationships in three taxa of wetland macrophytes ». These de doctorat, Nebraska, University of Nebraska – Lincoln, 225 p.
- Houck A. et J. J. Cech. 2004. « Effects of dietary methylmercury on juvenile Sacramento blackfish bioenergetics ». *Aquatic Toxicology*, Vol. 69, p. 107–123.
- Hudon, C., S. Lalonde et P. Gagnon. 2000. « Ranking the effects of site exposure, plant growth form, water depth, and transparency on aquatic plant biomass ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 57, p. 31-42.
- Hudon, C., P. Gagnon, J-P. Amyot, G. L  tourneau, M. Jean, C. Plante, D. Rioux et M. Deschênes. 2005. « Historical changes in herbaceous wetland distribution induced by hydrological conditions in Lake Saint-Pierre (St. Lawrence River, Quebec, Canada) ». *Hydrobiologia*, Vol. 539, p. 205–224.
- Hurley, J. P., J. M. Benoit, C. L. Babiarz, M. M. Shafer, A. W. Andrew, J. R. Sullivan, R. Hammond et D. A. Webb. 1995. « Influences of watershed characteristics on mercury levels in Wisconsin rivers ». *Environmental Science and Technology*, Vol. 29, p. 1867-1875.
- Jobin, B., J. Beaulieu, M. Grenier, L. Bélanger, C. Maisonneuve, D. Bordage, et B. Filion. 2003. « Landscape changes and ecological studies in agricultural regions, Québec, Canada ». *Landscape Ecology*, Vol. 18, p. 575–590.
- Johnston, C. A. 1998. *Geographic information systems in ecology*. Oxford: Blackwell Science, 239 p.
- Johnson, L. B. et Gage S. H. 1997. « Landscape approaches to the analysis of aquatic ecosystems ». *Freshwater Biology*, Vol. 37, p. 113-132.
- Kalff, J. 2002. *Limnology*. New Jersey: Prentice Hall, 592 p.
- Kilbridge, M.D., R. P. O'Block, et P. V. Teplitz. 1989. « A conceptual framework for urban planning models ». *Management Science*, Vol. 15, Application series, p. B246-B266.
- Kunii, H. et K. Minamoto. 2000. « Temporal and spatial variation in the macrophyte distribution in coastal lagoon Lake Nakaumi and its neighboring waters ». *Journal of Marine Systems*, Vol. 26, no 2, p. 223-231.
- Landers, D.H., C. Gubala, M. Verta, M. Lucotte, K. Johansson, et W.L. Lockhart. 1998. « Using lake sediment mercury flux ratios to evaluate regional and continental dimensions of mercury deposition in arctic and boreal ecosystems ». *Atmospheric Environment*, Vol. 32, p. 919-928.

- Lehmann, A. 1998. « GIS modeling of submerged macrophyte distribution using Generalized Additive Models ». *Plant Ecology*, Vol. 139, p. 113–124.
- Lehmann, A., J-M. Jaquet et J-B. Lachavanne. 1994. « Contribution of GIS to submerged macrophyte biomass estimation and community structure modelling, Lake Geneva, Switzerland ». *Aquatic Botany*, Vol. 47, p. 175-223.
- Lehmann, A., E. Castella et J-B. Lachavanne. 1997. « Morphological traits and spatial heterogeneity of aquatic plants along sediment and depth gradients, Lake Geneva, Switzerland ». *Aquatic Botany*, Vol. 47, p. 99-117.
- Lehmann, A., J. M. Overton et J. R. Leathwick. 2002. Grasp: generalized regression analysis and spatial prediction. *Ecological Modelling*, Vol. 157, p. 189-207.
- Li, W. 1998. « A conceptual model for predicting and managing vegetative types in shallow lakes ». *Ecological Engineering*, Vol. 10, p. 165-178.
- Li, H. et J. Wu. 2004. « Use and misuse of landscape indices ». *Landscape Ecology*, Vol. 19, p. 389–399.
- Liboriussen, L. et E. Jeppesen. 2003. « Temporal dynamics in epipelagic, pelagic and epiphytic algal production in a clear and turbid shallow lake ». *Freshwater Biology*, Vol. 48, p. 418-431.
- Liboriussen, L. et E. Jeppesen. 2006. Structure, biomass, production and depth distribution of periphyton on artificial substratum in shallow lakes with contrasting nutrient concentrations. *Freshwater Biology* 51, p. 95-109.
- Lowe, R.L. 1996. « Periphyton patterns in lakes ». In: *Algal Ecology: Freshwater Benign Ecosystems*. Sous la dir. de Stevenson, R.J., M.L. Bothwell et R.L. Lowe, p. 57-76. London : Academic Press.
- Mackay, S. J., A. H. Arthington, M. J. Kennard et B. J. Pusey. 2003. « Spatial variation in the distribution and abundance of submersed macrophytes in an Australian subtropical river ». *Aquatic Botany*, Vol. 77, no 3, p. 169-186.
- Mahaffey K. R. et D. Mergler. 1998. « Blood Levels of Total and Organic Mercury in Residents of the Upper St. Lawrence River Basin, Quebec: Association with Age, Gender, and Fish Consumption ». *Environmental Research*, Vol. 79, p. 104-114.
- Mackay, K. 2002. « The diversity and community composition of aquatic macrophytes in relation to physical and chemical environmental variables in the Rideau River, Notario ». Thèse de Maîtrise, Ottawa, University of Ottawa, 134 p.
- Margalef, R. 1974. *Ecologia*. Barcelona: Ediciones Omega, S. A., 951 p.

- Margalef, R. 1983. *Limnologia*. Barcelona: Ediciones Omega, S. A., 1010 p.
- Martin C., J-J. Frenette et J. Morin. 2005. « Changes in the spectral and chemical properties of a water mass passing through extensive macrophyte beds in a large fluvial lake (Lake Saint-Pierre, Québec, Canada) ». *Aquatic Sciences*, Vol. 67, p. 196-209.
- Mauro, J. B. N., J. R. D. Guimares, H. Hintelmann, C. J. Watras, E.A Haack et S. A. Coelho-Souza. 2002. « Mercury methylation in macrophytes, periphyton, and water - comparative studies with stable and radio-mercury additions ». *Analytical and bioanalytical chemistry*, Vol. 374, p. 983-989.
- Mayer, R. E. 1989. « Models for understanding ». *Review of Educational Research*, Vol. 59, p. 43-64.
- Meadows, P. 1957. « Models, systems and science ». *American Sociological Review*. Vol. 22, p. 3-9.
- Melack, J. M., et L. L. Hess. 2004. « Remote sensing of wetlands on a global scale ». *Silnews*, Vol. 42, p. 1-8.
- Menéndez, M., O. Hernandez et F. A. Comin. 2002. «Spatial Distribution and Ecophysiological Characteristics of Macrophytes in a Mediterranean Coastal Lagoon ». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 55, p. 403-413.
- Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ). 2006. *Les pêches et l'aquaculture commerciales. Bilan 2005 et perspectives 2006*. Gouvernement du Québec, 76 p.
- Ministère de l'environnement. 2003. Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec. Direction des politiques du secteur agricole, Ministère de l'Environnement, Québec, Envirodoq ENV/2003/0025, 143 p.
- Ministère des Pêches et des Océans (MPO). 2004. Service Hydrographique du Canada. Carte bathymétrique du Lac Saint-Pierre. Mont-Joli.
- Mironga, J. M. 2004. « Geographic information systems (GIS) and remote sensing in the management of shallow tropical lakes ». *Applied Ecology and Environmental Research*, Vol. 2, p. 83-103.
- Moody, D.L. 2005. « Theoretical and practical issues in evaluating the quality of conceptual models: current state and future directions ». *Data and Knowledge Engineering*, Vol. 55, p. 243-276.

- Morrisette, J. L. Takser, G. St-Amour, A. Smargiassi, J. Lafond et D. Mergler. 2004. «Temporal variation of blood and hair mercury levels in pregnancy in relation to fish consumption history in a population living along the St. Lawrence river ». *Environmental Research*, Vol. 95, p. 363-374.
- Muhanna, W. A. and R. A. Pic. 1994. « Meta-modeling concepts and tools for model management: a systems approach ». *Management Science*, Vol. 40, p. 1063-1123.
- Muylaert, K., S. Declerck, J. van Wichelena, L. De Meester et W. Vyverman. 2006. « An evaluation of the role of daphnids in controlling phytoplankton biomass in clear water versus turbid shallow lakes ». *Limnologica*, Vol. 36, p. 69-78.
- Nascimento, A. M. et E. Chartone-Souza. 2003. « Operon mer: bacterial resistance to mercury and potential for bioremediation of contaminated environments ». *Genetics and Molecular Research*, Vol. 2, p. 92-101.
- Naveh, Z. et A. S. Lieberman. 1994. *Landscape Ecology: Theory and Application*. New York: Springer-Verlag, 360 p.
- Nogués, D. 2003. « El estudio de la distribución espacial de la biodiversidad: conceptos y métodos ». *Cuadernos de Investigación Geográfica*, Vol. 29, p. 67-82.
- O'Laughlin, J. 2005. « Conceptual model for comparative ecological risk assessment of wildfire effects on fish, with and without hazardous fuel treatment ». *Forest Ecology and Management*, Vol. 211, p. 59-72.
- Palma, L., P. Beja, P. C. Tavares et L. R. Monteiro. 2005. « Spatial variation of mercury levels in nesting Bonelli's eagles from Southwest Portugal: effects of diet composition and prey contamination ». *Environmental Pollution*, Vol. 134, p. 549-557.
- Payton, S. 2001. « Remote sensing of biomass of selected emergent aquatic macrophytes ». These de doctorat, Nebraska, University of Nebraska – Lincoln, 213 p.
- Peterson, J. T. et J. Dunham. 2003. « Combining inferences from models of capture efficiency, detectability, and suitable habitat to classify landscapes for conservation of threatened bull trout ». *Conservation Biology*, Vol. 17, p. 1070-1077.
- Portides, D. P. 2005. « A theory of scientific models construction: the conceptual process of abstraction and concretisation ». *Foundations of Science*, Vol. 10, p. 67-88.
- Quémerais, B., D. Cossa, B. Rondeau, T. Pham, P. Gagnon et B. Fortin. 1999. « Sources and fluxes of mercury in the St. Lawrence River. *Environmental Science and Technology*, Vol. 33, p. 840-849.

- Remillard, M.M. et R.A. Welch. 1993. « GIS technologies for aquatic macrophyte studies: Modeling applications ». *Landscape Ecology*, Vol. 8, p. 163-175.
- Rondeau, B., D. Cossa, P. Gagnon et L. Bilodeau. 2000. « Budget and sources of suspended sediment transported in the St. Lawrence River, Canada ». *Hydrological Processes*, 14, p. 21-36.
- Roughgarden, J., S. W. Running et P. A. Matson. 1991. « What does remote sensing do for ecology ». *Ecology*, Vol. 72, p. 1918-1922.
- Sauvé, L. et H. Godmaire. 2004. « Environmental Health Education: A Participatory Holistic Approach ». *Ecohealth*, Vol. 1. p. 35-46.
- Spadoni, M. et C. A. Patera. 2004. « Cartographic techniques for mapping the geochemical data of stream sediments : the « Sample catchment basin approach ». *Environmental Geology*, Vol. 45, p. 593-599.
- Tessier, C., A. Cattaneo, B. Pinel-Alloul, G. Galanti et G. Morabito. 2004. « Biomass, composition and size structure of invertebrate communities associated to different types of aquatic vegetation during summer in Lago di Candia (Italy) ». *J. Limnol.* Vol. 63, p. 190-198.
- Thayer, J. 2002. « Biological methylation of less-studied elements ». *Applied Organometallic Chemistry*, Vol. 16, p. 677-691.
- Thompson-Roberts, E.S., et F. R. Pick. 2000. « Total mercury in the water and sediments of St. Lawrence River wetlands compared with inland wetlands of Temagami - North Bay and Muskoka-Haliburton ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 57, p. 148-154.
- United Nations Environment Program (UNEP). 2002. *Global Mercury assessment*. Geneva (Swi): UNEP Chemicals, 258 p.
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) – MAB Biosphere Reserves Directory. 2005, 1 août. « Lac Saint-Pierre ». En ligne. <<http://www2.unesco.org/mab/br/brdir/directory/biores.asp?mode=all&code=CAN+09>>. Consulté le 11 juin 2006.
- Verb, R. et M. Vis. 2005. « Periphyton assemblages as bioindicators of mine-drainage in unglaciated western Allegheny plateau lotic systems ». *Water Air and Soil Pollution*, Vol. 161, p. 227-265.
- Vis, C. 2004. « Importance relative des producteurs primaires sur la production globale du lac Saint-Pierre, un grand lac fluvial du Saint-Laurent ». Thèse de Doctorat, Montréal, Université du Québec à Montréal, 201 p.

- Vis, C, C. Hudon et R. Carignan. 2003. « An evaluation of approaches used to determine the distribution and biomass of emergent and submerged aquatic macrophytes over large spatial scales ». *Aquatic Botany*, no 77, p. 187-201.
- Vis, C, C. Hudon et R. Carignan. 2006. « Influence of the vertical structure of macrophyte stands on epiphyte community metabolism ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 63, p. 1014-1926.
- Weisner, S. E. B., J. A. Strand et H. Sandsten. 1997. « Mechanism regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes ». *Oecologia*, Vol. 109, p. 592-599.
- Wiens, J. A. 2002. « Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water ». *Freshwater Biology*, Vol. 47, p. 501-515.
- Wittlinger, S. 2002. « Hyperspectral remote sensing of subtidal macrophytes in optically shallow water ». Thèse de Maîtrise, California, San Jose State University, 53 p.
- Wu J., H. Li, K. B. Jones, et O. L. Loucks. 2005. « Scaling with known uncertainty: a synthesis ». In *Scaling And Uncertainty Analysis In Ecology: Methods And Applications*. Sous la dir. de W. Jianguo, B. Jones, H. Li, et O. Loucks. New York: Columbia University Press.