

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iv
AVANT-PROPOS.....	v
RÉSUMÉ	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
LISTE DES FIGURES	x
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES	xi
CHAPITRE I	
RÉSUMÉ SUBSTANTIEL	1
1.1 Introduction	1
1.2 Matériel et méthodes	2
1.2.1 Site d'échantillonnage – lac Saint-Pierre.....	2
1.2.2 Échantillonnage <i>in situ</i>	5
1.2.3 Appareils d'échantillonnage	7
1.2.4 Variables de qualité de l'eau.....	9
1.2.5 Satellites Landsat 5 et 7	11
1.3 Résultats et discussion.....	13
1.3.1 Mesures <i>in situ</i>	13
1.3.2 Modèles courts termes	14
1.3.3 Modèles longs termes	16
1.3.4 Cartographies issues des modèles.....	16
1.3.5 Contribution de l'étude.....	18
1.4 Références	19
CHAPITRE II	
PRÉDICTIONS DE LA QUALITÉ DE L'EAU D'UN MILIEU FLUVIO- LACUSTRE PEU PROFOND (LAC SAINT-PIERRE) À L'AIDE D'IMAGES THEMATIC MAPPER DE LANDSAT 5 ET 7.....	26
2.1 Résumé.....	27
2.2 Introduction	28
2.3 Matériel et méthodes	29

2.3.1	Site d'échantillonnage – lac Saint-Pierre.....	29
2.3.2	Échantillonnage <i>in situ</i>	30
2.3.3	Image Landsat.....	32
2.3.4	Relation entre les données Landsat et les cibles pseudo invariants	32
2.3.5	Correspondance géographique des valeurs Landsat et <i>in situ</i>	33
2.3.6	Analyses statistiques.....	34
2.4	Résultats	35
2.4.1	Corrélations entre les variables.....	35
2.4.2	Modèles courts termes – données <i>in situ</i> et Landsat pour chaque date ..	35
2.4.3	Modèles longs termes – données <i>in situ</i> et Landsat pour toutes les dates	39
2.4.4	Analyse spatiotemporelle et cartographie du lac Saint-Pierre.....	41
2.5	Discussion.....	44
2.5.1	Modèles courts termes – données <i>in situ</i> et Landsat pour chaque date ..	45
2.5.2	Modèles longs termes – données <i>in situ</i> et Landsat pour toutes les dates	46
2.5.3	Analyse spatiotemporelle et cartographie du lac Saint-Pierre.....	46
2.5.4	Limite de l'étude.....	47
2.5.5	Conclusion	48
2.6	Remerciements	48
2.7	Références	49

LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
1.1	Variables de la qualité de l'eau en fonction des dates des relevés terrains <i>in situ</i> et satellitaires du lac Saint-Pierre de 2008 à 2010	6
1.2	Relation entre la chlorophylle-a (Chl-a), la turbidité (Tur) et la matière organique dissoute colorée (MODC) avec des bandes 1, 2 et 3 des images <i>Thematic Mapper</i> de Landsat 5 et 7 pour chaque date d'échantillonnage	15
2.1	Corrélation entre l'image de référence du 2 septembre 2009 et les six autres images de 2008 à 2010 utilisées pour effectuer la technique des cibles pseudo invariants (CPI)	33
2.2	Modèles prédictifs de la chlorophylle-a (Chl-a), de la turbidité (Tur) et de la matière organique dissoute colorée (MODC) du LSP à l'aide des bandes 1, 2 et 3 des images <i>Thematic Mapper</i> de Landsat 5 et 7	36
2.3	Relation pour chaque date d'échantillonnage <i>in situ</i> de 2008 à 2010 de chlorophylle-a (Chl-a), de turbidité (Tur), de matière organique dissoute colorée (MODC) et des bandes 1, 2 et 3 des images <i>Thematic Mapper</i> de Landsat 5 et 7	36
2.4	Comparaison des relations obtenues dans la littérature et dans la présente étude (modèles courts termes et longs termes) en fonction des bandes 1, 2, 3 ou 4 des images Landsat et des variables de qualité de l'eau (Chlorophylle-a [Chl-a], la turbidité [Tur], la matière organique dissoute colorée [MODC], la transparence mesurée avec disque de Secchi [SDT] et les sédiments en suspensions [SS]).....	42

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
1.1	Carte bathymétrique du lac Saint-Pierre illustrant un chenal maritime et les principaux affluents. (Tiré de Morin et Côté, 2003)	4
1.2	Carte de distribution des huit masses principales du LSP. (Tiré de Frenette <i>et al.</i> , 2006)	4
1.3	Système d'échantillonnage en continu composé d'une pompe (Flojet), deux fluorimètres 10-AU (Turner), une sonde d'analyse de la physicochimie (YSI environnement), un système de positionnement global (GPS) 178C sounder (Garmin), du logiciel Streamline GEO 2.1.0 (Interactive Oceanographics) et d'un ordinateur portable	7
1.4	Corrélation faite par le laboratoire de M. Gilbert Cabana, en 2008, entre les mesures du fluorimètre 10-AU (Turner) et les concentrations réelles de Chl-a échantillonnées dans le lac Saint-Pierre (Cabana, 2009)	8
1.5	Corrélation des modèles courts termes entre les données <i>in situ</i> de la chlorophylle-a (Chl-a), de la turbidité (Tur), de la matière organique dissoute colorée (MODC) et les bandes 1, 2 et 3 des images Thematic Mapper de Landsat 5 et 7	14
2.1	Carte de localisation des transects d'échantillonnage de 2008 à 2010 superposés à la bathymétrie du lac Saint-Pierre	30
2.2	Corrélation des modèles courts termes entre les données <i>in situ</i> de la chlorophylle-a (Chl-a), de la turbidité (Tur), de la matière organique dissoute colorée (MODC) et les bandes 1, 2 et 3 des images <i>Thematic Mapper</i> de Landsat 5 et 7	39
2.3	Corrélation des modèles longs termes entre les données <i>in situ</i> de la chlorophylle-a (Chl-a), de la turbidité (Tur), de la matière organique dissoute colorée (MODC) et les bandes 1, 2 et 3 des images <i>Thematic Mapper</i> de Landsat 5 et 7	40
2.4	Cartographies issues des modèles longs termes pour l'ensemble du lac Saint-Pierre prédisant les valeurs de la chlorophylle-a (Chl-a), de la turbidité (Tur), de la matière organique dissoute colorée (MODC) à l'aide des bandes 1, 2 et 3 des images <i>Thematic Mapper</i> de Landsat 5 et 7	44

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

Chl-a	Chlorophylle-a
CPI	Cibles pseudo invariantes
FSL	Fleuve Saint-Laurent
GPS	Système de positionnement global
LSP	Lac Saint-Pierre
MOD	Matière organique dissoute
MODC	Matière organique dissoute colorée
NTU	Unités de turbidité Néphélométrique
QSI	Sulfate de quinine
REM	Rayonnement électromagnétique
SDT	<i>Secchi disk transparency</i>
SS	Sédiments en suspension
TM	<i>Thematic Mapper</i>
USGS	<i>United-States Geological Survey</i>

CHAPITRE I

RÉSUMÉ SUBSTANTIEL

1.1 Introduction

Le lac Saint-Pierre (LSP) situé à $46^{\circ} 12'$, $-72^{\circ} 49'$ est un grand écosystème fluvio-lacustre (375 km^2). Il est caractérisé par une bathymétrie peu profonde traversée par un chenal maritime, ainsi que par différents affluents qui se jettent majoritairement dans la partie ouest du lac. Ces affluents font varier les différentes variables biologiques, chimiques et physiques introduites dans le LSP (Frenette *et al.*, 2003a; Vis *et al.*, 2003; Hudon *et al.*, 2005; Frenette *et al.*, 2006; Hudon *et al.*, 2008a; Vis *et al.*, 2008; Lapierre *et al.*, 2009; Boyer *et al.*, 2010; Poirier *et al.*, 2010), ce qui entraîne la création de masses d'eau (Frenette *et al.*, 2003a; Frenette *et al.*, 2006). C'est ainsi que le LSP subit différentes modifications écologiques en fonction des saisons et de la présence humaine (Boyer *et al.*, 2010; Brodeur *et al.*, 2011; Trudeau *et al.*, 2011). Ces changements affectent les producteurs primaires qui, à leur tour, affectent toute la chaîne alimentaire (Poirier *et al.*, 2010). Pour mieux comprendre l'état écologique d'un écosystème aquatique, l'étude de variables de la qualité de l'eau telles que la chlorophylle-a (Chl-a), la turbidité et la matière organique dissoute colorée (MODC) est préconisée par plusieurs auteurs (Aleya *et al.*, 1989; Wetzel *et al.*, 2000). Ces trois variables sont non seulement de bons témoins de la situation environnementale du LSP de par leurs interactions avec toute la communauté aquatique, mais elles sont aussi reliées à l'absorption d'une partie du rayonnement électromagnétique du soleil (REM). Ainsi, elles influencent les valeurs spectrales de chaque pixel qui compose les images satellites Landsat 5 et 7 (Lathrop, 1992; Mertes *et al.*, 1993; Grenier *et al.*, 1994; Fraser, 1998; Brezonik *et al.*, 2005; Oyama *et al.*, 2007; Bustamante *et al.*, 2009; Oyama *et al.*, 2009).

Cependant, les milieux aquatiques sont particulièrement complexes à étudier, étant donné l'influence sur le REM que peuvent avoir l'eau et les différentes composantes

présentes dans la colonne d'eau. La majorité des études de télédétection portant sur les milieux aquatiques sont effectuées en milieu océanique où les propriétés optiques de l'eau sont, en principe, seulement influencées par le phytoplancton (Herbland *et al.*, 1983; Larouche *et al.*, 1996). Seulement quelques études (Moore, 1980; Larouche *et al.*, 1996; Fraser, 1998; Brezonik *et al.*, 2005; Bustamante *et al.*, 2009; Oyama *et al.*, 2009; Guan *et al.*, 2011) se sont intéressées aux écosystèmes lacustres, comme le LSP, où plusieurs variables telles que la Chl-a, la turbidité et la MODC influencent les propriétés optiques de l'eau (Bustamante *et al.*, 2009). De plus, Bruton *et al.* (1988), Hudon *et al.* (2008) et Massicotte *et al.* (2013) se sont intéressées aux images satellites afin de mieux comprendre les variabilités spatiales des sédiments en suspension transportés dans le LSP. Ces papiers démontrent l'importance d'étudier la variabilité spatiale de la qualité de l'eau. Par conséquent, lorsqu'il est possible de concevoir des patrons de distribution simulant les variations spatiotemporelles, les résultats risquent d'être très profitables.

L'objectif de cette étude est d'évaluer s'il est possible d'estimer la Chl-a du phytoplancton, la turbidité et la MODC d'un milieu fluvio-lacustre peu profond à l'aide des valeurs des bandes *Thematic Mapper (TM)* 1 (452-518 nm), 2 (528-609 nm) et 3 (626-693 nm) des images de Landsat 5 et 7. Pour ce faire, nous utiliserons des modèles courts et longs termes. Ces derniers serviront à modéliser des patrons de distribution de Chl-a, de turbidité et de MODC pour l'ensemble du territoire du LSP. Ainsi, la présente étude propose un outil supplémentaire pour les chercheurs, gestionnaires ou professionnels travaillant à établir un diagnostic de l'état de santé du LSP. C'est une ressource additionnelle aux outils de suivi, tel le réseau de suivi de la qualité de l'eau et le réseau de suivis ichtyologiques effectué par le gouvernement du Québec et celui du Canada.

1.2 Matériel et méthodes

1.2.1 Site d'échantillonnage – lac Saint-Pierre

Le LSP est situé à 15 kilomètres en amont de la ville de Trois-Rivières. Il est alimenté par un chenal maritime et par des affluents arrivant majoritairement de la partie

amont du lac (Figure 1.1). Cela génère trois secteurs se séparant en huit masses d'eau principales (Figure 1.2) (Frenette *et al.*, 1989; Frenette *et al.*, 2003b; Frenette *et al.*, 2006).

1.2.1.1 Chenal maritime

La partie centrale du lac est principalement alimentée par des eaux en provenance des Grands Lacs, favorise la séparation des différentes masses d'eau du lac Saint-Pierre. L'eau qui circule à cet endroit à une vitesse beaucoup plus rapide qu'aux zones littorales et représente près de 70% des apports en eaux. Les nutriments tels que l'azote et le phosphore s'y retrouvent en concentration plus faible que dans les masses d'eau du nord et du sud (Vis *et al.*, 2007; Trudeau *et al.*, 2011).

1.2.1.2 Affluents du sud

Les affluents du sud sont principalement les rivières Richelieu, Yamaska et Saint-François. Ils drainent des territoires à forte vocation agricole et sont responsables de fortes concentrations en nutriments, Chl-a et en MODC. Ainsi, les masses d'eau qu'ils créent sont caractérisées par des eaux plus turbides et brunâtres que celles du chenal de navigation. (Vis *et al.* 2007, Hudon et Carignan 2008).

1.2.1.3 Affluents du nord

Les affluents du nord comportent notamment la rivière des Outaouais qui draine un grand territoire forestier. Elle représente la principale source d'eau de la partie nord du lac et apporte une grande quantité de carbone organique dissous. À cela s'ajoutent les eaux de quelques petits tributaires tels que les rivières l'Assomption, Maskinongé, du Loup et Yamachiche. Ces eaux apportent notamment un surplus en nutriments, favorisé par l'agriculture très présente dans la plaine du Saint-Laurent (Vis *et al.* 2007, Hudon et Carignan 2008).

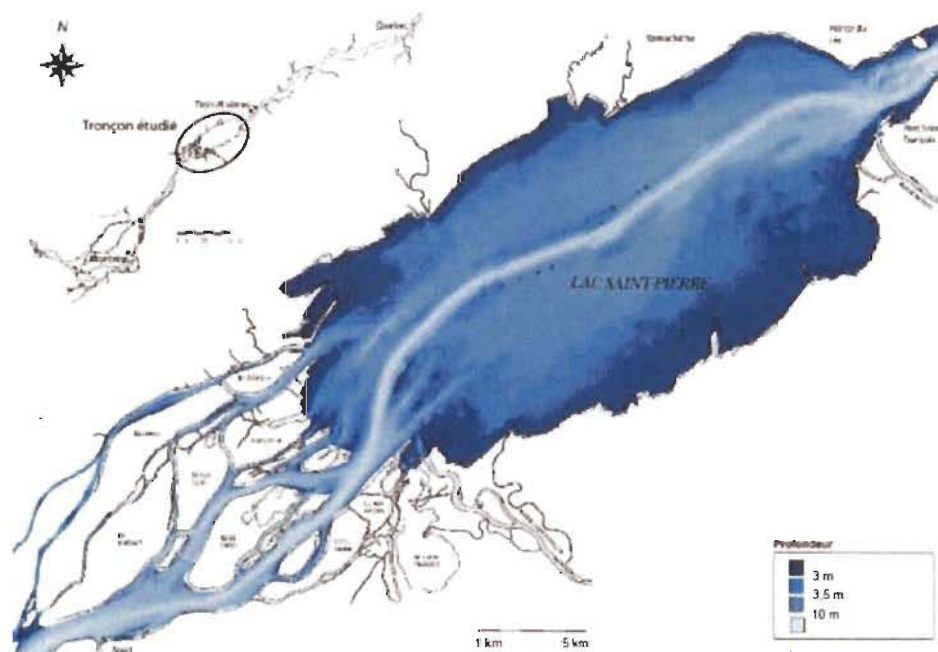


Figure 1.1 Carte bathymétrique du lac Saint-Pierre illustrant un chenal maritime et les principaux affluents. (Tiré de Morin et Côté, 2003).

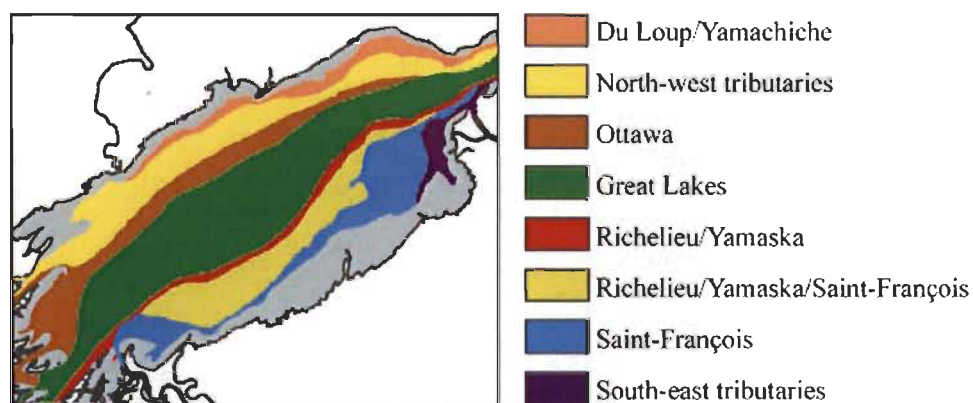


Figure 1.2 Carte de distribution des huit masses principales du LSP. (Tiré de Frenette *et al.*, 2006).

De plus, la friction avec le fond et les macrophytes, la profondeur et la forme du fond du lac font en sorte que l'on retrouve des masses d'eau s'écoulant à des débits différents (Morin *et al.*, 2000). Ainsi, lorsque les tributaires principaux subissent des fluctuations de niveau et que leur dynamique de débit est modifiée, des variables de la qualité de l'eau, telles que la Chl-a, la turbidité et la MODC, subissent elles aussi des variations (Frenette *et al.*, 2003a).

1.2.2 Échantillonnage *in situ*

Les variables étudiées dans cette étude ont été mesurées sur le LSP de 2008 à 2010 avec une embarcation à moteur dans un délai d'une à trois journées suivant la capture des images satellites Landsat 5 et 7 (Tableau 1.1). L'embarcation se déplaçait à une vitesse constante de 10 km/h et effectuait des transects du nord au sud, de manière à franchir le plus de masses d'eau possible. Tout au long de ces transects, l'eau était pompée de manière continue à 30-45 cm de la surface à l'aide d'une pompe modèle 4405-143 de 35 psi (2,5 bars) (*Flojet*) pour être conduite à quatre appareils de mesure. Deux fluorimètres 10-AU (*Turner*) enregistraient des mesures de la Chl-a ou de MODC, une sonde série-6, modèle 6600 (*YSI environnement*) enregistrait des mesures de conductivité spécifique, de température et de turbidité alors qu'un système de positionnement global (GPS) modèle GPSMAP 178C sounder (*Garmin*) enregistrait la profondeur et permettait au logiciel Streamline GEO 2.1.0 (*Interactive Oceanographics*) de géoréférencer chaque variable toutes les 5 secondes dans un ordinateur portable (Figure 1.3).

1.2.2.1 Disponibilité des appareils de mesures

De l'année 2008 à 2010, certains échantillonnages ne comprenaient pas les variables de turbidité et de Chl-a. Dans tous les cas, ce manque est attribuable au fait que les appareils de mesures n'étaient pas disponibles, car ils étaient en maintenance ou utilisés sur d'autres études. Les échantillonnages de CDOM de 2010 ont quant à eux pu être possibles, car un nouvel appareil 10-AU adapté à l'analyse du MODC a été acquis au printemps 2010.

Tableau 1.1
Variables de la qualité de l'eau en fonction des dates des relevés terrains
in situ et satellitaires du lac Saint-Pierre de 2008 à 2010

Variables	Fauchée	Image Landsat	<i>in situ</i>
Chlorophylle-a	2008-08-22	5	2008-08-23/24
Turbidité	2008-08-22	5	2008-08-23/24
Turbidité	2009-06-14	7	2009-06-13
Turbidité	2009-06-14	7	2009-06-15
Chlorophylle-a	2009-08-17	7	2009-08-18
Chlorophylle-a	2009-08-17	7	2009-08-21
Turbidité	2009-08-17	7	2009-08-21
Chlorophylle-a	2009-09-02	7	2009-09-03
Turbidité	2009-09-02	7	2009-09-03
MODC	2010-08-20	7	2010-08-21
Turbidité	2010-08-20	7	2010-08-21
Chlorophylle-a	2010-08-20	7	2010-08-21
MODC	2010-10-23	7	2010-10-24
Chlorophylle-a	2010-10-23	7	2010-10-24

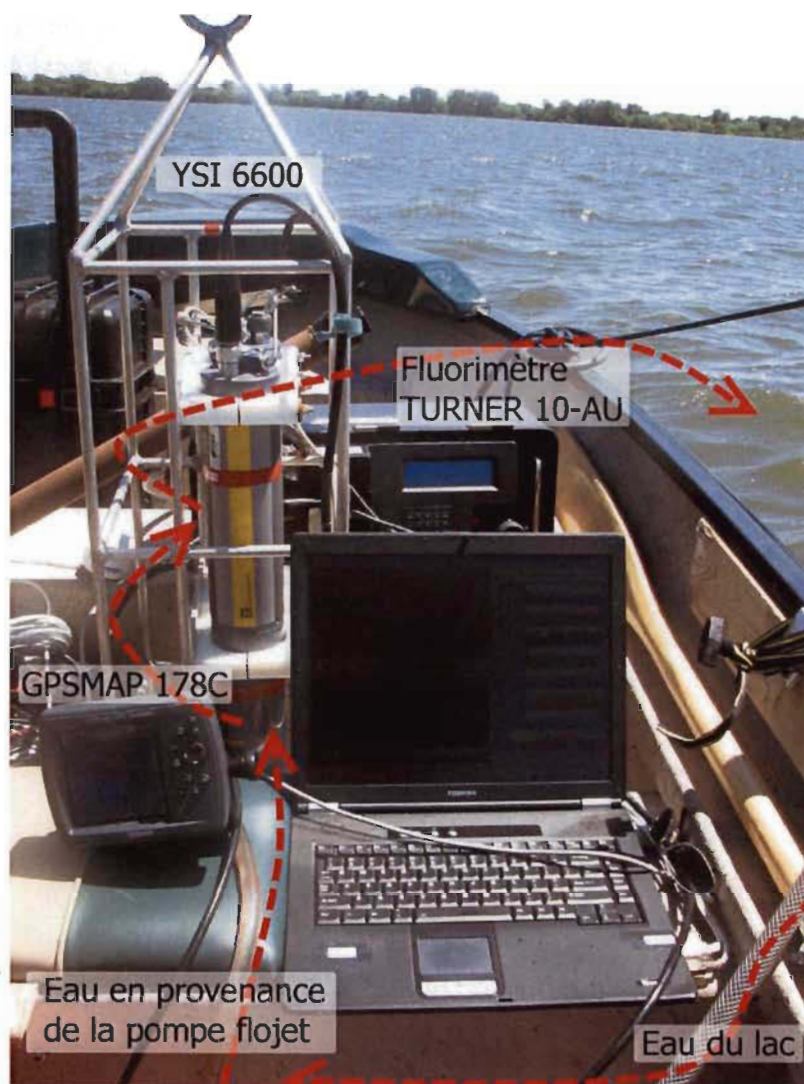


Figure 1.3 Système d'échantillonnage en continu composé d'une pompe (Flojet), deux fluorimètres 10-AU (Turner), une sonde d'analyse de la physicochimie (YSI environnement), un système de positionnement global (GPS) 178C sounder (Garmin), du logiciel Streamline GEO 2.1.0 (Interactive Oceanographics) et d'un ordinateur portable.

1.2.3 Appareils d'échantillonnage

Les appareils 10-AU possédaient un système d'entrée d'eau en continu et leurs lectures étaient effectuées grâce à un filtre d'émission, un filtre d'excitation, une lampe, un filtre de référence ainsi qu'un compensateur de température. Le 10-AU utilisé pour la Chl-a a été étalonné au début de chaque saison avec un standard de Chl-a pure et est exprimée en mg/m^3 qui est l'équivalent des $\mu\text{g}/\text{l}$. La fluorescence de la MOD a été

mesurée avec un appareil 10-AU possédant le même système d'entrée d'eau que le 10-AU utilisé pour la Chl-a. Le 10-AU utilisé pour la MODC a été étalonné au début de chaque saison avec du sulfate de quinine $C_{20}H_{24}N_2O_2$ et les mesures sont exprimées en QSI (1 ug/l de sulfate de quinine). Le capteur optique mesurant les unités de turbidité néphélométrique (NTU) était installé sur un YSI 6600 et a été étalonné avant chaque campagne terrain avec des solutions 0 et 126 NTU.

De plus, un test en laboratoire a permis de confirmer la corrélation entre les mesures de réflectance acquises à l'aide d'un fluorimètre et les réelles concentrations de Chl-a dans l'eau du LSP. Un r^2 de 0,55 démontre la fiabilité des mesures (Figure 1.4). Ces résultats concordent avec ceux de Pinto *et al.* (2001) qui ont obtenu des coefficients de corrélation de 0,81 et 0,92 en comparant les données terrain de deux plans d'eau riches en Chl-a avec des lectures faites par un spectrophotomètre en laboratoire.

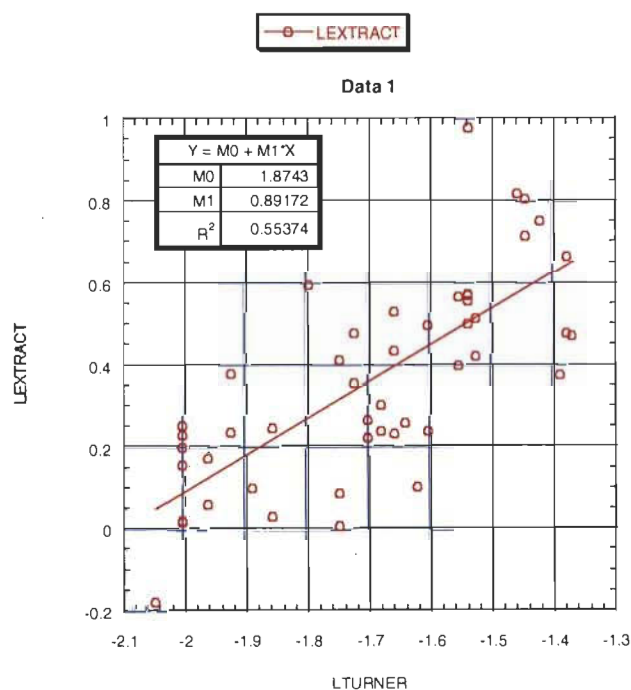


Figure 1.4 Corrélation faite par le laboratoire de M. Gilbert Cabana, en 2008, entre les mesures du fluorimètre 10-AU (Turner) et les concentrations réelles de Chl-a échantillonnées dans le lac Saint-Pierre (Cabana, 2009).

1.2.4 Variables de qualité de l'eau

Trois variables de qualité de l'eau ont été mesurées dans cette étude. La sélection de la Chl-a, de la turbidité et de la MODC est attribuée principalement à leur présence dans le LSP (Frenette *et al.*, 2003a) et leur interaction avec le rayonnement électromagnétique (Lathrop, 1992).

1.2.4.1 Chlorophylle-a

Ce pigment photosynthétique est habituellement associé à l'état trophique des lacs, puisqu'il est un bon indice de la biomasse phytoplanctonique (Mcneely *et al.*, 1980; Aleya *et al.*, 1989; Wetzel *et al.*, 2000). Dans un écosystème tel que le LSP, la Chl-a peut également être intéressante de par son interdépendance avec les cyanobactéries et les invertébrés (Hudon, 2000; Poirier *et al.*, 2010).

De plus, la Chl-a possède la capacité d'absorber et de réfléchir différentes longueurs d'onde du REM, faisant d'elle une variable propice à l'analyse des lacs par la télédétection (Williams, 2009b). Lorsque la lumière pénètre dans les chloroplastes, les longueurs d'onde du rouge (620-780 nm) et du bleu (446-500 nm) sont absorbées et transformées. Ainsi, les chloroplastes présentent un pic d'absorbance à 665 et 430 nm. Ce sont les deux bandes d'absorption dans le domaine visible qui caractérisent la signature spectrale de la Chl-a. Les longueurs d'onde du vert (500-578 nm) sont, quant à elles, réfléchies (Raven *et al.*, 2000). L'augmentation de la réflectance se situe près de 500 nm, elle survient lorsque l'absorption faite par la Chl-a commence à décroître (Brivio *et al.*, 2001). Il est possible de différencier les caractéristiques de la végétation à 675 nm dans le rouge (Wetzel *et al.*, 2000). Cette différenciation est basée sur les caractéristiques spectrales du type de végétation (Girard *et al.*, 2003).

1.2.4.2 Turbidité

Très élevée à certains endroits dans le LSP (Bruton *et al.*, 1988), la turbidité est corrélée avec les sédiments en suspension (McCoy R. M., 2005). Elle peut provenir de

matière minérale, planctonique ou humique comme, par exemple, l'argile, le limon, les carbonates (Wetzel *et al.*, 2000), le zooplancton et le phytoplancton (Mcneely *et al.*, 1980; Coche *et al.*, 1997; Hébert *et al.*, 2000) ou de matière allochtone (Lapierre *et al.*, 2009).

La réponse de la turbidité est habituellement observable dans le vert et le rouge entre 480-550 nm (McCoy R. M., 2005). Plus précisément, Fraser en 1998 a démontré une corrélation robuste entre la réflectance de 21 lacs et la turbidité de ceux-ci en utilisant les bandes 1, 2, 3 et 4 d'images Landsat. En fait, plusieurs autres chercheurs comme Harrington Jr *et al.* (1989) et Curran *et al.* (1998) ont démontré qu'il est possible de corréler des données d'images satellitaires avec la turbidité.

1.2.4.3 Matière organique dissoute colorée

La MODC qui est la composante chromatique de la matière organique dissoute (MOD) provient de sources allochtones et autochtones (Lapierre *et al.*, 2009). En effet, l'abondance de la MODC est expliquée par la connectivité du LSP avec le milieu terrestre et par l'abondance des macrophytes. La MODC autochtone provient de la dégradation de la matière organique produite *in situ* par les organismes autotrophes ainsi que les hétérotrophes, tandis que la MODC allochtone provient de la dégradation de la végétation terrestre et de la matière organique des sols des bassins versants (Chen *et al.*, 1996; Lapierre *et al.*, 2009). Ainsi, cette variable est un bon proxy du DOC (Ferrari *et al.*, 1995; Jaffe *et al.*, 2004; Zhang *et al.*, 2007; Gao *et al.*, 2010). Elle exerce un rôle optique important relié à son spectre d'absorption maximal dans l'intervalle de l'ultraviolet. Ainsi, la MODC peut affecter l'intensité et les caractéristiques spectrales d'un lac, par exemple sa radiance (Brezonik *et al.*, 2005).

1.2.4.4 Signatures spectrales des variables de qualité de l'eau

La signature spectrale fait référence aux variations de la réflectance d'un objet à travers le spectre. Cette réflectance peut être mesurée dans le visible, le proche infrarouge ou toute autre bande du spectre électromagnétique (Gumuchian *et al.*, 2000).

La réponse mesurée pour les bandes 1 à 4 est influencée par les particules en suspension telles que des algues et des sédiments. Par exemple, dans la bande 1, la réflectance subit une augmentation en raison des cellules algales, mais aussi une diminution en raison de l'absorbance de pigment chlorophyllien. La MODC influence principalement la bande 1, car l'absorbance de la MODC augmente exponentiellement plus les longueurs d'onde sont petites. Ainsi, la bande 2 est moins influencée par la MODC et les bandes 3 et 4 ne le sont pratiquement pas. La bande 2 est davantage influencée par la réflectance des algues. Malgré une région de forte absorbance lorsqu'il y a présence de Chl-a, la bande 3 est plus influencée par la réflectance des cellules algales. À la limite de la bande 3 (680 à 690 nm) l'absorbance de la Chl-a diminue alors que la réflectance augmente. Même si l'absorbance de l'eau augmente rapidement dans la bande 4, il est tout de même possible de détecter la réflectance algale et celle des sédiments en suspension (Dekker *et al.*, 1993).

Ainsi, les réponses des bandes 1 à 4 augmentent en fonction de l'abondance des algues en suspension et la MODC cause une diminution de la réponse principalement dans les bandes 1 et 2. La réponse de la MODC sera plus grande dans un lac présentant peu de turbidité et d'algues en suspension qu'un lac très turbide (Brezonik *et al.*, 2005).

1.2.5 Satellites Landsat 5 et 7

Les satellites Landsat font l'acquisition d'information sur la terre depuis 1972. Landsat 5 et 7 ont, quant à eux, commencé leurs opérations respectivement en 1984 et 1999 (Williams, 2009b). Toutes les images ont la même résolution spatiale, c'est-à-dire que la taille des pixels est de 30 m par 30 m et la taille de l'image est de 185 km par 185 km (Williams, 2009b).

Ces images présentent sept différentes bandes spectrales et les trois premières sont celles présentant le plus d'intérêt pour cette étude. La composition du milieu permet de déterminer quelles bandes doivent être utilisées. Par exemple, en milieu plus turbide que le LSP, la bande 4 est parfois utilisée (Grenier *et al.*, 1994; Brezonik *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2009).

1.2.5.1 Traitement d'image

Des corrections ont dû être apportées aux images *TM* avant qu'elles ne soient utilisées. Premièrement, à l'aide du logiciel Geomatica (*PCI Geomatics*), les images 8 bits ont été transformées en 32 bits. Par la suite, une géorectification des images a été effectuée selon la méthode de Hadjimitsis *et al.* (2009).

En utilisant la méthode proposée par *PCI-geomatics* (1999), les images ont subi une correction radiométrique et une transformation en valeurs de réflectance (Chander *et al.*, 2007; Williams, 2009a). Toujours selon la méthode de *PCI-geomatics* (1999), une correction atmosphérique a été appliquée. Une fois les corrections terminées, à l'aide des bandes 4 et 5, un masque des zones terrestres et des pixels affectés par les nuages a été appliqué pour chaque image.

Les valeurs des pixels ont subi une agrégation spatiale. Cette agrégation consiste à faire la moyenne des valeurs *in situ* pour chaque pixel. Finalement, un seuil critique a été déterminé en présumant qu'à l'intérieur d'un pixel, une variance supérieure à 0,30 est trop étalée et non acceptable. Ainsi, les valeurs extrêmes ont été retirées.

1.2.5.2 Analyses statistiques

Pour prédire nos variables de qualité de l'eau, des modèles de prédiction journalière ont été construits. Ces modèles, dont la sélection des bandes est basée sur la maximisation du r^2 , utilisent les données *in situ* et Landsat d'une journée à la fois et ne sont applicables que pour cette journée.

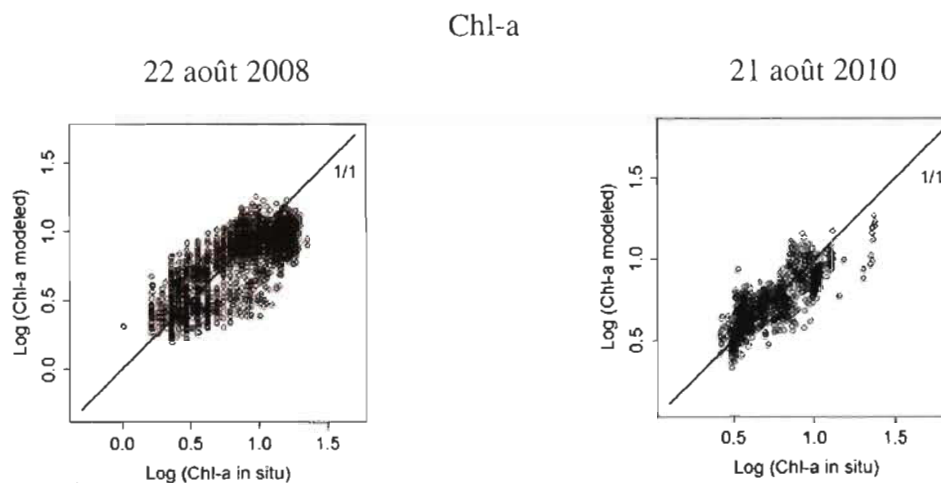
Par la suite, pour répondre à l'objectif de l'étude, des modèles longs termes ont été élaborés pour chaque variable. Ainsi, les modèles longs termes englobant toutes les valeurs *in situ* et Landsat de 2008 à 2010 ont été élaborés. Afin de valider ces modèles, nous avons examiné l'influence qu'ont pu avoir les données *in situ* de chaque journée sur les résultats estimés pour chaque variable de qualité de l'eau. Cette validation est basée sur la méthode « cross validation - leave-one-out » qui consiste à retirer un jeu de

données pour analyser son influence et évaluer la capacité prédictive des modèles (Healey *et al.*, 2006; St-Louis *et al.*, 2009).

1.3 Résultats et discussion

1.3.1 Mesures *in situ*

Les mesures *in situ* effectuées sur le LSP ont permis d'établir que l'écart entre les valeurs pour la Chl-a était de 27,1 mg/m³ et variait de 0,50 à 27,6 mg/m³. L'écart entre les valeurs pour la turbidité était de 36,98 NTU et variait de 2,70 à 39,68 NTU. L'écart entre les valeurs pour la MODC était de 36,98 QSI et variait de 15,87 à 172,36 QSI (Figure 1.5).



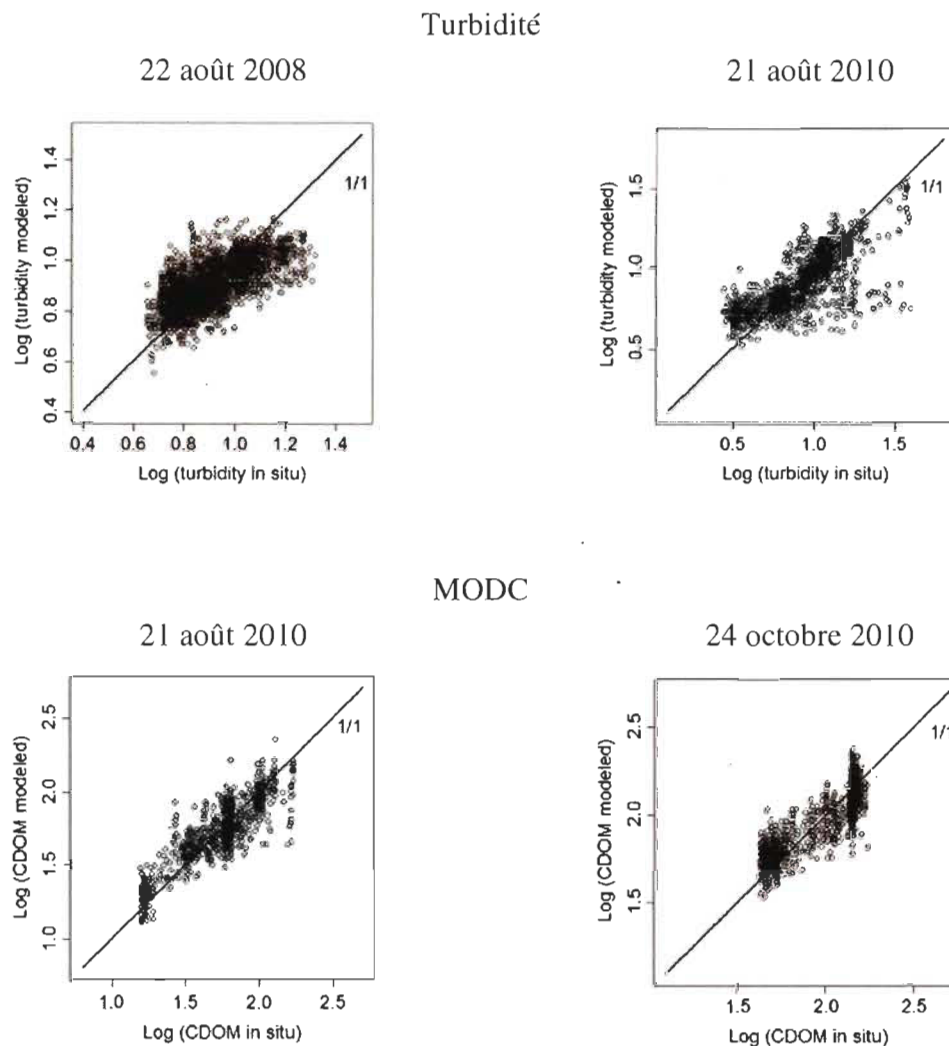


Figure 1.5 Corrélation des modèles courts termes entre les données *in situ* de la chlorophylle-a (Chl-a), de la turbidité (Tur), de la matière organique dissoute colorée (MODC) et les bandes 1, 2 et 3 des images Thematic Mapper de Landsat 5 et 7.
Seuls les modèles du 21 août 2010, 22 août 2008 et 24 octobre 2010 ont été reproduits afin d'alléger la présentation.

1.3.2 Modèles courts termes

La sélection des bandes *TM* 1, 2 et 3 a été faite en fonction de la littérature, de la maximisation du r^2 et de la colinéarité des variables de qualité de l'eau. Les autres bandes *TM* n'ont pas été utilisées dans cette étude. Pour l'ensemble des modèles, les r^2 varient de 0,37 à 0,78. Plus précisément, les r^2 varient de 0,37 à 0,70 pour la Chl-a, de 0,39 à 0,57 pour la turbidité et de 0,76 à 0,78 pour la MODC (Tableau 1.2).

Tableau 1.2

Relation entre la chlorophylle-a (Chl-a), la turbidité (Tur) et la matière organique dissoute colorée (MODC) avec des bandes 1, 2 et 3 des images *Thematic Mapper* de Landsat 5 et 7 pour chaque date d'échantillonnage

Variables	Date d'échantillonnage	Écart entre les valeurs <i>in situ</i>		r ²
		Min	Max	
Chl-a	2008-08-22	1,01	22,47	0,64
Chl-a	2009-08-18	1,58	15,12	0,55
Chl-a	2009-08-21	1,41	3,70	0,70
Chl-a	2009-09-03	0,50	22,05	0,52
Chl-a	2010-08-21	2,64	23,74	0,66
Chl-a	2010-10-24	1,70	27,60	0,37
Moyenne				0,57
Tur	2008-08-22	4,50	20,80	0,47
Tur	2009-06-13	3,20	12,72	0,50
Tur	2009-06-15	6,05	27,39	0,51
Tur	2009-08-21	2,70	7,80	0,39
Tur	2009-09-03	5,03	37,89	0,55
Tur	2010-08-21	2,80	39,68	0,57
Moyenne				0,50
MODC	2010-08-21	15,87	171,29	0,78
MODC	2010-10-24	42,28	172,36	0,76
Moyenne				0,77

Les résultats démontrent qu'en utilisant l'information du REM enregistré dans les bandes 1, 2 et 3 des images *TM* de Landsat 5 et 7, il est possible d'estimer la Chl-a, la turbidité et la MODC présentes dans le LSP. Étant donné que l'étude a été effectuée dans un milieu lacustre et non océanique, ce sont les trois premières bandes *TM* qui ont été sélectionnées. Ce choix s'explique par un site d'échantillonnage influencé par le phytoplancton (Hudon *et al.*, 1996), les particules en suspension (Cossa *et al.*, 1998) et la MODC (Frenette *et al.*, 2003a). Plusieurs études ont déjà démontré la validité d'utiliser les trois premières bandes pour ce type de milieu (Dwivedi *et al.*, 1987; Mayo *et al.*, 1995; Fraser, 1998; Brezonik *et al.*, 2005; Brezonik *et al.*, 2007; Bustamante

et al., 2009; Oyama *et al.*, 2009; Allan *et al.*, 2011; Volpe *et al.*, 2011). Par contre, les modèles prédictifs de la Chl-a et de la turbidité publiés affichent des r^2 légèrement supérieurs à ceux obtenus dans la présente étude. Certaines études affichent un r^2 variant de 0,35 à 0,90 (Oyama *et al.*, 2007) pour la Chl-a et de 0,29 à 0,90 (Kallio *et al.*, 2008) pour la turbidité, tandis que nos résultats varient respectivement de 0,37 à 0,70 et 0,39 à 0,57. Ainsi, certains de nos résultats tels que des r^2 de 0,29 et 0,37 viennent appuyer les observations selon lesquelles des milieux offrent des réponses spectrales plus difficiles à corrélérer avec les valeurs de *TM* 1, 2 et 3 (Guan *et al.*, 2011). Certaines publications modélisant la MODC (Kallio *et al.*, 2008) affichent des r^2 variant de 0,76 à 0,85, ce qui se rapproche fortement de nos résultats, soit 0,73 et 0,85.

1.3.3 Modèles longs termes

Ainsi, les modèles longs termes présentent pour la Chl-a un r^2 de 0,60, pour la turbidité un r^2 de 0,29 et la MODC un r^2 de 0,79.

Les relations entre les valeurs *in situ* et les modèles longs termes démontrent que la Chl-a, la turbidité et la MODC peuvent être estimées à partir des informations de Landsat 5 et 7. Bien que les r^2 des modèles longs termes soient similaires aux modèles courts termes, certains sont inférieurs à ceux retrouvés dans la littérature. Toutefois, de ces écarts de r^2 , certaines généralités déjà documentées dans la littérature ressortent des résultats et sont observables lorsque les modèles longs termes sont illustrés sous forme de cartes.

1.3.4 Cartographies issues des modèles

En général, les berges nord et sud se distinguent avec des valeurs plus élevées qu'au centre. Pour la Chl-a, un gradient variant entre 0,3 à 33,6 mg/m³ est observable pour l'ensemble du LSP et la concentration moyenne du centre est parfois 10 fois moins élevée que peuvent l'être celles des berges. La turbidité du LSP offre un patron plus hétérogène, c'est-à-dire que le centre du lac n'offre pas nécessairement des

concentrations moins élevées que les berges. Ainsi, la turbidité varie entre 2,8 et 29,4 NTU. La MODC affiche des patrons semblables à ceux de la Chl-a et les valeurs QSI varient de 17,2 à 444,5 QSI pour l'ensemble du lac, avec un centre affichant parfois 10 fois moins de MODC que les berges.

Les cartographies issues des modèles permettent d'illustrer les modèles longs termes et de compléter les secteurs du LSP où il n'y a pas eu d'échantillonnages *in situ*. Ainsi, il est possible d'illustrer certaines généralités qui concordent avec la littérature. Premièrement, les tributaires et la bathymétrie du LSP favorisent l'hétérogénéité du lac, particulièrement pour la turbidité. Deuxièmement, les modélisations affichent des concentrations plus faibles pour chaque variable dans le centre du lac. Troisièmement, la Chl-a et la MODC affichent des valeurs plus élevées sur les berges sud.

Les différents grands groupes de tributaires, soit les eaux des Grands Lacs, les eaux sud (Saint-François, Yamaska et Richelieu) et nord (Yamachiche et Ottawa) sont reproduits dans nos modélisations. Ainsi, il est possible d'observer l'écoulement laminaire des eaux. Cependant, pour la turbidité un gradient légèrement plus hétérogène est observable pour l'ensemble du LSP. Cela concorde également avec le patron de dispersion déjà observé (Bruton *et al.*, 1988). Mais nos résultats n'expliquent pas toute la variance, surtout concernant la turbidité. Celle-ci pourrait être influencée par les macrophytes très présents dans le LSP (Poirier *et al.*, 2010).

En raison des eaux en provenant des Grands Lacs, les patrons de Chl-a et de MODC concordent avec la littérature (Hudon *et al.*, 2008) et affichent des concentrations plus faibles au centre du lac, en particulier pour la Chl-a et la MODC.

Alors que le nord devrait afficher des valeurs plus élevées de MODC en raison de la contribution accrue des terres forestières, les résultats présentent des valeurs plus élevées du côté sud. Cependant, ces résultats concordent avec l'étude de Frenette *et al.*, 2006, qui démontre les grands apports de MODC issue de l'agriculture, laquelle est très présente dans les bassins versants des rivières Yamachiche, Saint-François et Richelieu.

1.3.5 Contribution de l'étude

Cette étude visait essentiellement à déterminer s'il était possible d'estimer la Chl-a, la turbidité et la MODC dans le LSP à partir des images Landsat 5 et 7. Les résultats obtenus démontrent que c'est possible. Pour arriver à cela, des modèles longs termes ont permis d'analyser les variations spatiotemporelles du LSP et de modéliser des cartographies présentant une gradation de couleur en fonction des différentes variables mesurées *in situ*. Cependant à certaines périodes les modélisations affichent des r^2 aux alentours de 0,35. Malgré cela, cette étude présente un nouvel outil qui s'intègre facilement aux études s'intéressant à l'état écologique futur et passé du LSP. Elle se veut un outil supplémentaire pouvant aider dans les analyses rétrospectives, cela à l'aide des données Landsat obtenues depuis les 30 dernières années sur le LSP.

1.4 Références

- Aleya, L., Devaux, J., 1989. Interests and ecophysiological significance of the estimation of biomass and photosynthetic activity in three phytoplanktonic size fractions in an eutrophic lake, *Revue des sciences de l'eau*, Vol. # 2, 3, p.353-372.
- Allan, M.G., Hamilton, D.P., Hicks, B.J., Brabyn, L., 2011. Landsat remote sensing of chlorophyll a concentrations in central North Island lakes of New Zealand, *International Journal of Remote Sensing*, Vol. # 32, 7, p.2037-2055.
- Boyer, C., Verhaar, P.M., Roy, A.G., Biron, P.M., Morin, J., 2010. Impacts of environmental changes on the hydrology and sedimentary processes at the confluence of St. Lawrence tributaries: potential effects on fluvial ecosystems, *Hydrobiologia*, Vol. # 647, 1, p.163-183.
- Brezonik, P., Menken, K.D., Bauer, M., 2005. Landsat-based remote sensing of lake water quality characteristics, including chlorophyll and colored dissolved organic matter (CDOM), *Lake and Reservoir Management*, Vol. # 21, 4, p.373-382.
- Brezonik, P.L., Olmanson, L.G., Bauer, M.E., Kloiber, S.M., 2007. Measuring Water Clarity and Quality in Minnesota Lakes and Rivers- A Census-Based Approach Using Remote-Sensing Techniques, Water Resources Center, U.O.M., St Paul, *Cura Reporter*, 11 pp.
- Brivio, P.A., Giardino, C., Zilioli, E., 2001. Validation of satellite data for quality assurance in lake monitoring applications, *Science of the Total Environment*, Vol. # 268, p.3-18.
- Brodeur, P., Reyjol, Y., Mingelbier, M., Rivière, T., Dumont, P., 2011. Prédation du gobie à taches noires par les poissons du Saint-Laurent : contrôle potentiel d'une espèce exotique?, *Le naturaliste canadien*, Vol. # 135, 2, p.4-11.
- Bruton, J.E., Jerome, J.H., Bukata, R.P., 1988. Satellite observation of sediment transport patterns in the Lac Saint-Pierre region of the St-Lawrence river, *Water Pollution Research Journal of Canada*, Vol. # 23, 2, p.243-252.
- Bustamante, J., Pacios, F., Diaz-Delbado, R., Aragonés, D., 2009. Predictive models of turbidity and water depth in the Donana marshes using Landsat TM and ETM plus images, *Journal of Environmental Management*, Vol. # 90, 7, p.2219-2225.
- Cabana, G., 2009. Communication personnelle - Corrélation entre des mesures de Chl-a effectuées avec un fluorimètre Turner 10-AU et les réelles concentrations in-vivo.

- Chander, G., Markham, B.L., Barsi, J.A., 2007. Revised Landsat-5 thematic mapper radiometric calibration, *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, Vol. # 4, 3, p.490-494.
- Chen, W., Wangersky, P.J., 1996. Rates of microbial degradation of dissolved organic carbon from phytoplankton cultures, *Journal of Plankton Research*, Vol. # 18, p.1521-1533.
- Coche, A.G., Muir, J.F., Laughlin, T., d'Antoni, E., 1997. Méthodes simples pour l'aquaculture pisciculture continentale. La gestion: les étangs et leur eau – Volume 1, Collection FAO, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, 254 pp.
- Cossa, D., Pham, T.-T., Rondeau, B., Proulx, S., Surette, C., Quémerais, B., 1998. Bilan massique des contaminants chimiques dans le fleuve Saint-Laurent, Conservation De L'environnement - Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, Vol # 1 - Rapport scientifique et technique ST-163. 258pp.
- Curran, P.J., Novo, E.M.M., 1988. The relationship between suspended sediment concentration and remotely sensed spectral radiance, *Journal of Coastal Research*, Vol. # 4, 3, p.351-368.
- Dekker, A.G., Peters, S.W.M., 1993. The use of the Thematic Mapper for the analysis of eutrophic lakes: a case study in the Netherlands, *Remote Sensing Reviews*, Vol. # 14, 5, p.799 - 821.
- Dwivedi, R.M., Narain, A., 1987. Remote sensing of phytoplankton. An attempt from the Landsat Thematic Mapper., *International Journal of Remote Sensing*, Vol. # 8, p.1563-1569.
- Ferrari, G.M., Mingazzini, M., 1995. Synchronous fluorescence-spectra of dissolved organic-matter (dom) of algal origin in marine coastal waters, *Marine Ecology-Progress Series*, Vol. # 125, 1-3, p.305-315.
- Fraser, R.N., 1998. Multispectral remote sensing of turbidity among Nebraska Sand Hills lakes, *International Journal of Remote Sensing*, Vol. # 19, 15, p.3011-3016.
- Frenette, J.J., Arts, M.T., Morin, J., 2003a. Spectral gradients of downwelling light in a fluvial lake (Lake Saint-Pierre, St-Lawrence River), *Aquatic Ecology*, Vol. # 37, 1, p.77-85.
- Frenette, J.J., Arts, M.T., Morin, J., Gratton, D., Martin, C., 2006. Hydrodynamic control of the underwater light climate in fluvial Lac Saint-Pierre, *Limnology and Oceanography*, Vol. # 51, p.2632-2645.

- Frenette, J.J., Vincent, W.F., 2003b. Bio-optical variability in the littoral zone: Local heterogeneity and implications for water quality monitoring, Tokyo, Springer-Verlag Tokyo, p.41-59.
- Frenette, M., Barbeau, C., Verrette, J.-L., 1989. Aspects quantitatifs, dynamiques et qualitatifs des sédiments du Saint-Laurent. Hydrotech inc. Experts-conseils, pour Environnement Canada et gouvernement du Québec, Projet de mise en valeur du Saint-Laurent, Québec, 185 pp. + 4 annexes.
- Gao, L., Fan, D., Li, D., Cai, J., 2010. Fluorescence characteristics of chromophoric dissolved organic matter in shallow water along the Zhejiang coasts, southeast China, *Mar Environ Res*, Vol. # 69, 3, p.187-197.
- Girard, M.-C., Girard, C.M., 2003. Surface states of soil cover, dans : *Processing of Remote Sensing Data*, 508 pp.
- Grenier, M., Mouchot, M.-C., Létourneau, G., Melançon, M., 1994. Évaluation de la qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent, Presses de l'Université du Québec, 532pp.
- Guan, X., Li, J., Booty, W.G., 2011. Monitoring Lake Simcoe Water Clarity Using Landsat-5 TM Images, *Water Resources Management*, Vol. # 25, 8, p.2015-2033.
- Gumuchian, H., Marois, C., Fèvre, V., 2000. La télédétection en géographie, dans : *Initiation à la recherche en géographie. Aménagement, développement territorial, environnement*, Anthropos, Montréal, 425pp.
- Harrington Jr, J., Schiebe, F., Morrison, F., 1989. Monitoring lake recovery using the Landsat MSS, Reprints-US Department of Agriculture, Water quality and watershed research laboratory, Agricultural Research Service (USA), p.1-8.
- Healey, S.P., Yang, Z.Q., Cohen, W.B., Pierce, D.J., 2006. Application of two regression-based methods to estimate the effects of partial harvest on forest structure using Landsat data, *Remote Sensing of Environment*, Vol. # 101, 1, p.115-126.
- Hébert, S., Légaré, S., 2000. Suivi de la qualité de l'eau des rivières et petits cours d'eau, Direction du suivi de l'état de l'environnement - MRNF - Gouvernement du Québec, Québec, 24 pp.
- Herbland, A., Lebouteiller, A., 1983. Dynamique du phytoplancton et matière organique particulaire dans la zone euphotique de l'Atlantique Équatorial, *Marine Biology* p.265-278.

- Hudon, C., 2000. Phytoplankton assemblages in the St. Lawrence River, downstream of its confluence with the Ottawa River Quebec, Canada, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. # 57, p.16-30.
- Hudon, C., Carignan, R., 2008a. Cumulative impacts of hydrology and human activities on water quality in the St. Lawrence River (Lake Saint-Pierre, Quebec, Canada), *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. # 65, 6, p.1165-1180.
- Hudon, C., Carignan, R., 2008b. Le fleuve Saint-Laurent, témoin de la situation environnementale du Québec Montréal Environnement Canada, Direction des sciences et de la technologie de l'eau, 12 pp.
- Hudon, C., Gagnon, P., Amyot, J.P., Letourneau, G., Jean, M., Plante, U., Rioux, D., Deschenes, M., 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.
- Hudon, C., Paquet, S., Jarry, V., 1996. Downstream variations of phytoplankton in the St Lawrence river (Quebec, Canada), *Hydrobiologia*, Vol. # 337, 1-3, p.11-26.
- Jaffe, R., Boyer, J.N., Lu, X., Maie, N., Yang, C., Scully, N.M., Mock, S., 2004. Source characterization of dissolved organic matter in a subtropical mangrove-dominated estuary by fluorescence analysis, *Marine Chemistry*, Vol. # 84, 3-4, p.195-210.
- Kallio, K., Attila, J., Harma, P., Koponen, S., Pulliainen, J., Hyytiainen, U.M., Pyhalhti, T., 2008. Landsat ETM + images in the estimation of seasonal lake water quality in boreal river basins, *Environmental Management*, Vol. # 42, 3, p.511-522.
- Lapierre, J.F., Frenette, J.J., 2009. Effects of macrophytes and terrestrial inputs on fluorescent dissolved organic matter in a large river system, *Aquatic Sciences*, Vol. # 71, 1, p.15-24
- Larouche, P., Fuentes-Yaco, C., Vézina, A.F., 1996. Spatio-temporal variability of phytoplankton pigments in the Gulf of St. Lawrence as measured by CZCS, *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, Vol. # 31, B7, p.406-411.
- Lathrop, R.G., 1992. Landsat Thematic Mapper Monitoring of Turbid Inland Water Quality, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. # 58, 4, p.465-470.

- Mayo, M., Gitelson, A., Yacobi, Y.Z., Ben-Avraham, Z., 1995. Chlorophyll distribution in Lake Kinneret determined from Landsat Thematic Mapper data, *International Journal of Remote Sensing*, Vol. # 16, p.175-182.
- Mccoy R. M., 2005. *Field Methods in Remote Sensing*, New York, The Guilford Press, 159 pp.
- Mcneely, R.N., Neimanis, V.P., Dwyer, L., 1980. Guide des paramètres de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, DDLQDE., gouv. Québec et Environnement Canada, Vol # 1, 100pp.
- Mertes, L.a.K., Smith, M.O., Adams, J.B., 1993. Estimating suspended sediment concentrations in surface waters of the Amazon river wetlands from landsat images, *Remote Sensing of Environment*, Vol. # 43, 3, p.281-301.
- Moore, G.K., 1980. Satellite remote-sensing of water turbidity, *Hydrological sciences bulletin -Bulletin des sciences hydrologiques*, Vol. # 25, 4, p.407-421.
- Morin, J., Bouchard, A., 2000. Background Information for the Modeling of the Montréal / Trois-Rivières River Reach, Service, M., Quebec Environment Canada, Scientific Report RS-100, 56 pp.
- Morin, J. et J.-P. Côté, 2003, Modifications anthropiques sur 150 ans au lac Saint-Pierre : une fenêtre sur les transformations de l'écosystème du Saint-Laurent, Vol. # 4, 10 pp.
- Oyama, Y., Matsushita, B., Fukushima, T., Matsushige, K., Imai, A., 2009. Application of spectral decomposition algorithm for mapping water quality in a turbid lake (Lake Kasumigaura, Japan) from Landsat TM data, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, Vol. # 64, 1, p.73-85.
- Oyama, Y., Matsushita, B., Fukushima, T., Nagai, T., Imai, B., 2007. A new algorithm for estimating chlorophyll-a concentration from multi-spectral satellite data in Case II waters: - A simulation based on a controlled laboratory experiment, *International Journal of Remote Sensing*, Vol. # 28, 7, p.1437-1453.
- Pci-Geomatics, 1999. - Geometric Correction Package, en-ligne : <http://www.pcigeomatics.com/cgi-bin/pcihlp/GEOCOR>, PCI-geomatics.
- Pinto, A.M.F., Von Sperling, E., Moreira, R.M., 2001. Chlorophyll-a determination via continuous measurement of plankton fluorescence: Methodology development, *Water Research*, Vol. # 35, 16, p.3977-3981.

- Poirier, A.M.T., Cattaneo, A., Hudon, C., 2010. Benthic cyanobacteria and filamentous chlorophytes affect macroinvertebrate assemblages in a large fluvial lake, *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. # 29, 2, p.737-749.
- Raven, P.H., Evert, R.F., Eichhorn, S.E., 2000. L'adéquation de la lumière et le rôle des pigments, dans : *Biologie Végétale*, Issy-les-Moulineaux, Worth, 968 pp.
- Schlumberger, O., Elie, P., 2008. Poissons des lacs naturels français, dans : *Écologie et évolution des peuplements*, 212 pp.
- St-Louis, V., Pidgeon, A.M., Clayton, M.K., Locke, B.A., Bash, D., Radeloff, V.C., 2009. Satellite image texture and a vegetation index predict avian biodiversity in the Chihuahuan Desert of New Mexico, *Ecography*, Vol. # 32, 3, p.468-480.
- Trudeau, V., Rondeau, M., Simard, A., 2011. Pesticides aux embouchures de tributaires du lac Saint-Pierre (2003-2008). Section monitoring et surveillance de la qualité de l'eau au Québec. Direction des sciences et de la technologie de l'eau. Environnement Canada. 79 pp.
- Vis, C., Cattaneo, A., Hudon, C., 2008. Shift from chlorophytes to cyanobacteria in benthic macroalgae along a gradient of nitrate depletion, *Journal of Phycology*, Vol. # 44, 1, p.38-44.
- Vis, C., Hudon, C., Carignan, R., 2003. An evaluation of approaches used to determine the distribution and biomass of emergent and submerged aquatic macrophytes over large spatial scales, *Aquatic Botany*, Vol. # 77, 3, p.187-201.
- Vis, C., Hudon, C., Carignan, R., Gagnon, P., 2007. Spatial analysis of production by macrophytes, phytoplankton and epiphyton in a large river system under different water-level conditions, *Journal of Ecosystems*, Vol. # 10, 2, p. 293-310.
- Volpe, V., Silvestri, S., Marani, M., 2011. Remote sensing retrieval of suspended sediment concentration in shallow waters, *Remote Sensing of Environment*, Vol. # 115, 1, p.44-54
- Wang, J.J., Lu, X.X., Liew, S.C., Zhou, Y., 2009. Retrieval of suspended sediment concentrations in large turbid rivers using Landsat ETM plus : an example from the Yangtze River, China, *Earth Surface Processes and Landforms*, Vol. # 34, 8, p.1082-1092.
- Wetzel, R.G., Likens, G.E., 2000. *Limnological Analysis*, Springer, p.429.

- Williams, D., 2009a. The Landsat-7 Science Data User's Handbook, Landsat Project Science Office, NASA.
- Williams, D., 2009b. The Landsat Program, National Aeronautics and Space Administration NASA, Laura Rocchio <http://landsat.gsfc.nasa.gov/>
- Zhang, Y.L., Qin, B.Q., Zhu, G.W., Zhang, L., Yang, L.Y., 2007. Chromophoric dissolved organic matter (CDOM) absorption characteristics in relation to fluorescence in Lake Taihu, China, a large shallow subtropical lake, *Hydrobiologia*, Vol. # 581, p.43-52.

CHAPITRE II

PRÉDICTIONS DE LA QUALITÉ DE L'EAU D'UN MILIEU FLUVIO-LACUSTRE PEU PROFOND (LAC SAINT-PIERRE) À L'AIDE D'IMAGES *THEMATIC MAPPER* DE LANDSAT 5 ET 7

Manuscrit en attente de soumission à la revue *Journal of Great Lakes Research*,
intitulé « Water quality predictions of a fluvio-lacustrine shallow lake
(Lake Saint-Pierre) using *Thematic Mapper* images of Landsat 5 and 7».

Marc-André Larose¹, Gilbert Cabana^{1,2}, Denis Gratton¹ and Philippe Massicotte¹

1. Département des sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières,
C.P 500, Trois-Rivières, Québec, G9A 5H7

2. Auteur : gilbert.cabana@uqtr.ca

2.1 Résumé

Depuis les dernières décennies, l'état écologique du lac Saint-Pierre (LSP) a subi une dégradation et, par conséquent, beaucoup plus d'études s'intéressent à l'évolution passée et future du lac. Cette étude propose un outil efficace et peu coûteux pour modéliser des variables de la qualité de l'eau qui peut être complémentaire à d'autres études. Puisque la télédétection est utilisée pour les milieux océaniques et intercontinentaux, nous avons émis l'hypothèse que malgré l'hétérogénéité des eaux et la faible profondeur du LSP, des variables de la qualité de l'eau pouvaient être modélisées à partir des images Landsat. L'objectif de l'étude était d'estimer la chlorophylle-a (Chl-a), la turbidité et la matière organique dissoute colorée (MODC) caractérisant le LSP, en utilisant les bandes *Thematic Mapper (TM)* 1, 2 et 3 des satellites Landsat 5 et 7. Des images acquises entre 2008 et 2010 ainsi que des données *in situ* quasi simultanées ont permis l'élaboration de modèles prédictifs. Les modélisations journalières obtenues pour la Chl-a, la turbidité et la MODC présentent respectivement un r^2 moyen de 0,57, 0,50 et 0,77, tandis que les modèles longs termes affichent respectivement un r^2 de 0,60, 0,29 et 0,79. Par la suite, une cartographie des variables a été effectuée et le patron de distribution se révèle très représentatif de ceux décrits dans la littérature. Ainsi, les différentes analyses et comparaisons avec la littérature confirment l'hypothèse que des variables de la qualité de l'eau peuvent être estimées par télédétection dans le LSP.

Mots clés : Télédétection, Landsat, Chlorophylle-a (Chl-a), turbidité, matière organique dissoute colorée (MODC), lac Saint-Pierre (LSP)

Faits marquants

Les images *Thematic Mapper* de Landsat 5 et 7 peuvent prédire des variables de qualité de l'eau.

La Chl-a et la MODC ont tendance à être plus prédictibles que la turbidité.

La télédétection peut être utilisée pour analyser un lac peu profond, fluvio-lacustre, comme le lac Saint-Pierre (LSP).

2.2 Introduction

Le lac Saint-Pierre (LSP) (+46° 12', -72° 49') représente le dernier grand élargissement (375 km²) du Fleuve Saint-Laurent (FSL) avant son estuaire. Cet écosystème fluvio-lacustre est caractérisé par une bathymétrie peu profonde qui contraste avec un chenal maritime qui traverse le lac d'ouest en est. Dans la partie ouest du lac s'écoulent différents affluents prenant origine dans plusieurs bassins versants. Les différentes vocations des bassins versants font en sorte que chaque tributaire introduit une eau présentant des caractéristiques biologiques, chimiques et physiques différentes les unes des autres (Frenette *et al.*, 2006). Le positionnement des tributaires ainsi que la bathymétrie du LSP entraînent une hétérogénéité spatio-temporelle des variables de la qualité de l'eau comme la chlorophylle-a (Chl-a), la turbidité et la matière organique dissoute colorée (MODC) (Thibault *et al.*, 2002; Frenette *et al.*, 2003a; Vis *et al.*, 2003; Hudon *et al.*, 2005; Frenette *et al.*, 2006; Hudon *et al.*, 2008a; Vis *et al.*, 2008; Lapierre *et al.*, 2009; Boyer *et al.*, 2010; Poirier *et al.*, 2010).

L'échantillonnage *in situ* est régulièrement utilisé pour caractériser l'aspect dynamique des variables de la qualité de l'eau. Or, considérant la grande superficie et l'hétérogénéité dynamique du LSP, la télédétection s'avère être un outil complémentaire avantageux. Cette technologie fournit rapidement des informations à grande échelle (Grenier *et al.*, 1994; Kondratyev *et al.*, 1996) et à faible coût. Elle utilise des images satellites constituées de pixels possédant des informations sur la réflectance du rayonnement électromagnétique (REM) de la surface de la terre ou de l'eau. Certaines variables de la qualité de l'eau, comme la Chl-a, la turbidité et la MODC, influencent la réflectance du REM (Abiodun, 1976; Rona, 1977; Strong, 1978). Ainsi, ces variables peuvent être estimées avec des images *Thematic Mapper (TM)* de Landsat (Bruton *et al.*, 1988; Lathrop, 1992; Mertes *et al.*, 1993; Fraser, 1998; Brezonik *et al.*, 2005; Bustamante *et al.*, 2009; Guan *et al.*, 2011; Massicotte *et al.*, 2013).

Cependant, la majorité des études ont été appliquées aux milieux océaniques dans des eaux claires, où les propriétés physiques sont principalement influencées par le phytoplancton (Herbland *et al.*, 1983; Larouche *et al.*, 1996). Seulement quelques études

(Bruton *et al.*, 1988; Cox *et al.*, 1998; Fraser, 1998; Brezonik *et al.*, 2005; Bustamante *et al.*, 2009; Guan *et al.*, 2011) se sont intéressées aux écosystèmes lacustres. Et, à notre connaissance, il n'existe pas encore d'étude portant sur les milieux fluvio-lacustres peu profonds comme le LSP.

L'objectif de cette étude est d'évaluer s'il est possible d'estimer la Chl-a du phytoplancton, la turbidité et la MODC d'un milieu fluvio-lacustre peu profond à l'aide des valeurs des bandes *TM* 1 (452-518 nm), 2 (528-609 nm) et 3 (626-693 nm) des images de Landsat 5 et 7. Le développement des modèles empiriques est axé sur la corrélation de mesures *in situ* et l'information d'images Landsat de 2008 à 2010. Les modèles développés serviront essentiellement à cartographier l'ensemble du LSP pour chaque variable de la qualité de l'eau et ainsi identifier les patrons de variations spatio-temporelles. La présente étude devrait démontrer qu'il y a un lien direct entre les variations du LSP et celles mesurées par Landsat.

2.3 Matériel et méthodes

2.3.1 Site d'échantillonnage – lac Saint-Pierre

Le LSP est le troisième et dernier lac fluvial du FSL. Il est caractérisé par une largeur maximale de 13 km et une longueur de 43 km en comptant l'archipel des îles de Sorel. Il est traversé d'ouest en est par un chenal maritime atteignant 11,3 mètres de profondeur par 245 mètres de largeur qui contraste avec la profondeur moyenne du lac de 3,2 mètres (Figure 2.1). En général, le LSP subit un faible mélange latéral de ses eaux, permettant de différencier trois zones principales, soit le nord, le centre et le sud (Frenette *et al.*, 2006). Ces zones sont créées par différents affluents qui entraînent la formation de huit masses d'eau chimiquement et spectralement différentes les unes des autres (Frenette *et al.*, 2003a). Le mélange de ces masses d'eau est réduit en raison de la bathymétrie, en particulier le chenal maritime (Frenette *et al.*, 1989; Frenette *et al.*, 2003b).

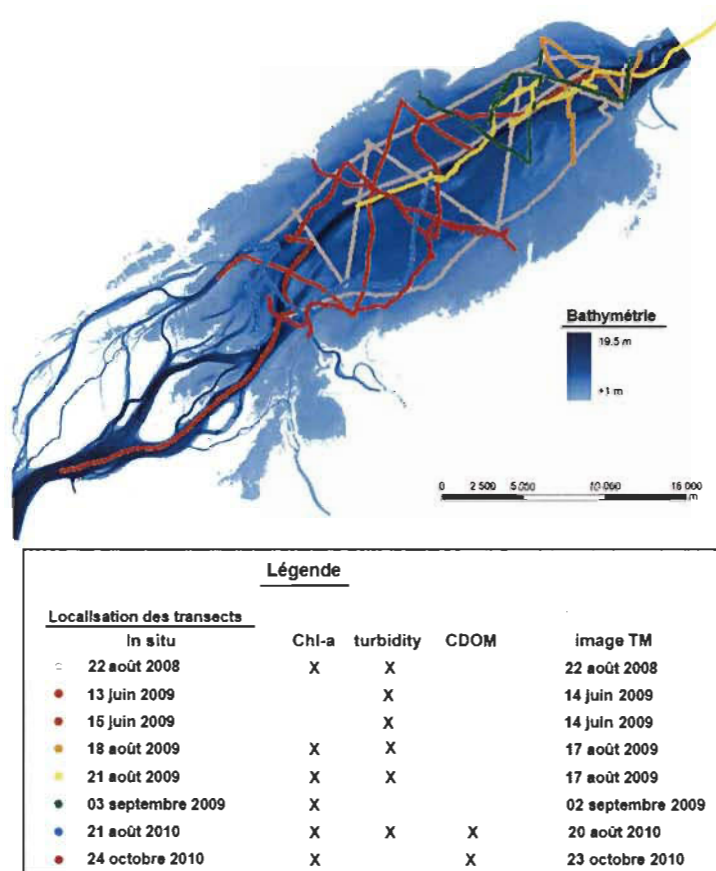


Figure 2.1 Carte de localisation des transects d'échantillonnage de 2008 à 2010 superposés à la bathymétrie du lac Saint-Pierre.

2.3.2 Échantillonnage *in situ*

L'échantillonnage des variables a été effectué avec une embarcation à moteur se déplaçant à une vitesse constante de 10 km/h. Cette vitesse assurait une bonne entrée d'eau et un bon fonctionnement des appareils de mesure. Lors des périodes sans glace de 2008 à 2010 (Figure 2.1), des transects ont été effectués du nord au sud en tenant compte de la profondeur du lac (minimum 0,50 mètre) et des conditions météorologiques. Les journées d'échantillonnage ont été effectuées dans un délai variant d'une à trois journées par rapport à la fauchée de Landsat 5 et 7, car, un délai court est nécessaire afin de limiter l'effet des fluctuations temporelles des variables de la qualité de l'eau (Brezonik *et al.*, 2007).

Tout au long des transects, à l'aide d'une pompe modèle 4405-143 de 35 psi (2,5 bars) (*Flojet*), l'eau était pompée de manière continue à une profondeur variant de 30 à 45 cm de la surface pour être amenée à trois appareils de mesure. Deux fluorimètres 10-AU (*Turner*) enregistraient indépendamment des valeurs pour la Chl-a et pour la MODC et possédaient un système d'entrée d'eau en continu muni d'une cuvette de verre ayant un diamètre de 25 mm. Le troisième appareil, une sonde série-6, modèle 6600 (*YSI environnement*) enregistrait des mesures de turbidité. Finalement, un GPSMAP 178C sounder (*Garmin*) mesurait la profondeur et permettait au logiciel Streamline GEO 2.1.0 (*Interactive Oceanographics*) de géoréférencer chaque variable dans un ordinateur portable. Ainsi, une valeur pour chaque variable était enregistrée puis géoréférencée toutes les cinq secondes dans un fichier. Dû à certains bris mineurs d'appareil et à l'ajout du 10-AU pour la MODC en 2010, les mesures des trois variables ne sont pas disponibles pour tous les jours d'échantillonnage (Figure 2.1). Cependant, toutes les valeurs ont une profondeur et une coordonnée géographique.

2.3.2.1 *Étalonnage des instruments*

Pour la Chl-a, les lectures étaient effectuées grâce à un filtre d'émission #10-051R > 665 nm, un filtre d'excitation #10-050R 340-500 nm, une lampe #10-045 Daylight White, un filtre de référence #10-032 1 ND Square ainsi qu'un compensateur de température. Le 10-AU a été étalonné avec un standard pur de Chl-a provenant d'une culture d'*Anacystis nidulans* (*Turner*) et la dérive de l'appareil a été prise en compte avec un standard solide # 10-AU-904 (*Turner*). La Chl-a sera exprimée dans cet article en mg/m³, ce qui représente l'équivalent des ug/l.

La Fluorescence de la MODC, mesurée par l'autre appareil 10-AU, possédait le même système d'entrée d'eau que celui de la Chl-a. Les lectures étaient effectuées grâce à l'ensemble optique # 10-303 qui contient un filtre d'émission #10-051R 410-600 nm, un filtre d'excitation #10-050R 350 nm (310-390 nm), une lampe UV à vapeur de mercure, un filtre de référence > 300 nm ainsi qu'une plaque d'atténuation 1:75. Le 10-AU utilisé pour la MODC a subi un étalonnage avec un standard de sulfate de

quinine selon la méthode (Skoog D. A. *et al.*, 2005). Le sulfate de quinine, un alcaloïde extrait du *Cinchona officinalis*, est utilisé comme proxy pour la fluorescence de la MODC (Chen *et al.*, 2004). Il est exprimé en unité QSI (1 ug/l de sulfate de quinine). Ainsi, une forte réponse en QSI indique une forte concentration de la MODC.

Le troisième appareil de mesure utilisé était une sonde série-6, modèle 6600 (YSI environnement). Le capteur de cette sonde a subi un étalonnage avant chaque sortie terrain. Les solutions de calibration pour la turbidité étaient des solutions 0, 11,4 et 126 unités de Turbidité Néphélométrique (NTU).

2.3.3 Image Landsat

Les satellites Landsat offrent des images composées de pixels d'une résolution de 30 m en format 8bit. Ces images sont accessibles via le United-States Geological Survey (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). Chaque satellite fauche le territoire du LSP tous les 16 jours avec huit jours de décalage. Compte tenu de la présence de nuages, seulement six images originales de Landsat 5 et 7 (Figure 2.1) ont été sélectionnées. Les images captées entre 2008 et 2010 couvrent la totalité du territoire du LSP. Elles correspondent à la trajectoire 014 des satellites Landsat en rangée 028 (hémisphère nord), soit latitude 46,031 et longitude -72,953.

2.3.4 Relation entre les données Landsat et les cibles pseudo invariants

Les images sélectionnées ont subi des ajustements radiométriques afin de tenir compte des effets atmosphériques. Ces ajustements ont été liés à l'image de référence du 2 septembre 2009. Cette image a été sélectionnée comme référence en raison de l'absence de couvert nuageux et parce qu'elle présente peu d'interférence atmosphérique. Par conséquent, elle assure de bons résultats de correction par la technique des cibles pseudo invariants (CPI). Cette technique permet d'uniformiser les effets atmosphériques sur l'ensemble des images analysées en utilisant des cibles caractérisées par la diversité des caractéristiques de réflectance et la dispersion sur le

territoire et la faible variance temporelle des valeurs spectrale (Hadjimitsis *et al.*, 2009). Ainsi, les régressions linéaires obtenues par les CPI de l'image du 2 septembre 2009 et celles des autres images ont permis de recalculer les valeurs des pixels de chaque image. Pour ce faire, nous avons sélectionné 55 CPI pour l'ensemble des images, sauf pour l'image du 17 août 2009. Pour cette image, il y avait 21 % de couvert nuageux sur la zone de sélection des CPI, ainsi 40 CPI ont été utilisés au lieu de 55. La zone nuageuse couvrait la partie sud-ouest du LSP (archipel des îles de Sorel). Cela pourrait en partie expliquer le r^2 plus faible pour cette image. La corrélation entre l'image de référence et les autres présente un r^2 moyen de 0,90, 0,94 et 0,97, respectivement pour les bandes 1, 2 et 3 (Tableau 2.1).

Tableau 2.1

Corrélation entre l'image de référence du 2 septembre 2009 et les six autres images de 2008 à 2010 utilisées pour effectuer la technique des cibles pseudo invariantes (CPI)

Statut	Images	Date de la fauchée	TM 1	TM 2	TM 3
Référence →	L5014028_02820080822	22 août 2008	0,96	0,98	0,99
	L71014028_02820090817	17 août 2009	0,71	0,81	0,89
	L71014028_02820090614	14 juin 2009	0,95	0,98	0,98
	L71014028_02820090902	2 septembre 2009	1,00	1,00	1,00
	L71014028_02820100820	20 août 2010	0,96	0,98	0,99
	L71014028_02820101023	23 octobre 2010	0,95	0,98	0,99
	Moyenne		0,90	0,94	0,97

2.3.5 Correspondance géographique des valeurs Landsat et *in situ*

ArcGis (ESRI) a été utilisé pour effectuer toutes les analyses spatiales, la gestion des données cartographiques et les cartographies issues des modèles. Un masque a été créé à l'extérieur du LSP avec la bande 5 pour éliminer les pixels non utilisables tels que les milieux terrestres. À l'intérieur du masque, c'est-à-dire le LSP, seules les valeurs de bande TM 1, 2 et 3 du LSP ont été extraites. Les relevés *in situ* ont, par la suite, subi une agrégation spatiale qui consistait à faire la moyenne des relevés *in situ* pour chaque pixel. Les moyennes ont subi une suppression des valeurs extrêmes. Cette étape

consistait à supprimer les moyennes dont la variance à l'intérieur d'un pixel était supérieure au seuil critique, fixé à 0,30. Le seuil critique a été déterminé en assumant qu'à l'intérieur d'un pixel, une variance supérieure à 0,30 est trop étalée et non acceptable. Ainsi, chaque pixel pouvait contenir à la fois une valeur de Chl-a, de turbidité de MODC et de profondeur.

2.3.6 Analyses statistiques

Puisque chaque milieu aquatique répond différemment au REM en fonction des variables de qualité de l'eau (Brezonik *et al.*, 2005; Bustamante *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2009), une analyse des corrélations entre les valeurs des bandes spectrales, de profondeur, de Chl-a, de turbidité et de MODC a été réalisée. Cette démarche a non seulement permis d'observer s'il y avait des relations entre la réflectance du LSP et les valeurs de Chl-a, de turbidité, de MODC et de profondeur, mais aussi de sélectionner les bandes expliquant le mieux les valeurs *in situ*. La sélection de ces bandes a été faite en fonction de la maximisation du r^2 et la sélection des modèles linéaires. Pour construire les modèles prédictifs, la littérature a inspiré la sélection des bandes ainsi que leur agencement (Fraser, 1998; Guan *et al.*, 2011; Volpe *et al.*, 2011). Ainsi, afin de démontrer que l'utilisation d'une seule image (date fixe) ou d'un ensemble d'images (dates variables) peut permettre de modéliser des valeurs de Chl-a, turbidité ou MODC, deux types de modèles ont été générés : 1- les modèles courts termes utilisant une seule image *TM* et les données *in situ* recueillies la même journée et 2- les modèles longs termes qui utilisent l'ensemble des images *TM* et des données *in situ* de l'étude de 2008 à 2010. Ces derniers sont basés sur l'hypothèse que la corrélation entre les valeurs *in situ* et celles de *TM* 1, 2 et 3 est assez forte pour utiliser l'ensemble des valeurs recueillies durant l'étude. La validation des modèles longs termes pour les trois variables a été effectuée en se basant sur la méthode « cross validation - leave-one-out ». Cette méthode consiste à retirer un jeu de données pour analyser son influence et évaluer la capacité prédictive des modèles (Healey *et al.*, 2006; St-Louis *et al.*, 2009). Ainsi, un nouvel échantillonnage a été effectué au sein des valeurs d'origine et plusieurs modèles ont été construits. Ceux-ci ont été construits à partir des sous-ensembles disjoints des données. Ces sous-ensembles représentent les données *in situ* de 2008 à 2010 et les informations

Landsat pour chaque journée d'échantillonnage. Ainsi, l'influence de chaque journée *in situ* sur les modèles longs termes pour la Chl-a et la turbidité a été analysée. N'ayant fait l'objet d'échantillonnage que pour deux fauchées, la MODC n'a pas subi de « cross validation ». Une fois créés, les modèles longs termes ont été utilisés dans la fonction *raster calculator* d'ArcGis. Cette fonction permet d'appliquer les valeurs des pixels des images (*.tif) des bandes 1, 2 et 3 aux modèles longs termes. Ainsi, une représentation cartographique de l'ensemble du LSP pour nos trois variables de la qualité de l'eau a été effectuée pour chaque image Landsat de 2008 à 2010.

2.4 Résultats

2.4.1 Corrélations entre les variables

Il existe d'importantes variations au sein des variables de qualité de l'eau du LSP et certaines démontrent des corrélations entre elles. La MODC est la variable la plus corrélée à la Chl-a, avec 59 % de la variance expliquée. La turbidité présente une corrélation moindre versus la Chl-a et à la MODC, soit moins de 23 %. La profondeur du LSP présente une corrélation moyenne de 50 % avec la Chl-a et la MODC, et de 26 % pour la turbidité. Les valeurs de réflectance de *TM* 1, 2 et 3 présentent une corrélation variant de 4 % à 27 % par rapport à la profondeur.

2.4.2 Modèles courts termes – données *in situ* et Landsat pour chaque date

Différentes relations basées sur la maximisation du r^2 ont permis d'établir que les meilleurs modèles courts termes utilisent les bandes 1, 2 et 3. Ainsi, nos analyses n'ont porté que sur ces trois bandes. Les autres bandes *TM* n'ont pas été utilisées dans cette étude. Les bandes 1, 2 et 3 et 1 et 3 ont servi, respectivement, pour développer des modèles prédictifs pour la Chl-a et la MODC (Tableau 2.2). Les r^2 variaient de 0,37 à 0,70 pour la Chl-a, de 0,39 à 0,57 pour la turbidité, et de 0,76 à 0,78 pour la MODC (Tableau 2.3).

Tableau 2.2
Modèles prédictifs de la chlorophylle-a (Chl-a), de la turbidité (Tur) et de la matière organique dissoute colorée (MODC) du LSP à l'aide des bandes 1, 2 et 3 des images Thematic Mapper de Landsat 5 et 7

Variable de qualité de l'eau	Modèles prédictifs
Log (Chl-a)	= (B ₁) * Log (TM1) + (B ₂) * Log (TM2) + (B ₃) * Log (TM3) + ordonnée à l'origine
Log (Tur)	= (B ₁) * Log (TM1) + (B ₂) * Log (TM3) + ordonnée à l'origine
Log (MODC)	= (B ₁) * Log (TM1) + (B ₂) * Log (TM2) + (B ₃) * Log (TM3) + ordonnée à l'origine

Tableau 2.3
Relation pour chaque date d'échantillonnage *in situ* de 2008 à 2010 de chlorophylle-a (Chl-a), de turbidité (Tur), de matière organique dissoute colorée (MODC) et des bandes 1, 2 et 3 des images Thematic Mapper de Landsat 5 et 7

Variables	Date d'échantillonnage	Landsat	TM	N	B ₁	B ₂	B ₃	Ordonnée à l'origine	Écart		Err Std.	r ²
									Min	Max		
Chl-a	2008-08-22	5	1 2 3	4611	-6,99	-2,48	3,03	-5,14	1,01	22,47	0,18	0,64
Chl-a	2009-08-18	7	1 2 3	680	-4,81	-0,09	2,83	-0,70	1,58	15,12	0,14	0,55
Chl-a	2009-08-21	7	1 2 3	981	-2,74	-2,82	1,46	-3,43	1,41	3,70	0,06	0,70
Chl-a	2009-09-03	7	1 2 3	711	-8,07	1,87	2,48	-2,09	0,50	22,05	0,22	0,52
Chl-a	2010-08-21	7	1 2 3	1111	-5,30	-0,53	3,13	-1,00	2,64	23,74	0,12	0,66
Chl-a	2010-10-24	7	1 2 3	1476	-2,78	-3,05	2,46	-2,04	1,70	27,60	0,18	0,37
Moyenne												0,57
Tur	2008-08-22	5	1 3	4546	-2,27	2,47		1,85	4,50	20,80	0,09	0,47
Tur	2009-06-13	7	1 3	2425	-5,20	1,88		-1,96	3,20	12,72	0,08	0,50
Tur	2009-06-15	7	1 3	1114	-2,39	2,48		1,90	6,05	27,39	0,09	0,51
Tur	2009-08-21	7	1 3	1489	-6,73	0,32		-4,53	2,70	7,80	0,07	0,39
Tur	2009-09-03	7	1 3	653	-1,42	1,92		2,09	5,03	37,89	0,11	0,55
Tur	2010-08-21	7	1 3	1421	-1,82	2,99		2,97	2,80	39,68	0,16	0,57
Moyenne												0,50
MODC	2010-08-21	7	1 2 3	993	-9,25	-1,99	3,99	-4,38	15,87	171,29	0,12	0,78
MODC	2010-10-24	7	1 2 3	1218	-3,23	-3,95	3,17	-1,69	42,28	172,36	0,11	0,76
Moyenne												0,77

TM Bandes Thematic Mapper de Landsat 5 et 7

N Nombre de pixels associés aux valeurs *in situ* (nombre de paires de variables pour lesquelles les relations ont été calculées).

B₁ Vecteur 1

B₂ Vecteur 2

B₃ Vecteur 3

Écart Écart entre les valeurs *in situ* minimums et maximums

Err Std. Erreur standard

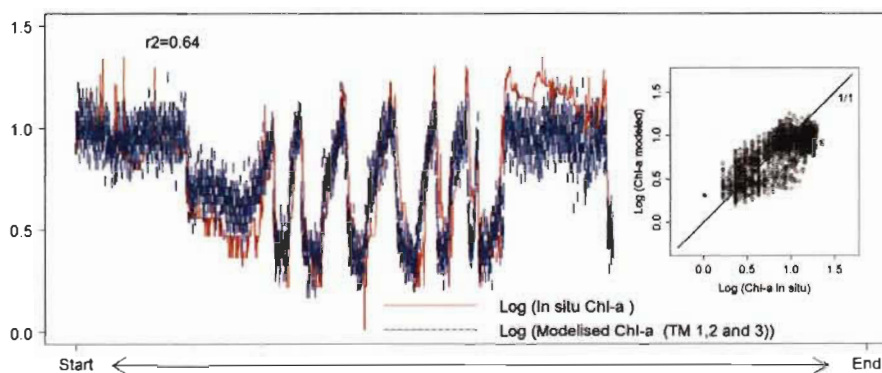
r² Coefficient de corrélation

Pour chaque date, en raison des conditions météorologiques qui limitaient les déplacements, le nombre de relevés *in situ* (Tableau 2.3) et la trajectoire des transects (Figure 2.1) sont variables. Ils ne traversent pas nécessairement toutes les masses d'eau du LSP (Frenette *et al.*, 2003a). De par ce fait, le modèle court terme pour la Chl-a, le 18 août 2009 et le 3 septembre 2009, présente moins de relevés *in situ* que les autres dates. Ainsi, les écarts sont variables et la Chl-a du 18 août 2009 présente le plus petit écart et le meilleur r^2 , tandis que la turbidité du 21 août 2009 présente le plus petit écart et le plus faible r^2 (Tableau 2.3).

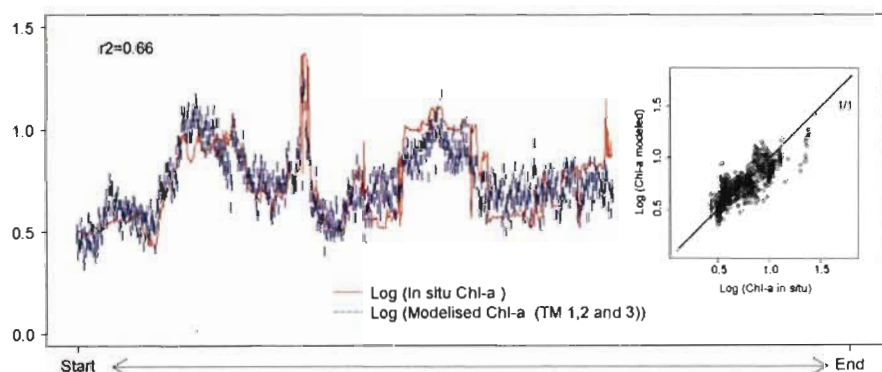
La Chl-a, la turbidité et la MODC des modèles courts termes ont été corrélées aux valeurs *in situ*. Ainsi, les résultats affichent des gradients similaires pour la majorité des transects. Par exemple, les variations nord – sud sont observables toute la journée du 22 août 2008 (Figure 2.2). Les valeurs élevées représentent le sud et le nord et les valeurs plus faibles représentent le centre du lac. Par contre, malgré la forte prédictibilité des variables, dans certaines zones du lac, les réponses spectrales peuvent présenter une corrélation inverse à la tendance (Figure 2.2, turbidité, 21 août 2010 au tiers de la journée), cette corrélation pourrait être attribuée à une composition atypique de particules en suspension réagissant différemment avec le REM. Ainsi, quelques valeurs modélisées présentent des variations qui ne sont pas présentes dans les valeurs *in situ* (Figure 2.2), mais qui pourraient avoir été influencées par la composition de la Chl-a, turbidité et MOCD dans la colonne d'eau lors des journées d'échantillonnage, cet aspect est discuté dans la section limite de l'étude.

Chl-a

22 august 2008

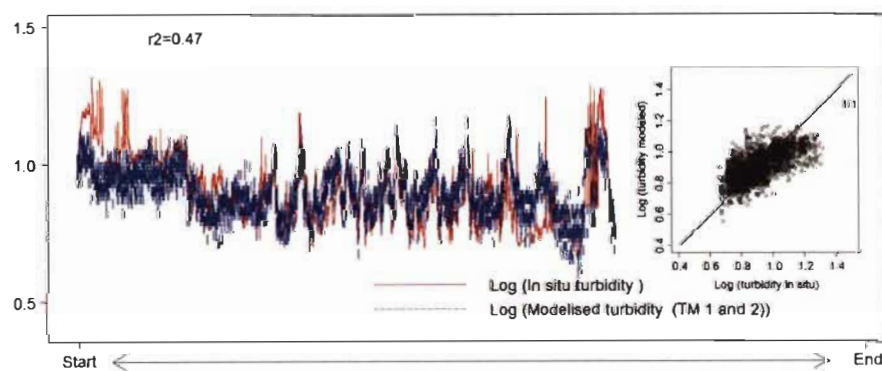


21 august 2010

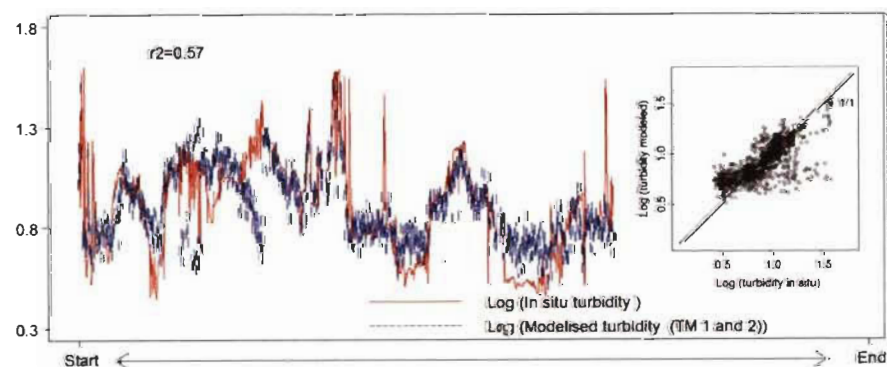


Turbidity

22 august 2008



21 august 2010



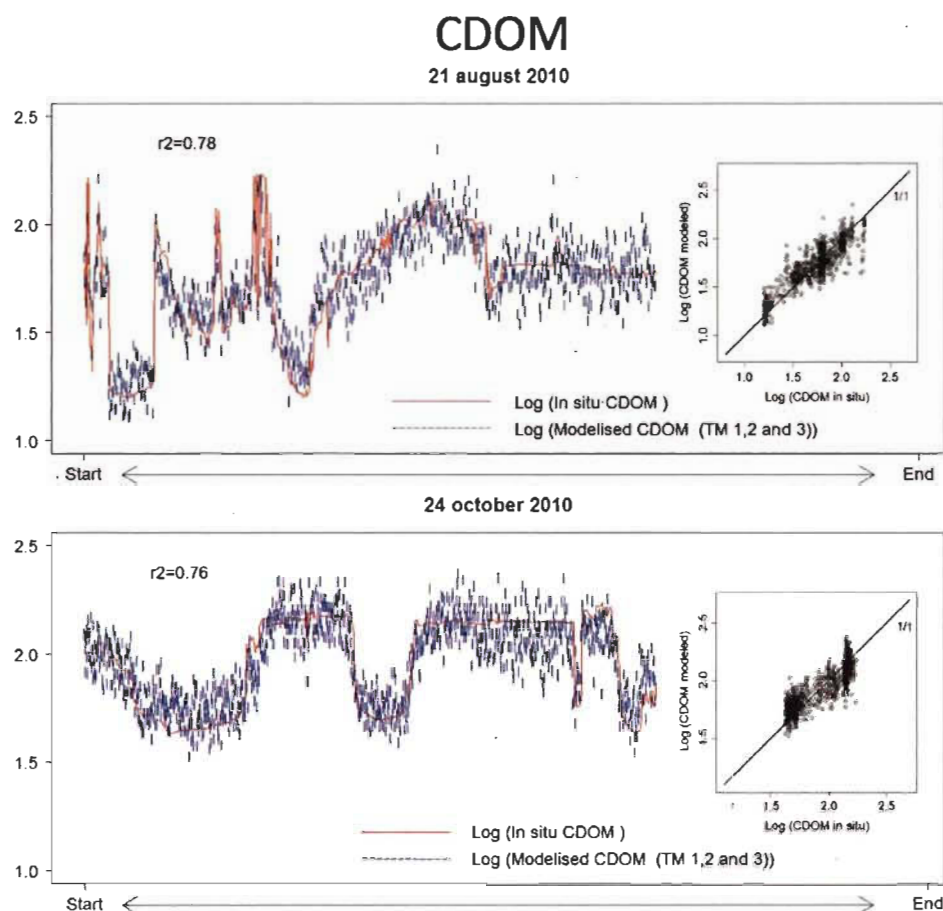


Figure 2.2 Corrélation des modèles courts termes entre les données *in situ* de la chlorophylle-a (Chl-a), de la turbidité (Tur), de la matière organique dissoute colorée (MODC) et les bandes 1, 2 et 3 des images *Thematic Mapper* de Landsat 5 et 7. Seuls les modèles du 21 août 2010, 22 août 2008 et 24 octobre 2010 ont été reproduits afin d'alléger la présentation.

2.4.3 Modèles longs termes – données *in situ* et Landsat pour toutes les dates

Les modèles longs termes démontrent que les valeurs du 21 août 2009 et 2010 ont d'avantage influencé les r^2 obtenus pour la turbidité. Ainsi, lorsque ces valeurs sont retirées, les modèles offrent la meilleure explication avec respectivement un r^2 de 0,65 pour la Chl-a et 0,45 pour la turbidité (Figure 2.3). De plus, mis à part les valeurs du 3 septembre 2009, tous les modèles longs termes offrent un r^2 similaire pour la Chl-a et la turbidité. Ainsi, les autres modèles n'ont pas été illustrés dans cet article en raison de leur similitude (Figure 2.3).

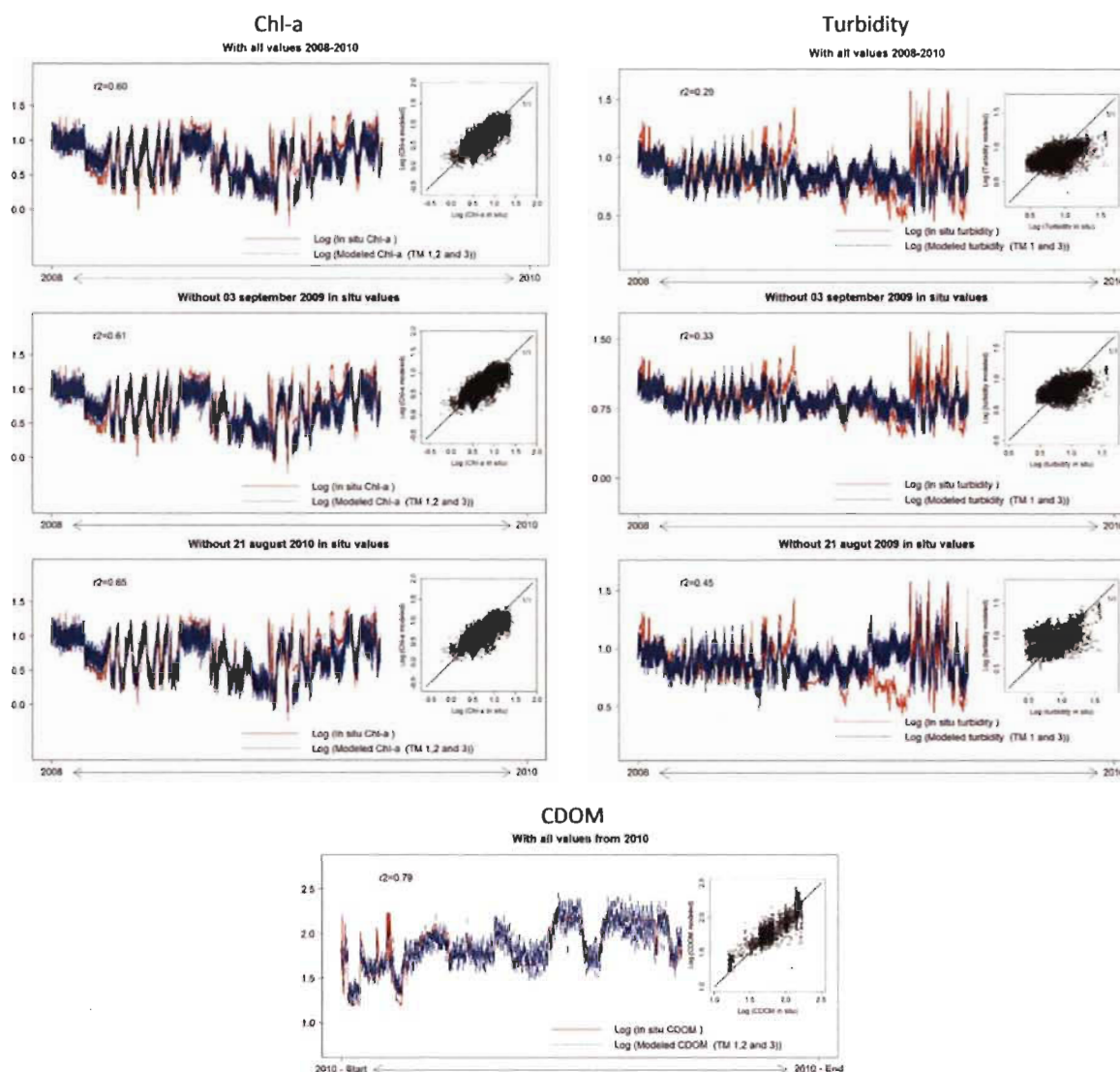


Figure 2.3 Corrélation des modèles longs termes entre les données *in situ* de la chlorophylle-a (Chl-a), de la turbidité (Tur), de la matière organique dissoute colorée (MODC) et les bandes 1, 2 et 3 des images *Thematic Mapper* de Landsat 5 et 7.
Seuls les modèles sans les valeurs du 3 septembre 2009 et 21 août 2009 et 2010 ont été reproduits afin d'alléger la présentation.

Ainsi, les r^2 obtenus pour la Chl-a se situent entre 0,54 et 0,65 avec un r^2 moyen de 0,60. Son modèle long terme présente un r^2 de 0,60 n'offrant pas une grande variabilité et correspondant aux modèles courts termes. Les r^2 obtenus pour la turbidité varient de 0,26 à 0,45 et la moyenne est de 0,32. Le r^2 du modèle long terme est de 0,29. Pour la MODC, le r^2 du modèle long terme de 0,79 reste stable avec une augmentation de 0,01 comparativement à la moyenne des modèles courts termes.

2.4.4 Analyse spatiotemporelle et cartographie du lac Saint-Pierre

Les cartographies issues des modèles démontrent que les modèles longs termes présentent des r^2 satisfaisants, puisque nos résultats sont comparables à ceux retrouvés dans la littérature (Tableau 2.4). Ainsi, chaque modèle a permis d'obtenir une cartographie de nos variables de la qualité de l'eau pour chaque image à l'étude (Figure 2.4). Par exemple, malgré seulement deux journées *in situ* pour la MODC, cette variable a été modélisée pour l'ensemble des six images.

Contrairement au centre du lac, les zones côtières présentent généralement des valeurs plus élevées. Par contre, les concentrations des variables diffèrent spatiotemporellement. Pour la Chl-a, les concentrations varient de 0,3 à 33,6 mg/m³ pour l'ensemble du lac, tandis que le centre varie entre 0,3 et 7,5 mg/m³. La MODC suit généralement le même patron que la Chl-a et présente des concentrations variant de 17,2 à 444,5 QSI pour l'ensemble du lac, tandis que le centre varie de 17 à 52 QSI. De plus, les berges sud affichent, quant à elles, des concentrations supérieures à celles du nord (17 août 2009, 2 septembre 2008, 21 août 2010 et 23 octobre 2010).

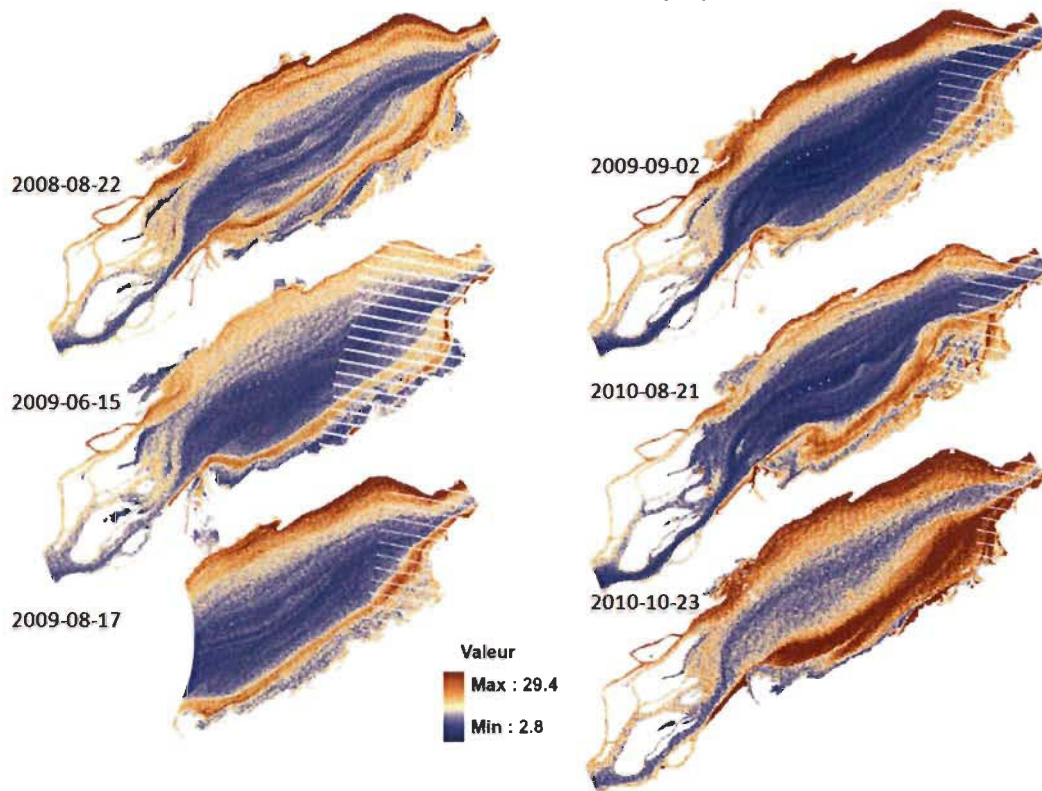
Malgré des valeurs variant entre 2,8 et 29,4 NTU, la turbidité est caractérisée par une plus grande hétérogénéité que la Chl-a et la MODC pour l'ensemble du lac. De plus, contrairement à la Chl-a et à la MODC, la turbidité présente des zones plus concentrées au centre du lac. Ainsi, alors que les autres variables affichent des valeurs relativement homogènes au centre, la turbidité peut présenter des valeurs plus élevées variant entre 2,8 et 9,7 NTU (21 août 2008 et 23 octobre 2010) (Figure 2.4).

Tableau 2.4

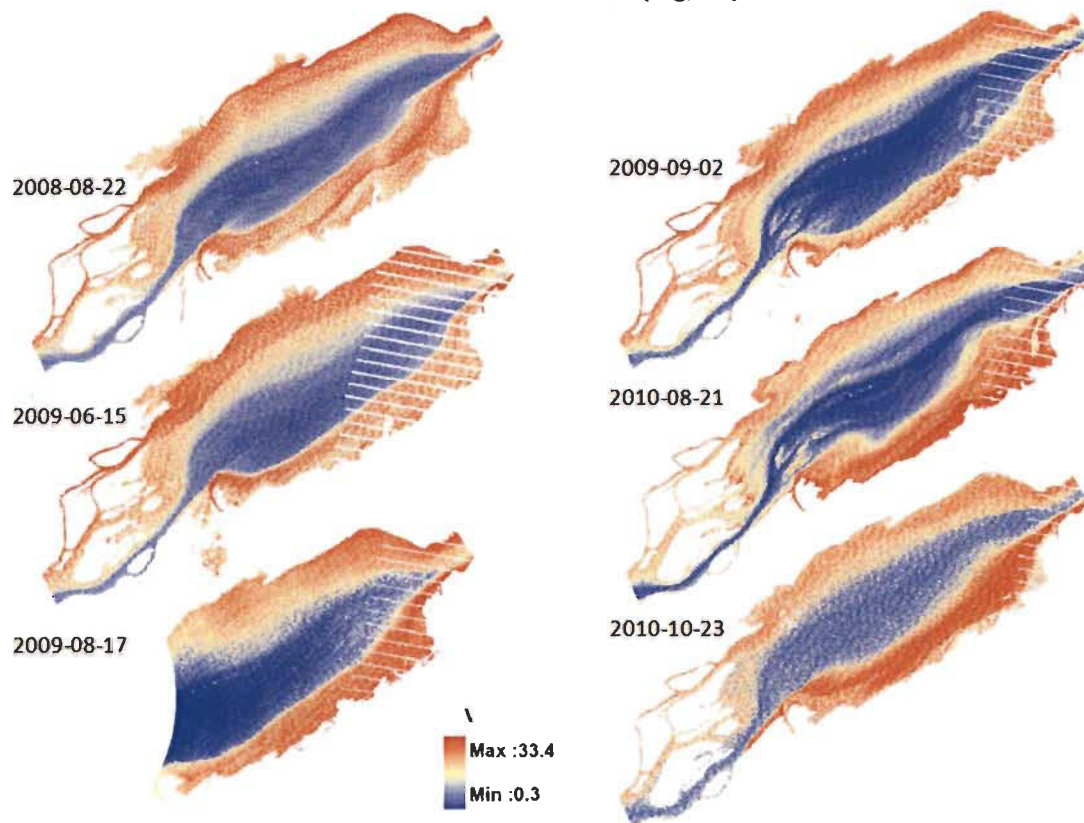
Comparaison des relations obtenues dans la littérature et dans la présente étude (modèles courts termes et longs termes) en fonction des bandes 1, 2, 3 ou 4 des images Landsat et des variables de qualité de l'eau (Chlorophylle-a [Chl-a], la turbidité [Tur], la matière organique dissoute colorée [MODC], la transparence mesurée avec disque de Secchi [SDT] et les sédiments en suspensions [SS])

	Variable de qualité de l'eau	Bandes Thematic Mapper (TM) de Landsat	r² (min)	r² (moy)	r² (max)
Cette étude - modèle court terme	Chl-a	TM 1, TM 2, TM 3	0,37		0,70
Cette étude - modèle long terme	Chl-a	TM 1, TM 2, TM 3		0,60	
Allan <i>et al.</i> (2011)	Chl-a	TM 1, TM 2, TM 3	0,80		0,95
Brezonik <i>et al.</i> (2005)	Chl-a	TM 1, TM 2, TM 3, TM4	0,73		0,88
Oyama <i>et al.</i> (2007)	Chl-a	TM 1, TM 2, TM 4	0,35		0,90
Oyama <i>et al.</i> (2009)	Chl-a	TM 1, TM 2, TM 3		0,87	
Cette étude - modèle court terme	Turbidité	TM 1, TM 2, TM 3	0,39		0,57
Cette étude - modèle long terme	Turbidité	TM 1, TM 2, TM 3		0,29	
Brezonik <i>et al.</i> (2005)	Turbidité	TM 3	0,60		0,84
Bustamante <i>et al.</i> (2009)	Turbidité	TM 3			0,79
Fraser (1998)	Turbidité	TM 1, TM 2, TM 3		0,85	
Kallio <i>et al.</i> (2008)	Turbidité	TM 3	0,29		0,90
Guan <i>et al.</i> (2011)	SDT	TM 1, TM 3	0,23		0,86
Wang <i>et al.</i> (2009)	SS	TM 4	0,86		0,87
Cette étude - modèle court terme	MODC	TM 1, TM 2, TM 3	0,76		0,78
Cette étude - modèle long terme	MODC	TM 1, TM 2, TM 3		0,79	
Brezonik <i>et al.</i> (2005)	MODC	TM 1, TM 2		0,73	
Griffin <i>et al.</i> (2010)	MODC	TM 1, TM 2, TM 3		0,78	
Kallio <i>et al.</i> (2008)	MODC	TM 2, TM3	0,76		0,85
Kutser <i>et al.</i> (2005)	MODC	TM 1, TM 2, TM 3		0,77	

Turbidity (NTU)



Chl-a (mg/m³)



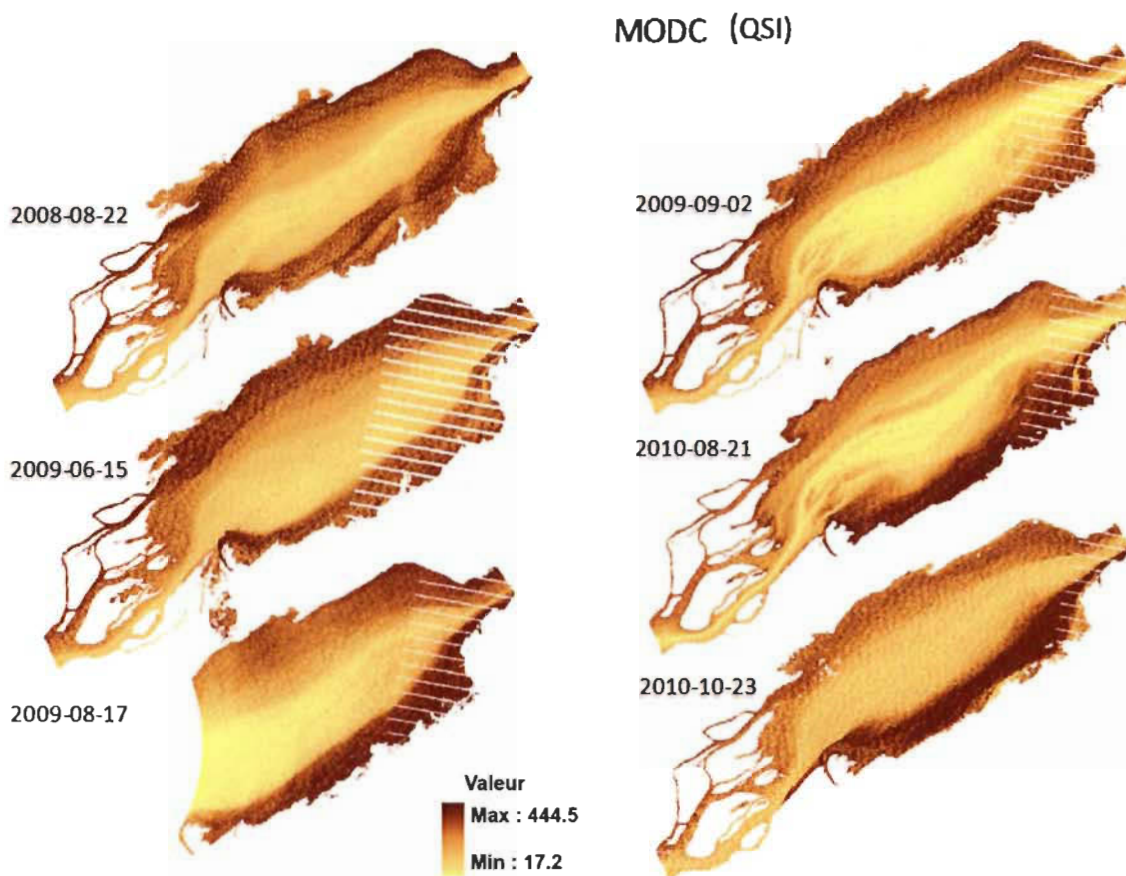


Figure 2.4 Cartographies issues des modèles longs termes pour l'ensemble du lac Saint-Pierre prédisant les valeurs de la chlorophylle-a (Chl-a), de la turbidité (Tur), de la matière organique dissoute colorée (MODC) à l'aide des bandes 1, 2 et 3 des images *Thematic Mapper* de Landsat 5 et 7.

2.5 Discussion

Nos modélisations démontrent que la Chl-a, la turbidité et la MODC peuvent être estimées en utilisant les valeurs de réflectances fournies par les bandes 1, 2 et 3 des images *TM* de Landsat 5 et 7. En effet, les relations prédictives ont permis d'établir des r^2 comparables aux résultats présentés dans des études similaires. De plus, les modèles longs termes ont permis de développer une cartographie des variables de qualité de l'eau qui présente des patrons de distribution semblables à ceux expliqués dans la littérature.

Pour arriver à ce constat, nous avons initialement analysé la colinéarité. Ainsi, nous avons déterminé si certaines variables pouvaient avoir une influence sur la réponse d'autres variables. Nos résultats démontrent que, dans le LSP, plus de la moitié de la réponse de la MODC pourrait être expliquée par la Chl-a, ce qui concorde avec l'étude de Frenette *et al.* (2006) qui a démontré que la Chl-a pourrait être une composante importante de la MODC.

De plus, les résultats démontrent que la profondeur est corrélée avec la Chl-a et la MODC. Cette relation pourrait en partie être expliquée par le fait que la zone peu profonde représente un milieu productif pour ces deux variables (Lapierre *et al.*, 2009). La turbidité et les valeurs de réflectance quant à eux, ne semblent pas être influencées par la profondeur, ce qui concorde avec l'étude de Volpe *et al.* (2011). Ainsi, les résultats démontrent malgré les effets pénétrants de certaines longueurs d'onde, la profondeur du LSP offre une faible corrélation avec la réflectance.

2.5.1 Modèles courts termes – données *in situ* et Landsat pour chaque date

Dans l'ensemble, les modèles courts termes réalisés avec les bandes *TM* et les données *in situ* affichent des r^2 légèrement en dessous de ceux trouvés dans la littérature pour la Chl-a et la Turbidité (Tableau 2.4). Par contre, certaines études n'affichent pas toujours de fortes corrélations entre la Chl-a, la turbidité et les valeurs de réflectances. Ainsi, certaines études ont obtenu des r^2 inférieurs à 0,29 (Tableau 2.4). Ces résultats viennent appuyer l'hypothèse que certains environnements ont des réponses spectrales plus difficiles à corrélérer avec les valeurs de *TM* 1, 2 et 3. Cela pourrait expliquer que certains secteurs d'un lac hétérogène comme le LSP obtiennent de moins bonnes corrélations. Ainsi, les fortes concentrations et les différents types de Chl-a, turbidité et MODC retrouvés dans le LSP (Hudon, 2000; Boyd *et al.*, 2004; Lapierre *et al.*, 2009) pourraient avoir entraîné des r^2 plus faibles. Par exemple, la turbidité influence vers le haut les valeurs de réflectances tandis que c'est l'opposé pour la MODC. Celle-ci influence vers le bas les valeurs de réflectance, car elle absorbe le rayonnement (Massicotte *et al.*, 2013). Ainsi, lorsqu'une masse d'eau affiche une forte turbidité et une

forte concentration de MODC, l'absorption du REM fait par cette dernière pourrait davantage influencer la réponse spectrale de la turbidité, cela en particulier dans la bande 2. À l'inverse, une masse d'eau très turbide et sans MODC, aura une réflectance plus élevée. Par conséquent, les concentrations de turbidité afficheraient une moins bonne corrélation avec les valeurs de réflectances mesurées par Landsat (Moore, 1980; Menken *et al.*, 2006; Oyama *et al.*, 2007; Lapierre *et al.*, 2009; Guan *et al.*, 2011). Toutefois, la majorité des études portant sur la MODC présentent de bons r^2 qui varient entre 0,76 et 0,86, ce qui concorde avec nos résultats (Tableau 2.4).

2.5.2 Modèles longs termes – données *in situ* et Landsat pour toutes les dates

Les résultats obtenus par les modèles longs termes affichent des r^2 similaires à ceux des modèles courts termes, mais parfois légèrement inférieurs à ceux retrouvés dans la littérature (Tableau 2.4). Cependant, lorsque les modèles longs termes sont utilisés pour modéliser l'ensemble du LSP sous forme de carte, certaines généralités déjà documentées dans la littérature sont clairement identifiables. Cela permet de valider l'efficacité des modèles.

2.5.3 Analyse spatiotemporelle et cartographie du lac Saint-Pierre

Les différentes cartographies issues des modèles permettent d'exposer trois généralités déjà décrites dans d'autres études sur la distribution spatiotemporelle de nos variables. Premièrement, les tributaires et la bathymétrie du LSP occasionnent un lac hétérogène, particulièrement pour la turbidité qui varie spatiotemporellement. Deuxièmement, les modélisations affichent des concentrations plus faibles pour chaque variable dans le centre du lac. Troisièmement, la Chl-a et la MODC affichent des valeurs plus élevées sur les berges sud.

Les trois variables présentent un patron qui évolue spatiotemporellement, particulièrement pour la turbidité qui devient plus élevée en fonction du temps pour 2009 et 2010. De plus, contrairement à la Chl-a et à la MODC, les cartes de la turbidité

affichent des zones d'eau turbides au centre du lac (22 août 2008, 21 août 2010 et le 23 octobre 2010). Ce phénomène a par le passé, déjà été observé dans le LSP (Bruton *et al.*, 1988) et pourrait être en partie, induit par l'évolution saisonnière (Frenette *et al.*, 2006; Lorenzoni *et al.*, 2011; Massicotte *et al.*, 2013).

La presque totalité des cartes présentent des valeurs plus faibles qui se limitent au centre du lac (Rondeau *et al.*, 2000). Ces faibles concentrations concordent avec plusieurs études qui démontrent que l'eau des Grands Lacs ne subirait, en général, pas un grand mélange (Frenette *et al.*, 2006). De plus, la séparation entre le centre du lac et les berges concorde avec l'hypothèse que la faible profondeur pourrait aider à ralentir les eaux et ainsi canaliser celles-ci (Hudon *et al.*, 2008a). Il est intéressant de noter que la turbidité affiche également une zone de concentration plus faible sur la limite sud du lac. Cette zone épurée pourrait être influencée par un tapis de macrophytes très dense en amont de la zone (Poirier *et al.*, 2010).

Alors que le nord devrait afficher des valeurs plus élevées de MODC en raison de l'influence accrue des terres forestières, les résultats présentent des valeurs plus élevées du côté sud. Ces résultats concordent avec de récentes études qui démontrent le grand apport de MODC par l'agriculture très présente dans les bassins versants des rivières Yamachiche, Saint-François et Richelieu (Frenette *et al.*, 2006).

2.5.4 Limite de l'étude

Malgré la sélection des meilleures bandes pour effectuer nos modélisations, certains facteurs externes hors de notre contrôle peuvent avoir fait varier les résultats. Ainsi, malgré une grande étendue et un échantillonnage relativement rapproché, il aurait pu y avoir plus de robustesse dans les modèles. Il n'y a pas d'éléments qui expliquent la totalité des variations au sein des modèles et résultats. Toutefois, il faut tenir compte du fait que la réflectance enregistrée par Landsat est influencée par variables actives dans l'eau. Par exemple, la composition même de la Chl-a, turbidité et MOCD présente dans

la colonne d'eau. Ceux-ci influencent des parties distinctes du REM (Bukata, 2005; Massicotte *et al.*, 2013).

2.5.5 Conclusion

En conclusion, les résultats obtenus démontrent que la Chl-a, la turbidité et la MODC peuvent être estimées à partir des informations de Landsat 5 et 7. Malgré certains r^2 inférieurs à ceux retrouvés dans la littérature, la cartographie obtenue par les modèles longs termes offre une distribution spatiale de nos paramètres très représentative des concepts déjà discutés dans d'autres études.

Après analyse, malgré leurs complexités, les interactions entre des variables de qualité de l'eau et des images de Landsat 5 et 7 constituent un complément très intéressant aux recherches en laboratoire et sur le terrain. Ainsi, cette étude aura permis de développer un nouvel outil simple et économique qui pourrait être utile pour analyser rétrospectivement les données Landsat obtenues depuis les 30 dernières années sur le LSP.

2.6 Remerciements

Les relevés *in situ* n'auraient pu être possibles sans l'aide de Julien Lacharité, Philippe Larose et Jean-François Déry. Merci également à Environnement Canada, tout spécialement à Christiane Hudon pour le prêt de matériel d'échantillonnage.

2.7 Références

- Abiodun, A.A., 1976. Satellite survey of particulate distribution patterns in lake Kainji Nigeria, *Remote Sensing of Environment*, Vol. # 5, 2, p.109-123.
- Allan, M.G., Hamilton, D.P., Hicks, B.J., Brabyn, L., 2011. Landsat remote sensing of chlorophyll a concentrations in central North Island lakes of New Zealand, *International Journal of Remote Sensing*, Vol. # 32, 7, p.2037-2055.
- Boyd, T.J., Osburn, C.L., 2004. Changes in CDOM fluorescence from allochthonous and autochthonous sources during tidal mixing and bacterial degradation in two coastal estuaries, *Marine Chemistry*, Vol. # 89, 1-4, p.189-210.
- Boyer, C., Verhaar, P.M., Roy, A.G., Biron, P.M., Morin, J., 2010. Impacts of environmental changes on the hydrology and sedimentary processes at the confluence of St. Lawrence tributaries: potential effects on fluvial ecosystems, *Hydrobiologia*, Vol. # 647, 1, p.163-183.
- Brezonik, P., Menken, K.D., Bauer, M., 2005. Landsat-based remote sensing of lake water quality characteristics, including chlorophyll and colored dissolved organic matter (CDOM), *Lake and Reservoir Management*, Vol. # 21, 4, p.373-382.
- Brezonik, P.L., Olmanson, L.G., Bauer, M.E., Kloiber, S.M., 2007. Measuring Water Clarity and Quality in Minnesota Lakes and Rivers- A Census-Based Approach Using Remote-Sensing Techniques, Water Resources Center, U.O.M., St Paul, Cura Reporter, 11 pp.
- Bruton, J.E., Jerome, J.H., Bukata, R.P., 1988. Satellite observation of sediment transport patterns in the Lac Saint-Pierre region of the St-Lawrence river, *Water Pollution Research Journal of Canada*, Vol. # 23, 2, p.243-252.
- Bustamante, J., Pacios, F., Diaz-Delbado, R., Aragones, D., 2009. Predictive models of turbidity and water depth in the Donana marshes using Landsat TM and ETM plus images, *Journal of Environmental Management*, Vol. # 90, 7, p.2219-2225.
- Chen, W., Wangersky, P.J., 1996. Rates of microbial degradation of dissolved organic carbon from phytoplankton cultures, *Journal of Plankton Research*, Vol. # 18, p.1521-1533.
- Cox, R.M., Jr., Forsythe, R.D., Vaughan, G.E., Olmsted, L.L., 1998. Assessing water quality in Catawba River reservoirs using landsat thematic mapper satellite data, *Lake and Reservoir Management*, Vol. # 14, 4, p.405-416.

- Fraser, R.N., 1998. Multispectral remote sensing of turbidity among Nebraska Sand Hills lakes, *International Journal of Remote Sensing*, Vol. # 19, 15, p.3011-3016.
- Frenette, J.J., Arts, M.T., Morin, J., 2003a. Spectral gradients of downwelling light in a fluvial lake (Lake Saint-Pierre, St-Lawrence River), *Aquatic Ecology*, Vol. # 37, 1, p.77-85.
- Frenette, J.J., Arts, M.T., Morin, J., Gratton, D., Martin, C., 2006. Hydrodynamic control of the underwater light climate in fluvial Lac Saint-Pierre, *Limnology and Oceanography*, Vol. # 51, p.2632-2645.
- Frenette, J.J., Vincent, W.F., 2003b. Bio-optical variability in the littoral zone: Local heterogeneity and implications for water quality monitoring, Tokyo, Springer-Verlag Tokyo, p.41-59.
- Frenette, M., Barbeau, C., Verrette, J.-L., 1989. Aspects quantitatifs, dynamiques et qualitatifs des sédiments du Saint-Laurent. Hydrotech inc. Experts-conseils, pour Environnement Canada et gouvernement du Québec, Projet de mise en valeur du Saint-Laurent, Québec, 185 pp. + 4 annexes.
- Grenier, M., Mouchot, M.-C., Létourneau, G., Melançon, M., 1994. Évaluation de la qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent, Presses de l'Université du Québec, 532pp.
- Griffin, C.G., Frey, K.E., Rogan, J., Holmes, R.M., 2010. Late summer variability of dissolved organic matter in the Kolyma River observed using satellite imagery, conference automne 2010 par l'American geophysical union, USA.
- Guan, X., Li, J., Booty, W.G., 2011. Monitoring Lake Simcoe Water Clarity Using Landsat-5 TM Images, *Water Resources Management*, Vol. # 25, 8, p.2015-2033.
- Harrington Jr, J., Schiebe, F., Morrison, F., 1989. Monitoring lake recovery using the Landsat MSS, Reprints-US Department of Agriculture, Water quality and watershed research laboratory, Agricultural Research Service (USA), p.1-8.
- Healey, S.P., Yang, Z.Q., Cohen, W.B., Pierce, D.J., 2006. Application of two regression-based methods to estimate the effects of partial harvest on forest structure using Landsat data, *Remote Sensing of Environment*, Vol. # 101, 1, p.115-126.
- Herbland, A., Lebouteiller, A., 1983. Dynamique du phytoplancton et matière organique particulaire dans la zone euphotique de l'Atlantique Équatorial, *Marine Biology* p.265-278.

- Hudon, C., 2000. Phytoplankton assemblages in the St. Lawrence River, downstream of its confluence with the Ottawa River Quebec, Canada, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. # 57, p.16-30.
- Hudon, C., Carignan, R., 2008a. Cumulative impacts of hydrology and human activities on water quality in the St. Lawrence River (Lake Saint-Pierre, Quebec, Canada), *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. # 65, 6, p.1165-1180.
- Hudon, C., Gagnon, P., Amyot, J.P., Letourneau, G., Jean, M., Plante, U., Rioux, D., Deschenes, M., 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.
- Kallio, K., Attila, J., Harma, P., Koponen, S., Pulliainen, J., Hyytiäinen, U.M., Pyhälä, T., 2008. Landsat ETM + images in the estimation of seasonal lake water quality in boreal river basins, *Environmental Management*, Vol. # 42, 3, p.511-522.
- Kloiber, S.N., Brezonik, P.L., Olmanson, L.G., Bauer, M.E., 2002. A procedure for regional lake water clarity assessment using Landsat multispectral data, *Remote Sensing of Environment*, Vol. # 82, 1, p.38-47.
- Kondratyev, K.Y., Bobylev, L.P., Pozdnyakov, D.V., Melentyev, V.V., Naumenko, M.A., Mokievsky, K.A., Korotkerich, O.E., Zaitsev, L.V., Karetnikov, S.G., Beletsky, D.V., Litvinenko, A.V., 1996. Combined application of remote sensing and in situ measurements in monitoring environmental processes, *Hydrobiologia*, Vol. # 322, 1-3, p.227-232.
- Koponen, S., Pulliainen, J., Servomaa, H., Zhang, Y., Hallikainen, M., Kallio, K., Vepsäläinen, J., Pyhälä, T., Hannonen, T., 2001. Analysis on the feasibility of multi-source remote sensing observations for chl-a monitoring in Finnish lakes., *Science of the Total Environment*, Vol. # 268, 1-3, 21pp.
- Kutser, T., Pierson, D., Tranvik, L., Reinart, A., Sobek, S., Kallio, K., 2005. Using satellite remote sensing to estimate the colored dissolved organic matter absorption coefficient in lakes, *Ecosystems*, Vol. # 8, 6, p.709-720.
- Lapierre, J.F., Frenette, J.J., 2009. Effects of macrophytes and terrestrial inputs on fluorescent dissolved organic matter in a large river system, *Aquatic Sciences*, Vol. # 71, 1, p.15-24
- Larouche, P., Fuentes-Yaco, C., Vézina, A.F., 1996. Spatio-temporal variability of phytoplankton pigments in the Gulf of St. Lawrence as measured by CZCS, *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, Vol. # 31, B7, p.406-411.

- Lathrop, R.G., 1992. Landsat Thematic Mapper Monitoring of Turbid Inland Water Quality, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. # 58, 4, p.465-470.
- Lorenzoni, L., Hu, C., Varela, R., Arias, G., Guzman, L., Muller-Karger, F., 2011. Bio-optical characteristics of Cariaco Basin (Caribbean Sea) waters, *Continental Shelf Research*, Vol. # 31, 6, p.582-593.
- Massicotte, P., Gratton, D., Frenette, J.-J., Assani, A.A., 2013. Spatial and temporal evolution of the St. Lawrence River spectral profile: A 25-year case study using Landsat 5 and 7 imagery, *Remote Sensing of Environment*, Vol. # 136, p. 433-441
- Menken, K.D., Brezonik, P.L., 2006. Influence of chlorophyll and colored dissolved organic matter (CDOM) on lake reflectance spectra: Implications for measuring lake properties by remote sensing, *Lake and Reservoir Management*, Vol. # 22, 3, p.179-190.
- Mertes, L.a.K., Smith, M.O., Adams, J.B., 1993. Estimating suspended sediment concentrations in surface waters of the Amazon river wetlands from landsat images, *Remote Sensing of Environment*, Vol. # 43, 3, p.281-301.
- Moore, G.K., 1980. Satellite remote-sensing of water turbidity, *Hydrological sciences bulletin -Bulletin des sciences hydrologiques*, Vol. # 25, 4, p.407-421.
- Oyama, Y., Matsushita, B., Fukushima, T., Matsushige, K., Imai, A., 2009. Application of spectral decomposition algorithm for mapping water quality in a turbid lake (Lake Kasumigaura, Japan) from Landsat TM data, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, Vol. # 64, 1, p.73-85.
- Oyama, Y., Matsushita, B., Fukushima, T., Nagai, T., Imai, B., 2007. A new algorithm for estimating chlorophyll-a concentration from multi-spectral satellite data in Case II waters: - A simulation based on a controlled laboratory experiment, *International Journal of Remote Sensing*, Vol. # 28, 7, p.1437-1453.
- Poirier, A.M.T., Cattaneo, A., Hudon, C., 2010. Benthic cyanobacteria and filamentous chlorophytes affect macroinvertebrate assemblages in a large fluvial lake, *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. # 29, 2, p.737-749.
- Rona, D.C., 1977. Remote sensing of turbidity in biscayne bay florida USA, *Florida Scientist*, Vol. # 40, 2, p.174-178.
- Rondeau, B., Cossa, D., Gagnon, P., Bilodeau, L., 2000. Budget and sources of suspended sediment transported in the St. Lawrence River, Canada, *Hydrological Processes*, Vol. # 14, 1, p.21-36.

- Skoog D. A., West D. M., Holler F. J., R., C.S., 2005. Molecular Fluorescence Spectroscopy: Quinine Assay, dans : Analytical chemistry laboratory of University of Kentucky, p.35-39.
- St-Louis, V., Pidgeon, A.M., Clayton, M.K., Locke, B.A., Bash, D., Radeloff, V.C., 2009. Satellite image texture and a vegetation index predict avian biodiversity in the Chihuahuan Desert of New Mexico, *Ecography*, Vol. # 32, 3, p.468-480.
- Strong, A.E., 1978. Chemical whittings and chlorophyll distributions in great lakes as viewed by landsat, *Remote Sensing of Environment*, Vol. # 7, 1, p.61-72.
- Thibault, B., Larouche, P., Dubois, J.-M.M., 2002. Variabilité des phénomènes hydrodynamiques de l'estuaire supérieur du Saint-Laurent à l'aide des données thermiques TM de Landsat-5, *International Journal of Remote Sensing*, Vol. # 23, 3, p.511-524.
- Vis, C., Cattaneo, A., Hudon, C., 2008. Shift from chlorophytes to cyanobacteria in benthic macroalgae along a gradient of nitrate depletion, *Journal of Phycology*, Vol. # 44, 1, p.38-44.
- Vis, C., Hudon, C., Carignan, R., 2003. An evaluation of approaches used to determine the distribution and biomass of emergent and submerged aquatic macrophytes over large spatial scales, *Aquatic Botany*, Vol. # 77, 3, p.187-201.
- Volpe, V., Silvestri, S., Marani, M., 2011. Remote sensing retrieval of suspended sediment concentration in shallow waters, *Remote Sensing of Environment*, Vol. # 115, 1, p.44-54
- Wang, J.J., Lu, X.X., Liew, S.C., Zhou, Y., 2009. Retrieval of suspended sediment concentrations in large turbid rivers using Landsat ETM plus: an example from the Yangtze River, China, *Earth Surface Processes and Landforms*, Vol. # 34, 8, p.1082-1092.
- Wu, G.F., De Leeuw, J., Liu, Y.L., 2009. Understanding Seasonal Water Clarity Dynamics of Lake Dahuchi from In Situ and Remote Sensing Data, *Water Resources Management*, Vol. # 23, 9, p.1849-1861.