

Développement d'une méthodologie
d'évaluation de la dispersion des
rejets des eaux usées dans le
fleuve Saint-Laurent par télédétection
TOME 2 RESULTATS: ANALYSE ET
INTERPRETATION



#103601

Le Groupe
S.M.

Aménatech inc.

Une division du Groupe S.M. inc.

345, boul. Industriel, Sherbrooke (Québec) J1L 1X8
(819) 566-8855 - Télécopieur: (819) 566-0224

2111, boul. Fernand-Lafontaine, Longueuil (Québec) J4G 9Z7
(514) 651-0981 - Télécopieur: 05-268796 - Télécopieur: (514) 651-9542

Développement d'une méthodologie
d'évaluation de la dispersion des rejets
des eaux usées dans le fleuve
Saint-Laurent par télédétection

Pour le compte de
ENVIRONNEMENT CANADA

Tome 2 Résultats: analyse et interprétation



Clément Dubé, M.Sc.
Spécialiste en télédétection



Carmen Pelletier, M.Env.
Chef de service Environnement

Avril 1990

Environnement Canada / Environment Canada
Bibliothèque Montréal Library
105, rue McGill
Montréal (Québec) H2Y 2E7
Tél. / Tel. (514) 283-9503

TD
427-
.H3
D484
1990
t.2

4.0 RÉSULTATS: ANALYSE ET INTERPRÉTATION

4.1 Traitement statistique des paramètres de qualité de l'eau

Le traitement statistique consiste en une analyse des données de terrain subséquemment aux analyses en laboratoire (**annexe 3**). Il faut noter ici que trois (3) paramètres ont été écartés, soit les huiles et graisses (toutes les valeurs sont inférieures à 1,0 mg/l), la DBO₅ (mode d'échantillonnage non approprié pour cette mesure), et la température de l'eau (mesure peu rigoureuse). Compte tenu du nombre de sites relativement faible (10), à chaque secteur, les mesures statistiques les plus justes sont la moyenne (mesure de position), l'écart-type et le coefficient de variation (mesures de dispersion). Les mesures de forme (coefficient d'asymétrie et d'aplatissement) peuvent difficilement être interprétées. Il est important de mentionner que la portée des résultats obtenus de cette analyse demeure limitée à la fois aux environs des sites dans le milieu aquatique (composante espace), et à la fois à la période durant laquelle les échantillons ont été prélevés (composante temps). L'**annexe 4** comprend la fiche des mesures statistiques pour chaque paramètre de qualité de l'eau.



Le tableau 4.1 donne les mesures de la moyenne et du coefficient de variation pour tous les paramètres de qualité de l'eau du secteur *CUM-Vareennes*, pour les deux campagnes d'échantillonnage. Une troisième valeur consiste en la valeur calculée du test *t* de *Student* utilisée pour faire la comparaison entre les deux (2) échantillons (populations) indépendants de petite dimension que sont les données-terrain du 8 et du 16 septembre 1988. Puisque dans la majorité des cas les variances, entre les population comparées, sont inégales, il faut faire appel au test *t* modifié. Ce test, contrairement au test *t* standard (habituel), est plus robuste et il est applicable aux données qui s'éloignent de la normalité (SCHERRER 1984).

4.1.1 SECTEUR *CUM-VARENNES*

4.1.1.2 le 8 septembre 1988

Dans le secteur *CUM-Vareennes*, les valeurs du pH du 8 septembre 1988 sont relativement stables autour d'une valeur moyenne de 7,69. Cette valeur représente un pH légèrement alcalin, et se situe juste au-dessus de la plage des valeurs de pH des eaux naturelles, soit de 7,2 à 7,6 (REID et WOOD 1976). Le site no 2 (en aval de l'île aux Vaches) montre le pH le plus acide (7.35) le site no 7 possède le pH le plus basique (8.05). Ce dernier se retrouve en zone de fort courant, au cap Saint-Michel.

Les valeurs de conductivité sont peu variables autour de la moyenne de 324.5 μmhos . On retrouve la conductivité la plus élevée aux deux sites (nos 1 et 2) immédiatement en aval de l'île aux Vaches. L'émissaire de la *CUM* y déverse les rejets en provenance de l'usine d'épuration. La conductivité au site no 1 (365 μmhos) est nettement supérieure à la valeur moyenne du secteur. Les eaux usées de cet émissaire contiennent vraisemblablement des substances (sels) qui agissent sur la conductance de l'eau à cet endroit.



Tableau 4.1

TEST T DE COMPARAISON DES MOYENNES ET DES ÉCARTS-TYPES
DE DEUX (2) PETITS ÉCHANTILLONS,
MOYENNE, COEFFICIENT DE VARIATION (%) ET POUR TOUS
LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU
SECTEUR CUM-VARENNES, LES 8 ET 16 SEPTEMBRE 1988

PARAMÈTRES	LE 8 SEPTEMBRE 1988		LE 16 SEPTEMBRE 1988		TEST
	\bar{x}	Coefficient de variation (%)	\bar{x}	Coefficient de variation (%)	<i>t</i>
pH	7,69	2,96	7,53	2,96	1,340
conductivité	324,5	4,90	329,0	3,85	0,701
Solides en suspension	10,61	170,49	10,29	78,84	0,051
Turbidité	6,01	138,77	2,86	1,736	1,169
Carbone organique total	4,28	29,37	4,49	22,01	0,415
Nitrates et nitrites	0,063	70,16	0,139	55,47	2,704*
Phosphore total	0,15	99,03	0,342	222,19	0,784
Fer	0,317	54,67	0,376	96,01	0,466
Transparence	1,88	25,30	2,125	17,22	1,007
Chlorophylle a	1,703	68,10	1,254	49,67	1,079
Phéophytin	1,405	70,68	1,014	57,68	1,073
Température de l'eau	18,0	0,0	16,22	1,37	25,281*

* significativement différent

Sauf pour les sites 4 (17 mg/l), 5 (59 mg/l) et 6 (16 mg/l), ce secteur montre des concentrations de solides en suspension extrêmement faibles; même que ces trois sites évoquent encore des concentrations faibles. Si on les retire, la moyenne chute à 1,87 mg/l au lieu de 10,61 mg/l. Les sites 4, 5, et 6 se situent dans une partie bien particulière du secteur, là où l'eau est relativement peu profonde, soit environ 1,7 mètre. Les courants peuvent facilement soulever et remettre en suspension le matériel que l'on retrouve sur le fond. De plus, les sites 5 et 6 se retrouvent très près de l'embouchure du ruisseau de la Commune, ce dernier pouvant constituer une source potentielle d'apport sédimentaire au fleuve. Dans l'ensemble, les concentrations de solides en suspension sont faibles et très variables.

Les valeurs de turbidité suivent un patron relativement semblable à celui des solides en suspension. Encore une fois, ce sont les sites nos 4, 5, et 6 qui ressortent de l'ensemble lequel montre une moyenne de 6,01 UTN et une très forte variabilité. Si ce n'était de ces trois sites, la moyenne serait abaissée à 2,4 UTN.

Les valeurs de carbone organique total affichent une moyenne de 4,28 mg /l et sont moyennement variables. Les sites no 1 et 2 se distinguent avec des valeurs respectives de 7,3 mg C/l et 5,6 mg /l. Ce paramètre met en évidence un certain impact sur le milieu que peuvent avoir les rejets en provenance de l'émissaire de la CUM.

Les valeurs de la concentration des nitrates et des nitrites sont assez faibles (moyenne de 0,063 mg N/l) et relativement variables dans l'ensemble du secteur CUM-Varenes. Les sites nos 3 et 5 ressortent avec des valeurs qui font au moins le double de la moyenne, soit 0,13 et 0,14 mg /l. Ces deux sites sont, pour ainsi dire, les "sentinelles" qui témoignent de la présence de deux émissaires importants qui déversent les rejets des sociétés industrielles *Erco* et *Pétromont*.



Les concentrations de phosphore total, telles que décrites au chapitre 2, ont un impact majeur sur la communauté végétale du milieu aquatique. Dans le secteur CUM-Vareennes, ce paramètre offre un potentiel intéressant pour identifier et localiser les émissaires. En effet, si on exclut les sites nos 4, 6, 8, et 9, la moyenne passe de 0,15 mg /l à 0,07 mg /l. Ces sites montrent respectivement des valeurs de 0,51 0,31 0,14 et 0,11 mg /l. Les sites nos 4 et 6 témoignent des activités des industries ci-haut mentionnées alors que les sites nos 8 et 9 évoquent la présence d'un émissaire qui rejette les eaux usées de la compagnie *Hoescht* et de *N.L. Chem*.

Le fer, à l'instar du phosphore, est concentré aux mêmes sites et par conséquent confirme la présence de ces rejets d'eau usées. En aval de l'île aux Vaches, (sites nos 1 et 2), les concentrations de fer dépassent la moyenne du secteur à 0,317 mg /l.

La transparence de l'eau est un paramètre qui peut renseigner beaucoup sur l'activité biologique du milieu aquatique. La pénétration de la lumière dans l'eau constitue le fondement de cette mesure. Cette mesure fait également référence à toute substance dissoute inorganique. La valeur moyenne de la profondeur du disque de *Secchi* (mesurée sur le terrain) est de 1,88 mètres et varie moyennement d'un site à l'autre. Les sites en aval du cap Saint-Michel (no 7,8,9,10) ont une moyenne de 30% supérieure (2,55 mètres) à la moyenne de l'ensemble du secteur CUM-Vareennes (1,88 mètre). Ce paramètre de la qualité de l'eau, tout comme la turbidité, fait ressortir les caractéristiques hydrauliques du fleuve Saint-Laurent.

La valeur moyenne de la chlorophylle a pour l'ensemble des sites (1,703 µm/l) correspond à des productions de milieux oligotrophes [0 à 4,4 µg/l] selon la classification de la qualité de l'eau de VOLLENWEIDER (1974). Cette classification a été utilisée d'ailleurs par PROVENCHER (1977) pour évaluer la qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent. Les sites nos 4, 5, et 6 sont localisés en zone d'eau peu profonde qui correspond à l'endroit où les plantes submergées (macrophytes) prolifèrent. A ces sites, on retrouve respectivement des concentrations de chlorophylle a de 1,89 de 2,1



et 1,78 $\mu\text{g/l}$; ceci témoigne d'une activité biologique accrue (production primaire aquatique) par rapport aux autres parties du secteur *CUM*-Vareennes. Si on les exclut de l'ensemble, la moyenne diminue de 1,7 à 1,08 $\mu\text{m/l}$. D'autre part, les deux (2) sites en aval de l'île aux Vaches montrent une moyenne de 0,80 $\mu\text{g/l}$.

Les concentration du phéophytin affichent un comportement tout à fait similaire à celui de la chlorophylle *a*, d'un site à l'autre, ce qui n'est rien d'étonnant. Ce paramètre fournit le même type d'information.

A travers cette analyse des paramètres de qualité de l'eau pris individuellement, certains sites attirent l'attention. Ainsi, les sites nos 1 et 2 (en aval de l'île aux Vaches), les sites nos 4, 5, et 6, ainsi que le site no 7 forment trois ensembles qui se distinguent nettement dans le secteur *CUM*-Vareennes.

Pour ce qui est du site no 7, il semble que les caractéristiques hydrauliques du fleuve Saint-Laurent soient prépondérantes; la masse d'eaux usées qui se concentre à l'embouchure et à l'aval du ruisseau de la Commune a aussitôt fait de longer le rivage selon une bande étroite en raison de la force des courants. Le site no 7, étant hors de cette bande, montre des concentrations qui sortent de la moyenne notamment avec la turbidité, les nitrates et les nitrites, le phosphore, et le fer.

Le groupe des sites nos 4, 5 et 6 (parfois le site no 3 s'y rajoute) apparaît de façon très évidente parmi les autres sites. A peu près tous les paramètres de qualité de l'eau permettent de distinguer ce groupe du reste; seuls le pH, la conductivité, ainsi que le carbone organique total ne sont pas parvenus à démontrer la démarcation de ce groupe.

Le groupe des deux sites (nos 1 et 2) en aval de l'île aux Vaches, quant à lui, ressort de l'ensemble des sites grâce à la conductivité, à la turbidité, au carbone organique total, à la chlorophylle *a* et au fer.

Parmi les paramètres mesurés lors de l'échantillonnage sur le terrain, il ressort que dans l'ensemble la turbidité, la chlorophylle *a*, ainsi que le fer sont les plus pertinents. De fait, ces trois (3) paramètres contribuent directement à distinguer simultanément les trois groupes ci-haut discutés.

Il est intéressant à ce stade-ci de voir s'il existe des relations entre les paramètres de qualité de l'eau. Les coefficients de corrélation sont calculés comme décrit au chapitre 3 (section 3.3.2.2). Le tableau 4.2 compile les corrélations existantes parmi l'ensemble des paramètres; seules les corrélations supérieures à 0,5000 sont considérées. Comme attendu, les solides en suspension et la turbidité sont très fortement liés, ainsi que la chlorophylle *a* et le phéophytin. Il est surprenant de constater l'absence de corrélation entre la transparence et la turbidité ou les solides en suspension.

4.1.1.2 le 16 septembre 1988

Les données de la deuxième campagne de terrain, prises dans leur ensemble, ne parviennent pas à faire ressortir aussi des regroupements comme lors de la première campagne. Globalement les distinctions sont beaucoup plus nuancées de sorte qu'il est plus difficile de dégager les groupes de sites. La conductivité ainsi que le carbone organique total permet d'isoler les sites nos 1 et 2. Les solides en suspension, la turbidité permettent de distinguer le site no 7. Le phosphore, tout comme au 8 septembre 1988, permet de faire ressortir le site no 4: ce dernier a une concentration 25 fois supérieur à la moyenne des neuf (9) autres sites du secteur. Le groupe de sites nos 4, 5, 6 est mis en évidence par le truchement de la chlorophylle *a*, du phéophytin, des solides en suspension, et de la turbidité.



Tableau 4.2

CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU
DU SECTEUR CUM-VARENNES, LE 8 SEPTEMBRE 1988

	PHH	CON	SOL	TUR	COT	NIT	PHO	FER	DSE	CHL	PHE	TDE
PH												
CONDUCTIVITÉ												
SOLIDES EN SUSPENSION												
TURBIDITÉ			0,9911									
CARBONE ORGANIQUE TOTAL		0,8729										
NITRATES ET NITRITES			0,5145	0,5276								
PHOSPHORE TOTAL												
FER							0,5571					
TRANSPARENCE						-0,5989						
CHLOROPHYLLE <i>a</i>												
PHÉOPHYTIN										0,9218		

PHH : pH

SOL : solides en suspension

COT : carbone organique total

PHO : phosphore total

CHL : chlorophylle *a*

DSE : transparence: profondeur du
disque de Secchi

CON : conductivité

TUR : turbidité

NIT : nitrates et nitrites

FER : fer

PHE : phéophytin

Un nouveau groupe a vu le jour avec les données du 16 septembre. En effet, le pH (plus acide; 7,27) , la turbidité (plus élevée;5,5),et le fer (beaucoup plus élevé à 1.04 mg/l) ont permis de distinguer les sites nos 8 et 9. L'emplacement des ces deux (2) sites a été choisi , à l'origine, dans le but de capter les effets du rejet des eaux usées par les sociétés industrielles *Hoescht* et *N.L. Chem*.

Le **tableau 4.3** comporte les corrélations existantes parmi l'ensemble des paramètres de qualité de l'eau. On retrouve les corrélations entre les solides en suspension et la turbidité, et entre la chlorophylle *a* et le phéophytin; elles sont cependant plus faibles. D'autre part, on note une très forte corrélation entre le fer et la turbidité, et également entre la transparence et la conductivité. Par ailleurs, on remarque que le pH est associé à la conductivité et au fer; une augmentation de la concentration du fer dans l'eau conjointement à l'accroissement des sels dissous contribuent en effet à rendre l'eau plus acide, donc à abaisser le pH. Finalement, on peut voir certains liens entre la transparence et le carbone organique total.



Tableau 4.3

CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU
DU SECTEUR CUM-VARENNES, LE 16 SEPTEMBRE 1988

	PHH	CON	SOL	TUR	COT	NIT	PHO	FER	DSE	CHL	PHE	TDE
PH												
CONDUCTIVITÉ	-0,7594											
SOLIDES EN SUSPENSION												
TURBIDITÉ	-0,5562		0,7274									
CARBONE ORGANIQUE TOTAL		0,5547		-0,5035								
NITRATES ET NITRITES				-0,4902	0,7276							
PHOSPHORE TOTAL			0,5555									
FER	-0,7446		0,5491	0,9184								
TRANSPARENCE		-0,8391			-0,7729							
CHLOROPHYLLE <i>a</i>			0,5133									
PHÉOPHYTIN			0,6507							0,8783		

PHH : pH

SOL : solides en suspension

COT : carbone organique total

PHO : phosphore total

CHL : chlorophylle *a*

DSE : transparence: profondeur du
disque de Secchi

CON : conductivité

TUR : turbidité

NIT : nitrates et nitrites

FER : fer

PHE : phéophytin

4.1.1.3 comparaison entre les deux (2) campagnes d'échantillonnage

On peut remarquer tout d'abord que les deux (2) campagnes de terrain fournissent des données qui ne s'interprètent pas de façon identique. Cinq (5) paramètres de qualité de l'eau montrent des changements relativement importants du 8 au 16 septembre 1988. La moyenne des concentrations des solides en suspension et celle de la turbidité sont fortement réduites, alors que la transparence augmente. Parallèlement, les concentrations de phosphore et de nitrates et de nitrites sont doublées. Deux principales causes peuvent être à la source de ces changements; une modification des quantités des eaux usées rejetées dans le fleuve, et une modification des caractéristiques hydrauliques du fleuve. Il apparaît vraisemblable que la vitesse des vents, nettement plus faibles le 16 septembre, puisse expliquer les changements qui surviennent dans le régime (courant) du fleuve (HORN et MORISSEY 1984). Des courants de surface moins forts ont un effet direct sur l'entraînement des solides en suspension, donc sur la turbidité et la transparence de l'eau. Il se peut alors que le mélange des eaux soit moins prononcé, de sorte que le phosphore et les nitrates et les nitrites soient plus concentrés.

Dans le but de vérifier ces différences, on a calculé la corrélation existante entre les deux campagnes, paramètre par paramètre. De tous les paramètres, seul le phosphore affiche un comportement similaire lors des deux (2) campagnes d'échantillonnages. La transparence (profondeur du disque de *Secchi* en mètre) affiche une corrélation moyenne (tableau 4.4). L'utilisation du *test t* de comparaison de deux échantillons (voir au tableau 4.12) a permis de voir que seuls les nitrates et les nitrites sont significativement différents (à 0,01) d'une campagne de terrain à l'autre. Plusieurs de paramètres ont des moyennes qui varient substantiellement du 8 au 16 septembre 1988. Cependant, la très grande variabilité (coefficient de variation élevé) qui caractérise les concentrations d'un site à l'autre fait que d'une date à l'autre les distinctions ne sont pas significatives.

Tableau 4.4

CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU
DU 8 ET DU 16 SEPTEMBRE 1988 DU SECTEUR CUM-VARENNES

	PHH	CON	SOL	TUR	COT	NIT	PHO	FER	DSE	CHL	PHE	TDE
PH	0,5191											
CONDUCTIVITÉ		0,5086										
SOLIDES EN SUSPENSION			0,5017									
TURBIDITÉ				0,1591								
CARBONE ORGANIQUE TOTAL					0,4042							
NITRATES ET NITRITES						0,5353						
PHOSPHORE TOTAL							0,8667					
FER								0,5664				
TRANSPARENCE									0,6311			
CHLOROPHYLLE <i>a</i>										0,1024		
PHÉOPHYTIN											0,2896	

PHH : pH

SOL : solides en suspension

COT : carbone organique total

PHO : phosphore total

CHL : chlorophylle *a*

**DSE : transparence: profondeur du
disque de Secchi**

CON : conductivité

TUR : turbidité

NIT : nitrates et nitrites

FER : fer

PHE : phéophytin

4.1.2 SECTEUR DE SOREL

4.1.2.1 le 8 septembre 1988

Le **tableau 4.5** compile la moyenne, le coefficient de variation et la valeur calculée du *test t* de comparaison de deux échantillons. La moyenne du pH du secteur de Sorel est du même ordre de grandeur que la moyenne du pH du secteur CUM-Vareennes. L'ensemble des dix (10) sites montre des valeurs relativement homogènes. C'est le site no 2 qui possède le pH le plus acide (7,2) et ce sont les sites nos 9 et 10 qui montrent le pH le plus basique (7,95 et 7,9).

Les valeurs de conductivité sont très homogènes autour d'une moyenne de 313 μmhos . Seul le site no 3 se distingue avec une conductivité de 330 μmhos . D'autre part, l'étude de BÉLAND et DEMERS 1981 révèle que la conductivité des eaux de la rivière Richelieu (0-175 μmhos) est nettement inférieure à celle des eaux du fleuve Saint-Laurent à 250-340 μmhos .

Les solides en suspension constituent un paramètre extrêmement variable d'un site à l'autre. Les sites nos 4, 5, et 6 forment un groupe distinct par rapport au reste de l'ensemble avec des concentrations respectives de 69, 13, et 6,5 mg/l; si on les exclut, la moyenne de l'ensemble passe de 11,52 mg/l à 3,81 mg/l. Ce groupe de sites est situé au coeur du panache (trace noire) qui correspond au rejet de QIT Fer et Titane. A l'opposé, les sites nos 9 et 10, situés plus au large et à l'écart de courants qui transportent les polluants, montrent une concentration moyenne de solides en suspension de 1,8 mg/l.



Tableau 4.5

TEST T DE COMPARAISON DES MOYENNES ET DES ÉCARTS-TYPES
DE DEUX (2) PETITS ÉCHANTILLONS,
MOYENNE, COEFFICIENT DE VARIATION (%) ET POUR TOUTS
LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU
SECTEUR DE SOREL, LES 8 ET 16 SEPTEMBRE 1988

PARAMÈTRES	LE 8 SEPTEMBRE 1988		LE 16 SEPTEMBRE 1988		TEST
	\bar{x}	Coefficient de variation (%)	\bar{x}	Coefficient de variation (%)	<i>t</i>
pH	7,75	3,05	7,48	3,02	2,581
conductivité	313,0	2,41	322,0	3,60	2,059
Solides en suspension	11,52	177,5	10,29	78,84	0,177
Turbidité	8,3	113,63	6,74	83,40	0,449
Carbone organique total	3,82	16,96	3,92	13,70	0,376
Nitrates et nitrites	0,048	44,79	0,223	81,61	3,020*
Phosphore total	0,037	1,82	0,324	52,78	5,37*
Fer	1,588	161,8	0,902	83,93	0,810
Transparence	1,25	37,04	1,64	37,07	1,614
Chlorophylle a	1,587	8,8	1,416	34,46	1,065
Phéophytin	0,599	13,96	0,702	23,36	1,769
Température de l'eau	19,2	2,19	17,25	2,46	10,308*

* significativement différent

L'évolution de la turbidité d'un site à l'autre est relativement semblable à celle des solides en suspension. Le groupe des sites nos 3, 4, 5 et 6 ressort tout aussi nettement avec des concentrations de 34, 12, 6,4 et 7,2 UTN. Ces fortes valeurs de turbidité sont directement associées à la présence du panache (trace noire). Si on les retire de l'ensemble, la moyenne de la turbidité s'abaisse à 3,9 UTN.

Le carbone organique total est relativement homogène autour d'une moyenne de 3,82 mg C/l. Seuls les sites no 4 (5,1 mg C/l) et no 9 (4,8 mg C/l) sortent de l'ensemble. Le site no 4 correspond encore une fois au rejet de la *QIT Fer et Titane*.

Les nitrates et nitrites ainsi que le phosphore sont des paramètres caractérisés par une distribution très serrée autour d'une moyenne relativement faible.

La concentration du fer, quoique très élevée dans l'ensemble, met en évidence la trace noire par l'entremise notamment du site no 4 (8,8 mg/l). Les sites nos 2, 3, 4, et 5 se distinguent du reste, en raison notamment du rejet de la *QIT Fer et Titane*, mais aussi à cause du panache lié au rejet de la *Tioxide* (trace blanche). Si on retire ces sites, la moyenne décroît à 0,5 mg/l. Par ailleurs, les sites nos 1 et 10 affichent les concentrations les plus faibles, soit 0,25 et 0,27 mg/l.

La transparence met également en évidence le groupe des sites nos 4, 5, et 6. Dans l'ensemble, le secteur de Sorel montre des eaux relativement peu transparente (moyenne de 1,25 m de profondeur du disque de *Secchi*).

On retrouve le maximum de chlorophylle *a* aux sites nos 4 et 8. La valeur minimale survient au site no 2. Paradoxalement, la concentration maximale du phéophytin se trouve au site no 2.

Parmi les dix (10) sites d'échantillonnage du secteur de Sorel, le site no 4 ressort très nettement grâce aux solides en suspension, à la turbidité, au carbone organique total,

au fer, à la chlorophylle *a* et à la transparence. Trois (3) de ces paramètres, soit les solides en suspension, la turbidité et le fer permettent d'isoler le groupe des sites nos 4, 5, et 6. D'autre part, le site no 2 est mis en évidence par les nitrates et les nitrites, la chlorophylle *a* et le phéophytin. Finalement, le site éloigné no 10 se distingue des autres par les solides en suspension, le fer et la transparence par des valeurs plus faibles.

Le **tableau 4.6** met en évidence les principales corrélations qui existent entre le paramètre de qualité de l'eau en date du 8 septembre. On y remarque que la turbidité est fortement liée aux solides en suspension. Il en va de même pour le fer avec les solides en suspension et la turbidité. Ces corrélations résument les fortes associations entre le fer, les solides en suspension et la turbidité. La transparence se joint (un peu moins corrélée) à ce groupe de paramètres de qualité de l'eau. Par ailleurs, on note une relation qui unit le pH à la conductivité. Fait à noter, la chlorophylle *a* et le phéophytin expriment une corrélation sous la barre de 0,5000. Finalement, il y a le carbone organique total qui tisse des liens avec la turbidité.

4.1.2.2 le 16 septembre 1988

Comparativement à la première campagne de terrain, le pH de la deuxième campagne est relativement plus faible, avec une moyenne de 7.48. Le pH le plus acide est mesuré au site no 2.

La conductivité fait ressortir les sites nos 2 et 3 de l'ensemble très peu variable autour de sa moyenne de 322 µmhos.

Le groupe des sites nos 4, 5, et 6, montre toujours les plus fortes concentrations de solides en suspension, quoique la discrimination est plus faible. Parallèlement, le site no 4 émerge de l'ensemble au niveau de la turbidité (22 UTN); dans ce cas aussi la marge qui le sépare de la moyenne est amoindrie.



Tableau 4.6

CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU
DU SECTEUR DE SOREL, LE 8 SEPTEMBRE 1988

	PHH	CON	SOL	TUR	COT	NIT	PHO	FER	DSE	CHL	PHE	TDE
PH												
CONDUCTIVITÉ	-0,7873											
SOLIDES EN SUSPENSION												
TURBIDITÉ			0,9847									
CARBONE ORGANIQUE TOTAL			0,6764	0,7078								
NITRATES ET NITRITES												
PHOSPHORE TOTAL												
FER			0,9895	0,9812	0,6820							
TRANSPARENCE			-0,7341	-0,7895			-0,5517	-0,7192				
CHLOROPHYLLE <i>a</i>	0,7483					0,4958						
PHÉOPHYTIN						-0,6319				-0,4937		

PHH : pH

SOL : solides en suspension

COT : carbone organique total

PHO : phosphore total

CHL : chlorophylle *a*

DSE : transparence: profondeur du
disque de Secchi

CON : conductivité

TUR : turbidité

NIT : nitrates et nitrites

FER : fer

PHE : phéophytin

Au niveau du carbone organique total les valeurs maximum et minimum surviennent successivement au sites nos 3 et 4. L'ensemble des concentrations sont relativement stables autour de la moyenne de 3,92 mg /l.

Les concentrations de nitrates et nitrites, et le phosphore ont augmenté respectivement de 5 fois et de 9 fois, ce qui est vraiment étonnant.

Pour les concentrations de fer, le groupe des sites nos 4, 5 et 6 se démarque de la moyenne (0,902 mg/l) mais beaucoup plus subtilement. Ceci tient peut-être du fait que dans l'ensemble, la concentration de fer en deuxième campagne d'échantillonnage est nettement plus faible que lors de la première campagne terrain.

Concernant la transparence de l'eau, seul le site no 4, et non le groupe 4 5 6, se distingue et encore là avec beaucoup moins d'emphase.

La concentration de la chlorophylle *a* et du phéophytin atteint un maximum aux sites nos 7 et 8, en aval du confluent des eaux de la rivière Richelieu avec les eaux du fleuve Saint-Laurent.

Le **tableau 4.7** compile toutes les corrélations (supérieures à 0,5000) entre les paramètres de qualité de l'eau. On retrouve presque intégralement les mêmes relations qu'au **tableau 4.6**. Ainsi le fer, la turbidité, les solides en suspension et la transparence sont des paramètres liés.

Tableau 4.7

CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU
DU SECTEUR DE SÔREL, LE 16 SEPTEMBRE 1988

	PHH	CON	SOL	TUR	COT	NIT	PHO	FER	DSE	CHL	PHE	TDE
PH												
CONDUCTIVITÉ	-0,6907											
SOLIDES EN SUSPENSION												
TURBIDITÉ			0,9496									
CARBONE ORGANIQUE TOTAL												
NITRATES ET NITRITES	-0,6073	0,6136										
PHOSPHORE TOTAL												
FER			0,8757	0,9756								
TRANSPARENCE			-0,6185	-0,5635			-0,5245	-0,5409				
CHLOROPHYLLE <i>a</i>	0,5273	-0,8232							-0,5877			
PHÉOPHYTIN	0,5409									0,7485		

PHH : pH

SOL : solides en suspension

COT : carbone organique total

PHO : phosphore total

CHL : chlorophylle *a*

**DSE : transparence: profondeur du
disque de Secchi**

CON : conductivité

TUR : turbidité

NIT : nitrates et nitrites

FER : fer

PHE : phéophytin

4.1.2.3 *comparaison entre les deux campagnes d'échantillonnage*

Dans l'ensemble, la campagne de terrain du 16 septembre 1988 ne permet pas de discriminer aussi bien le site no 4 ou le groupe des sites nos 4, 5, et 6 du reste des autres sites du secteur de Sorel. On retrouve le même phénomène que dans le secteur *CUM-Varennnes* alors que la concentration des solides en suspension, et de la turbidité, et du fer diminue alors que la transparence augmente. Aussi les paramètres de la campagne d'échantillonnage du 16 septembre 1988 montrent des coefficients de variation à la baisse (tout comme pour le secteur *CUM-Varennnes*). Il semble donc se confirmer que la vélocité du vent a un effet sur le mélange des eaux et par conséquent sur la concentration des paramètres de qualité de l'eau.

Dans le but de vérifier ces différences, on a calculé la corrélation existante entre les deux campagnes, paramètre par paramètre. De toute évidence, les paramètres de qualité de l'eau d'une campagne à l'autre sont presque tous bien corréllés (tableau 4.8). Par conséquent, on peut affirmer que la distribution spatiale des concentrations de presque tous les paramètres est relativement constante dans le temps. Seuls le carbone organique total, les nitrates et nitrites, et le phosphore total font bande à part.



Tableau 4.8

CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU
DU 8 AU 16 SEPTEMBRE 1988 DU SECTEUR DE SOREL

	PHH	CON	SOL	TUR	COT	NIT	PHO	FER	DSE	CHL	PHE	TDE
PH	0,8853											
CONDUCTIVITÉ		0,5919										
SOLIDES EN SUSPENSION			0,9661									
TURBIDITÉ				0,9250								
CARBONE ORGANIQUE TOTAL					-0,3941							
NITRATES ET NITRITES						-0,5044						
PHOSPHORE TOTAL							0,1845					
FER								0,9143				
TRANSPARENCE									0,5218			
CHLOROPHYLLE <i>a</i>										0,6031		
PHÉOPHYTIN											-0,5568	

PHH : pH

SOL : solides en suspension

COT : carbone organique total

PHO : phosphore total

CHL : chlorophylle *a*

DSE : transparence: profondeur du
disque de Secchi

CON : conductivité

TUR : turbidité

NIT : nitrates et nitrites

FER : fer

PHE : phéophytin

Par ailleurs, l'utilisation du *test t* de comparaison de deux échantillons (voir au tableau 4.16) permet de constater que seuls les nitrates et les nitrites, ainsi que le phosphore sont significativement différents (à 0,01) d'une campagne de terrain à l'autre. Le pH montre une valeur de *t* calculée (2,58) tout près de la valeur critique (2,70), ce qui signifie que ce paramètre est différent presque de façon significative du 8 au 16 septembre 1988. Tout comme dans le secteur *CUM-Varennes*, la majorité des paramètres ont des moyennes qui varient beaucoup du 8 au 16 septembre 1988. Cependant, la très grande variabilité (coefficient de variation élevé), qui caractérise les concentrations d'un site à l'autre, fait que d'une date à l'autre les distinctions ne sont pas significatives.

4.2 Traitement des données de télédétection

Le traitement des données de télédétection comprend deux (2) activités; la photo-interprétation des photographies infrarouges fausse couleur et le traitement numérique des données acquises par les radiomètres satellitaires *Thematic Mapper (LANDSAT)*, *HRV (SPOT)* et aéroporté *MEIS-II*. Il est clair que le traitement numérique, ou l'analyse quantitative, est l'activité la plus importante du fait qu'elle est seule à pouvoir permettre le développement mathématique de modèles qui relient les paramètres de qualité de l'eau aux valeurs de réflectance mesurées par les instruments de télédétection.

4.2.1 PHOTO-INTERPRÉTATION

Une photo-interprétation sommaire a été réalisée à partir des photographies infrarouge fausse couleur est reportée sur les figures 3.27 et 3.28. Il y a trois (3) classes principales de densité de végétation aquatique submergée (macrophytes) et trois (3) classes de concentration de solides en suspension. Sur ces photos la présence des émissaires, par l'entremise de l'abondance de végétation submergée (macrophytes), est relativement évidente. L'analyse qualitative permet de dégager rapidement un portrait global de certains impacts de la pollution sur le milieu aquatique pour les secteurs d'intérêt.

4.2.2 TRAITEMENT NUMÉRIQUE DES IMAGES DE TÉLÉDÉTECTION

L'analyse des données de télédétection se fait de façon numérique pour la majorité des étapes. Il y a trois (3) étapes dans la réalisation de la présente activité, soit (1) le pré-traitement des données, (2) l'analyse visuelle des images et (3) la manipulation des bandes spectrales

4.2.2.1 *Pré-traitement*

Les pré-traitements des images de télédétection consistent à faciliter l'extraction de l'information nécessaire à la modélisation des paramètres de qualité de l'eau. Un ensemble de techniques a donc été utilisé pour corriger la géométrie, la radiométrie et la composante atmosphère. A cela s'ajoutent des manipulations spécifiques qui permettent de préparer adéquatement l'analyse.



i) correction géométrique

Compte tenu du fait que la présentation des résultats n'implique pas la superposition de cartes à des documents existants, le rôle des corrections géométriques se limite donc à positionner correctement les sites d'échantillonnage dans l'image.

ii) correction radiométrique

Comme expliqué précédemment, les images brutes sont affectées, à différents degrés, par du bruit dont les origines sont multiples. La composante atmosphère constitue une de ces sources d'atténuation du rayonnement au niveau du capteur. La diffusion apparaît comme étant le phénomène le plus évident relié à la composante atmosphère.

Parmi toutes les techniques développées pour corriger la composante atmosphère, on a retenu la technique simple de la soustraction *d'objet sombre* ("dark pixel"). Compte tenu du fait que l'étude actuelle ne comporte aucune comparaison temporelle de données, il ne s'avère donc pas nécessaire d'utiliser une méthode complexe ou théorique, lesquelles font intervenir des modèles de transfert radiatif. Il faut d'abord identifier les valeurs minimales de chaque bande spectrale. Le **tableau 4.9** compile ces valeurs pour tous les survols aéroportés d'intérêt du secteur *CUM-Varènnés*. On remarque que les valeurs minimum pour les bandes spectrales 1 (733.76-766.05 nm), 3 (846.21-900.69 nm) et 6 (506.09-530.05 nm) sont anormalement élevées. La seule véritable explication de ces écarts est probablement liée à la calibration du capteur. L'impact de ces valeurs minimum élevées est nul en autant que la variabilité de la réflectance soit comprise entre ces minimums et le maximum de 255. Il est évident que plus la valeur minimum est élevée, plus la portée dynamique est limitée et par conséquent, les probabilités sont plus grandes pour que l'on obtienne de la saturation dans l'image.



Tableau 4.9

VALEURS MINIMUMS DES NIVEAUX DE GRIS DE CHAQUE BANDE
SPECTRALE DU CAPTEUR *MEIS-II*, PAR SURVOL À VARENNES
LE 8 SEPTEMBRE 1988

BANDE SPECTRALE	SURVOLS		
	NO 1	NO 3	NO 4
1	108*	38	37
2	49	46	46
3	62*	36	32
4	69	65	63
5	42	41	37
6	102*	51	47
7	58	55	57
8	97	92	89

* valeurs extrêmes

Les minimums obtenus à Sorel sont légèrement supérieurs à ceux de Varennes, en moyenne deux (2) niveaux de gris (tableau 4.10). Ceci peut être attribuable au fait que les survols de Sorel ont été effectués un plus tard dans la journée et que, par conséquent, l'angle solaire incident est plus élevé, l'atmosphère est davantage réchauffé, et le taux d'humidité accru. La corrélation entre les valeurs minimum de Sorel et de Varennes est de 98.57%, ce qui indique une constance dans la relation [diffusion - longueur d'onde]. Moins fortement que dans le cas des images de Varennes, les images de Sorel sont également marquées de valeurs minimum anormalement élevées; soit avec les bandes spectrales 2 (655,31-694.81 nm) et 8 (532.53-564.38 nm).

La relation de ces valeurs avec la longueur d'onde (figure 4.1) illustre clairement l'accroissement inversement proportionnel de la diffusion en fonction de la longueur d'onde, comme décrit théoriquement dans la section Méthodologie (CHAVEZ 1988).

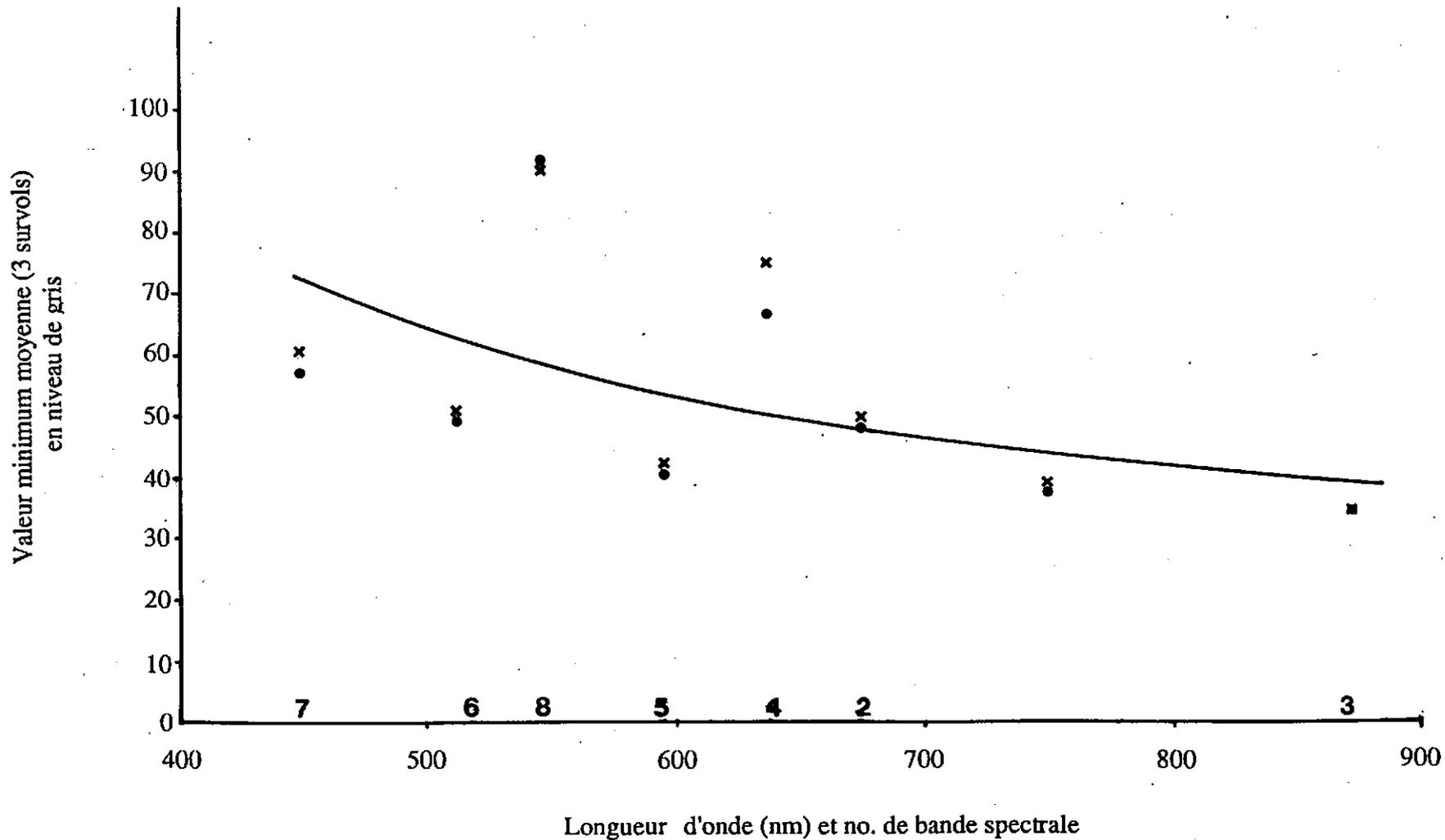
Cette opération est également réalisée pour les données satellitaires *LANDSAT TM* et *SPOT (HRV)*, et ce, pour les deux secteurs.

Tableau 4.10

VALEURS MINIMUMS DES NIVEAUX DE GRIS DE CHAQUE BANDE
SPECTRALE DU CAPTEUR *MEIS-II* PAR SURVOL À SOREL
LE 8 SEPTEMBRE 1988

BANDE SPECTRALE	SURVOLS		
	NO 1	NO 2	NO 4
1	39	40	36
2	48	52	61*
3	35	35	32
4	72	76	77
5	40	42	44
6	46	51	53
7	59	60	63
8	91	91	104*

* valeurs extrêmes



Relation entre les valeurs minimum des huit (8) bandes spectrales du capteur *MEIS-II* et les longueurs d'onde des secteurs *CUM-Varennnes* (.) et de *Sorel* (x)

FIGURE 4.1

iii) positionnement des sites sur les images et fenêtrage

Quatre survols, ou lignes de vol, se sont avérés nécessaires pour couvrir la superficie de chaque secteur étudié. Pour des fins de "sécurité" de couverture spatiale d'un secteur, il avait été convenu lors de la préparation du plan de vol que chaque survol se superpose d'environ 20-25% avec le survol adjacent. De ce fait, il se peut qu'un site d'échantillonnage se retrouve dans deux images (survol) différentes. Le choix d'un seul survol pour chaque site s'impose, et il est fondé sur une règle bien simple; chaque site doit se trouver le plus près possible du nadir (centre de l'image) pour éviter les effets possibles de l'illumination qui résulte du fonctionnement du capteur. De plus, il est préférable que l'ensemble des sites se retrouve sur le moins de survols possible car d'un survol à l'autre, de nombreux paramètres (géométrie de visée et d'illumination solaire, calibration, etc.) sont susceptibles de changer. Les **tableaux 4.11 et 4.12** montrent le choix des sites d'échantillonnage par survol, respectivement pour les secteurs *CUM-Varenes* et de *Sorel*.

D'autre part, l'opération de fenêtrage a été utilisée pour réduire les erreurs de positionnement, et aussi les erreurs d'ordre radiométrique. L'**annexe 5** compile les résultats de l'application d'une fenêtre de dimension [3X3] et d'une fenêtre de dimension [5X5] autour de la valeur spectrale de tous les sites et ce, pour toutes les bandes spectrales des données numériques aéroportées. On y retrouve également l'application d'une fenêtre de dimension [3X3] aux données satellitaires *Thematic Mapper (LANDSAT)*; la fenêtre [5X5] est trop grande compte tenu de la résolution spatiale (30X30 m) et par conséquent du risque d'inclure des pixels de terre avec ceux du milieu aquatique. Notons ici que c'est la réflectance spectrale moyenne de la fenêtre qui est utilisée dans le processus de modélisation des paramètres de qualité de l'eau.



Tableau 4.11

SÉLECTION DES SURVOLS AÉROPORTÉS POUR
LE POSITIONNEMENT DES SITES DU SECTEUR CUM-VARENNES

NO DU SITE	SURVOLS			
	NO 1	NO 2	NO 3	NO 4
1	X			
2	X			
3			X	
4				X
5				X
6				X
7				X
8				X
9				X
10*				X

* hors des limites du survol no 4

Tableau 4.12

SÉLECTION DES SURVOLS AÉROPORTÉS POUR
LE POSITIONNEMENT DES SITES DU SECTEUR DE SOREL

NO DU SITE	SURVOLS			
	NO 1	NO 2	NO 3	NO 4
1	X			
2	X			
3	X			
4		X		
5		X		
6		X		
7		X		
8				X
9				X
10				X

Le **tableau 4.13** compile les coefficients de variation des valeurs spectrales dans les fenêtres pour les données aéroportées dans le secteur *CUM-Vareennes*. En général, les coefficients de variation sont légèrement plus faibles pour la fenêtre de dimension [3X3]. Dans l'ensemble, ces coefficients sont faibles (autour de 6%) et témoignent par conséquent de l'homogénéité spectrale des pixels (fenêtre 3x3 et 5x5) entourant le pixel qui correspond à la position de chaque site d'échantillonnage dans l'image.

Le **tableau 4.14** contient les coefficients pour le secteur de Sorel. Les coefficients de variations sont du même ordre de grandeur que ceux du secteur *CUM-Vareennes*. Par contre, certains sites attirent l'attention. C'est le cas du site no 4 dont la plus grande variabilité des valeurs spectrales des bandes 3 (846-895 nm) et 4(622-659 nm) dans les fenêtres est attribuable à l'étroitesse du panache (trace noire) où se situe le site, et conséquemment au contraste élevé par rapport aux eaux environnantes. Le site 8, qui est situé dans une zone d'interface [eau claire du fleuve - eaux polluées], exprime une grande variation (30%) avec la bande 3 (846-895 nm).

Le **tableau 4.15** réunit les coefficients de variation tirés des images satellitaires (*LANDSAT TM*) des deux secteurs. Vu la dimension nettement plus grande des pixels au sol, il faut s'attendre à ce que la variation soit plus grande par rapport à celle provenant des données aéroportées. En effet les coefficients de variation moyens oscillent entre 23% et 27%.

Tableau 4.13

COEFFICIENTS DE VARIATION MOYENS (8 BANDES SPECTRALES)
POUR LES DEUX DIMENSIONS DE FENÊTRES APPLIQUÉES AUX DONNÉES
AÉROPORTÉES, SECTEUR CUM-VARENNES, LE 8 SEPTEMBRE 1988

NO DU SITE	COEFFICIENT DE VARIATION MOYEN (%)	
	FENÊTRE [3X3]	FENÊTRE [5X5]
1	3,7	5,6
2	9,6	11,6
3*	9,4	11,8
4	5,7	6,6
5	3,6	4,3
6*	4,6	6,7
7	4,7	5,6
8	4,3	4,1
9	4,6	6,0
MOYENNE:	5,58	6,92

* site dont la réflectance de l'eau est contaminée par la réflectance du fond

Tableau 4.14

COEFFICIENTS DE VARIATION MOYENS (8 BANDES SPECTRALES)
 POUR LES DEUX DIMENSIONS DE FENÊTRES APPLIQUÉES AUX DONNÉES
 AÉROPORTÉES, SECTEUR SOREL, LE 8 SEPTEMBRE 1988

NO DU SITE	COEFFICIENT DE VARIATION MOYEN (%)	
	FENÊTRE [3X3]	FENÊTRE [5X5]
1	5,0	5,0
2	5,25	5,5
3	5,0	8,13
4	8,75	14,63
5	4,0	4,5
6*	3,1	3,5
7	2,25	3,25
8	8,0	8,4
9	9,0	8,9
10	14,5	14,9
MOYENNE:	6,49	6,19

* site dont la réflectance de l'eau est contaminée par la réflectance du fond

Tableau 4.15

COEFFICIENTS DE VARIATION MOYENS (6 BANDES SPECTRALES)
 POUR UNE FENÊTRE DE DIMENSION [3X3] APPLIQUÉE AUX DONNÉES
 SATELLITAIRES *THEMATIC MAPPER (LANDSAT TM)* POUR LES DEUX SECTEURS,
 LE 16 SEPTEMBRE 1988

NO DU SITE	COEFFICIENT DE VARIATION (%)	
	SECTEUR <i>CUM-</i> VARENNES	SECTEUR DE SOREL
1	28,0	18,2
2	18,3	33,9
3	*	28,9
4	22,1	24,5
5	32,1	17,0
6	*	*
7	34,8	26,0
8	32,4	23,0
9	19,7	33,0
10	26,2	30,0
MOYENNE:	26,7	23,1

* Site dont la réflectance de l'eau est contaminée par la réflectance du fond.

iv) correction de l'illumination

Compte tenu du fonctionnement du radiomètre aéroporté *MEIS-II*, il se peut que le phénomène d'illumination (section 3.4.2.1) se produise. Le tracé de profils (dans l'image numérique) transversaux à la direction des vol, c'est-à-dire dans l'axe de balayage, ne révèle en rien la présence de ce phénomène pour les données aéroportées des deux secteurs d'étude. Aucune correction n'a donc été faite en ce sens.

v) documentation des sites

Une fois bien localisé dans les images aéroportées, chaque site a été documenté de façon à mieux connaître ses paramètres relatifs à la géométrie de visée ainsi que les paramètres de la géométrie d'illumination solaire. Plusieurs de ces paramètres sont utilisés dans le processus de conversion des données de niveaux de gris en réflectance corrigée. L'annexe 6 contient une fiche de documentation pour chacun des sites des deux secteurs étudiés.

vi) conversion des niveaux de gris (DN)

Dans le but de développer la modélisation des paramètres de qualité de l'eau en fonction de quantités physiques mesurables, une conversion des niveaux de gris (DN) originaux s'impose. Compte tenu du fait que les sites d'échantillonnage proviennent de différents survols, dans le cas des données aéroportées, il est absolument nécessaire d'effectuer cette transformation. De plus, autant pour les données aéroportées que pour les données satellitaires, la comparaison du comportement spectral de l'ensemble des sites d'une bande spectrale ne peut se faire sans cette conversion. Dans le présent cas, les quantités physiques concrètes sont la luminance corrigée et la réflectance corrigée. La section 3.4.2.1 explique en détail tous les calculs impliqués dans la



méthode de conversion utilisée, à la fois pour les données aéroportées et à la fois pour les données satellitaires.

On retrouve à l'**annexe 5** un sommaire des valeurs de trois(3) variables (niveaux de gris, luminance et réflectance) pour les données brutes et corrigées. Un point très important à mentionner ici: quoique l'on parle de *réflectance corrigée*, nous avons opté dans le présent rapport de l'appeler *réflectance apparente corrigée* parce que la correction atmosphérique, appliquée aux données, suit une méthode dite approchée (empirique) et non pas théorique.

vii) découpage en sous-image

Que ce soit les données satellitaires ou aéroportées, la dimension originale des images dépasse le cadre de travail des deux secteurs étudiés, lequel est délimité par l'extension spatiale de l'ensemble des sites. Un découpage en sous-images de taille plus petite permet la manipulation des données, notamment dans le cas des images d'origine satellitaire (ex.: taille de 512x512 pixels).

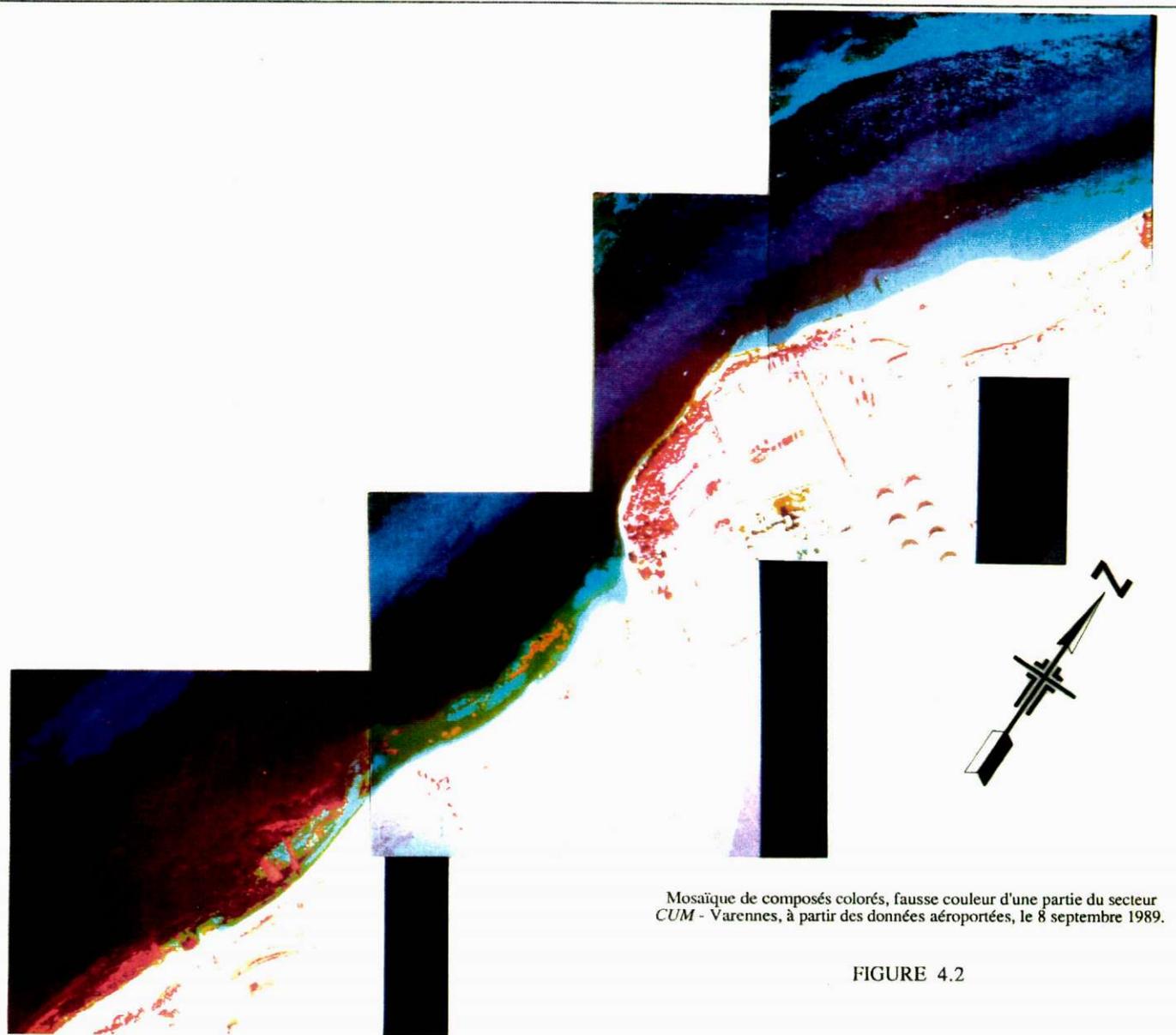


4.2.2.2 Analyse visuelle des images

Tel qu'expliqué au chapitre 3, il est indispensable de rehausser les images par la technique d'étalement des histogrammes des fréquences des niveaux de gris. La **figure 4.2** présente le composé coloré fausse couleur (en mosaïque) d'une partie du secteur *CUM-Vareennes* (centrée sur l'embouchure du ruisseau de la Commune). Les fortes concentrations de végétation aquatique (macrophytes) y sont très évidentes dans les teintes rougeâtres, de même que la zone de faible profondeur d'eau en teintes verdâtres et bleutées. Fait à remarquer, la végétation aquatique constitue un excellent indicateur de la position de certains émissaires; les rejets de phosphore dans le milieu entraînent la prolifération des plantes aquatiques. La **figure 4.3** concerne le secteur de Sorel. On y distingue les deux principales évidences de pollution (traces blanche et noire), les apports en sédiments de la rivière Richelieu, et les zones où la végétation aquatique est fortement concentrée (à proximité de la marina).

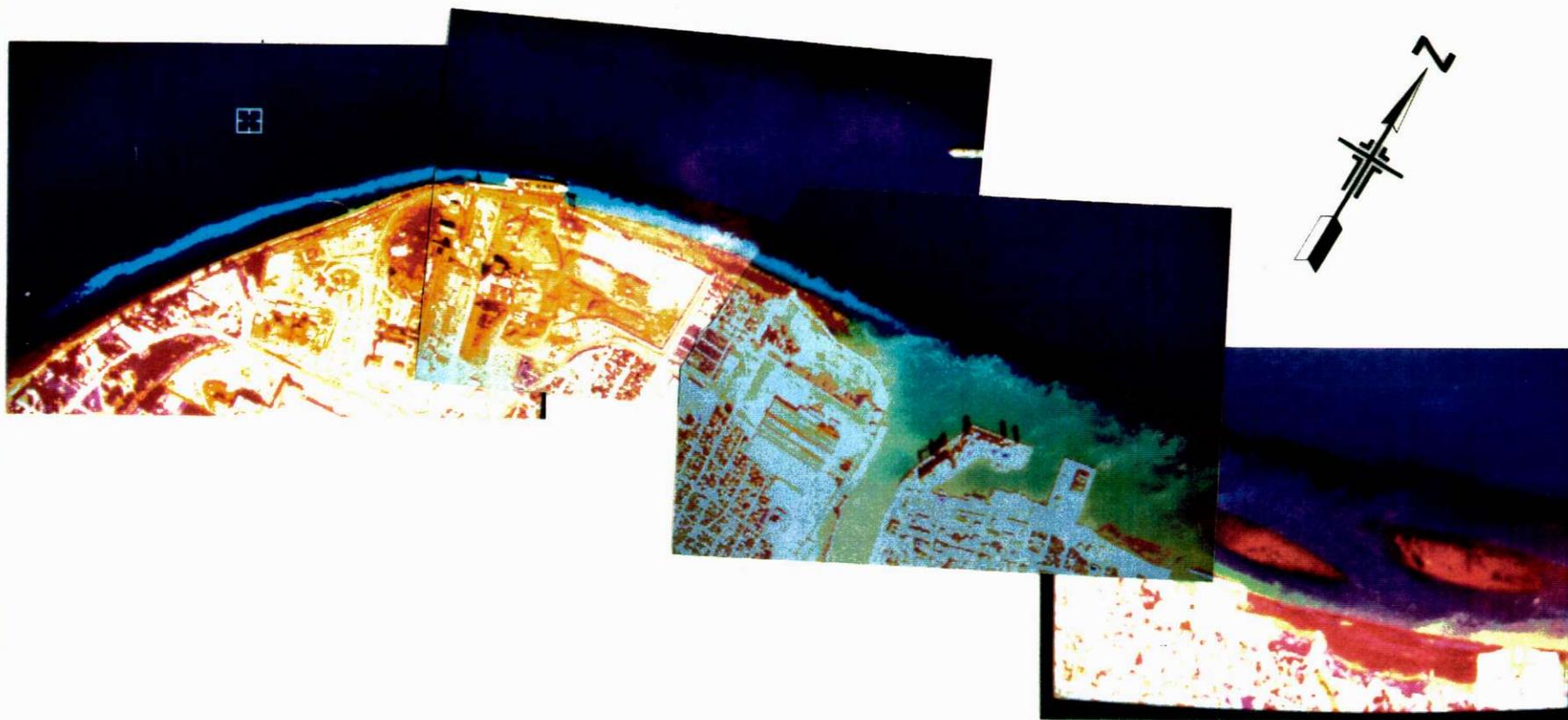
L'**annexe 8** contient des images aéroportées et satellitaires, sous forme de bandes spectrales individuelles et de composés colorés fausse couleur et couleur naturelle. La présente section consiste en l'analyse visuelle de ces documents afin d'évaluer l'information qualitative qui s'en dégage. Les planches 1, 2 et 3 réunissent les canaux (bandes spectrales) 1 à 8 ainsi que deux composés colorés de l'image aéroportée (*MEIS-II*) du sous-secteur en aval de l'île aux Vaches du secteur *CUM-Vareennes*. L'analyse des caractéristiques aquatiques (solides en suspension, végétation aquatique, et le panache de diffusion de l'émissaire de la *CUM*) est présentée, sous forme de sommaire, pour chaque canal (bande spectrale). Les planches 4 et 5 présentent une analyse identique de l'image aéroportée du sous-secteur de l'embouchure du ruisseau de la Commune. Les planches 6 et 7 regroupent les composés colorés ainsi que les canaux individuels de l'imagerie satellitaire *LANDSAT TM* du secteur *CUM-Vareennes*.





Mosaïque de composés colorés, fausse couleur d'une partie du secteur
CUM - Varennes, à partir des données aéroportées, le 8 septembre 1989.

FIGURE 4.2



Mosaïque de composés colorés, fausse couleur d'une partie du secteur de Sorel, à partir des données aéroportées, le 8 septembre 1989.

FIGURE 4.3

L'analyse du contenu de chaque canal y est également résumée. Par ailleurs, les planches 8 et 9 réunissent les 8 canaux de l'image aéroportée du sous-secteur *QIT* fer et titane inc. du secteur de Sorel. Les caractéristiques aquatiques (traces blanche et noir, végétation aquatique, et les apports sédimentaires de la rivière Richelieu) y sont analysés. La planche 10 présente l'analyse des canaux infrarouge, rouge et vert ainsi que du composé coloré fausse couleur, de l'imagerie satellitaire *LANDSAT TM* du secteur de Sorel. Finalement la planche 11 comporte l'analyse des canaux précédemment cités de l'imagerie satellitaire *SPOT (HRV)* du secteur de Sorel.

Dans l'ensemble, les images aéroportées ont un contenu en information qualitative de haut niveau. La résolution spatiale (1,75 m) et le nombre de bandes spectrales militent en faveur de ce document. Par ailleurs, les images satellitaires comportent considérablement moins d'information compte tenu de l'échelle nécessaire pour l'analyse des phénomènes de pollution reliés à des sources ponctuelles.

Le **tableau 4.15a** compile les caractéristiques visuelles que l'on peut interpréter après avoir rehausser numériquement les données originales. La majorité des caractéristiques aquatiques liées au phénomène de la pollution et à l'écosystème aquatique sont spatialement limitées dans l'espace; elles se présentent sous forme longiligne. Le rehaussement consiste donc à faire ressortir le ton, la couleur, la forme, la texture, le patron, etc.



Tableau 4.15a

POSSIBILITÉS DU REHAUSSEMENT D'IMAGE DANS L'INTERPRÉTATION VISUELLE DES IMAGES / LISTE DES CARACTÉRISTIQUES VISUELLES

Caractéristiques liées aux activités humaines sur les rives des cours d'eau

- quais
- jettés
- bateaux
- estacades
- barrages et ponts

Caractéristiques relatives à la rive

- délimitation de zone intertidale et zone de végétation
- la slikke et la schorre
- zone d'eau peu profonde
- géomorphologie du rivage

Caractéristiques aquatiques

- délimitation des zones benthiques active
- délimitation des fronts (discrimination des eaux distinctes)
- tourbillons
- texture de surface du plan d'eau

Caractéristique relative au panache des eaux usées

- identification de la source des panaches des eaux usées
- identification de la localisation (étendue) des règles des eaux usées
- délimitation de la zone d'influence des rejets des eaux usées
- définition de la couleur et de la tonalité (niveau de gris) du panache
- caractérisation du panache selon sa forme, sa longueur et sa dispersion
- utilisation de la réflexion spéculaire pour identifier les déversements des hydrocarbures dans l'écosystème aquatique

4.2.2.3 Manipulation des bandes spectrales

Dans le présent projet, l'approche empirique est utilisée pour quatre (4) principales raisons : (1) les données de télédétection ne sont disponibles que pour une seule date, (2) le mandat n'incluait pas de comparaisons multidates, (3) le nombre de sites d'échantillonnage est relativement peu élevé, et (4) lors de la campagne de terrain, aucune donnée a été mesurée par rapport aux propriétés optiques de la surface de l'eau (ex: réflectance, rayonnement total, etc).

On verra plus loin, dans la section relative à la modélisation, que les bandes spectrales prises individuellement ne fournissent pas toujours les meilleures corrélations avec les paramètres de qualité de l'eau. A cet effet, la manipulation mathématique des bandes spectrales, tels les rapports de bandes, l'analyse en composantes principales et les indices de chromaticité a été préconisée afin de faire ressortir une information qui ne se dégage pas immédiatement des bandes spectrales originales.

i) rapports de bandes

Systématiquement, chaque bande spectrale de l'ensemble qui compose une image aéroportée (8 bandes) est mise en rapport avec toutes les autres bandes. Cela produit un total de 28 nouveaux plans-images à analyser et à introduire dans le processus de modélisation. Parallèlement, les six (6) bandes spectrales de l'image satellitaire *LANDSAT TM* ainsi que les 3 bandes de *SPOT (HRV)* sont manipulées de la même façon pour créer respectivement 15 et trois (3) nouveaux plans-images. Le terme plan-image signifie, dans le contexte actuel, une image dont les valeurs n'ont pas d'unité, à l'opposé d'une bande spectrale dont les valeurs ont l'unité $\text{mw} \cdot \text{cm}^{-1} \cdot \text{sr}^{-1}$. Certains de ces rapports correspondent à des relations avec les paramètres de qualité de l'eau, déjà évoquées dans des travaux antérieurs (ARANUVACHAPUN et PERRY 1981; KHORRAM

1985). Il s'agit dans ce cas de vérifier si ces relations s'appliquent aux secteurs étudiés du présent projet.

ii) analyse en composantes principales

Vu le grand nombre de bandes spectrales qui compose l'ensemble des données de l'image aéroportée, et compte tenu qu'il peut exister une certaine corrélation entre elles, la transformation en composantes principales de ce groupe de huit (8) bandes produit trois (3) plans-images indépendants (entièrement décorrélés) et qui, de plus, contiennent toute la variance des données originales.

iii) indices de chromaticité

La caractéristique aquatique des solides (sédiments) en suspension revêt une certaine importance dans les secteurs étudiés dans le cadre de ce projet. La méthode du calcul des indices de chromaticité présente de nombreux avantages dont celui de discriminer distinctement les sédiments en suspension par rapport aux autres composantes aquatiques. La présence de sédiments dans l'eau a pour effet de modifier la couleur de l'eau; la technique de chromaticité, comme son nom l'indique, est particulièrement sensible à ces changements. Le *loci* de chromaticité fournit ainsi une information directe sur l'état du milieu aquatique étudié en terme de solides en suspension.

Disons avant tout que les concentrations de solides en suspension des deux secteurs étudiés sont très faibles en comparaison avec celles que l'on retrouve dans la baie de Fundy (ALFÖLDI et MUNDAY 1978). Les indices de chromaticité ont donc été calculés sur l'ensemble des données aéroportées (*MEIS-II*) des deux secteurs investigués. Vu le grand nombre (huit) de bandes spectrales fournies par ce capteur, trois (3) combinaisons ont été considérées.



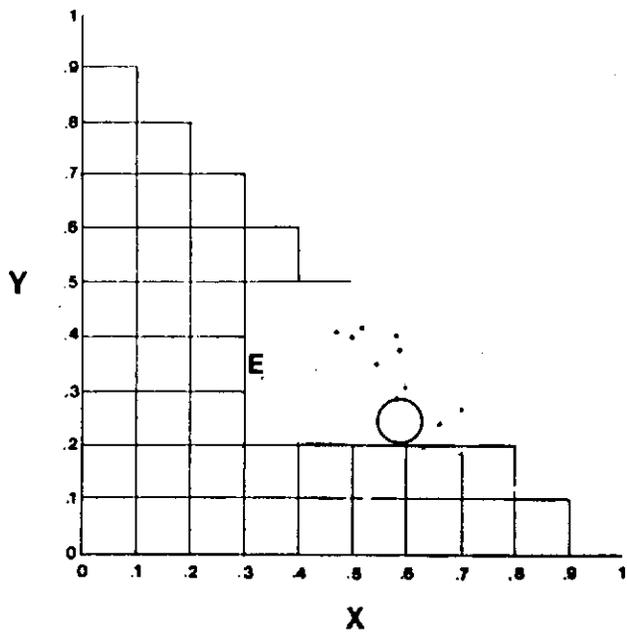
Les figures 4.4 et 4.5 illustrent le *loci* de chromaticité des ces trois (3) combinaisons, respectivement du secteur CUM-Varennnes et du secteur de Sorel. Dans des conditions où il y a très peu de solides en suspension, comme dans les deux secteurs étudiés, on devrait trouver tous les sites concentrés autour du même point, à la coordonnée 0,6 en X et 0,25 en Y. Suite à une discussion avec monsieur Tom Alföldi (délégué scientifique du CCT), il est apparu que la couleur de l'eau varie non pas en fonction de la concentration des solides en suspension mais bien selon la présence de substances polluantes. Cependant, l'ensemble des points est relativement dispersé.

Le tableau 4.16 présente l'essentiel des résultats, c'est-à-dire la variabilité relative des bandes spectrales telles que montrées par la chromaticité. Les bandes spectrales 1 (733-766 nm) et 3 (846-895 nm) affichent une variabilité élevée dans le secteur CUM-Varennnes alors qu'elle est faible dans le secteur de Sorel. Tout indique que l'activité biologique (chlorophylle *a*) est plus intense dans le secteur CUM-Varennnes. D'autre part, la faible variabilité de la bande 4 (622-659 nm) pour les deux secteurs est pour le moins surprenante si on tient compte de la différence observée avec les bandes 1 et 3. Après discussion avec monsieur Tom Alföldi, du Centre Canadien de Télédétection, il ressort que la bande 4 peut être affectée par deux problèmes; soit que les données ont été compressées en vertu d'un gain trop bas, ce qui fait que deux (2) pixels de réflectance différente sur le terrain ont la même réponse dans l'imagerie, soit qu'il y ait du bruit lié au fonctionnement du capteur.

4.2.3 DÉVELOPPEMENT DE MODÈLES

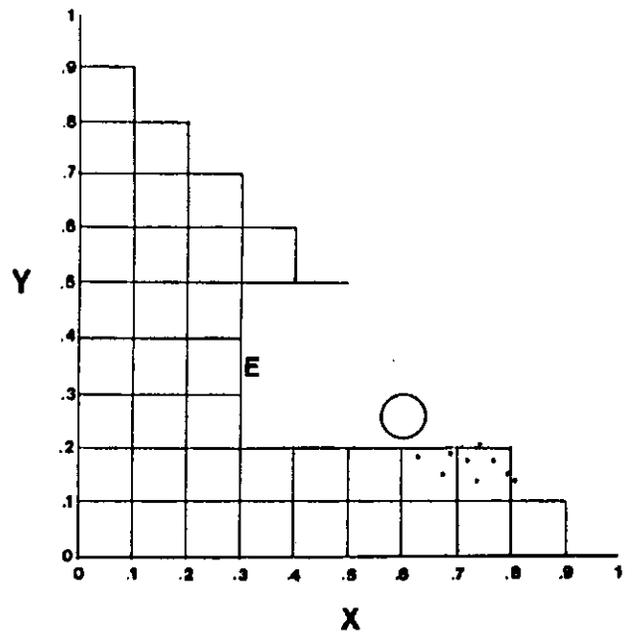
Cette section représente le point central du projet. En effet on y établit les relations entre les paramètres de qualité de l'eau (données *in situ*) et les données de réflectance mesurées par télédétection. Il s'agit d'extraire, des images obtenues par les capteurs aéroporté et satellitaires, l'information qui sert à modéliser les paramètres de qualité de l'eau.





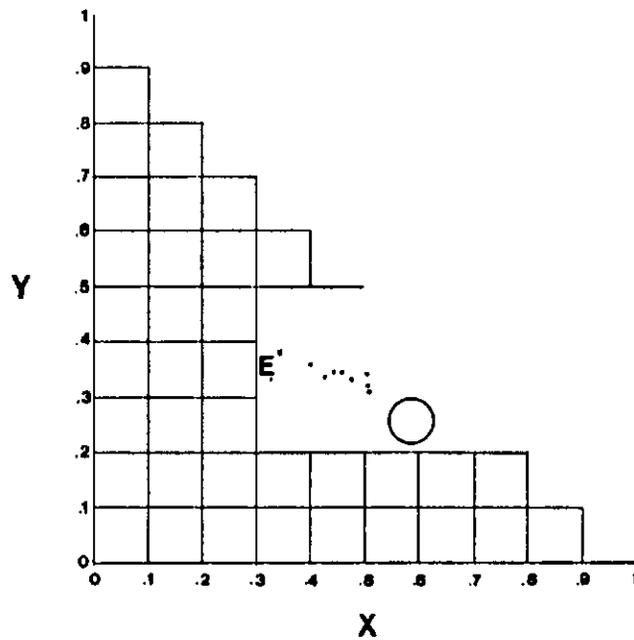
LOCI de chromaticité

a)



LOCI de chromaticité

b)

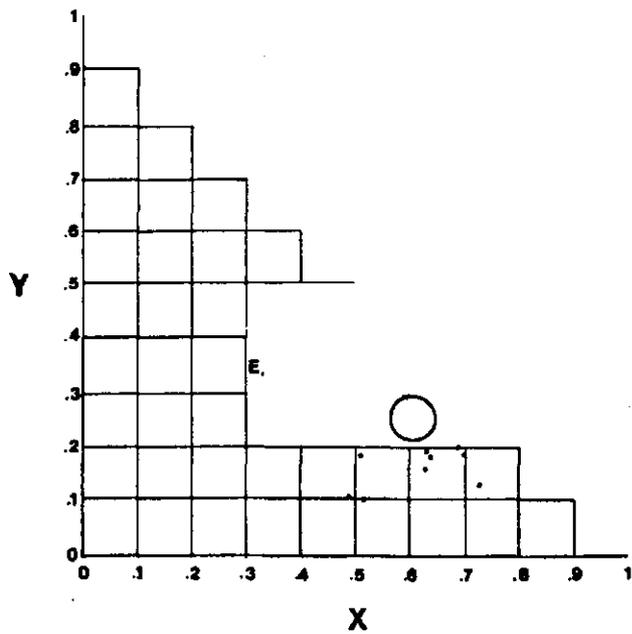


LOCI de chromaticité

c)

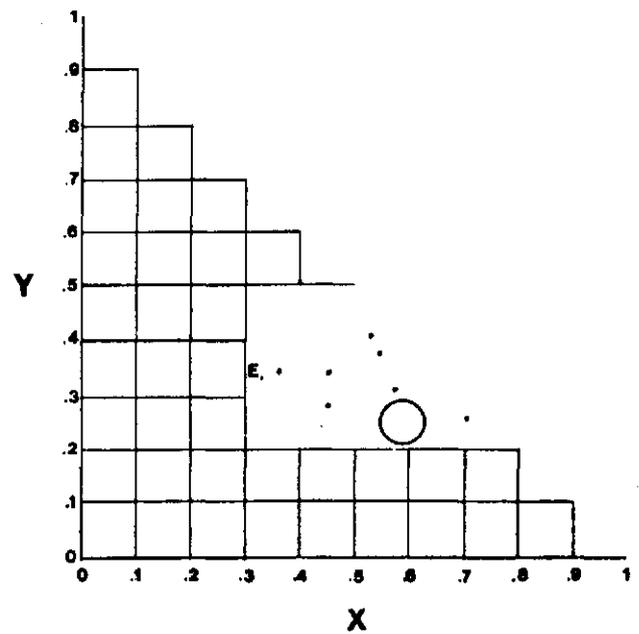
Loci de chromaticité pour trois combinaisons; a) bandes 5,2,3, b) bandes 8,4,1, c) bandes 6,5,4; le point E signifie le point d'équilibre d'eau "pure" sans sédiments en suspension (secteur CUM-Varenes)

FIGURE 4.4



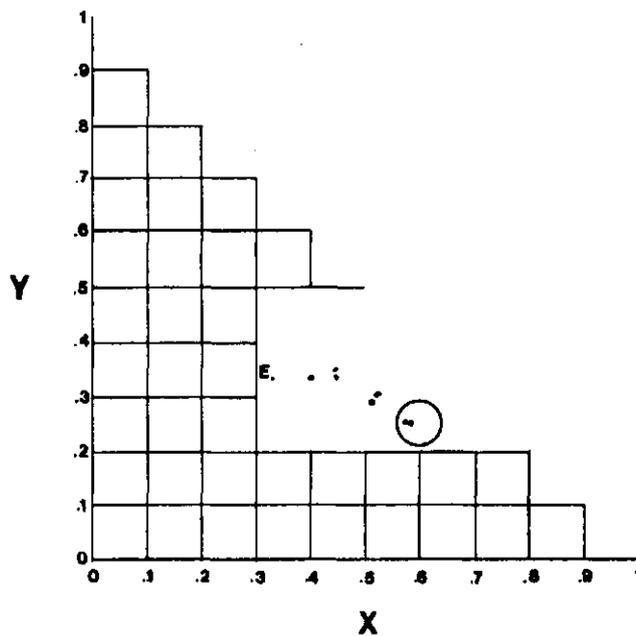
LOCI de chromaticité

a)



LOCI de chromaticité

b)



LOCI de chromaticité

c)

Loci de chromaticité pour trois combinaisons; a) bandes 5,2,3, b) bandes 8,4,1, c) bandes 6,5,4; le point E signifie le point d'équilibre d'eau "pure" sans sédiments en suspension (secteur de Sorel)

FIGURE 4.5

Tableau 4.16

VARIABILITÉ RELATIVE DES BANDES SPECTRALES TELLE QUE MONTRÉE PAR
LA CHROMATICITÉ

NO BANDE	CENTRE DE BANDE (nm)	VARENNES			SOREL		
		1	2	3	1	2	3
7	449						
6	518			E			M
8	549	E			M		
5	596		E	M		E	F
4	640	F		F	F		F
2	675		E			E	
1	750	E			F		
3	874		E			F	
COMBINAISONS:		1	596, 675, 874 (bandes 5, 2, 3)				
		2	549, 640, 750 (bandes 8, 4, 1)				
		3	518, 596, 640 (bandes 6, 5, 4)				
VARIABILITÉ:		E: ÉLEVÉE					
		M: MOYENNE					
		F: FAIBLE					

4.2.3.1 coefficient de corrélation

Parmi les approches de modélisation définies au chapitre précédent, l'approche empirique est celle qui est utilisée dans la présente section. Cette approche est appuyée fondamentalement sur l'association statistique des paramètres de qualité de l'eau (données *in situ*) et des différentes bandes spectrales (données de télédétection). L'association statistique est, dans ce cas, la corrélation (décrit au chapitre 3) qui existe entre ces deux variables.

Compte tenu des capteurs de télédétection utilisés (aéroporté et satellitaires), des différents types de données traitées (bandes spectrales individuelles, rapports de bandes, composantes principales et indices de chromaticité), des différentes unités considérées (niveaux de gris original et corrigé, luminance apparente et corrigée, réflectance apparente et corrigée) ainsi que du mode d'échantillonnage dans l'image (au pixel), fenêtre [3X3] et fenêtre [5X5]), plusieurs grilles de corrélation sont analysées.

secteur CUM-Vareennes - données aéroportées (MEIS-II)

Vu que le survol no 4 n'a pas couvert le site no 10, ce dernier a dû être exclu, de sorte que l'on considère neuf (9) sites dans le calcul des coefficients de corrélation. Rappelons que dans la présente analyse des grilles de corrélation, seuls les coefficients de corrélation supérieurs à 0,5000 sont considérés.

En raison du fait que la composante atmosphère affecte différemment les bandes spectrales, on doit s'attendre que la correction (empirique) des effets inhérents peut modifier l'allure des relations entre les données *in situ* et les données de télédétection. L'annexe 9 contient toutes les grilles de corrélations suivantes :

- données aéroportées / non-corrigées / pixels au site
- niveaux de gris (DN)



- luminance
- réflectance
- données aéroportées / corrigées / pixel au site
 - niveaux de gris (DN)
 - luminance
 - réflectance
- données aéroportées / corrigées / fenêtre [3X3]
 - niveaux de gris (DN)
 - luminance
 - réflectance
- données aéroportées / corrigées / fenêtre [5X5]
 - niveaux de gris (DN)
 - luminance
 - réflectance

De toutes ces grilles, il ressort que les données corrigées de l'atmosphère et échantillonnées dans l'image selon une fenêtre [5X5] fournissent globalement les coefficients de corrélation les plus élevés.

Après un examen minutieux de la position de chaque site d'échantillonnage par rapport à la bathymétrie, la réflectance de deux de ces sites est apparue comme étant potentiellement contaminée par la réflectance de fond. En effet, puisque la profondeur d'eau aux sites nos 3 et 6 est moindre que deux (2) fois la profondeur du disque de *Secchi* (CURRAN et HAY 1986; CURRAN et WILKINSON 1985), il a donc fallu les exclure de l'ensemble pour le calcul de la corrélation. D'autre part, si la concentration des solides en suspension avait été supérieure à 100 mg/l, les effets de la réflectance de fond n'auraient pas eu d'influence à une profondeur plus grande que 30 cm (HORN et MORISSEY 1984). Une nouvelle série de grilles de corrélation a donc été analysée, cette fois-ci avec un ensemble de sept (7) sites (annexe 9). Par ailleurs, compte tenu



des conditions hydrauliques qui prévalent au cap Saint-Michel, le site no 7 présente des caractéristiques aquatiques particulières au niveau des solides en suspension et de la turbidité. Dans le calcul de la corrélation de ces deux paramètres, le site no 7 est donc retiré. De ce deuxième groupe de grilles, les corrélations obtenues des niveaux de gris corrigés au site sont globalement similaires à celles provenant des valeurs de réflectance apparente corrigée selon une fenêtre [5X5]. Après analyse, il ressort que, pris sur une base individuelle, les paramètres de qualité de l'eau sont très légèrement mieux corrélés avec les données de réflectance corrigées d'une fenêtre [5X5].

Fait à remarquer, il arrive que plusieurs bandes spectrales puissent être bien corrélées avec un même paramètre de qualité de l'eau. C'est ce qui se produit notamment avec le pH, la conductivité, le carbone organique total et la chlorophylle *a*, dont la moyenne des coefficients de corrélation des huit (8) bandes est respectivement de 0,8264, de 0,6057, de 0,7000, et de 0,6846. Le pH et le carbone organique total ont des coefficients de corrélation assez élevés avec l'ensemble des huit (8) bandes spectrales. Cela signifie que la variation de la concentration de ces paramètres modifie les propriétés spectrales de l'eau dans toutes les longueurs d'ondes couvertes par le capteur *MEIS- II*, soit de 450 à 895 nm. Ce phénomène se reproduit, un peu moins fortement, avec les solides en suspension. Le **tableau 4.17** présente la meilleure corrélation obtenue pour tous les paramètres de qualité de l'eau considérés dans ce projet, pour les deux (2) ensembles de 9 et de 7 sites. Il est clair que le retrait des deux sites a un effet très important sur les coefficients de corrélation. L'analyse ultérieure et la modélisation subséquente portent strictement sur les corrélations obtenues avec l'ensemble des sept (7) sites d'échantillonnage.



Tableau 4.17

CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE LA QUALITÉ DE L'EAU ET LA
RÉFLECTANCE APPARENTE CORRIGÉE MESURÉE AVEC LE CAPTEUR
AÉROPORTÉ *MEIS-II* AU SECTEUR *CUM-VARENNES* SELON 9 ET 7 SITES

PARAMÈTRES	9 SITES		7 SITES	
	BANDE SPECTRALE	COEFFICIENT DE CORRÉLATION	BANDE SPECTRALE	COEFFICIENT DE CORRÉLATION
pH	2	-0,8096	2	-0,9712
conductivité	6	-0,8572	6	0,8528
Solides en suspension	1	0,5571	1	0,8116*
Turbidité	1	0,5850	1	0,8657*
Carbone organique total	6	0,8979	6	0,9509
Nitrates et nitrites	-	-	-	-
Phosphore total	-	-	-	-
Fer	-	-	7	0,7919
Transparence	7	-0,5373	7	-0,6932
Chlorophylle a	5	-0,7648	8	-0,8745
Phéophytin	5	-0,5100	8	-0,7111

* site no 7 exclu

Certains paramètres de qualité de l'eau, dans le secteur *CUM-Vareennes*, expriment des liens relativement forts (coefficients de corrélation plus grand que 0,8000) avec les bandes spectrales individuelles. Pour les autres paramètres dont la corrélation se situe entre 0,6000 et 0,8000 (fer, phéophytin, transparence), ou bien qu'elle est nulle (nitrates et nitrites, phosphore), il faut voir si la manipulation des bandes spectrales peut fournir d'autres plans-images qui leur seraient mieux corrélés. Il serait même intéressant de vérifier si ces combinaisons n'aideraient pas aussi les paramètres déjà bien corréllés.

Ni les composantes principales, ni les indices de chromaticité n'ont put fournir des corrélations supérieures aux bandes spectrales. Cependant, les rapports de bandes ont réussi à produire des plans-images qui sont très bien corrélés avec les paramètres de qualité de l'eau. Le **tableau 4.18** contient les corrélations des rapports de bandes qui ont réussi à surpasser ceux des bandes spectrales individuelles. Ces rapports de bandes ont permis d'améliorer les corrélations avec la chlorophylle *a*, la transparence de l'eau (profondeur du disque de *Secchi*) et le pH. Les rapports de bandes s'avèrent particulièrement utiles pour les nitrates et nitrites ainsi que pour le phosphore. Les deux dernières colonnes de ce tableau concernent la signification statistiques des coefficients de corrélation calculés selon le test *t* de *Student*. Il ressort que ces coefficients sont hautement significatifs en vertu du seuil critique.



Tableau 4.18

**CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU ET LA RÉFLECTANCE APPARENTE CORRIGÉE
DES BANDES SPECTRALES MESURÉES PAR LE CAPTEUR AÉROPORTÉ *MEIS-II* AINSI QU'AVEC
LES RAPPORTS DE BANDES
SECTEUR *CUM-VARENNES*, LE 8 SEPTEMBRE 1988**

PARAMÈTRES	BANDES INDIVIDUELLES		RAPPORTS DE BANDES		SIGNIFICATION STATISTIQUE	
	BANDE SPECTRALE	COEFFICIENT DE CORRÉLATION	RAPPORT DE BANDE	COEFFICIENT DE CORRÉLATION	VALEUR <i>t</i> DE STUDENT	SEUIL CRITIQUE
pH	2	-0,9712	1/3	0,9837	12,23	<< 0,1%
Conductivité	6	0,8528			16,95	<<0,1%
Solides en suspension	1	0,8116			4,18	0,1-1%
Turbidité	1	0,8657			5,28	0,1-1%
Carbone organique total	6	0,9509			9,60	< 0,1%
Nitrates et nitrites	-		2/5	0,7967	3,95	1-2%
Phosphore total	-		(7-8)/(7+8)	-0,7955	3,93	1-2%
Fer	7	0,7919	-	-	3,88	1-2%
Transparence	7	-0,6932	4/5	-0,8695	5,38	0,1-1%
Chlorophylle <i>a</i>	8	-0,8745	2/7	-0,8795	5,67	0,1-1%
Phéophytin	8	-0,7111			5,67	0,1-1%

secteur CUM-Varennnes - données satellitaires (LANDSAT TM / SPOT)

La même approche a été préconisée pour les données d'origine satellitaires. Après conversion (luminance et réflectance), ce sont les niveaux de gris corrigés selon une fenêtre [3X3] qui ont globalement montré les meilleures corrélations avec les paramètres de qualité de l'eau. Le **tableau 4.19** compile les bandes spectrales avec lesquelles les paramètres de qualité de l'eau sont corrélés. Il est étonnant de voir la bande spectrale 4 (760-900 nm) avoir de tels liens avec les paramètres de qualité de l'eau. Fait aussi surprenant qu'est le peu de participation des bandes 1 (450-520 nm) et 2 (520-600 nm). On retrouve également dans ce tableau les trois (3) rapports de bandes qui ont amélioré les corrélations obtenues des bandes spectrales individuelles avec le phosphore, le fer et la transparence (profondeur du disque de *Secchi*). Ici aussi, on note la présence de la bande spectrale 4 (760-900 nm) dans les trois (3) rapports. Ni les composantes principales, ni les indices de chromaticité ont pu apporter une amélioration à ce niveau.

Dans l'ensemble les paramètres de qualité de l'eau sont en général relativement moins bien corrélés avec les données satellitaires *LANDSAT TM* qu'ils ne les ont avec les données aéroportées *MEIS-II*.

La même procédure d'évaluation des corrélations entre les données in situ et les images *SPOT (HRV)* a été suivie (grille à l'annexe 9); aucune corrélation n'est sortie, autant avec les données selon le pixel au site, qu'avec les données selon les fenêtres [3X3] et [5X5]. Outre l'étroitesse de la plage dynamique des niveaux de gris dans le domaine de l'eau, la date d'acquisition (9 septembre 1988) par rapport à la date d'échantillonnage (8 septembre 1988) peut expliquer en partie ces résultats, quoique les conditions atmosphériques et le régime hydraulique étaient identiques pour les deux jours.

Tableau 4.19

CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU ET LES NIVEAUX DE GRIS CORRIGÉS [3X3] DES
DONNÉES SATELLITAIRES *LANDSAT TM* AINSI QU'AVEC LES RAPPORTS DE BANDES
SECTEUR *CUM-VARENNES*, LE 16 SEPTEMBRE 1988

PARAMÈTRES	BANDES INDIVIDUELLES		RAPPORTS DE BANDES		SIGNIFICATION STATISTIQUE	
	BANDE SPECTRALE	COEFFICIENT DE CORRÉLATION	RAPPORT DE BANDE	COEFFICIENT DE CORRÉLATION	VALEUR t DE STUDENT	SEUIL CRITIQUE
pH	5	0,7232			2,56	1-2%
conductivité	3	0,6374			2,03	1-2%
Solides en suspension	3	0,5619*			1,66	2-5%
Turbidité	4	-0,7005*			2,40	1-2%
Carbone organique total	3	0,7591			2,86	1-2%
Nitrates et nitrites	2	-0,7753			3,01	1-2%
Phosphore total	4	0,5188	2/4	0,5646	1,49	2-5%
Fer	4	-0,6619	1/4	0,6993	2,40	1-2%
Transparence	3	-0,7712	1/4	0,8215	3,53	1-2%
Chlorophylle a	1	-0,8148			3,44	1-2%
Phéophytin	1	-0,6550			2,12	1-2%

* site no 7 exclu

En raison de cette performance, les données satellitaires *SPOT (HRV)* sont exclues de toutes les étapes qui suivent.

secteur de Sorel-données aéroportées (MEIS-II)

Tout comme dans le secteur *CUM-Varenes*, l'examen minutieux de la position des sites du secteur de Sorel en fonction de la bathymétrie nous a obligé à retirer le site no 6. Profitant de l'expérience acquise avec les données aéroportées du secteur *CUM-Varenes*, il n'est pas nécessaire ici de calculer les grilles de corrélation pour toutes les unités (niveaux de gris, luminance et réflectance) et pour tous les modes d'échantillonnage dans l'image (au site, fenêtres [3X3] et [5X5]). Seule la réflectance apparente corrigée, selon une fenêtre [5X5], a donc été mise en relation avec les paramètres de qualité de l'eau.

De cette grille (annexe 9), peu de paramètres ont une forte corrélation (**tableau 4.20**). Cela est d'autant plus étonnant compte tenu des concentrations élevées de fer rejetées dans le fleuve, et considérant la relation inhérente avec la transparence de l'eau. Autre fait à remarquer, le carbone organique est corrélé (>0,5000) avec toutes les bandes spectrales. Par ailleurs, le pH ainsi que la chlorophylle *a* montrent des corrélations supérieures à 0,5000 avec toutes les bandes sauf celles de l'infrarouge (1 et 3). A l'exception des nitrates et nitrites, tous les paramètres corrélés le sont avec soit la bande 7 (434-464 nm) ou soit la bande 8 (530-564 nm). La performance de la bande 8 est difficile à expliquer notamment si on tient compte du fait que le phénomène de saturation du signal enregistré par le capteur (niveau de gris 255) survient avec cette bande aux sites nos 2, 3, et 6. Lorsque les concentrations d'un polluant sont élevées il est normal que le signal dans les courtes longueurs d'onde soit saturé. C'est pourquoi les longueurs d'onde infrarouge sont pratiques en raison de l'absence de saturation même si elles sont moins sensibles par rapport aux faibles concentrations.



Tableau 4.20

CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU ET LA RÉFLECTANCE APPARENTE CORRIGÉE DES
BANDES SPECTRALES MESURÉES PAR LE CAPTEUR *MEIS-II* AINSI QU'AVEC LES RAPPORTS DE BANDES,
SECTEUR SOREL, SELON 9 SITES, LE 8 SEPTEMBRE 1988

PARAMÈTRES	BANDES INDIVIDUELLES		RAPPORTS DE BANDES		SIGNIFICATION STATISTIQUE	
	BANDE SPECTRALE	COEFFICIENT DE CORRÉLATION	RAPPORT DE BANDE	COEFFICIENT DE CORRÉLATION	VALEUR t DE STUDENT	SEUIL CRITIQUE
pH	7	-0,9330			6,86	0,1-1%
conductivité	7	0,6630	2/3	0,7059	2,64	1-2%
Solides en suspension	8	-0,5189*	6/7	-0,8834	4,99	0,1-1%
Turbidité	8	-0,5235*	7/8	0,9598	9,05	< 0,1%
Carbone organique total	8	-0,6619	7/8	0,7229	2,77	1-2%
Nitrates et nitrites	6	-0,5190			1,61	2-5%
Phosphore total			1/3	0,7099	2,67	1-2%
Fer			7/8	0,9104	5,82	0,1-1%
Transparence			7/8	-0,8645	4,55	0,1-1%
Chlorophylle a	7	-0,9115			5,86	0,1-1%
Phéophytin	7	0,5269			1,64	2-5%

* site no 6 exclu

En raison du fait qu'aucune corrélation a pu être établie pour trois (3) paramètres (fer, transparence, phosphore total) $n(<0,5000)$ avec aucune des huit (8) bandes spectrales, et la performance moyenne des bandes spectrales individuelles prises en compte, les manipulations de bandes apparaissent comme étant très utiles. Alors que les indices de chromaticité et les composantes principales ne fournissent pas d'information supplémentaire, les rapports de bandes ont cependant généré des plans-images qui pallient à la faiblesse des bandes individuelles. La corrélation des bandes 7 et 8 avec les paramètres de qualité de l'eau est frappante. Elle confirme l'utilité des courtes et moyennes longueurs d'onde (bleu et vert) du spectre électromagnétique pour capter les variations des paramètres de la qualité de l'eau dans le milieu aquatique. Finalement, il y a la relation étonnante entre le phosphore total et le rapport de bandes [1 (733-764 nm) / 3 (846-895 nm)]. Les deux (2) bandes spectrales sont situées dans la partie infrarouge du spectre qui habituellement ont peu d'utilité, du fait que ces longueurs d'onde ne pénètrent qu'à 10 cm de profondeur (HOFFER 1978). Cependant, il semble que si les concentrations sont fortes, cette portion du spectre électromagnétique peut rendre une certaine information.



secteur de Sorel - données satellitaires (LANDSAT TM / SPOT)

De toutes les grilles de corrélation calculées, les niveaux de gris corrigés moyens d'une fenêtre [3X3] fournissent globalement les meilleures corrélations (tableau 4.21). Les corrélations obtenues entre les images *LANDSAT TM* et les paramètres de qualité de l'eau du secteur de Sorel font ressortir des associations particulières. En effet, la bande 6 (2080-2350 nm) explique trois paramètres, soit les solides en suspension, la turbidité ainsi que le carbone organique total. Il semble donc que ces paramètres se retrouvent dans des concentrations suffisamment grandes pour affecter les longueur d'onde infrarouge. La bande 1 (450-520 nm) apparaît comme étant sensible aux variations du pH et de la conductivité tout comme la concentration des nitrates et des nitrites alors que la bande 3 (630-690 nm) montre des liens avec le phosphore total et le fer. Fait à remarquer, les bandes spectrales du capteur *LANDSAT TM* n'ont pu expliquer ni la transparence, ni la chlorophylle *a*, ni le phéophytin. D'autre part, les rapports de bandes ont permis d'améliorer les corrélations avec le phosphore et établir une relation avec la profondeur du disque de *Secchi* (transparence).

En comparant avec le secteur *CUM-Vareennes*, aucune similitude n'existe au niveau des relations de chaque bande spectrale avec les paramètres de qualité de l'eau. À priori, on attribue ces distinctions aux différentes concentrations de ces paramètres d'un secteur à l'autre. Cependant, il demeure surprenant de voir autant de disparité.

Par ailleurs, les données satellitaires *SPOT (HRV)* se sont révélées aussi peu révélatrices que dans le cas du secteur *CUM-Vareennes*. Il est évident que l'étendue dynamique très limitée des niveaux d'intensité pour capter les variations des le milieu aquatique est responsable de la piètre performance de ce capteur pour la nature et la précision des résultats attendus.



Tableau 4.21

CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU ET LES NIVEAUX DE GRIS DES BANDES SPECTRALES DES DONNÉES SATELLITAIRES *LANDSAT TM* AINSI QU'AVEC LES RAPPORTS DE BANDES SECTEUR SOREL, LE 16 SEPTEMBRE 1988

PARAMÈTRES	BANDES INDIVIDUELLES		RAPPORTS DE BANDES		SIGNIFICATION STATISTIQUE	
	BANDE SPECTRALE	COEFFICIENT DE CORRÉLATION	RAPPORT DE BANDE	COEFFICIENT DE CORRÉLATION	VALEUR t DE STUDENT	SEUIL CRITIQUE
pH	1	-0,8590			4,44	0,1-1%
Conductivité	1	-0,6662			2,36	1-2%
Solides en suspension	6	0,6243*			2,11	1-2%
Turbidité	6	0,6840*			2,48	1-2%
Carbone organique total	6	-0,8386			4,07	0,1-1%
Nitrates et nitrites	1	0,7481			2,98	1-2%
Phosphore total	3	0,6151	1/2	-0,6888	2,51	1-2%
Fer	3	0,6552			2,30	1-2%
Transparence			5/6	0,7480	2,98	1-2%
Chlorophylle a	-					
Phéophytin	-					

* site no 6 exclu

secteurs CUM-Varennnes et Sorel combinés (*LANDSAT TM*)

Puisque les deux secteurs étudiés se trouvent dans la même image *LANDSAT TM*, il est juste de vérifier les relations existantes en jumelant les deux ensemble de données in situ. De cette tentative, seul le pH affiche une corrélation, plutôt timide, de 0,6253 avec la bande 1 (450-520 nm), et de 0,6649 avec la bande 2 (520-600 nm). Du reste, il aurait été plutôt inattendu de voir cette fusion produire des résultats intéressants car au départ les corrélations obtenues à chaque secteur mettent en évidence des relations tout à fait différentes.

Le **tableau 4.22** consiste en la synthèse des coefficients de corrélation entre les données *in situ* et les données de télédétection pour les deux secteurs et pour les capteurs retenus.

4.2.3.2 *étude graphiques des relations [in situ / télédétection]*

L'étude graphique de chaque paramètre de qualité de l'eau avec la bande spectrale à laquelle il est le mieux lié, permet de dégager l'allure du type de relation qui unit ces deux (2) variables. L'**annexe 10** contient ces graphiques pour tous les paramètres de qualité de l'eau mis en relation avec les données aéroportées (*MEIS-II*), pour le secteur CUM-Varennnes à titre d'exemple.

L'observation des graphiques permet entre autres de visualiser la bande spectrale qui semble le mieux représenter le paramètre étudié (meilleur coefficient de corrélation), dans le cas où il y a deux bandes qui lui sont bien corrélées. Le principal critère est de voir comment les points sont étalés le long de l'axe de la bande spectrale. Plus la dispersion est importante, plus le paramètre est représenté par un grand nombre de valeurs de réflectance. Par conséquent, on doit s'attendre à ce qu'il soit plus facile d'ajuster un modèle.



Tableau 4.22

SYNTHÈSE DES COEFFICIENTS DE CORRÉLATION ENTRE LES DONNÉES IN SITU ET
 LES DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION AÉROPORTÉES *MEIS-II* ET SATELLITAIRES *LANDSAT TM* POUR LES SECTEURS
 CUM-VARENNES ET SOREL

PARAMÈTRES	MEIS-II		LANDSAT TM	
	CUM-VARENNES	SOREL	CUM-VARENNES	SOREL
pH	-0,9712	-0,9330	0,7232	-0,8590
Conductivité	0,8528	0,7059	0,6374	-0,6662
Solides en suspension	0,8116	-0,8834	0,5619	0,6662
Turbidité	0,8657	0,9598	-0,7005	0,6840
Carbone organique total	0,9509	0,7229	0,7591	-0,8386
Nitrates et nitrites	0,7967	-0,5190	0,7753	0,7481
Phosphore	-0,7955	0,7099	0,5646	-0,6888
Fer	0,7919	0,9104	0,6993	0,6552
Transparence	-0,8695	-0,8645	-0,8215	0,7480
Chlorophylle a	-0,8795	-0,9115	-0,8148	-
Phéophytin	-0,7111	-0,5269	-0,6550	-

4.2.3.3 modélisation / ajustement de courbe

Cette section présente tous les modèles des paramètres de la qualité de l'eau issus des données aéroportées (*MEIS-II*) et satellitaires (*LANDSAT TM*) pour les deux secteurs étudiés. Ces modèles résultent de l'ajustement de courbe entre les données *in situ* et les données de télédétection. Il s'agit avant tout de voir pour chaque modèle comment les sites, sur une base individuelles, se situent par rapport au modèle. L'**annexe 11** contient tous les graphiques de modélisation (courbes).

Comme il est décrit au chapitre 3, quatre (4) modèles (fonctions) sont utilisés pour chaque paramètre de qualité de l'eau afin de définir le meilleur ajustement; linéaire ($y = a x + b$), fonction de puissance ($y = a x^b$), exponentiel ($y = a \exp^{bx}$), et logarithmique ($y = a + b \ln x$). Ces fonctions offrent la souplesse nécessaire pour l'ajustement des données, lesquelles n'ont pas toujours un comportement linéaire. Il est évident que si l'on estimait plus de deux (2) paramètres (a et b) les ajustements seraient meilleurs. Cependant, l'estimation de trois (3) paramètres pour ajuster une variable (paramètre de qualité de l'eau) selon un nombre réduit de sites d'échantillonnage (7 ou 9) constitue un cas où la signification mathématique pourrait être douteuse.

secteur *CUM-Vareennes* - données aéroportées (*MEIS-II*)

Le **tableau 4.23** donne le modèle retenu, l'estimation des deux (2) coefficients (a et b) pour chaque paramètre de qualité de l'eau, ainsi que l'évaluation des modèles en terme d'ajustement à la distribution des points (sites). On remarque que la fonction de puissance permet d'ajuster la plupart des paramètres de qualité de l'eau. L'analyse qui suit se fait selon le regroupement de paramètres tel que défini à la section 4.1.4.



Tableau 4.23

SOMMAIRE DE LA MODÉLISATION DES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU À PARTIR
DES RAPPORTS DE BANDES DES DONNÉES AÉROPORTÉES MEIS-II
SECTEUR CUM-VARENNES, LE 8 SEPTEMBRE 1988

PARAMÈTRES	BANDE SPECTRALE	MODÈLE RETENU	a	b	AJUSTEMENT DE LA COURBE PAR RAPPORT AUX POINTS					RÉPARTITION DES POINTS (SITES) LE LONG DE LA COURBE				
					1 Nul	2 Faible	3 Moyen	4 Très bien	5 Excellent	1 Nul	2 Faible	3 Moyen	4 Très bien	5 Excellent
pH	2	$y=a.x^b$	5,08	-0,0976					x					x
Conductivité	1/3	$y=a.x^b$	309,0	0,109					x		x	x		
Solides en suspension	5	$y=a.x^b$	$5,49 \times 10^{-9}$	-5,419					x			x	x	
Turbidité	1	$y=a.exp^{bx}$	0,4192	78,175				x		x				
Carbone organique total	2	$y=a.exp^{bx}$	2,076	41,102					x					
Nitrates et nitrites	2/5	$y=ax^b$	0,176	4,13			x						x	
Phosphore total	7-8/7+8	$y=a.x^b$	$3,66 \times 10^{-3}$	-6,49			x					x	x	
Fer	7	$y=a.x + b$	96,59	-0,8313		x					x			
Transparence	4/5	$y=a+b.1r(x)$	0,24	-6,90			x					x		
Chlorophylle a	2/7	$y=ax^b$	1,37	-0,70				x				x		
Phéophytin	7/8	$y=a.exp^{bx}$	$8,58 \times 10^{-2}$	9,36				x					x	

Cinq (5) classes ont été définies pour évaluer la qualité de l'ajustement de courbe en fonction des données. Ces classes sont essentiellement issues de la pondération de deux évaluations, soit de la qualité de l'ajustement de la courbe à la distribution des points, et de la répartition des points le long de cette courbe. Un *ajustement* de la courbe qualifié d'excellent signifie que l'ensemble des points collent à la courbe. À l'opposé un ajustement nul signifie que la courbe (ou droite) traverse un nuage éclaté de points, c'est-à-dire que les points sont en général éloignés de la courbe. Également, une *répartition* excellente des points le long de la courbe signifie que l'ensemble des points est entièrement étalé entre le minimum et le maximum des bandes spectrales. À l'inverse, une répartition qualifiée de regroupée signifie que les points sont regroupés en nuages compacts et d'autres points sont tout à fait isolés par rapport à la masse. La considération des deux produit une évaluation globale de la performance de l'ajustement de courbe qui s'ajoute aux mesures de précision (section 4.2.4.2).

Le modèle retenu pour les solides (sédiments) en suspension témoigne d'un ajustement excellent par rapport à l'ensemble des sites. Ces derniers sont relativement bien répartis le long de la courbe, quoique la plupart des sites (sauf nos 4 et 5 près de l'embouchure du ruisseau de la Commune) sont regroupés dans la partie inférieure de cette dernière. La modélisation de la turbidité à partir de la bande 1 (733-766 nm) est très bien. Par contre, si on mettait de côté la valeur extrême de 29 UTN (site no 5), on obtiendrait une nuée de points qui n'exprime aucune tendance, au bas de l'actuelle courbe. L'ajustement à la transparence (profondeur du disque de *Secchi*) est moyenne; les points sont moyennement éloignés de la courbe.

Le modèle relatif à la chlorophylle *a* est assez bien ajusté à la distribution des points. La répartition des points le long de la courbe est caractérisée par la présence d'une nuée située au centre de cette courbe. D'autre part, l'ajustement de la courbe aux données de phéophytin est meilleur. Si on ne tient pas compte du site no 1 (0,73 µg/l) mais surtout du site no 4 (2,47 µg/l), on peut s'attendre à une amélioration de l'ajustement.

Comparativement aux données de réflectance apparente corrigée, le rapport de bandes 7 (434-464 nm) / 8 (533-564 nm) réorganise les points selon une distribution un peu plus linéaire et améliore très légèrement l'ajustement. Le modèle ajusté au carbone organique total est très bon. Autant les points se situent près de la courbe, autant ils sont bien répartis tout au long de celle-ci. Seul le site no 4 (3,6 mg/l) est légèrement en retrait par rapport à la courbe.

Le modèle appliqué aux nitrates et nitrites est plutôt moyen en raison de l'éloignement moyen des points autour de la courbe. Les points les plus distancés sont les sites nos 5 (0,14 mg/l) et 1 (0,06 mg/l), qui paradoxalement montrent une réponse semblable dans le rapport de bandes 2 (659-695 nm) / 5 (578-614 nm). Cependant, la répartition des points le long de la courbe est très bien. Par ailleurs, l'ajustement de la courbe aux données de phosphore total est relativement bien et la répartition des points le long de la courbe est assez bonne. Si on retire la valeur extrême de 0,51 mg/l (au site no 4) la relation serait fortement linéarisée, c'est à dire que pour des concentrations semblables de phosphore, on obtient des valeurs différentes du rapport de bandes [7 (434-464 nm) / 8 (533-564 nm)].

L'ajustement au pH est excellent; tous les sites sont étroitement associés à la courbe et bien répartis le long de cette dernière (modèle). Cela signifie que la bande 2 (533-564 nm) est très sensible aux variations du pH des eaux du milieu aquatique de ce secteur. L'ajustement de la conductivité est excellent car la fonction (de puissance) passe près de tous les sites, même de la valeur extrême (365 μ mhos au site no 1 en aval de l'île aux Vaches), signifiant l'efficacité du modèle. Cependant, il faut noter le regroupement d'une bonne partie de sites entre 315 μ mhos et 320 μ mhos, de sorte qu'il faut interpréter la représentativité de ce modèle avec une certaine précaution. Le modèle ajusté aux données du fer est moyen; si l'on exclut le site no 7 (0,09 mg/l), il ne reste qu'une nuée de points sans orientation particulière autour de 0,39 mg/l.

Dans l'ensemble, les données *in situ* sont relativement bien modélisées, particulièrement le pH et le carbone organique total, le phéophytin mais surtout la conductivité et les solides en suspension. Seuls les modèles de la turbidité, la transparence, le fer et le phosphore sont plus faibles. On peut attribuer la contre-performance de la transparence par rapport aux solides en suspension à la présence de concentrations relativement importantes de polluants. L'ajustement général des courbes va de moyen à excellent alors que la répartition des points le long de ces courbes est de qualité beaucoup plus variable. Il faut prendre garde ici de ne pas confondre la performance des modèles avec la sensibilité du radiomètre du capteur aéroporté *MEIS-II* par rapport aux variations de la concentration des paramètres de qualité de l'eau. Il est évident qu'ils sont nécessairement liés jusqu'à un certain point, sauf qu'un modèle est évalué en fonction de sa capacité de bien s'ajuster à une distribution de point, quelque soit cette distribution. Parmi l'ensemble des points, ce sont les sites nos 4 et 5 (un peu en amont de l'embouchure du ruisseau de la Commune) qui, tour à tour, affectent la performance des modèles en étant caractérisés par des valeurs extrêmes (élevées).

secteur CUM-Varennnes - données satellitaires (LANDSAT TM)

Le tableau 4.24 présente le sommaire de la modélisation. On remarque que la fonction de puissance permet d'ajuster cinq (5) des paramètres de qualité de l'eau alors que la fonction exponentielle le permet pour quatre (4). Les fonction logarithmique et linéaire permettent d'ajuster un (1) paramètre chacun.



La modélisation des solides en suspension est moyennement bonne et serait meilleure si ce n'était des valeurs extrêmes aux sites nos 4 (7,33 mg/l) et 10 (2,00 mg/l) qui ont des valeurs de niveaux de gris semblables. L'ajustement par rapport à la turbidité est légèrement supérieur à celui des solides en suspension. Sa faiblesse tient de la présence du site no 4 (3,1 UTN). La modélisation de la transparence est la meilleure de ce groupe en raison de la proximité des points autour de la courbe. On pourrait obtenir une performance supérieure si ce n'était du site no 7 (cap Saint-Michel) d'une valeur extrême de 2,9 mètres de profondeur du disque de *Secchi*.

Malgré le regroupement des valeurs dans une nuée dans la partie inférieure de la courbe, la chlorophylle *a* et le phéophytin affichent des modèles relativement bon. Si on exclut les valeurs extrêmes rencontrées au site no 5 les modèles changent complètement. L'ajustement de ces derniers aux distributions est bon sauf que les concentrations au site no 5 sont tellement éloignées du reste que le modèle perd de sa signification. Par contre, le modèle du carbone organique total offre une performance notamment moyenne. L'absence de valeurs extrêmes et une bonne répartition des points (sites) le long de la courbe permet un ajustement moyen.

L'ajustement de courbe aux nitrates et nitrites est le meilleur de tous les paramètres de qualité de l'eau bien que le site no 8 (0,07 mg/l) soit éloigné de la courbe.

Le modèle du pH est bon si on considère son ajustement à la distribution des points et la répartition de ceux-ci le long de la courbe. L'ajustement de la courbe aux données du fer est de qualité similaire. La présence des sites nos 9 (0,87 mg/l) et 10 (0,12 mg/l), qui ont des valeurs de niveaux de gris presque identiques, est importante. D'autre part, le modèle semble donner une concentration trop faible par rapport au niveau de gris rencontré au site no 4 (0,40 mg/l). Quand à la conductivité, le modèle est caractérisé par un assez bon ajustement et par une répartition bien étendue le long de la courbe. Seul le site no 10 (305 µmhos) est réellement à l'écart de la courbe.



Dans l'ensemble, les modèles générés à partir de données satellitaires *LANDSAT TM* sont moyens. L'ajustement des courbes aux paramètres de qualité est en général moyen alors que la répartition des points (sites) le long de ces courbes est très bien. La qualité des modèles, comparativement aux données aéroportées, est nettement moins élevée, mais elle est cependant un peu moins variable d'un paramètre à l'autre. Parmi l'ensemble des points, ce sont les sites nos 4 et 5 (légèrement en amont de l'embouchure du ruisseau de la Commune) et étonnamment le site no 10 (en bordure de l'île Bellegarde) qui, tour à tour, affectent la performance des modèles en étant caractérisés par des valeurs extrêmes.

secteur de Sorel - données aéroportées (MEIS-II)

Le **tableau 4.25** donne le sommaire de la modélisation des paramètres de qualité de l'eau à partir des données aéroportées dans le secteur de Sorel. On remarque que la fonction linéaire permet d'ajuster la majorité des paramètres de qualité de l'eau (6).

Les modèles des solides en suspension et de la turbidité sont parmi les trois meilleurs pour l'ensemble des paramètres de ce secteur. Les deux paramètres présentent un très bon ajustement et une répartition des points le long de la courbe qui va de moyenne à très bonne. Il est évident que si l'on retirait le site no 4 (69 mg/l de solides en suspension et une turbidité de 34 UTN) les modèles changeraient vraisemblablement d'allure car la distribution des sites est relativement concentrée dans la partie inférieure de la courbe. Par ailleurs, la transparence est presque aussi bien modélisée. Ce sont les sites nos 7 et 10 qui, en étant plus éloignés de la courbe, font la différence.



Tableau 4.25

SOMMAIRE DE LA MODÉLISATION DES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU AVEC LES BANDES
SPECTRALES DES DONNÉES AÉROPORTÉES MEIS-II
SECTEUR SOREL, LE 8 SEPTEMBRE 1988

PARAMÈTRES	BANDE SPECTRALE ou RAPPORT DE BANDE	MODÈLE RETENU	a	b	AJUSTEMENT DE LA COURBE PAR RAPPORT AUX POINTS					RÉPARTITION DES POINTS (SITES)* LE LONG DE LA COURBE				
					1 Nul	2 Faible	3 Moyen	4 Très bien	5 Excellent	1 Nul	2 Faible	3 Moyen	4 Très bien	5 Excellent
pH	7	$y=a+b(x/100)$	8,22	-0,00274			x	x			x	x		
Conductivité	7	$y=a.exp(bx/100)$	305,53	0,000158		x					x			
Solides en suspension	0/7	$y=a.b \ln(x)$	95,1	-98				x				x	x	
Turbidité	7/8	$y=a.bx$	-29,0	148				x				x	x	
Carbone organique total	7/8	$y=a.b \ln(x)$	7,4	2,52			x	x			x	x		
Nitrates et nitrites*	-	-	-	-										
Phosphore total	1/7	$y=a.+bx$	0,0193	0,00845		x					x	x		
Fer	7/8	$y=a+bx$	-8,3	40,1			x	x			x	x		
Transparence	7/8	$y=a.exp(bx)$	-5,61	-6,3			x	x				x	x	
Chlorophylle a	7	$y=a.bx$	1,88	-0,00163				x				x	x	
Phéophytin	7/8	$y=a+bx$	0,501	0,000559		x					x	x		

* Nitrates et nitrites sont absents en raison du faible coefficient de corrélation

Alors que les données de chlorophylle *a* sont bien ajustées, il en est tout à fait autrement avec le phéophytin. Pour la chlorophylle *a*, les sites nos 8 (1,75 µg/l) et 9 (1,60 µg/l), plus au large dans le fleuve, sont de fait les plus éloignés de la courbe, et par conséquent diminuent la performance de la modélisation. Pour ce qui du phéophytin, la distribution de points est tellement large que la majorité des points sont loin de la courbe. Par ailleurs, l'ajustement de courbe aux données du carbone organique total est moyen, principalement en raison du site no 9 dont la valeur (4,8 mg/l) est relativement distante de la courbe.

Le modèle du phosphore total, quant à lui est faible à cause des sites nos 2, 3, 4, 5 et 6 qui ont tous la même concentration, soit 0,40 mg/l, mais les valeurs moyennes de rapport de bandes [1 (733-766 nm) / 3 (846-895 nm)] sont tous différentes. Les nitrates et les nitrites, de leur part, montrent un bon ajustement.

La modélisation du pH est relativement bonne. Elle est caractérisée par deux groupes (nuées) de points situés aux extrémités de la droite. L'ajustement de courbes aux données du fer est moyen en raison d'un groupe majeur de points dans la partie inférieure de la droite isolé du point extrême, soit le site no 4 (8,8 mg/l). Le retrait de ce site modifierait totalement l'allure du modèle. Quant à la conductivité, le modèle qui lui est ajusté est plus faible en raison d'une distribution des points qui est tout à fait éclatée.

Dans l'ensemble, les modèles générés à partir de données aéroportées du radiomètre *MEIS-II* sont moyens en raison d'une qualité d'ajustement et d'une répartition des points, le long des courbes, qui est très variable. Ce sont les solides en suspension, la turbidité et la chlorophylle *a* qui présentent les meilleures modèles. A l'inverse, la conductivité, le carbone organique total, le phosphore et étonnamment le phéophytin sont les paramètres dont les valeurs sont les moins bien modélisées. Par ailleurs, ce

sont les sites no 4 (début de la trace noire en face de la *QIT fer et titane inc.*) et no 9 (au large de la marina de Sorel) qui présentent le plus souvent les valeurs extrêmes.

secteur de Sorel - données satellitaires (LANDSAT TM)

Le **tableau 4.26** donne le sommaire de la modélisation des paramètres de qualité de l'eau à partir des données satellitaires du secteur de Sorel. On remarque que la fonction linéaire permet d'ajuster quatre (4) modèles alors que la fonction de puissance le permet pour trois (3). Notons que la chlorophylle *a* et le phéophytin n'ont pu être modélisés en raison de coefficients de corrélation beaucoup trop faibles entre les paramètres de qualité de l'eau et les données ces données de télédétection.

L'ajustement de courbe aux données des solides en suspension est le plus faible de tous les paramètres. En effet, si on retire le site no 4 (33 mg/l), on obtient un modèle linéaire quasi horizontal, c'est-à-dire que pour une même concentration de solides en suspension on a des valeurs de niveaux de gris moyen [3X3] différentes. Il est effectivement difficile d'ajuster un modèle à travers une telle distribution de points. Par contre le modèle ajusté à la turbidité est meilleur. Seul le site no 10 (3 UTN) et surtout le site no 4 (22 UTN) sont distants par rapport à la courbe. Quant à la transparence, l'ajustement du modèle est supérieur en raison de la largeur de la distribution des points autour de la courbe. Les sites nos 2 et 10 sont les plus éloignés de la courbe.

Le modèle du carbone organique total est très bon en vertu d'une bonne répartition des points le long de la courbe. Les sites nos 1 et 3 sont les plus distants de la courbe.



Tableau 4.26

SOMMAIRE DE LA MODÉLISATION DES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU À PARTIR DES BANDES
SPECTRALES DES DONNÉES SATELLITAIRE LANDSAT TM
SECTEUR DE SOREL, LE 16 SEPTEMBRE 1988

PARAMÈTRES	BANDE SPECTRALE ou RAPPORT DE BANDE	MODÈLE RETENU	a	b	AJUSTEMENT DE LA COURBE PAR RAPPORT AUX POINTS					RÉPARTITION DES POINTS (SITES) LE LONG DE LA COURBE				
					1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
					Nul	Faible	Moyen	Très bien	Excellent	Nul	Faible	Moyen	Très bien	Excellent
pH	1	$y=a+bx$	8,43	-0,069		x	x							
Conductivité	1	$y=a+bx$	281,0	2,91		x	x							
Solides en suspension	6	$y=a+bx$	-7,8	11,5		x	x							
Turbidité	6	$y=ax^b$	3,10	1,45			x	x						
Carbone organique total	6	$y=a \exp bx$	5,98	-0,27			x	x					x	x
Nitrates et nitrites	1	$y=a+bx$	-0,58	0,056				x					x	x
Phosphore total	1/2	$y=a+bx \ln(x)$	0,522	-0,42			x					x		
Fer	3	$y=ax^b$	-0,46	0,324			x						x	
Transparence	5/6	$y=axb^x$	0,718	1,17			x					x	x	
Chlorophylle a*	-	-	-	-										
Phéophytin*	-	-	-	-										

* Chlorophylle a et phéophytin absents en raison du faible coefficient de corrélation

L'ajustement d'un modèle aux données de phosphore total est moyen en raison de la dispersion des points autour de la courbe. Ce sont les sites nos 1 (0,06 mg/l) et 4 (0,45 mg/l) qui sont les plus éloignés par rapport à la courbe. Les nitrates et les nitrites sont caractérisés par un très bon modèle. Seul le site no 2 (0,73 mg/l) est loin de la courbe. Cette valeur extrême se trouve à part de l'ensemble des valeurs qui gravitent autour d'une concentration de 0,16 mg/l.

Finalement, la conductivité présente un modèle plus faible en raison de la distribution des points qui est relativement large. Le site no 8 (300 µmhos) est celui qui se trouve le plus éloigné de la courbe.

En général, les modèles calculés pour ajuster les données *in situ* sont assez bons. La répartition des points le long de la courbe est souvent très bonne alors que l'ajustement du modèle est souvent assez bon et parfois très bon. De tous les sites d'échantillonnage, les sites nos 1, 10 (plus au large), et le 4 (dans la trace noire en face de la QIT Fer et Titane) sont ceux qui présentent le plus souvent des valeurs extrêmes difficiles à intégrer dans des modèles. De plus, leur présence influence la définition de ces modèles.

4.2.4 EVALUATION DE LA PRÉCISION DES MODÈLES

4.2.4.1 *Evaluation qualitative des modèles*

L'évaluation qualitative des modèles consiste à faire la compilation des résultats de la section précédente. Les deux critères d'évaluation sont l'ajustement de la courbe par rapport à distribution des points et la répartition de ces points le long de la courbe, à savoir s'ils sont dispersés à la grandeur de la dynamique de la bande spectrale (ou rapport de bandes).



Des quatre ensembles de données de la présente étude, ce sont les données aéroportées (*MEIS-II*) du secteur *CUM-Varenes* qui, dans l'ensemble, ont fourni les meilleurs modèles. Des deux (2) séries de données satellitaires (*LANDSAT TM*) c'est celle du secteur de Sorel qui montre des modèles légèrement meilleurs.

De tous les modèles calculés, c'est la fonction de puissance qui s'avère être la plus performante, notamment dans le secteur *CUM-Varenes*, par rapport aux relations entre les données *in situ* et les données de télédétection. La fonction linéaire se distingue également, notamment pour l'ajustement des données du secteur de Sorel. Il faut cependant interpréter les performances de ces fonctions avec précaution car, dans l'ensemble, la majorité des relations sont quasi-linéaires de sorte que ces fonctions peuvent présenter des performances semblables.

4.2.4.2 *Evaluation quantitative selon les mesures de précision*

Dans cette section, les modèles des paramètres de qualité de l'eau sont évalués quantitativement selon quatre critères mathématiques ou mesures de précision. Ces critères sont le coefficient de corrélation entre les valeurs estimées (données *in situ*) et les valeurs observées (calculées par le modèle), le coefficient de détermination, l'erreur relative du modèle, et la valeur du test de *F* de *Fischer*. L'examen des résidus peut être considéré comme étant une cinquième mesure de précision.

Le coefficient de détermination (r^2) permet ici d'évaluer comment la variation de la réflectance apparente corrigée explique la variation des données *in situ*. Cette mesure de précision est plus exacte que le coefficient de corrélation (r), lequel est plutôt un indicateur du succès des relations qui relient les valeurs observées des paramètres de qualité de l'eau et les valeurs estimées par le modèle. D'autre part, la valeur calculée du test de *F* de *Fischer* est très sensible à l'ajustement des modèles. Plus la valeur du *F* est élevée, meilleur est l'ajustement.

Les **tableaux 4.27, 4.28, 4.29, et 4.30** présentent le sommaire statistique des mesures de précision de modèles respectivement pour le secteur CUM-Vareennes (données aéroportées et satellitaires) et pour le secteur de Sorel (données aéroportées et satellitaires). L'**annexe 12** contient les graphiques de la relation entre les valeurs estimées et observées des paramètres de qualité de l'eau

Parmi les mesures de précision, portons ici plus d'attention au test *F de Fischer*. Dans l'ensemble, on peut voir que les données aéroportées du secteur *CUM-Vareennes* sont de loin les données de télédétection qui fournissent les meilleurs modèles (*F* moyen de 113,26 pour tous les paramètres analysés). Suivent les données aéroportées du secteur de Sorel (*F* moyen de 78,16). Finalement, les données satellitaires des deux secteurs sont quasiment nez à nez, soit un *F* moyen de 10,37 dans le secteur de Sorel, et un *F* moyen de 10,15 dans le secteur *CUM-Vareennes*.

Dans le secteur *CUM-Vareennes*, avec les données aéroportées, on retrouve deux (2) excellents modèles, soit pour les solides en suspension et la conductivité. Le pH, le carbone organique total et le phéophytin sont relativement bien modélisés. La modélisation a connu moins de succès avec le fer et les nitrates et les nitrites. Par ailleurs, on assiste à une chute importante des valeurs de *F* avec les données satellitaires. De tous les paramètres, seul le fer est (très légèrement) mieux modélisé par les données satellitaires. De ce groupe, la chlorophylle *a* et le phéophytin affichent les meilleures performances de la modélisation. Les moins bons résultats proviennent paradoxalement des solides en suspension et de la conductivité.

Dans le secteur de Sorel, avec les données aéroportées, il y a deux (2) excellents modèles, soit pour les solides en suspension et pour la turbidité. Le pH et le fer sont également bien modélisés. Ce sont le phosphore total et la conductivité qui montrent les ajustements les moins bons. Finalement, les données satellitaires fournissent de bons modèles pour le pH, la transparence, et le carbone organique total. La modélisation a été moins performante pour le fer et la conductivité.



Tableau 4.27

MESURES DE PRÉCISION DE LA MODÉLISATION DES PARAMÈTRES
DE QUALITÉ DE L'EAU À PARTIR DES RAPPORTS DE BANDES DES DONNÉES
AÉROPORTÉES *MEIS-II*, SECTEUR *CUM-VARENNES*, LE 8 SEPTEMBRE 1988

PARAMÈTRES	COEFFICIENT DE CORRÉLATION ESTIMÉ/OBSERVÉ	COEFFICIENT DE DÉTERMINATION (R ²)	ERREUR RELATIVE (%)	F-RATIO
pH	0,9660	0,95	0,418	100,49
Conductivité	0,9880	0,9761	0,33	204,34
Solides en suspension	0,9964	0,99	6,84	554,69
Turbidité	0,9752	0,95	13,90	77,75
Carbone orga- nique total	0,9719	0,95	3,21	85,36
Nitrates et nitrites	0,7694	0,5920	19,0	7,25
Phosphore	0,9444	0,89	13,88	41,26
Fer	0,7918	0,63	10,20	8,40
Transparence	0,9246	0,8549	0,56	29,46
Chlorophylle a	0,9444	0,8919	0,43	41,22
Phéophytin	0,9747	0,95	5,99	94,95

Tableau 4.28

MESURES DE PRÉCISION DE LA MODÉLISATION DES PARAMÈTRES
DE QUALITÉ DE L'EAU À PARTIR DES BANDES SPECTRALES DES DONNÉES
SATELLITAIRES *LANDSAT TM*, SECTEUR *CUM-VARENNES*
LE 16 SEPTEMBRE 1988

PARAMÈTRES	COEFFICIENT DE CORRÉLATION ESTIMÉ/OBSERVÉ	COEFFICIENT DE DÉTERMINATION (R ²)	ERREUR RELATIVE (%)	F-RATIO
pH	0,7383	0,5451	0,73	7,1887
Conductivité	0,6420	0,4122	1,25	4,2077
Solides en suspension	0,6730	0,4529	17,25	4,1395
Turbidité	0,7781	0,6054	14,9	9,2094
Carbone orga- nique total	0,7899	0,6239	4,93	9,9611
Nitrates et nitrites	-	-	-	-
Phosphore	-	-	-	-
Fer	0,7822	0,6118	20,95	9,4553
Transparence	0,7892	0,6072	6,16	9,2717
Chlorophylle a	0,9058	0,8205	9,13	27,4286
Phéophytin	0,7960	0,6336	14,58	10,3773

Tableau 4.29

MESURES DE PRÉCISION DE LA MODÉLISATION DES PARAMÈTRES
DE QUALITÉ DE L'EAU À PARTIR DES BANDES SPECTRALES DES DONNÉES
AÉROPORTÉES *MEIS-II*, SECTEUR DE SOREL

LE 8 SEPTEMBRE 1988

PARAMÈTRES	COEFFICIENT DE CORRÉLATION ESTIMÉ/OBSERVÉ	COEFFICIENT DE DÉTERMINATION (R ²)	ERREUR RELATIVE (%)	F-RATIO
pH	0,9330	0,8705	0,4	47,04
Conductivité	0,6646	0,4417	5,0	5,54
Solides en suspension	0,9936	0,9873	0,26	541,87
Turbidité	0,9592	0,9201	0,99	80,57
Carbone orga- nique total	0,7287	0,5310	3,8	7,93
Nitrates et nitrites	-	-	-	-
Phosphore	0,7181	0,5157	4,8	7,45
Fer	0,9141	0,8356	1,2	35,55
Transparence	0,8421	0,7091	0,91	18,56
Chlorophylle a	0,9115	0,8308	1,36	34,39
Phéophytin	0,5269	0,2776	4,39	2,69

Tableau 4.30

MESURES DE PRÉCISION DE LA MODÉLISATION DES DES PARAMÈTRES
DE QUALITÉ DE L'EAU À PARTIR DES BANDES SPECTRALES
DES DONNÉES SATELLITAIRES LANDSAT TM,
SECTEUR DE SOREL, LE 16 SEPTEMBRE 1988

PARAMÈTRES	COEFFICIENT DE CORRÉLATION ESTIMÉ/OBSERVÉ	COEFFICIENT DE DÉTERMINATION (R ²)	ERREUR RELATIVE (%)	F-RATIO
pH	0,8612	0,7421	6,5	19,99
Conductivité	0,6724	0,4519	10,0	5,62
Solides en suspension	0,6906	0,4761	24,0	6,19
Turbidité	0,7145	0,5003	22,0	6,94
Carbone orga- nique total	0,8473	0,7149	2,8	16,86
Nitrates et nitrites	0,7562	0,5638	2,0	9,05
Phosphore	0,8375	0,7014	8,0	7,43
Fer	0,6627	0,4426	31,0	5,93
Transparence	0,7900	0,6241	4,8	17,29
Chlorophylle a	-	-	-	-
Phéophytin	-	-	-	-

Le **tableau 4.31** compile les coefficients de corrélation entre les valeurs observées (in situ) et les valeurs estimées par les modèles pour les deux secteurs et les deux capteurs retenus.

Si on considère les quatre (4) ensembles de données, il est intéressant de voir individuellement la performance globale des modèles pour chaque paramètre de qualité de l'eau. Deux (2) modes de classement sont combinés dans cette évaluation, soit la moyenne des valeurs de F à chaque paramètre pour les quatre (4) ensembles, et le rang moyen de chaque paramètre à chaque ensemble de données. Ceci permet de pondérer l'évaluation de la précision du modèle (F) et de sa position par rapport aux autres. Ainsi, les meilleurs modèles, regroupés par performance, sont dans l'ordre

A) excellents modèles

1 les solides en suspension

2 le pH

B) bons modèles

3 la turbidité

4 le carbone organique total

5 la chlorophylle a

C) modèles moyens

6 le phéophytin

7 la conductivité



Tableau 4.31

SYNTHÈSE DES COEFFICIENTS DE CORRÉLATION ENTRE LES VALEURS OBSERVÉES (IN SITU) ET
LES VALEURS ESTIMÉES (MODÈLES) À PARTIR DES DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION *MEIS-II* ET *LANDSAT TM* POUR
LES SECTEURS CUM-VARENNES ET SOREL

PARAMÈTRES	MEIS-II		LANDSAT TM	
	CUM-VARENNES	SOREL	CUM-VARENNES	SOREL
pH	0,9660	0,7383	0,9330	0,8612
Conductivité	0,9880	0,6420	0,6646	0,6724
Solides en suspension	0,9964	0,6730	0,9936	0,6906
Turbidité	0,9752	0,7781	0,9592	0,7145
Carbone organique total	0,9719	0,7899	0,7287	0,8473
Nitrates et nitrites	0,7694	-	-	0,7562
Phosphore	0,9444	-	0,7181	0,8375
Fer	0,7918	0,7822	0,9141	0,6627
Transparence	0,9246	0,7892	0,8421	0,7900
Chlorophylle a	0,9444	0,9092	0,9115	-
Phéophytin	0,9747	0,7960	0,5269	

D) modèles faibles

8 la transparence

9 le phosphore total

10 le fer

11 les nitrates et les nitrites

L'ensemble des modèles sont caractérisée par des résidus dont la répartition est en bande horizontale (conditions d'application suffisamment respectées) ou en fuseau (accroissement des valeurs des résidus à mesure que les valeurs de la variable diminuent). Cette dernière indique que la variance des résidus n'est pas indépendante des valeurs de la variable; ceci implique l'apport de certaines corrections (ex: courbe log-log). La **figure 4.6** illustre la répartition en fuseau. Par l'analyse des résidus, on constate que la majorité des modèles a tendance à surestimer les faibles concentrations des paramètres de qualité de l'eau (ordonnée à l'origine YO) et à sous-estimer les plus fortes concentrations (pente < 1).

En général, les modèles générés à chaque paramètre sont relativement sensibles aux variations de la concentration des paramètres de qualité de l'eau. Cependant, en raison des résidus plus élevés dans la partie inférieure de la plupart des modèles et également à cause de la présence de points extrêmes, l'ajout d'un troisième paramètre dans la fonction du modèle permettrait certainement de mieux estimer l'ensemble des points, notamment les valeurs les plus faibles. Compte tenu du nombre réduit de sites:

- 7 sites avec les données aéroportées dans le secteur CUM-Varennnes

- 9 sites avec les données satellitaires dans le secteur CUM-Varennnes

Résidus entre les valeurs estimées et les valeurs observées du pH, à partir des données aéroportées MEIS, à Varenne, le 8 septembre 1988

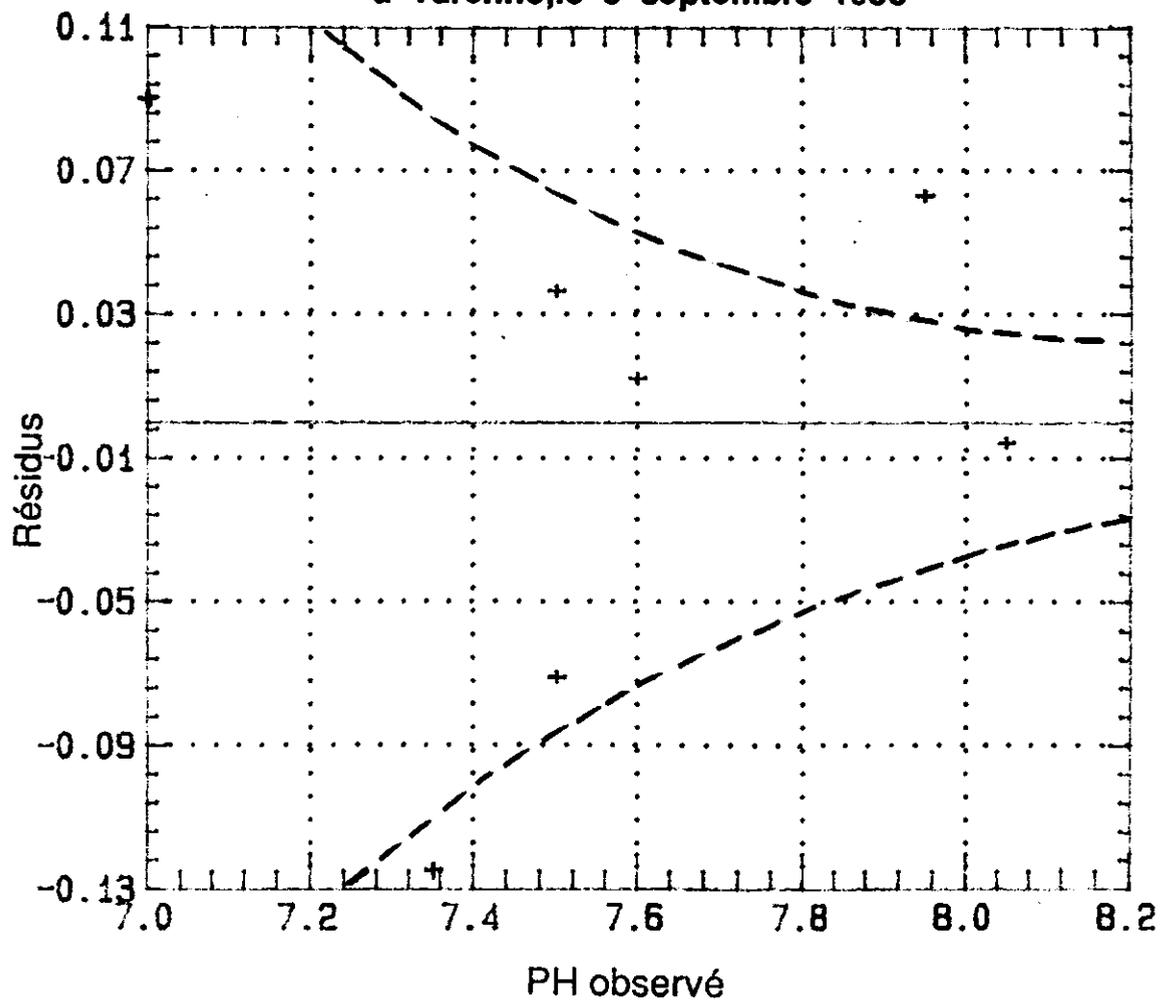


FIGURE # 4.6

- 9 sites avec les données aéroportées dans le secteur de Sorel
- 10 sites avec les données satellitaires dans le secteur de Sorel

Il est statistiquement inapproprié d'utiliser plus de deux (2) paramètres pour développer ces modèles. En ce sens, le coefficient de corrélation devient une mesure plus précise lorsque le nombre d'observation (sites) excède substantiellement le nombre de bandes spectrales à inclure dans une régression multiple par exemple; ceci justifie l'absence de la régression multiple dans l'actuelle recherche.

4.2.5 INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

L'interprétation des résultats de modélisation est fondée à la fois sur la description de l'ajustement de courbe de la section précédente et à la fois sur le contexte de terrain (milieu aquatique) d'où ont été prélevés les échantillons nécessaires à l'analyse des paramètres de qualité de l'eau. Cette interprétation tient compte également de l'influence de chacun de ces paramètres sur les propriétés optiques de l'eau dans les secteurs étudiés ainsi que de l'habileté des radiomètres (aéroporté et satellitaire) à capter ces paramètres. Cette interprétation est réalisée paramètre par paramètre, pour les quatre (4) ensembles de données de télédétection; CUM-Varenes (*MEIS-II* et *LANDSAT TM*), Sorel (*MEIS-II* et *LANDSAT TM*).

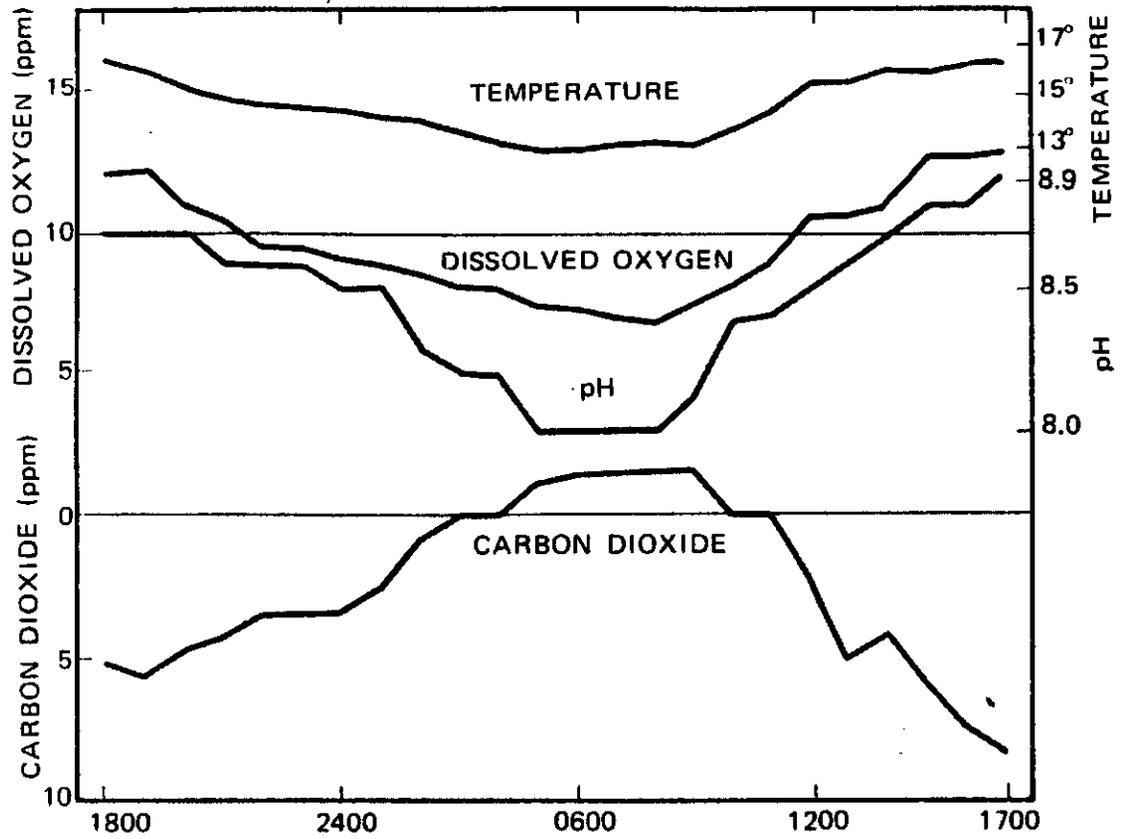


4.2.5.1 pH

Le pH est un bon indice des eaux usées provenant principalement des industries. On sait que l'étendue adéquate des valeurs de pH pour l'existence de la vie aquatique est relativement étroite et critique. Le pH n'est pas un paramètre de qualité de l'eau au même titre que les autres de l'ensemble; on peut le considérer comme étant plutôt un *indice*. Le pH est une variable qui n'est pas directement perçue par les capteurs. Elle est plutôt une expression spectrale qui se manifeste à travers d'autres constituants (HORN et MORRISSEY 1984). Le pH est un paramètre important qui dirige le processus oxydation-réduction (figure 4.7) de composés de métaux lourds toxiques et par conséquent la diminution de la diversité des espèces des communautés oligotrophes (KENLAN 1984). Cela peut influencer d'autres paramètres comme les solides en suspension et le phytoplancton.

Dans le secteur CUM-Varenes, le modèle du pH issu des données aéroportées provient de la bande 2 (659-695 nm) alors que celui développé à partir des données satellitaires utilise la bande 5 (1550-1750). La différence entre les dates d'acquisition des images peut être à la base de ce changement. Par ailleurs, dans le secteur de Sorel, les modèles sont développés à partir de la bande 7 (434-464 nm) pour les données aéroportées, et de la bande 1 (450-520) pour les données satellitaires, soit à peu près les mêmes domaines spectraux. Peu d'études discutent de la modélisation du pH par télédétection (HARDY et JEFFERIES 1981; HORN et MORRISSEY 1984), de sorte qu'il est plus difficile d'établir des comparaisons avec d'autres expériences antérieures.





Fluctuations de pH, du bioxide de carbone, de l'oxigène dissout, et de la température au lac Buckeye, Ohio (tiré de REID et WOOD, 1976)

FIGURE 4.7

Dans l'ensemble, il apparaît que ce sont les courtes longueurs d'onde qui montrent la plus grande sensibilité par rapport aux variations du pH et qui, par conséquent, rendent les meilleurs modèles du pH. Il semble étonnant que le pH affiche d'aussi fortes corrélations avec la lumière réfléchie. Il est évident que ce sont d'autres paramètres de qualité de l'eau qui agissent comme intermédiaire entre le pH et la lumière réfléchie. Le pH est donc une variable indirectement liée aux variations des mesures faites par télédétection. La variation des valeurs du pH d'un site d'échantillonnage à l'autre se traduit par la variation globale de la concentration des eaux usées dans le panache. La variation du pH se manifeste par l'entremise de la variation des substances polluantes qui composent les rejets étudiés. L'expression spectrale résultante est concrètement liée à ces substances et la mesure simultanée du pH montre des valeurs qui varient dans le même sens.

4.2.5.2 conductivité

La conductivité, tout comme le pH, se manifeste par l'entremise de ses relations avec les autres constituants de l'eau. Peu de travaux (HORN et MORISSEY 1984; WU *et al.* 1984) ont fait l'étude de ce paramètre dans un contexte de pollution du milieu aquatique. Dans le secteur CUM-Varenes, le modèle issu des données aéroportées provient de la bande 6 (506-530 nm), et celui à partir des données satellitaires a été développée à partir de la bande 3 (639-690). Les valeurs de la conductivité dans ce secteur sont plus élevées que dans le secteur Sorel. L'industrie chimique est en importance dans ce secteur, de sorte que les substances rejetées dans les eaux du fleuve Saint Laurent peuvent en modifier la conductivité naturelle. A l'embouchure de l'émissaire de la CUM on retrouve une valeur de conductivité qui témoigne en effet de l'impact des rejets d'origine domestiques et urbaines dans le milieu aquatique.

Dans le secteur de Sorel, ce sont les bandes 7 (434-464 nm) et le rapport 1/3 des données aéroportées, et la bande 1 (450-520 nm) des données satellitaires qui ont



fournit les meilleurs modèles. Les principaux rejets industriels de ce secteur sont associés aux activités entourant le traitement du fer. Ce métal est rejeté sous forme de solides en suspension de sorte qu'il peut difficilement altérer la conductivité de l'eau du fleuve à ce niveau.

Globalement, il ressort que les courtes longueurs d'onde sont les plus appropriées (sauf pour le rapport de bandes) pour capter l'altération des propriétés optiques de l'eau résultante des changements de la conductivité et par conséquent pour le développement des modèles.

4.2.5.3 *les solides en suspension*

Les solides en suspension constituent un des paramètres majeurs de qualité de l'eau. Les sédiments en suspension affectent la productivité primaire, la production des poissons, et la valeur esthétique des écosystèmes aquatiques. Les solides peuvent être à la base du développement de conditions anaérobiques. Plus la concentration des particules en suspension augmente, plus le rayonnement solaire est fortement réfléchi de sorte qu'il y a moins d'énergie de disponible pour les processus biologiques et physiques dans l'eau (RITCHIE *et al* 1987).

Les sédiments en suspension, quoique intensément analysés dans de nombreuses études, demeurent un paramètre qui présente différentes propriétés optiques selon différents types de sédiments et différents lieux (MCFARLANE et ROBINSON 1984). Cela implique des efforts à fournir au niveau de la calibration des données dans de multiples conditions.

Les solides en suspension du secteur *CUM-Varenes* sont relativement bien corrélés avec deux bandes spectrales des données aéroportées, soit la 5 (578-622 nm) et la 1 (733-766 nm), qui correspondent respectivement à la partie verte et proche infrarouge du spectre. La corrélation avec la bande verte est attendue du fait que ce sont les

courtes longueurs d'onde qui sont le plus diffusées par les particules dans l'eau. Cependant, lorsque les concentrations sont plus importantes, on peut obtenir un signal relativement fort dans la portion proche infrarouge du spectre. C'est ce qui se produit dans le secteur, notamment près de l'embouchure du ruisseau de la Commune et en aval de l'île aux Vaches. De fait, c'est la bande 1 qui a servi à développer le modèle. Avec les données satellitaires, c'est la bande 3 (630-690nm) qui fournit le meilleur modèle.

Dans le secteur de Sorel, la bande 8 (533-564 nm) des données aéroportées a servi à modéliser ce paramètre alors que c'est la bande 6 (2080-2350nm) des données satellitaires qui répond le mieux aux modifications des propriétés optiques de l'eau subséquemment à l'apport de solides en suspension dans l'eau principalement reliés aux rejets de fer par la *QIT Fer et Titane inc.*, mais aussi à la rivière Richelieu.

Plusieurs études sur les solides en suspension (KLEMAS *et al.* 1977; KHORRAM 1981; JOHNSON 1977) ont démontré la très grande variabilité des longueurs d'onde impliquées dans la modélisation, de 380 nm à 900 nm). Ceci peut s'expliquer notamment par la variabilité des concentrations.

D'autre part, les indices de chromaticité n'ont pas affiché la sensibilité attendue (ALFÓLDI et MUNDAY 1978; LINDELL et KARLSSON 1986; BUKATA *et al.* 1983) par rapport aux solides en suspension. La présence de concentrations relativement importantes de toute sorte de polluants est certainement à l'origine du changement de couleur de l'eau et par conséquent peut nuire au calcul de la chromaticité.

4.2.5.4 la turbidité

La turbidité contrôle la transmission de la lumière et par conséquent régularise les processus biologiques du milieu aquatique. Les particules trop petites pour être considérées comme solides en suspension contribuent à diminuer la clareté de l'eau.



Plus que la turbidité autochtone (naturelle), la turbidité allochtone (humus, déchets organiques, matières colloïdales, etc.) affecte la vie aquatique en ralentissant les processus de la photosynthèse. La quantité et la dimension des particules en suspension sont à la base de la diffusion de la lumière dans l'eau.

Beaucoup d'études ont porté sur les performances de la télédétection pour évaluer la turbidité des plans d'eau (MERRY *et al.* 1988; KHORRAM 1981; LATHROP et LILLESAND 1986; MIDDLETON et MUNDAY 1980; BRAKEL 1984, etc). Ces études témoignent de la variabilité des longueurs d'onde impliquées dans la modélisation de la turbidité. Néanmoins, on peut dire que l'étendue entre 490 et 800 nm répond très bien aux variations de la turbidité.

Dans le secteur CUM-Varenes, la bande (733-766 nm) des données aéroportées et la bande 4 (760-900) des données satellitaires ont fourni les meilleurs modèles. Dans le secteur de Sorel, le rapport de bandes 7/8 des données aéroportées et la bande 6 (2080-2350 nm) des données satellitaires ont servi à développer les modèles. Le sous-secteur de l'embouchure du ruisseau de la Commune est particulièrement turbide en raison des solides en suspension et de l'activité biologique plus intense. Les modèles montrent la sensibilité des ces bandes par rapport aux effets de ce paramètre sur la qualité de l'eau.

Sauf pour les données aéroportées du secteur de Sorel, il apparaît que ce sont les longues longueurs d'onde (infrarouge) qui offrent les plus solides performances de modélisation de la turbidité dans le milieu aquatique. Ceci diffère de ce que l'on retrouve dans la littérature. Les conditions variables des milieux aquatiques étudiés semblent affecter davantage les propriétés optiques de l'eau dans les longueurs d'onde.



4.2.5.5 le carbone organique total

Le carbone joue un rôle majeur dans le fonctionnement global de l'écosystème. La décomposition bactérienne de la matière organique ainsi que la respiration par les animaux et les plantes constituent les sources principales de bioxyde de carbone. Ce paramètre de qualité de l'eau n'a pas été le sujet d'étude par télédétection avec des capteurs du type de *MEIS-II* et de *Thematic Mapper*. Cependant, plusieurs travaux de recherche ont porté sur des méthodes de détermination des impacts des effluents de industries de pâtes et papiers par des analyses de la fluorescence des échantillons d'eau. Ces effluents contiennent habituellement d'importantes concentrations de substances organiques dissoutes (BRISTOW et NIELSEN 1981).

Dans le secteur *CUM-Varenes*, la bande 6 (506-530 nm) des données aéroportées, et la bande 3 (630-690 nm) des données satellitaires produisent les modèles les plus justes en raison de la plus grande sensibilité par rapport aux modifications que subissent les propriétés optiques de l'eau.

Dans le secteur de Sorel, le rapport de bandes 7 (434-464 nm)/8 (533-564 nm) des données aéroportées et la bande 6 (2080-2350 nm) des données satellitaires ont été utilisées pour modéliser ce paramètre. La présence de carbone organique dans les eaux de ce secteur est diminuée évidente en raison de la prépondérance des rejets de fer des deux principaux panaches de diffusion (traces blanche et noire).

Sauf pour, les données satellitaires de Sorel, le carbone organique total altère les propriétés optiques de l'eau dans des longueurs d'onde qui varient entre 500 et 700 nm, soit les parties verte et rouge du spectre électromagnétique.

4.2.5.6 *les nitrates et les nitrites*

Tout comme le carbone organique total, les nitrites et nitrates n'ont pas été considérés comme paramètre standard de qualité de l'eau par les méthodes de télédétection. Ce paramètre illustre l'important processus de décomposition des substances azotées.

Dans le secteur *CUM-Varenes*, seule la bande 2 (520-600 nm) des données satellitaires a montré suffisamment de sensibilité pour mesurer les modifications des propriétés optiques et par conséquent a permis de modéliser ce paramètre. Ce dernier revêt plus d'importance pour ce secteur vu l'intensité des activités industrielles à Varenes.

Dans le secteur de Sorel, la bande 6 (506-530 nm) des données aéroportées et la bande 1 (450-520 nm) des données satellitaires ont fourni les meilleurs modèles.

Dans l'ensemble, ces sont les courtes longueurs d'onde (450-600 nm) qui sont les plus sensibles aux modifications des propriétés optiques de l'eau entraînées par la présence des nitrates et nitrites dans le milieu aquatique.

4.2.5.7 *le phosphore total*

L'eutrophisation est un exemple marquant des répercussions complexes des produits chimiques anthropiques sur les fonctions d'un écosystème. La présence des nutriments tel le phosphore dans les eaux usées rehausse souvent la production primaire des plans d'eau récepteurs. Conséquemment, la production secondaire et les taux de décomposition augmentent, et des changements dans la composition des espèces peut survenir à tous les niveaux trophiques (WELTZEL, 1983). Les travaux de O'NEIL, et al., 1977, RAPPORT et al., 1985, SCHINDLER 1987 évoquent justement la très grande sensibilité des processus normaux des écosystèmes par rapport aux stress d'origine anthropique.



Les effets de l'ajout des nutriments dans le milieu ont été intensément étudiés (HATTORI et al. 1980; KOIKE et al. 1982; TAKAHASHI et al. 1982). De plus, de nombreuses recherches ont été réalisées autour de ces effets, mais dans le contexte plus spécifique de l'eutrophisation (GRASSLE et al. 1986, KELLY et al. 1985).

Les propriétés optiques du milieu aquatique sont forcément affectées par les apports en phosphore, par la présence de cette substance, d'une part, et par les effets sur la végétation d'autre part. Ces apports sont incolores et sont souvent détectés par télédétection que par une relation avec un autre paramètre comme la turbidité car le phosphore est reconnu pour former des liens avec les particules en suspension. (MIDDLETON et MUNDAY 1980). Ce sont les longueurs d'onde centrées autour de 650 nm qui sont les plus sensibles à la présence du phosphore (BAJTLIK 1986).

Dans le secteur CUM-Varenes, la présence du phosphore est détectée par l'importance des concentrations relatives à l'activité des sociétés industrielles environnantes. Le rapport de bandes 2 (653-695 nm)/ 5 (578-614 nm) des données aéroportées et le rapport de bandes 2 (520-600)/4 (760-900 nm) sont les plus sensibles à la variation des propriétés optiques causées par le phosphore dans l'eau, donc à caractériser spectralement le milieu dégradé. Les bandes spectrales impliquées correspondent à celles qui sont mentionnées dans la littérature.

Dans le secteur de Sorel, le rapport de bandes 1 (733-766 nm)/3 (846-895 nm) des données aéroportées, et le rapport de bandes 1 (450-520 nm)/2 (520-600 nm) se présentent comme étant les plus appropriés pour modéliser le phosphore. Il demeure étonnant des longueurs d'ondes aussi longues puissent afficher une telle sensibilité par rapport à la modification des propriétés optiques de l'eau.

Sauf pour les données aéroportées du secteur de Sorel, ce sont les courtes et moyennes longueurs d'ondes qui caractérisent le mieux l'impact des rejets du



phosphore dans le milieu, par l'entremise de l'altération des propriétés optiques de l'eau.

4.2.5.8 le fer

Le fer fait partie de métaux lourds retrouvés dans les rejets industriels. Une concentration trop élevée de fer peut compromettre les processus respiratoires de plusieurs espèces animales ainsi qu'un bon nombre réactions chimiques qui surviennent dans l'environnement aquatique. L'hydroxyde ferrique, sous forme de précipité, est une composante importante sur le plan de l'optique. La télédétection de ces précipités a été l'objet d'un bon nombre de recherches (ISHAQ 1985; JOHNSON *et al.* 1980; KLEMAS *et al.* 1979).

Dans le secteur CUM-Varennnes, la bande 7 (434-464 nm) des données aéroportées, et la bande 4 (760-900 nm) des données satellitaires sont les plus sensibles à l'altération de la qualité de l'eau en raison de la présence du fer. L'impact du fer dans ce secteur est plus ou moins important, vu les concentrations plutôt faibles.

D'autre part, le secteur de Sorel est caractérisé par des concentrations de fer beaucoup plus considérables. En effet, les activités de la *QIT Fer et Titane inc* sont tout à fait évidentes en raison des rejets massifs dans le milieu aquatique. Ce sont le rapport de bandes 7 (434-464 nm)/8 (533-564 nm) des données aéroportées, et la bande 3 (630-690 nm) qui affichent la sensibilité nécessaire pour capter les modifications des propriétés optiques de l'eau conséquent à présence du fer.

Dans l'ensemble, ce sont les courtes longueurs d'onde qui, pour les deux secteurs, sont les plus sensibles et par le fait même permettent de mesurer les concentrations du fer dans l'eau.



4.2.5.9 *la transparence*

La transparence de l'eau consiste en une mesure de l'extinction totale de la lumière par les substances dissoutes et en suspension. La transparence est un paramètre de qualité de l'eau relativement bien connu dans la littérature en terme de relation avec les données de télédétection. Les études de HORN et MORISSEY (1984) et de BAJTLIK (1986) montrent que les longueurs d'onde de la partie rouge du spectre électromagnétique (600-700 nm) répondent le mieux aux variations de la transparence de l'eau, alors que les travaux de VERDIN 1985 signalent le rôle de la bande 5 du *LANDSAT TM* (1550-1750 nm).

Dans le secteur *CUM-Vareennes*, la bande 7 (434-464 nm) des données aéroportées, et le rapport de bandes 1 (450-520 nm)/4 (760-900 nm) tiré des données satellitaires produisent les meilleurs modèles. L'activité biologique et la présence de concentrations plus élevées de solides en suspension dans les environs de l'embouchure du ruisseau de la Commune modifient la transparence de l'eau. Ces modifications sont bien mesurées par les bandes ci-haut mentionnées.

Dans le secteur de Sorel, le rapport de bande 7 (434-464 nm)/8 (533-564 nm), et la bande 5 (1550-1750 nm) des données satellitaires sont à la base du développement des modèles. Le domaine spectral d'intérêt se concentre principalement autour de l'étendue 434-564 nm. Cependant, les données satellitaires du secteur de Sorel témoignent de la variabilité des modifications des propriétés spectrales comme il a été vu dans la littérature.

4.2.5.10 *la chlorophylle a*

La chlorophylle *a*, tout comme les solides en suspension, est un paramètre de qualité de l'eau qui a été étudié de façon détaillée depuis la venue de la télédétection comme technique nouvelle de mesure de ce paramètre. Il s'agit en effet d'un paramètre



d'intérêt dans l'évaluation de la qualité d'un plan d'eau en raison du fait qu'il est considéré comme un "traceur" de la pollution (FERRARI *et al.* 1984).

L'absorption de la lumière par la chlorophylle *a* est plutôt faible comparativement à la très forte diffusion par les particules des solides en suspension (HOLYER 1978). Par conséquent la sensibilité aux changements de la concentration du phytoplancton est plus faible par rapport aux changements de la concentration des sédiments inorganiques (MCKIM 1984). Il est reconnu, en général, que l'atténuation du rayonnement est plus grande à des longueurs d'onde centrées autour de 420 nm qu'à des longueurs d'onde centrées à 540 nm, ce qui est en parfait accord avec le maximum et le minimum d'absorption des pigments de phytoplancton (ARANUVACHAPUN et PERRY 1981). Cependant, l'intervalle spectral 440-550 nm constitue la partie du spectre électromagnétique la plus sensible aux modifications des propriétés optiques de l'eau causées par la présence de la chlorophylle *a*. Les mesures de chlorophylle *a* et du phéophytin sont souvent associées.

Dans le secteur *CUM-Vareennes*, la chlorophylle *a* se retrouve en quantité relativement peu élevée. Ce sont les bandes 8 (533-564 nm) des données aéroportées et la bande 1 (450-520 nm des données satellitaires qui sont les plus sensibles aux changements des propriétés optiques de l'eau causés par la chlorophylle *a*.

4.2.5.11 le phéophytin

Même si le phéophytin n'est pas toujours très fortement corrélé avec la chlorophylle *a* (0,9218 et 0,8783 respectivement avec les données aéroportées et satellitaires, et -0,4937 et 0,7485 respectivement avec les données aéroportées et satellitaires), ce sont les mêmes parties du spectre électromagnétique qui sont sensibles à l'altération des propriétés optiques à cause de la présence du phéophytin dans le milieu aquatique. Dans le secteur *CUM-Vareennes*, ce sont la bande 8 (533-564 nm) des données aéroportées, et la bande 1 (450-520 nm) des données satellitaires qui

expriment la sensibilité requise pour capter la présence du phéophytin dans l'eau. Dans le secteur de Sorel, seule la bande 7 (434-464 nm) des données aéroportées sont dans la possibilité de modéliser ce paramètre. Dans l'ensemble, ce sont les courtes longueurs d'onde qui montrent le plus d'efficacité comme il est défini dans la littérature.

4.2.6 CRÉATION DE CARTES

Une fois les modèles bien définis, il est possible de les appliquer aux valeurs de réflectance des bandes spectrales ou aux valeurs (sans unité) des rapports de bandes pour dégager la variabilité spatiale de chaque paramètre de qualité de l'eau sous forme de carte. Cette opération consiste à transformer la valeur de tous les pixels de l'image en concentration (ex: mg/l) d'un paramètre quelconque de qualité de l'eau. Les nouvelles valeurs de l'image peuvent par la suite être regroupées en un certain nombre de classes. Il s'agit ici de découper l'étendue des valeurs de concentration en isodensités colorées (gradients) afin de rendre plus évident le comportement spatial du paramètre de qualité de l'eau étudié. Rappelons que l'extension spatiale de ces isodensités sont valides strictement dans la zone où se positionnent les sites d'échantillonnage. Ainsi, dans les deux (2) secteurs, cette zone se définit en une bande étroite qui longe le littoral. Puisque nous disposons pas de rapport complet sur la distribution spatiale des paramètres de qualité de l'eau dans cette région, il est difficile de valider nos résultats.

Dans le présent projet, compte tenu du fait qu'aucun résultat n'est comparé à d'autres documents existants, seulement quelques cartes, sous forme de photos, sont présentées à titre d'exemple. L'annexe 13 contient les planches photographiques relatives à ces images d'isodensité colorée. On retrouve cinq (5) classes, des concentrations (ou valeurs) les plus élevées en rouge, aux concentrations les plus faibles en bleu, respectivement étalées sur une échelle de 1 à 5.

A la planche 1, on trouve en (1a) la distribution spatiale du pH, du plus acide en bleu au plus basique en rouge, du sous-secteur de l'embouchure du ruisseau de la Commune du secteur *CUM-Vareennes*, à partir des données aéroportées *MEIS-II*. En (1b), on voit le comportement spatial de la turbidité pour le secteur. En (1c), il s'agit du carbone organique total, et en (1d) on retrouve la chlorophylle *a* dans le secteur *CUM-Vareennes*. Finalement en planche 2, on peut suivre la distribution des solides en suspension du sous-secteur *QIT* du secteur de Sorel, à partir des données aéroportées *MEIS-II*.



5.0 DISCUSSION

La présente discussion consiste d'abord à tirer les grandes lignes des résultats obtenus de cette étude. Ensuite, il s'agit d'énumérer et d'évaluer l'importance des problèmes rencontrés à travers la séquence d'étapes suivie.

5.1 Grandes lignes des résultats obtenus

Le résultat du traitement statistique des paramètres de qualité de l'eau montre dans l'ensemble des deux (2) secteurs une assez grande variabilité de chaque paramètre d'un site d'échantillonnage à l'autre, notamment pour les solides en suspension et la turbidité. À l'opposé, le pH, la conductivité et la température de l'eau affichent une grande stabilité dans les deux secteurs entiers. Les données *in situ* du 8 et du 16 septembre 1988 au secteur CUM-Vareennes, tel qu'attendu, montrent une grande corrélation entre les solides en suspension et la turbidité d'une part, et entre la chlorophylle *a* et le phéophytin d'autre part. La transparence, étonnamment, ne se lie pas à la turbidité. Par ailleurs, les données du 16 septembre 1988 montrent un plus grand nombre de corrélations élevées entre les différents paramètres physico-chimiques. La comparaison entre les données *in situ* de deux (2) dates montre que dans l'ensemble, les paramètres physico-chimiques sont très variables spatialement et dans le temps. Dans le secteur de Sorel, les paramètres de qualité de l'eau sont sensiblement plus corrélés entre eux, probablement en raison du fait que les panaches de diffusion et la zone d'influence associée sont étroitement concentrées dans les traces blanche et noire qui caractérisent le secteur et que les rejets industriels sont relativement constants. En effet, chaque paramètre est relativement bien corrélé d'une date à l'autre.

Au niveau des pré-traitements de données de télédétection, plusieurs étapes se sont avérées nécessaires avant de procéder au développement des modèles. D'abord, les corrections de la géométrie se sont limitées à redimensionner les pixels des images de façon



conforme par rapport à la réalité du terrain. Ensuite, les corrections de l'atmosphère, par la technique de la soustraction des valeurs minimums, a démontré la constance du phénomène de la diffusion qui affecte les données aéroportées pour les deux (2) secteurs étudiés, et confirmé le plus grand impact de ce phénomène dans les courtes longueurs d'onde. Le positionnement des sites fait référence au mode d'échantillonnage ou de prélèvement des valeurs des pixels correspondant à la position des sites dans le milieu aquatique. Pour des raisons d'erreur possible de positionnement du pixel dans l'image, de problèmes liés au fonctionnement du capteur, d'hétérogénéité spatiales des valeurs (surtout dans le cas des données satellitaires), le fenêtrage ([3X3], [5X5]) constitue la technique la plus fréquemment dans le genre d'étude réalisée dans l'actuel projet. Une fois chaque site du terrain bien positionné dans l'image, il peut être important de les documenter en terme de géométrie de visée (capteur) et de géométrie d'illumination (soleil). En effet, dans l'étape suivante de conversion des niveaux de gris en quantité physique mesurable, la position du soleil dans le ciel, entre autre, est requise. Ce processus de documentation a permis de vérifier également l'ordre de grandeur des variations de la position du soleil d'un site à l'autre. Elle a surtout permis de voir la grande différence (en moyenne) entre le temps d'échantillonnage dans le milieu aquatique à chaque site et le moment où le pixel correspondant dans l'image a été mesuré par le capteur. A priori, ces différences temporelles peuvent mener à des résultats moins bons comparativement à un échantillonnage synchronisé. La conversion des niveaux de gris est tout à fait nécessaire pour comparer les différentes bandes spectrales d'un même survol mais également une bande spectrales d'un survol à l'autre, et par conséquent pour le développement des modèles.

L'analyse visuelle des images affichées à l'écran a permis de visualiser, après rehaussement évidemment, les principales caractéristiques aquatiques des secteurs étudiés, c'est à dire la végétation submergée, les solides en suspension, les zones d'eau peu profonde, et certains panaches de diffusion.



Différentes techniques de manipulation des bandes spectrales ont été utilisées dans la méthodologie présentée dans ce rapport. Parmi ces techniques, les rapports de bandes ont fourni des plans-images (sans unité) supplémentaires qui, on le verra plus loin, ont amélioré les relations existantes entre les paramètres de qualité de l'eau et les données acquises par télédétection. De plus, cette technique a pour effet de réduire substantiellement les effets atmosphériques ainsi que les effets liés au fonctionnement du capteur qui peut produire de l'illumination dans les données aéroportées. Par ailleurs, le calcul des indices de chromaticité, reconnu pour une excellente évaluation des sédiments en suspension, ont apporté une certaine information sur l'altération de la couleur de l'eau par les substances qui sont rejetées dans le milieu aquatique. En effet, cette technique a permis de dénoter un changement de la couleur de l'eau qui n'est cependant pas associé aux solides en suspension vu leur faible concentration (moyenne de 10,7 mg/l). On peut déduire que ce sont les rejets industriels qui sont responsables du changement de la couleur de l'eau dans les deux (2) secteurs d'intérêt.

Le développement des modèles des paramètres physico-chimiques de qualité de l'eau constitue le cœur de tout le projet. C'est à cette étape que l'on vérifie la sensibilité des mesures faites par télédétection ce qui nous permet d'évaluer ses capacités à établir des relations avec la distribution spatiale des paramètres de qualité de l'eau à la surface des plans d'eau étudiés. A ce point, il est important de mentionner qu'un mode d'échantillonnage sur le terrain par stratification aurait pu fournir de meilleurs résultats en comparaison avec l'échantillonnage intégré de surface (1,5 mètre) utilisé dans le présent projet. Le coefficient de corrélation est le principal facteur de quantification des associations statistiques entre les données *in situ* et les données acquises par télédétection. Cette étape a permis d'exclure immédiatement les données satellitaires SPOT (HRV) en raison de l'absence de corrélation. Pour les données aéroportées (MEIS-II), la grille de corrélation réunissant les données de terrain aux données échantillonnées selon une fenêtre [5X5] a été retenue, alors que pour les données



satellites (LANDSAT TM et SPOT) c'est la grille comportant les données échantillonnées au pixel qui a été retenue. Pour les données aéroportées, le coefficient de variation des pixels compris dans la fenêtre sont relativement bas et montre, par le fait même, l'homogénéité des propriétés optiques de l'eau autour des sites d'échantillonnage dans le milieu. Les effets de la réflectance de fond n'ont pas été quantifiés, mais les échantillons provenant de zones d'eau peu profonde (sites nos 3 et 6 au secteur CUM-Varenes et no 6 au secteur de Sorel) ont été exclus du développement des modèles. Il arrive que plus d'une bande spectrale puisse se corrélérer avec un paramètre physico-chimique. Le pH, le carbone organique total et la chlorophylle a sont corrélés avec presque toutes les bandes spectrales de l'ensemble des données aéroportées du secteur CUM-Varenes. Dans le deux (2) secteurs, avec les deux ensembles de données, et aux deux (2) dates d'acquisition, bon nombre de coefficients de corrélation sont supérieurs à 0,8000, ce qui est prometteur pour l'étape suivante de modélisation. Dans l'ensemble ces coefficients de corrélation, selon le *test t de Student*, affichent une signification statistique élevée. Les données aéroportées ont, pour les deux (2) secteurs, nettement fourni les meilleures corrélations, par rapport aux données satellitaires, malgré le fait que la journée d'acquisition (8 septembre 1988) fut caractérisée par des vents beaucoup plus forts qui ont à la fois affecté l'état de la surface de l'eau allongé le temps requis pour l'échantillonnage à chaque site. La résolution spatiale accrue (1,75 mètres) et la résolution spectrale (8 bandes spectrales spécifiquement "designées" pour des études dans le domaine de l'eau) sont à la base de cette performance des données aéroportées du capteur *MEIS-II*.

L'ajustement de courbe ("curve fitting") est la technique préconisée pour ajuster un modèle à travers le nuages de points (sites). Quatre (4) fonctions ont été utilisées de façon à faire passer la courbe (ou droite) la plus juste parmi l'ensemble de points, à chaque paramètre à modéliser. Ces fonctions ont fourni, pour chaque paramètre de qualité de l'eau, des modèles qui sont caractérisés par une erreur relative souvent semblable. Ceci signifie que la performance de ces quatre fonctions est similaire vu



que les relations [terrain - télédétection] s'approchent souvent de linéarité. Dans le cas où cette relation s'éloigne de la linéarité des différences au niveau de la performance apparaissent. Conformément aux coefficients de corrélation, ce sont les données aéroportées du secteur *CUM-Varenes* qui ont produit les meilleurs ajustements. L'ajustement de la courbe par rapport aux points (proximité) et la répartition des points le long de la courbe témoignent de la qualité de ces données pour modéliser les paramètres physico-chimiques de qualité de l'eau. Les données satellitaires, quoique moins performantes, montrent une plus grande stabilité dans l'ajustement d'un paramètre à l'autre. La résolution spatiale ne permet pas de capter les variations subtiles des propriétés optiques de l'eau, de sorte qu'il y a moins de très fortes et de très faibles performances. Cette étape de modélisation fait également ressortir l'efficacité des rapports de bandes.

La performance de tous les modèles a été évaluée selon un groupe de quatre (4) mesures de précision; le coefficient de corrélation entre les valeurs observées et les valeurs estimées, le coefficient de détermination, l'erreur relative, et le test de *F de Fischer*. Il est évident que d'un ensemble de données de télédétection à l'autre et d'un secteur à l'autre, chaque paramètre n'est pas modélisé avec autant de succès. Il arrive qu'un paramètre de qualité de l'eau puisse être modélisé à partir de différentes régions spectrales (bandes et rapports de bandes) avec les données obtenues des capteurs *MEIS-II* et *Thematic Mapper*. Une explication possible pourrait être liée au fait qu'une partie du spectre électromagnétique est mieux ajustée à une concentration particulière du paramètre de qualité de l'eau étudié. Dans l'ensemble, tel qu'attendu, les solides en suspension, et étonnamment le pH sont les deux paramètres qui sont les mieux modélisés. La turbidité, le carbone organique total et la chlorophylle *a* présentent de bons modèles. Le phéophytin et la conductivité sont caractérisés par des modèles moyennement bien ajustés. Finalement, la transparence, le phosphore total, le fer, les nitrates et nitrites sont les paramètres physico-chimiques les moins bien modélisés. Bien qu'inexplicable avec les informations actuellement disponibles, l'interprétation des



résultats montre que ce sont principalement les courtes longueurs d'ondes qui mesurent le mieux les modifications des propriétés optiques de l'eau occasionnées par le rejets de substances polluantes dans le milieu aquatique.

Les tableaux 5.1 et 5.2 résumant de manière générale le potentiel des méthodes inhérentes à la télédétection comme solutions aux problèmes de suivi de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent. Ces deux tableaux font globalement ressortir les avantages et inconvénients des capteurs étudiés en précisant leur disponibilité, leur sensibilité, la fréquence d'acquisition, leur flexibilité et leur précision ainsi que leurs possibilités respectives pour le suivi de qualité de l'eau.

5.2 Problèmes rencontrés

Les problèmes rencontrés sont présentés dans cette section en terme de sources d'erreur qui sont liées à l'utilisation de la télédétection pour faire le suivi de la qualité de l'eau. La somme des erreurs peut mener à certaines difficultés au niveau de l'interprétation. Les facteurs responsables de ces erreurs, sont autant liés à nature et au rôle des substances dans l'eau à l'échantillonnage et l'analyse de l'eau qu'aux appareils d'acquisition des images.



Tableau 5.1

GRILLE DE COMPARAISON DES CAPTEURS DE TÉLÉDETECTION AÉROPORTÉS ET SATELLITAIRES
EN FONCTION DU SUIVI DES REJETS DES EAUX USÉES

	disponibilité	sensibilité	fréquence d'acquisition (occurrence)	flexibilité temporelle (sur une base horaire)	couverture spatiale	précision spatiale	avantages	Inconvénients
Photographie aérienne IR fausse couleur (plate-forme aéroportée)	. variable selon la saison (été) et la demande de différents utilisateurs	élevée	. aucune . à la demande de l'utilisateur	à toute heure du jour, au-delà de l'angle solaire minimum	. variable (selon l'échelle de travail) . limitée	. variable (selon l'échelle de travail) . très élevée	. très grande précision de l'image; . peu de déformation; . analyse stéréoscopique . bonne identification de certains paramètres de qualité de l'eau . coûts d'utilisation faibles	. information spectrale faible (visible, infrarouge); . analyse visuelle limitée; . coûts d'acquisition élevés
Captteur multispectral sur plate-forme aéroportée (ex.: MEIS-II)	. variable selon la saison (été) et la demande de différents utilisateurs	. élevée; . selon la batterie de filtres sélectionnés (ex.: bathymétrie passive)	. aucune . à la demande de l'utilisateur	à toute heure du jour, au-delà de l'angle solaire minimum sauf pour l'IR thermique qui peut être acquis la nuit	. variable (selon l'échelle de travail) . limitée	. variable (selon l'échelle de travail) . élevée	. domaine spectral plus important (VIR, IR thermique); . information spectrale séparée; . combinaison des bandes; . bandes spectrales plus étroites, plus sensibles; . caractérisation spectrale accrue; . possibilité d'intégration à d'autres types de données; . capacité de traitement numérique sophistiqué; . amélioration de la qualité de l'image.	. précision spatiale plus grossière (pixel); . certaines déformations de l'image; . pas de stéréoscopie (sauf SPOT); . coûts d'acquisition élevés; . coûts de traitement élevés.
Captteur multispectral sur plate-forme satellitaire: SPOT	. selon les besoins des autres utilisateurs en région; . assez élevée	relativement limitée en vertu de l'étroitesse de la plage dynamique (résolution radiométrique)	. à la requête; . visée de pointe permet 14 jours d'acquisition sur un cycle de 26 jours.	. aucune; . passage à heure fixe	. fixe . grande (60 x 60 km)	. fixe; . moyenne à élevée; . 20 m (multi-spectral); . 10 m (panchromatique).		
Captteur multispectral sur une plate-forme satellitaire LANDSAT TM	. toujours disponible en fonction de sa fréquence de passage	. moyenne à bonne; . quoique ce capteur n'a pas été conçu pour des applications dans le domaine aquatique	. moyenne; . fréquence fixe à tous les 16 jours	. aucune . passage à heure fixe	. fixe . très grande (180 x 180 km)	. fixe . moyenne à faible . 30 m		

Tableau 5.2

**GRILLE SYNTHÈSE DES POSSIBILITÉS DE LA TÉLÉDÉTECTION OU TERME DE RÉOLUTION
DES QUELQUES PROBLÈMES LIÉS AU SUIVI DE LA QUALITÉ DE L'EAU**

	Photographie aérienne IR fausse couleur	Capteur multispectral sur plate-forme aéroportée (ex.: MEIS-II)	Capteur multispectral sur plate-forme satellitaire SPOT	Capteur multispectral sur plate-forme satellitaire: LANDSAT TM
Détection et délimitation du panache de diffusion (concentration de différents paramètres de qualité de l'eau)				
Paramètres biologiques (suivi des macrophytes, distribution des algues (chlorophylle a)	++ pour les macrophytes - pour la chlorophylle a	++	+ 0	+
Qualité de l'eau et chimie				
1. turbidité, solides en suspension, transparence, couleur de l'eau, déversement d'hydrocarbures	++	++	+ 0	+
2. conductivité, pH, carbone organique total, phosphore total, fer, nitrates et nitrites	- +0 pour le fer	0	-	0 -
Mesures physiques (températures de surface, bathymétrie, courants)	0 - pour bathymétrie et courants))	+	0 + pour bathymétrie et courants	+
Suivi temporel du panache	facile selon la disponibilité	facile selon la disponibilité	relativement faible	plus difficile en raison de la fréquence fixe aux 16 jours
Délimitation de la zone d'influence		+ (selon le paramètre de qualité de l'eau)	-0 (selon le paramètre de qualité de l'eau)	0+ (selon le paramètre de qualité de l'eau)
Développement d'une stratégie d'échantillonnage	pour secteur d'étude de faible à moyenne dimension	pour secteur d'étude de faible à moyenne dimension	pour secteur d'étude de dimension moyenne à élevée	pour secteur d'étude de dimension moyenne à très élevée

++ très bien identifiable + bien identifiable 0 moyennement identifiable - difficilement identifiable

1) La représentativité des échantillons prélevés dans le milieu aquatique est une question plus subjective. La distribution spatiale (emplacements) des sites dans l'espace est fondamentale. Dans les deux (2) secteurs étudiés, les sites d'échantillonnage ont été disposés de façon à capter la progression longitudinale des rejets des eaux usées dans le fleuve Saint-Laurent. Les caractéristiques hydrauliques du fleuve Saint-Laurent (ex: à Sorel) constituent un problème quant au déplacement des panaches par rapport à l'emplacement des sites. La bathymétrie (zones d'eau peu profonde) est une variable importante du fait que la réflectance augmente la valeur réelle de réflectance de l'eau et des substances qui s'y trouvent. Le nombre restreint de sites (10 aux deux (2) secteurs) est certainement faible par rapport à la variabilité subtile et parfois abrupte des concentrations des substances déversées dans le milieu aquatique,

2) Le temps constitue un problème en soit. Il s'agit plus précisément du délai (ou différence) entre le moment d'acquisition des données *in situ* et l'acquisition des données de télédétection (aéroportées satellitaires). Le temps requis pour le prélèvement des volumes d'eau, nécessaires pour les analyses en laboratoire, est parfois long, notamment lorsque la vitesse du vent est élevée. La cueillette d'échantillons dans le milieu aquatique n'est pas une activité facile en raison de la dynamique des courants.

3) La méthode d'échantillonnage constitue une autre source d'erreur. Le mode par intégration peut présenter des problèmes de représentativité du milieu, par rapport à l'échantillonnage stratifié. L'utilisation d'une jauge (tubulaire) comme instrument implique un certain brassage de l'eau prélevé lors de la mise en contenant. Les valeurs inutilisables de la DBO₅ résultent de l'utilisation d'un tel instrument.

4) Les analyses en laboratoire peuvent également inclure une source d'erreur. En effet, les manipulations ainsi que les instruments utilisés pour faire les analyses sont



à la base de la précision des résultats. Cependant, ces erreurs sont bien inférieures à la précision des images.

5) L'atmosphère constitue une composante qui interfère entre le capteur et la surface de l'eau. Ceci est davantage un problème avec les données acquises par satellite. La diffusion et l'absorption par les constituants de l'atmosphère sont à l'origine de la distorsions qui existe entre le rayonnement émis par la surface de l'eau et le rayonnement reçu par le capteur.

6) Des problèmes peuvent aussi survenir avec le fonctionnement des capteurs. Le capteur aéroporté *MEIS-II* doit être préalablement calibré (étalonné) par certains paramètres électro-optiques de l'appareil (ex: gain). Une calibration non adéquate peut mener à la présence de saturation dans les valeurs spectrales enregistrées. D'autre part, puisque ce capteur est mis à bord d'un avion, des problèmes de stabilité (lacet, tangage et roulis) ont pour conséquence de déformer l'image enregistrée.

7) La largeur des bandes spectrales des données LANDSAT TM ne permet pas de capter la chlorophylle *a*, par exemple, vu que son spectre est très sélectif. Les bandes spectrales des données aéroportées sont plus étroites, mais il demeure qu'elle ne sont pas suffisamment pour mesurer, de façon optimale, la concentration d'un paramètre de qualité de l'eau.

8) La sensibilité radiométrique d'un capteur est fondamentale. Elle dépend de la présence de bruit dans la mesure. Dans le cas de données *SPOT (HRV)* la plage dynamique, ou sensibilité radiométrique, est responsable de la piètre performance de ce capteur dans des applications liées au domaine aquatique (qualité de l'eau).

9) Des erreurs peuvent également se glisser dans le processus de mise en corrélation de données *in situ* avec les données de télédétection. La principale erreur à ce niveau consiste en un mauvais enregistrement dans l'espace. Ce problème est



moins si on considère la faible fréquence spatiale du terrain, c'est-à-dire l'homogénéité du milieu aquatique. D'autre part, chaque bande spectrale contient des erreurs et est souvent avec les autres bandes spectrales.



6.0 RECOMMANDATIONS

Ce dernier chapitre concerne la conclusion où la performance de la télédétection est évaluée en terme d'applicabilité des données aéroportées *MEIS-II* et des données satellitaires *LANDSAT TM* et *SPOT* au suivi de la qualité de l'eau. D'autre part, les recommandations visent entre autre à solutionner une partie des problèmes relevés dans la discussion

Une série de recommandations est présentée ici, en relation avec les problèmes évoquées lors de la discussion. Ces recommandations se divisent en trois catégories; (1) environnementale, (2) relative à la vérité-terrain, et (3) en fonction des données:

- 1) Pour améliorer la qualité, il serait recommandé pour des données de terrain, les études ultérieures pour:
 - mesurer la réflectance de plusieurs substances dans le milieu même (*in situ*);
 - échantillonner là où la profondeur d'eau est plus grande que la profondeur de pénétration des longueurs d'onde, soit:
 - utiliser des méthodes de correction atmosphériques plus sophistiquées pour que les données puissent être comparées aux autres sur une base temporelles. Cela nécessite évidemment la collecte de données sur la réflectance et d'autres propriétés optiques de l'eau dans les premiers mètres du plan d'eau.

- 2) En ce qui concerne, la représentativité des données provenant des sites d'échantillonnage, il serait important de:

- augmenter le nombre de sites d'échantillonnage. Il faut que le nombre de sites d'échantillonnage soit beaucoup plus grand que le nombre de bandes spectrales impliquées dans l'équation régressive, par exemple. Plus le nombre de sites est grands, plus il est possible de représenter la vaste étendue des conditions existantes dans le secteur étudié, dans les panaches comme dans les eaux "naturelles";
- accélérer la cueillette des données *in situ* afin de d'obtenir la plus grande synchronicité possible avec l'acquisition des données de télédétection;
- bien connaître les conditions hydrauliques;
- manipuler avec soin les échantillons d'eau et faire des réplicats pour les analyses en laboratoire.

3) Pour arriver à définir des modèles généralisés, il serait essentiel de:

- des études additionnelles réalisées à différents moments dans l'année et sous différentes conditions hydrauliques sont nécessaires pour disposer d'un ensemble de données réellement représentative du milieu, et par conséquent pour développer des modèles "généralisés".

7.0 CONCLUSION

La valeur et l'efficacité d'une discipline comme télédétection et des méthodes d'analyse inhérentes au suivi environnemental doivent être analysées à mieux orienter son application dans l'actuel contexte du suivi des paramètres de la qualité de l'eau.

Le succès obtenu avec les différents capteurs de télédétection peut être interprété différemment dépendant que l'on soit chercheur ou gestionnaire de ressource. Le chercheur s'interroge sur la correspondance entre les valeurs observées et les valeurs estimées, sur la compréhension des modèles. Le gestionnaire est davantage concerné par les aspects pratiques quotidiens et il s'inquiète de la complexité des techniques ainsi que de la précision des résultats dans un usage régulier.

La gestion efficace d'un écosystème requiert trois (3) types d'informations fondamentales: (i) connaissance des conditions de base de l'écosystème et sa capacité naturelle de variation, (ii) identification du point à partir duquel le système dévie de sa condition normale, et (iii) être en mesure de décrire les réactions probables de l'écosystème. Les écosystèmes aquatiques possèdent une organisation structurale qui varie selon des caractéristiques spatiale et temporelle. Une approche régionale ou de gradient pour l'étude des effets de la pollution sur le milieu aquatique peut être préconisée. A ce compte, la télédétection constitue un outil intéressant pour non seulement capter le panache de diffusion mais également pour suivre la zone d'influence de ce panache.

Le bio-suivi est au coeur de la réglementation et de la gestion de la qualité de l'eau (USEPA 1985). Les programmes de bio-suivi sont en plein développement afin de mieux coordonner la collecte des données et pour faciliter l'émergence de l'information. Le rôle du biosuivi est mis en évidence dans un contexte de gestion environnementale. La théorie de contrôle et la science de la décision sont utilisées



pour raffiner les programmes de biosuivi, ceci dans le but d'optimiser l'utilisation des données dans les sciences environnementales, la gestion et dans la réglementation.

Une importante question de gestion pour l'écologie est de savoir si les programmes de suivi traditionnel par échantillonnage sur le terrain peuvent suffire pour détecter les réponses des écosystèmes au stress chimique. L'utilisation de la télédétection comme source supplémentaire d'information sur l'écosystème aquatique est à considérer sérieusement. Le schéma de suivi pour les écosystèmes sous stress est toujours en développement. La mesure simultanée de plus que quelques échantillons est clairement très difficile. La télédétection peut intervenir avantageusement à ce stade-ci.

Fondées sur les résultats de la recherche réalisée dans l'actuel projet, les conclusions suivantes ont été tirées:

- La télédétection, par son mode d'acquisition et ses méthodes de traitement des données, constitue une méthode efficace. Dans l'actuel projet, les données aéroportées ont montré un très grand rendement. La sensibilité du capteur *MEIS-II*, dans les domaines spectraux du visible et proche infrarouge (plusieurs bandes spectrales distinctes qui permettent d'observer plus précisément les phénomènes liés à la pollution aquatique), par rapport aux changements de propriétés optiques causés par les eaux polluées, est à la base des coefficients de corrélation généralement élevés obtenus avec les paramètres physico-chimiques mesurés sur le terrain. D'autre part, même si les données satellitaires (*LANDSAT TM*) présentent des résultats moins intéressants (coefficients de corrélation plus faibles), elles fournissent une information très utile. Vu la grandeur du territoire à investiguer (fleuve Saint-Laurent), il est hors de tout doute que la télédétection satellitaire se doit d'être considérée à titre de méthode d'acquisition d'information sur le milieu aquatique et de suivi des paramètres physico-chimiques de qualité de l'eau. L'instantanéité de la mesure sur une grande superficie est un facteur important.



- Les images acquises pour ce projet ont démontré la capacité de la télédétection pour capter la présence des panaches de diffusion des rejets d'eaux usées dans le fleuve Saint-Laurent. Les zones d'influence d'un rejet d'eaux usées peuvent également être détectées par télédétection par l'entremise d'une autre caractéristique aquatique, soit la végétation submergée. L'impact d'apport de phosphore dans le milieu aquatique est décelé par la prolifération des plantes aquatiques le long, à l'embouchure et en aval de l'émissaire (tuyau). Par ailleurs, la variation spatiale des paramètres de qualité de l'eau n'est pas abrupte. A ce compte, il semble que la variation des données de télédétection suit le comportement des données *in situ*.

- La nature numérique des données-image permet l'analyse numérique sur ordinateur, ce qui procure de nets avantages quand à l'objectivité de certains traitements, manipulations des quantité énormes de données (temps et masse), et la production de documents d'analyse finaux (cartes). Puisque les méthodes conventionnelles sont dispendieuse et requièrent beaucoup de temps, les techniques de télédétection pour le suivi et l'évaluation du problème de la pollution constituent une alternative attirante.

- Il est important d'investiguer les différents cadres d'utilisation des données de télédétection, autre que celui du projet actuel. Dans la majorité des études, l'acquisition de données de télédétection est simultanée à l'acquisition aux données *in situ*. Cependant, le contexte d'application de la télédétection peut être autre que celui-là. En effet, il arrive que certaines situations se déroulent si rapidement dans le temps qu'il est impossible d'échantillonner dans le milieu aquatique. Dans le cas d'une catastrophe, un déversement d'hydrocarbure par exemple, seule l'acquisition des données de télédétection est réalisable. C'est alors qu'il faut s'interroger sur l'apport des données satellites ou aéroportées; quelle information ces images peuvent nous fournir. Sans vérité-terrain il est évidemment possible de faire des spéculations



scientifiques à partir des images acquises. Une sélection adéquate des bandes spectrales à utiliser, suivie des procédures de rehaussement d'image en traitement numérique, permettent définir des gradients dans le domaine aquatique de la région étudiée, et par conséquent distinguer la zone affectée de la zone dite "naturelle", et ce, sans données *in situ*. Dans les cas d'urgence environnementale, l'apport de la télédétection pourrait être appréciable.

Dans cette éventualité de l'absence des données de terrain, un bon nombre d'éléments d'information peuvent être dérivés des images provenant de plate-forme satellitaire. Le tableau 7.1 dresse la liste de ces informations.

Dans ce sens, la télédétection peut à tout le moins être comprise dans l'élaboration des stratégies d'échantillonnage, de façon à profiter des mesures par extrapolation spatiale et temporelle. Elle peut également servir de base de planification, de prévision et d'optimisation du réseau d'échantillonnage afin de s'assurer que les échantillons sont prélevés à des sites représentatifs. Outre le domaine aquatique, la télédétection peut servir à la localisation des installations industrielles ou "farm-oriented" à proximité du domaine aquatique étudié et à l'estimation des impacts relatifs aux rejets.



Tableau 7.1

LISTE D'INFORMATIONS POUVANT ÊTRE EXTRAITES DE L'IMAGERIE SATELLITAIRE SANS DONNÉES DE TERRAIN

Données en valeurs relatives sur les paramètres de qualité de l'eau

- . concentration des solides en suspension (hydrodynamique sédimentaire);
 - . plantes aquatiques (végétation submergée);
 - . herbiers;
 - . couleur de l'eau "naturelle" et des eaux usées (panache);
 - . identification et délimitation du panache (géométrie);
 - . bathymétrie;
 - . température de surface;
 - . identification des déversements d'hydrocarbures (catastrophe);
 - . suivi temporel (multidate) du passé à aujourd'hui sur une base régulière (plan de suivi pour la gestion).
-

Données sur les structures anthropiques attenantes à un plan d'eau:

- . quai;
- . jetée;
- . digue;
- . estacade;
- . marina;
- . usines et réservoirs.

8.0 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AHERN FJ, DG GOODENOUGH, SC JAIN, VR RAO, and G ROCHON (1977) *Landsat Atmospheric corrections at CCRS*, Proceedings of the Fourth Canadian Symposium on Remote Sensing, Québec City, May, p. 583-595.
- ARANUVACHAPUN S, I PERRY (1981) *Spectral Variations of Coastal Water Irradiance as a Measure of Phytoplankton Pigments*, Int. J. Remote Sensing, Vol. 2, No. 4, p. 299-312.
- BARRETT GW, R ROSENBERG (1981) *Stress Effects on Natural Ecosystems*, Chichester, John Wiley and Sons, 305 p.
- BENIE GB, A ROYER, G ROCHON (1985) *Analyse de la mesure des concentrations de solides en suspension dans l'eau par télédétection aéroportée*, 5e Congrès de l'association québécoise de la télédétection (AQT), Chicoutimi, 15 p.
- BENMOUFORK D (1987) *Développement d'une méthode opérationnelle d'utilisation de l'imagerie LANDSAT TM pour évaluer la couleur des lacs*, INRS-EAU, Université du Québec, projet de recherche, p. 15.
- BRAKEL WH (1984) *Seasonal Dynamics of Suspended Sediment Plumes from the Tana and Sabaki Rivers, Kenya: Analysis of Landsat Imagery*, Remote Sensing of Environment, Vol. 16, p. 165-173.
- BRÉMOND R, R VUICHARD (1973) *Paramètres de la qualité des eaux*, ministère de la Protection de la nature et de l'environnement, p. 178.



BRISTOW M, D NIELSEN (1981) *Remote Sensing of Carbon Organic in Surface Waters*, Env. Monitoring System Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Nevada, p. 83.

BUKATA RB, JE BRUTON, JH JEROME (1983) *Use of Chromaticity in Remote Measurement of Water Quality*, Remote Sensing of Environment 13:161-177.

CARR JR, CE GLASS, and RA SHOWENGERDT (1983) *Signature Extension versus Retraining for Multispectral Classification of Surface Mines in Arid Regions*, Photogramm. Eng. Remote Sensing 49(8): 1193-1199.

CATTS GP, SM KHORRAM, JE CLOERN, AW KNIGHT, SD DEGLORIA (1985) *Remote Sensing of Tidal Chlorophyll a Variations in Estuaries*, Int. J. Remote Sensing, Vol. 6, No. 11, p. 1685-1706.

CCT (1987) *Renseignements techniques sur MOSAICS, système de correction d'images spectrales*, Centre canadien de télédétection, Énergie, Mines et Ressources Canada.

CHABREUIL A, M CHABREUIL (1979) *L'exploration de la terre par satellite*, CNES, France.

CHAVEZ PS (1988) *An Improved Dark-Object Substraction Technique for Atmospheric Scattering Correction of Multispectral Data*, Remote Sensing of Environment, 24:459-479.

COLIN W (1977) *Sampling Techniques*, 2e édition, Wiley, New York.



- COLLINS NC, AP ZIMMERMAN, R KNOWCHER (1981) *Comparisons of Benthic in Fauna and Epifauna Biomasses in Acidified and Non-acidified Ontario Lakes*, Singer R , The effects of Acidic Precipitation on the Benthos, Proceeding of the Symposium of the North American Benthological Society, Canterbury Press, New York, , p. 35-48.
- COLWELL NR (1983) *Manual of Remote Sensing*, 2nd Edition, American Society of Remote Sensing Sheridan Press.
- CURRAN PJ, AM HAY (1986) *The Importance of Measurement Error for Certain Procedure in Remote Sensing at Optical Wavelengthr*, Phot. Eng. and Remote Sensing, Vol. 52, No. 2, p. 229-241.
- DAJOZ R (1975) *Précis d'écologie*, Durod, 548 p.
- DEKKER AG, TJ MALTHUS, E SEYHAN (1989) *Modelling of Inland Water Quality for High Resolution MSS-Systems*, IGARSS 1989, Vancouver, p. 2804-2810.
- DEKKER AG, TJ MALTHUS, E SEYHAN (1989) *Quantitative Modelling of Inland Water Quality for High Resolution MSS-Systems*, IGARSS, Vancouver, p. 2804-2809.
- DESLILES A, Y DESCOTEAUX, M DENIS (1978) *Le fleuve Saint-Laurent et les matières nutritives*, annexe no 14, Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, p. 35.
- DOLGIN SI, KHMEL'NITSKII (1984) *Lidar for the Detection of Oil Pollution and Chlorophyll in Water*, Plenum Publishing Corporation, p. 445-449.



- DUBÉ C, A LAMARCHE, T ALFÖLDI (1989) *Résultats préliminaires d'une méthode d'évaluation de la dispersion des rejets des eaux usées dans le fleuve Saint-Laurent par télédétection*, IGARSS-1989, Vancouver, p. 2820-2824.
- FERRARI GM, SR GALLI, G MARACCI, B STURM (1984) *Remote Sensing of Sediments and Chlorophyll as Tracers of Pollutant Movement in a Mediterranean Coastal Area*, ESA, Vol. II, p. 701-707.
- GORDON HR, AY MOREL (1983) *Remote Assessment of Ocean Colour for Interpretation of Satellite Visible Imagery: a Review*, Springer Verlag, New York, p. 104.
- GOWER JFR, S LIN, GA BORSTAD (1984) *The Information Content of Different Optical Spectral Ranges for Remote Chlorophyll Estimation on Coastal Waters*, Int. Journal of Remote Sensing, S:349-364.
- GRASSLE JF, RF PETRECCAL, NJ COPLEY (1986) *Subtidal Macrobenthos of Narragansett Bay*, Gray JS, Marine Biology of Polar Regions and Effect of Stress on Marine Organisms, New York, Wiley, p. 421-435.
- GRAVEL Y, L LÉVESQUE (1977) *Localisation et cartographie de zones d'herbiers du fleuve Saint-Laurent*, Rapport technique no 1, Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, p. 40.
- GREGORY S (1978) *Statistical Methods and the Geographer*, 4e édition, Longman, p. 240.



- GRENIER M (1987) *Cartographie quantitative des laminaires de la baie des Chaleurs, Québec, avec le capteur MEIS II*, mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, p. 59.
- HAQUE R, D SCHMEDDING (1976) *A Method of Measuring the Water Solubility of very Hydrophobic Chemicals*, Bull. Environ. Contam. Tox., 14,13.
- HARDY NE, WC JEFFERIES (1981) *Chromaticity Analysis of Color Aerial Photography and its Application to Detection of Water Quality Changes in Acid-Stressed Lake*, Canadian Journal of Remote Sensing, Vol. 7, No. 1, p. 5-23.
- HATTORI A, I KOIKE, M OHTU, JJ GEORING, D BOISSEAU (1980) *Uptake and regeneration of Nitrogen in Controlled Aquatic Ecosystems and the Effect of Copper on these Processes*, Bull. Mar. SCI 30: 431-443.
- HERRICK EE, DJ SCHAEFFER (1987) *Selection of Test Systems to Evaluate the Effect of Contamination on Ecological Systems*, Civil Engineering Studies, Environmental Engineering Series, no. 71, VILU-ENG 87-2010, University of Illinois, Urbana, p. 51.
- HOFFER R (1978) *Biological and Physical Considerations in Applying Computer Aided Analysis Techniques to Remote Sensor Data*, Chap. 5 in Remote Sensing: The Quantitative Approach, P. Swain et S. Daris, McGraw Hill, 396 p.
- HOLBEN B, and C. JUSTICE (1981) *An Examination of Spectral Band Ratioing to Reduce the Topographic Effects on Remotely Sensed Data*, Int. J. Remote Sensing 2(2): 115-133.



- HORN EM, LA MORRISSEY (1984) *Water Quality Mapping with Simulated LANSAT Thematic Mapper Data*, American Water Resources Association, p. 157-166.
- ICHIKAWA A (1979) *Hydraulic Analysis of Urbanized River by Aerial MSS Data*, Télédétection et gestion des ressources, F. Bonn, Ass. qué. de télédétection, p. 101-118.
- ISAAQ AM (1985) *Remote Sensing Techniques for Monitoring of Pollution in Coastal Waters: Potential Application to Saudi Arabia*, The Arabian Journal for Science and Engineering, Vol. 10, No. 1, p. 15-26.
- ISABELLE D (1983) *Utilisation des méthodes numériques d'optimisation et d'analyse de sensibilité dans la calibration des modèles hydrologiques analytiques*, INRS-EAU, Université du Québec.
- JENSEN JR (1986) *Introductory Digital Image Processing; A Remote Sensing Perspective*, Prentice-Hall, New Jersey, p. 379.
- JEROME JH, JE BRUTON, JE BUKATA (1989) *Optical Monitoring of Water Quality in Inland Waters*, IGARSS-1989, Vancouver, p. 2799-2803.
- KELLY JR, VM BEROUNSKY, SW NIXON, CA OVIATT (1985) *Benthic Pelagic Coupling and Nutrient Cycling across an Experimental Eutrophication Gradient*, Mar. Ecol. Prog. Ser 26: 207-219.
- KENLAN KH, GL Jr JACOBSON, DF BRAKKE (1984) *Aquatic Macrophytes and pH as Control of Diversity for Littoral Cladocerans*, Hendrey GR (ed.), Ealy Biotic Response to Advancing Lake Acidification, Boston: Butterworth Publishers, p. 63-84.

- KHORRAM S (1981) *Use of Ocean Color Scanner Data in Water Quality Mapping*, Phot. Eng. and Remote Sensing, Vol. 47, No. 5, p. 667-676.
- KHORRAM S (1985b) *Remote Sensing of Water Quality in the Neuse River Estuary, North Carolina*, Phot. Eng. and Remote Sensing, Vol. 51, No. 3, p. 329-341.
- KHORRAM S, HM CHESHIRE (1985) *Remote Sensing of Water Quality in the Neuse River Estuary, North Carolina*, Phot. Eng. and Remote Sensing, Vol. 51, No. 3, p. 329-341.
- KHORRAM S., GP CATTS, JE CLOERN, AW KNIGHT (1986) *Modelling of Estuarine Chlorophyll a from an Airborne Scanner*, IGARSS - Zurich, IEEE 86 CH2268, Vol. 1, p. 1387-1396.
- KOIKE I, A HATTORI, M TAKAHASNI, JJ GEORING (1982) *The Use of Enclosed Experimental Ecosystem to Study Nitrogen Dynamics in Coastal Water*, Grice GD Reeve MR Marine Mesocosms, Biological and Chemical Research in Experimental Ecosystems, New York, Springer-Verlag, p. 291-303.
- KUSUMOWIDAGDO M (1985) *The use of Digital Processing to Analyze Water Pollution*, p. 174-178.
- LATHROP RG, TM LILLESAND (1986) *Use of Thematic Mapper Data to Assess Water Quality in Green Bay and Central Lake Michigan*, Phot. Eng. and Remote Sensing, Vol. 52, No. 5, p. 671-680.



LAVENROTA WR, EM PRESTON (1984) *Effects of SO₂ on a Grassland: a Case Study in the Northern Great Plains of the United States*, EPA-600/3-84-107, Corvallis, OR: U.S. Environmental Protection Agency.

LEGENDRE L, P LEGENDRE (1984) *Écologie numérique*, Masson, 2e édition, p.550.

LEVINE SA, MA HARWELL, JR KELLY, KD KIMBALL (1989) *Ecotoxicology: Problems and Approaches*, SpringerVerlag, New York, 547 p.

LILLESAND TM, RW KIEFER (1987) *Remote Sensing and Image Interpretation*, John Wiley and Sons.

LILLESAND TM, WL JOANSON, RL DEVELL, OM LINDSTROM, DE MEISMER (1983) *Assesment of the Trophic Condition of Selected Minnesota Lakes through Analysis of LANDSAT Digital Multispectral Scanner Data*, Remote Sensing Laboratory, Saint-Paul, p. 40.

MALO K, D GOUIN (1977) *Incidences des rejets industriels et municipaux*, Rapport technique no 12, Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, Service de protection de l'environnement, p. 247.

MAUGH TH III (1983) *How Many Chemicals are There?* Science, 220:293.

McCLUNEY WR (1976) *Remote Measurement of Water Color*, Remote Sensing of Environment, 5,3-33.

McCOLL WD, RA NEVILLE, SM TILL (1983) *Multi-Detector Electro. Optical Imaging Scanner MEIS II*, compte rendu du 8e Symposium canadien de télédétection, Montréal.

McCOLL, WD, SM TILL, PA NEVILLE (1984) *MEIS II Operational Sensor for Multidisciplinary Applications*, 9e Symposium canadien de télédétection, St-John's, NFLD, 13-17.

McKIM HL, CJ MERRY, RW LAYMAN (1984) *Water Quality Monitoring Using an Airborne Spectroradiometer*, Phot. Eng. and Remote Sensing, Vol. 50, No. 3, p. 353-360.

MERRY CJ, HL McKIN, N LAPOTIN (1988) *Use of SPOT HRV Data in the Corps of Engineers Dredging Program* Phot. Eng. and Remote Sensing, Vol. 54, No. 9, p. 1295-1299.

MEYBECK M (1982) *Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Transport by World Rivers*, AMJ Sci. 282:401-450.

MIDDLETON EM, JC MUNDAY (1980) *Landsat - What is operational in Water Resources*, 6e Symposium canadien de télédétection, Halifax, p. 43-52.

MUELLER JA, AR ANDERSON, JS JERISS (1976) *Contaminants Entering the New York Bight: Sources, Man Loads, Significance*, Am. Soc. Limnol. Oceanogr. Spec. Symp. 2, 162.

MUNDAY JC, TT ALFÖLDI (1979) *LANDSAT Test of Diffuse Reflectance Models for Aquatic Suspended Solids Measurement*, Remote Sensing of Environment, 8:169-183.

NELDER R et S MEAD (1965) *A Simplex Method for Function Minimization*, vol. 7, p. 308-313.



O'NEIL, RV, BS AUSMUS, DR JACKSON, RI VANHOOK, P VON MORRIS, C WASHBURNE, AP WATSON (1977) *Monitoring Trimestrial Systems by Analysis of Nutrients Export*, Water Air Soil Pollut. 8:271-277.

PJ RAPPORT, HA REGIER, TC HUTCHINSON (1985) *Ecosystem Behavior under Stress*, Amer. Nat. , 125:617-640.

PROVENCHER M. (1977) *Étude du phytoplancton du fleuve Saint-Laurent et de ses tributaires*, rapport technique no 9, Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, ministère des Richesses naturelles, p. 88.

RAMADE F (1979) *Écotoxicologie*, Masson, 1979, 228 p.

RAND GM, SR PETROCELLI (1985) *Fundamentals of Aquatic Toxicology*, Hemisphere Publishing Corporation, New York, p. 666.

REID GK, RD WOOD (1976) *Ecology of Inland Watersand Estuaries*, D. Van Nostrand Company, New York, p. 485.

RICHARDS K (1986) *Remote Sensing Digital Image Analysis*, Springer-Verlag, New York, p. 281.

RITCHIE JC, CM COOPER (1988) *Comparison of Measured Suspended Sediment Concentration with Suspended Sediment Concentrations Estimated from LANDSAT MSS Data*, Int. J. Remote Sensing, Vol. 9, No. 3, p. 379-387.



RITCHIE JC, CM COOPER, J YONGQING (1987) *Using LANDSAT Multispectral Scanner Data to Estimate Suspended Sediments in Moon Lake, Mississippi*, Remote Sensing of Environment, 23:65-81.

RITCHIE JC, FR SCHIERE, JR MCHENRY (1976) *Remote Sensing of Suspended Sediments in Surface Waters*, Phot. Eng. and Remote Sensing, Vol. 51, no. 1, p. 53-62.

RJ HOLYER (1978) *Toward Universal Multispectral Suspended Sediment Algorithms*, Remote Sensing of Environment, Vol. 7, p. 323-338.

ROBERTSON PK, JF O'CALLAGHAN (1988) *The Application of Perceptual Color Spaces to the Display of Remotely Sensed Imagery*, IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing, Vol. 26, No. 1, p. 49-59.

ROBINOVE C (1982) *Computation with Physical Values from Landsat Digital Data*, Phot. Eng. and Remote Sensing, Vol. 48, No. 5, p. 781-784.

RODIER J (1976) *Interprétation des résultats de l'analyse physico-chimique, l'Analyse de l'eau*, tome 2, éd. Dunod, p. 127.

ROVER A, NT O'NEIL, D WILLIAMS, P CLICHE, R VERREAULT (1989) *Système de mesure de réflectance pour les spectromètres imageurs*, IGARSS, Vancouver, p. 401-406.

ROYER A, NT O'NEIL, A DAVIS, L HUBERT (1988) *Comparison of Radiative Transfer Models used to Determine Atmospheric Optical Parameters from Space SPIE*, Vol. 928, p. 118-135.



SABBINS FF (1978) *Remote Sensing, Principles and Interpretation*, W.H. Freeman, San Francisco, p. 426.

SATTERWHITE MB (1984) *Discriminating Vegetation and Soils using Landsat MSS and Thematic Mapper Bands and Band Ratios*, Technical paper, 50th Annual Meeting of Am. Soc. of Phot., Vol. 2, p. 479-485.

SAVASTANO KJ, KH FALLER, RL IVERSON (1984) *Estimating Vegetation Coverage in Saint-Joseph Bay, Florida with an Airborne Multispectral Scanner*, Phot. Eng. and Remote Sensing, vol. 50, no. 8, p. 1159-1170.

SCHAEFFER DJ, KG JAVARDAN (1987) *Designing Batteries of Short-Term Tests with Largest Inter-Tier Correlation*, *Écotox. Env. Safety*, 13:316-323.

SCHERRER B (1984) *Biostatistiques*, Gaétant Morin, p. 850.

SCHINDLER DW (1987) *Detecting Ecosystem Response to Anthropogenic Stress*, *Can. J Fish Aqua. Sci.* 44, Supplement No. 1: 6-25.

SHORT N (1982) *Principles of Computer Processing of Landsat Data*, NASA Technical Reference Publication 1078, Washington D.C., p. 421-453.

SIEGAL BS, AR GILLESPIE, and JE SKALEY (1980) *Remote Sensing in Geology*, Wiley, New York, p. 120.

SLATER PN, FJ DOYLE, NL FRITZ, and R WELCH (1983) *Photographic Systems for Remote Sensing*, American Society of Photogrammetry, 2th Edition of Manual of Remote Sensing, Vol. 1, Chap. 6, p. 231-291.



SMITH AY, JD ADDINGTON (1978) *Water Quality Monitoring of Lake Mead: A Practical Look at the Difficulties Encountered in the Application of Remotely Sensed Data to Analysis of Temporal Change*, 5e Symposium canadien de télédétection, Victoria, p. 174-180.

SPANNER MA, DL PETERSON, MJ HALL, RC WRIGLEY, DH CARD, and SW RUNNING (1984) *Atmospheric Effects on the Remote Sensing Estimation of Forest Leaf Area Index*, Proceedings of Eighteenth International Symposium on Remote Sensing of Environment, Paris, France, p. 1295-1308.

STRECKLAND JDH, TR PARSONS (1972) *A Practical Handbook of Seawater Analysis*, 2nd Edition of Bull. Fish Bd Can., 167:p. 310.

TAKAHASHI M, F KOIKE, K ISEKI, PK BIENFANG, A HATTORI (1982) *Phytoplankton Species Responses to Nutrient Changes in Experimental Enclosures and Coastal Waters*, Grice GD, Reeve MR, Marine Microcosm, Biological and Chemical Research in Experimental Ecosystem, New York, Springer-Verlag, p. 333-340.

THIBODEAUX LJ (1979) *Chemodynamics*, John Wiley and Sons, New York.

TURNER RE, WA MALILA, and RF NALEPHA (1971) *Importance of Atmospheric Scattering in Remote Sensing*, Proceedings of Seventh International Symposium on Remote Sensing of Environment, Ann Arbor, MI, p. 1651-1697.

TYLER JE (1968) *The Secchi Disk*, Limnol. and Oceanog. 13(1): 1-6.

U.S. ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (1985) *Technical Support Document for Water Quality-Based Toxics Control*, Office of Water, Washington, D.C., 74 p, + appendices.



- VERDIN JP (1985) *Monitoring Water Quality Conditions in a Large Western Reservoir with Landsat Imagery*, Phot. Eng. Remote Sensing, Vol. 51, No. 3, p. 343-353.
- VINCENT P (1984) *Évaluation des réflectances bidirectionnelles par télédétection aéroportées et méthodes de correction*, mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, p. 137.
- WEATHERLY AH, P DAWSON, L PEURIDGE (1976) *Assessment and Eradication of Heavy Metal Pollution in a Planned Urban Environment*, Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol. 19, 2112.
- WELCH EB (1980) *Ecological Effects of Waste Water*, Cambridge University Press, Cambridge, p. 337.
- WEN-YAO L, V KLEMAS (1988) *Quantative Analysis of Distribution of Suspended Sediments in the Yellow River Estuary from MSS Data*, Geocarto. International, p.51-62.
- WETZEL, RG (1983) *Limnology*, NY, Saunders, 767 p.
- WHITLOCK CH, CY KUO, SR LECROY (1982) *Criteria for the Use of Regression Analysis for Remote Sensing of Sediment and Polluants*, Remote Sensing of Environment, 12:p. 151-168.
- WHITLOCK CH, CY KUO, SR LECROY (1982) *Criteria for the Use of Regression Analysis for Remote Sensing of Sediment and Polluants*, Remote Sensing of Environment, 12:151-168.



WHITLOCK CH, WG WITTE, JW USRY (1978) *Penetration Depth at Green Wavelengths in Turbid Waters*, Phot. Eng. and Remote Sensing, Vol. 44, No. 11, p. 1405-1410.

WOLFE WL, GJ ZISSIS (1978) *The Infrared Handbook*, Environmental Research Institute of Michigan (ERIM), Office of Naval Research, Department of the Navy, Washington.

WU C, C LU, W CHENG (1984) *Use of Airborne Multispectral Scanner Data for Quantitative Water Quality Study of the Tanshui River*, 18th Symposium on Remote Sensing, Paris, p. 1885-1893.

ZWICK HH, WD McCOLL, HR EDEL (1980) *The CCRS DS1260 Airborne Multispectral Scanner (MSS)*, Proc. 6th Can. Symp. on Remote Sensing, Halifax, p. 643-648.



