

Application de la spectrophotométrie ultraviolette à la caractérisation
d'eaux naturelles du Québec.

par

Michel Normand-Marleau

Mémoire présenté à la Faculté des sciences en vue de l'obtention du grade de maître en
environnement (M.env.)

FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, 18 mai 2007.

SOMMAIRE

Quatre grandes problématiques sont rencontrées dans les lacs et rivières du Québec : l'eutrophisation, les fleurs d'eau (cyanobactéries), l'ensablement et l'érosion, et la perte des usages. Face à ces problématiques, le recours à des outils de diagnostic et de suivi de la qualité de l'eau basés sur la mesure de paramètres physico-chimiques, est répandu. Plusieurs techniques permettent la mesure des différentes formes du carbone, de l'azote et du phosphore. Celles-ci ont cependant des limites. Elles sont souvent longues, coûteuses et peuvent parfois manquer de pertinence.

Différentes applications de la spectrophotométrie UV au diagnostic et au suivi de la qualité des eaux naturelles du Québec sont présentées. Trois modèles de déconvolution ont été créés. Le premier modèle permet l'estimation de la concentration en nitrates et en COT d'une eau. Le second permet l'attribution d'une valeur d'indice d'influence anthropique et la proposition d'une typologie des tributaires basée sur cet indice. Enfin, le troisième modèle permet le calcul rapide du TSI (indice d'état trophique) relatif à la chlorophylle- α et du TSI global (prenant en compte également la transparence et le phosphore total). Les spectres UV ont également été exploités de façon qualitative afin de caractériser l'évolution spatio-temporelle de la qualité de l'eau.

Cette recherche a permis de confirmer la pertinence de la spectrophotométrie UV pour l'estimation du COT et des nitrates (à faibles concentrations) dans des matrices aqueuses riches en substances humiques. Elle s'est également avérée intéressante dans le calcul des TSI et la caractérisation de leur évolution. Cependant, le calcul de l'indice d'influence anthropique devra être amélioré afin d'en augmenter la pertinence.

REMERCIEMENTS

En premier lieu, je tiens à remercier mon directeur de maîtrise, M. Olivier Thomas, directeur de l'Observatoire de l'environnement et du développement durable (OEDD) de l'université de Sherbrooke qui m'a soutenu et encadré durant les deux années de recherches. Je remercie également Estelle Baurès, chargée de projet à l'OEDD, pour l'encadrement, l'appui technique dans l'exploitation des données et le soutien moral.

Je remercie Mme Joëlle Muyldermans, d'Enviro-Accès, M. Brian Gregory de Renaissance Lac Brome, la ville de Lac Brome, Mme Marie-Florence Pouet professeure à l'Université de Sherbrooke et la corporation CHARMES qui ont tous collaboré à l'une ou l'autre des campagnes d'échantillonnage.

Je remercie Mme Mariette Lambert, responsable du laboratoire de géophysique, M. Bertrand Mercier et M. Éric Lebel, tous deux du laboratoire d'écologie, pour leur aide dans la préparation des campagnes de terrain. Merci à Olivier Chabrol, Jean Nya, Abdou Rasmane Maïga, étudiants à l'OEDD, pour l'aide apportée lors des campagnes d'échantillonnages.

Enfin, je tiens à remercier le FQRNT pour l'appui financier consenti à la réalisation de cette maîtrise.

TABLE DES MATIÈRES

SOMMAIRE	II
REMERCIEMENTS	III
TABLE DES MATIÈRES	IV
LISTE DES ABRÉVIATIONS	VII
LISTE DES FIGURES	VIII
LISTE DES TABLEAUX	X
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1	3
1.1 Problématique de la qualité des eaux de surface	3
1.1.1 L'eutrophisation	3
1.1.2 Les fleurs d'eau	4
1.1.3 L'ensablement et l'érosion	6
1.1.4 La perte des usages	8
1.2 Outils de diagnostic	9
1.2.1 Mesure du carbone	10
1.2.2 Mesure de l'azote	13
1.2.3 Mesure du phosphore	14
1.3 Limites actuelles et méthodes alternatives	19
1.4 Objectifs	22
CHAPITRE 2	23
2.1 Méthodologie	23
2.1.1 Prélèvement	24
2.1.2 Échantillonnage	24
2.1.3 Analyse	24
2.1.4 Exploitation	25

2.2 Exploitation quantitative	26
2.3 Exploitation qualitative	28
2.3.1 Proposition d'une typologie	29
2.3.2 Indice d'état trophique	30
2.3.3 Caractérisation de l'évolution spatio-temporelle	31
2.4 Sites d'études	34
2.4.1 Lac Brome	34
2.4.2 Rivière Magog	36
2.4.3 Rivière Saint-François	41
CHAPITRE 3	44
3.1 Modèle de déconvolution	44
3.2 Estimation des paramètres	46
3.2.1 Nitrates	46
3.2.2 Carbone organique total	48
3.3 Résultats qualitatifs	51
3.3.1 Proposition d'une typologie	51
3.3.2 Indice d'état trophique	59
3.3.3 Évolution spatio-temporelle	62
3.3.4 Variation de la qualité	65
CHAPITRE 4	69
4.1 Estimation de paramètres	69
4.1.1 Nitrates	69
4.1.2 Carbone organique total	69
4.2 Proposition d'une typologie	71
4.3 Estimation du TSI	74
4.4 Caractérisation de l'évolution spatio-temporelle	75
CONCLUSION	77
ANNEXE 1	80
ANNEXE 2	82

ANNEXE 3	88
ANNEXE 4	97
ANNEXE 5	105
ANNEXE 6	111
BIBLIOGRAPHIE	113

LISTE DES ABRÉVIATIONS

Acronymes	Signification
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
COGEBY	Comité de gestion du bassin versant de la rivière Yamaska
COGESAF	Comité de gestion du bassin versant de la rivière Saint-François
HACCP	Hazard Analysis Critical Control Points
IRDA	Institut de recherche et de développement agroenvironnement
MAMR	Ministère des Affaires municipales et des Régions du Québec
MDDEP	Ministère de Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec
MTQ	Ministère des Transports du Québec
RNC	Ressources Naturelles Canada
OEDD	Observatoire de l'environnement et du développement durable
PAEQ	Programme d'assainissement des eaux du Québec
PEHD	Polyéthylène de haute densité
SWIFT-WFD	Screening methods for water data information in support of the implementation of the water framework directive.
TSI	Trophic State Index
UNESCO	Programme des Nation Unies pour l'éducation, les sciences et la culture
WWAP	Programme mondial pour l'évaluation des ressources en eaux
WWF	Forum mondial de l'eau

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1	CLASSIFICATION SELON L'ACTIVITÉ BIOLOGIQUE DES FRACTIONS AQUATIQUES DU PHOSPHORE.	16
FIGURE 2	CLASSIFICATION OPÉRATIONNELLE DES FRACTIONS AQUATIQUES DU PHOSPHORE.	16
FIGURE 3	ÉTAPES DE LA PROCÉDURE STANDARD POUR L'ANALYSE DE LA QUALITÉ DES EAUX NATURELLES.	20
FIGURE 4	SCHÉMA MÉTHODOLOGIQUE GÉNÉRAL POUR LA CARACTÉRISATION DES EAUX NATURELLES EN UTILISANT LA SPECTROPHOTOMÉTRIE UV.	23
FIGURE 5	SCHÉMA MÉTHODOLOGIQUE DE LA CARACTÉRISATION QUANTITATIVE DE SPECTRES UV.	27
FIGURE 6	SCHÉMA MÉTHODOLOGIQUE DE CARACTÉRISATION PERMETTANT L'ATTRIBUTION D'UNE TYPOLOGIE DE L'EAU, À PARTIR D'UN SPECTRE UV.	29
FIGURE 7	SCHÉMA MÉTHODOLOGIQUE DE LA CARACTÉRISATION DE L'ÉVOLUTION QUALITATIVE DE L'EAU PAR SPECTROPHOTOMÉTRIE UV.	32
FIGURE 8	CARTE DU LAC BROME, DE SES TRIBUTAIRES ET DES STATIONS DE CONTRÔLE EN 2006.	37
FIGURE 9	CARTE DE LA RIVIÈRE MAGOG, DE SES TRIBUTAIRES ET DES STATIONS DE CONTRÔLE EN 2005.	40
FIGURE 10	CARTE DE LA RIVIÈRE MAGOG, DE SES TRIBUTAIRES ET DES STATIONS DE CONTRÔLE EN 2006.	41
FIGURE 11	CARTE DU TRONÇON ÉTUDIÉ DE LA RIVIÈRE SAINT-FRANÇOIS.	43
FIGURE 12	SPECTRES UV DE RÉFÉRENCE FORMANT LA BASE DU MODÈLE DE DÉCONVOLUTION POUR L'ESTIMATION DES NITRATES ET DU COT.	45
FIGURE 13	SPECTRES UV D'ÉCHANTILLONS D'EAU NATURELLE.	46
FIGURE 14	ESTIMATION DES NITRATES (NO ₃ ⁻).	47
FIGURE 15	GRAPHIQUE DES VALEURS RÉSIDUELLES PAR RAPPORT AUX VALEURS DE RÉFÉRENCE.	47
FIGURE 16	SPECTRES UV D'ÉCHANTILLONS D'EAU NATURELLE.	49
FIGURE 17	ESTIMATION DU CARBONE ORGANIQUE TOTAL (COT).	49
FIGURE 18	GRAPHIQUE DES VALEURS RÉSIDUELLES PAR RAPPORT AUX VALEURS DE RÉFÉRENCE.	50
FIGURE 19	ÉCHELLE DE L'INDICE D'INFLUENCE ANTHROPIQUE (IIA) COMPRENANT LA TYPOLOGIE ET LA NATURE DE L'EAU ASSOCIÉE.	51
FIGURE 20	SPECTRES UV DE RÉFÉRENCE FORMANT LA BASE DU MODÈLE DE DÉCONVOLUTION PERMETTANT LA TYPOLOGIE DES TRIBUTAIRES.	53
FIGURE 21	SPECTRES UV REGROUPÉS SELON L'INDICE D'INFLUENCE ANTHROPIQUE.	55
FIGURE 22	VALEURS DES DIFFÉRENTS PARAMÈTRES MESURÉS REGROUPÉS PAR TYPOLOGIE.	56
FIGURE 23	VALEURS DES DIFFÉRENTS PARAMÈTRES MESURÉS REGROUPÉS PAR TYPOLOGIE (SUITE).	57
FIGURE 24	SPECTRES UV DE DIFFÉRENTS LACS SELON LEUR NIVEAU TROPHIQUE.	60
FIGURE 25	ESTIMATION DU TSI CHLA ET DU STSI PAR L'UV.	61
FIGURE 26	SPECTRES UV DES ÉCHANTILLONS DE LA STATION 3.1.1 (RUISSEAU PARÉ). SPECTRES D'ÉCHANTILLONS DE LA CAMPAGNE 2005 SUR LA RIVIÈRE MAGOG.	63
FIGURE 27	SPECTRES UV LE LONG DU RUISSEAU PARÉ (3.1.X). CAMPAGNE MAGOG, MAI 2005.	65
FIGURE 28	SPECTRES UV D'ÉCHANTILLONS D'EAU DE LA STATION 1.5 DU RUISSEAU KNOWLTON (CAMPAGNE LAC BROME 2006).	67

FIGURE 29	SPECTRES UV D'ÉCHANTILLONS D'EAU DE LA STATION 1.8.1 DU RUISSEAU INVERNESS (CAMPAGNE LAC BROME 2006).	68
FIGURE 30	ESTIMATION DU COT PAR MESURE DE L'ABSORBANCE À 254 NM DE LONGUEUR D'ONDE.	70
FIGURE 31	DISTRIBUTION DES VALEURS DE L'IIA PAR CLASSE D'IQBP.	72
FIGURE 32	DÉTERMINATION DE L'ÉTAT TROPHIQUE PAR DÉCONVOLUTION DE SPECTRE UV.	75

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : PRINCIPAUX ACRONYMES RELATIFS AU CARBONE.	11
TABLEAU 2: SYNTHÈSE DES MÉTHODES D'ANALYSE DES PRINCIPALES FRACTIONS DU CARBONE DANS LES EAUX NATURELLES.	12
TABLEAU 3 : PRINCIPAUX ACRONYMES RELATIFS À L'AZOTE.	13
TABLEAU 4: SYNTHÈSE DES MÉTHODES D'ANALYSE DES PRINCIPALES FRACTIONS DU DE L'AZOTE DANS LES EAUX NATURELLES.	14
TABLEAU 5 : PRINCIPAUX ACRONYMES RELATIFS AU PHOSPHORE.	15
TABLEAU 6: SYNTHÈSE DES PRINCIPALES MÉTHODES D'ANALYSE DU PHOSPHORE DANS LES EAUX NATURELLES.	18
TABLEAU 7 : VALEURS DE LA CHARGE ASSOCIÉE À CHAQUE SPECTRE DE RÉFÉRENCE DU MODÈLE DE DÉCONVOLUTION POUR L'ESTIMATION DES NITRATES ET DU COT	44
TABLEAU 8 : VALEURS DE L'INDICE D'INFLUENCE ANTHROPIQUE POUR LES SPECTRES DE RÉFÉRENCES DU MODÈLE DE DÉCONVOLUTION PERMETTANT LA TYPOLOGIE DES TRIBUTAIRES.	52
TABLEAU 9: VALEURS DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES À LA STATION 3.1.1 (RUISSEAU PARÉ) DE LA CAMPAGNE MAGOG 2005 (FIGURE 9).	63
TABLEAU 10: VALEURS DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES LE LONG DU RUISSEAU PARÉ (3.1.X) DE LA CAMPAGNE MAGOG, MAI 2005 (FIGURE 9).	64
TABLEAU 11 : VALEURS DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES À LA STATION 1.5 DU RUISSEAU KNOWLTON (CAMPAGNE LAC BROME 2006)	66
TABLEAU 12 : VALEURS DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES À LA STATION 1.8.1 DU RUISSEAU INVERNESS (CAMPAGNE LAC BROME 2006)	68
TABLEAU 13 : VALEURS MOYENNES ET ÉCARTS-TYPES DES IIA PAR CLASSE D'IQBP.	72

INTRODUCTION

Ces dernières années ont vu l'émergence de plusieurs problématiques relatives à l'eau. Alors qu'historiquement les problèmes se résumaient strictement à l'accès physique à l'eau, on réalise maintenant que la qualité de l'eau doit également être considérée dans notre définition du dit « accès à l'eau » (Déclaration ministérielle WWF, 2006; WWAP, 2003). L'eau, bien que présente en abondance dans certaines régions, est de plus en plus limitée dans ses usages ou carrément inutilisable.

Le concept de qualité de l'eau, bien que largement répandu, demeure néanmoins un terme flou pour deux raisons :

- Premièrement, il dépend directement des déterminants utilisés pour le définir. Ces déterminants, associés aux caractéristiques chimiques, physiques, biologiques ou organoleptiques de l'eau, varient en fonction de l'utilisation particulière ou du rôle écologique de celle-ci. Donc, le concept de qualité de l'eau s'applique autant à l'eau en tant qu'écosystème qu'à l'eau en tant que ressource avec ses nombreux usages. C'est pourquoi plusieurs auteurs préfèrent faire référence à plusieurs qualités de l'eau ou à une qualité générale de l'eau déterminée à partir d'une grille d'évaluation de tous les usages (Simboura et al. 2005 ; Robards et al. 1994).
- Deuxièmement, le concept de qualité de l'eau ne peut jamais être abordé dans l'absolu, dans la mesure où il doit toujours se référer à des critères d'usage ou d'intégrité écologique. Il est donc important de choisir les déterminants appropriés et de fixer des critères d'usage et d'intégrité adéquats afin d'évaluer la qualité de l'eau correctement.

Certains déterminants sont cependant plus difficiles à analyser que d'autres. Les méthodes utilisées pour les mesurer sont alors plus coûteuses en temps et en argent. Ce problème peut devenir un sérieux frein à la mise en place de la gestion intégrée par bassin versant et au renforcement des exigences en matière de surveillance de la qualité des eaux. Pour les eaux naturelles, les critères de qualité sont généralement liés aux caractéristiques physico-

chimiques de l'eau. Or, la plupart des méthodes développées pour mesurer ces caractéristiques sont réalisées en laboratoires loin des sites de prélèvements et avec des outils onéreux. Face à ce constat, on voit l'émergence de deux initiatives comme piste de solution :

- Premièrement, on cherche de nouveaux déterminants associés à de nouveaux critères d'usage ou d'intégrité qui soient plus aisés à mesurer (SWIFT-WFD, 2007) tout en étant aussi, sinon plus, pertinents que les anciens.
- Dans un deuxième temps, les méthodes de mesures des déterminants traditionnels sont revues afin de rendre leur réalisation plus facile ou bien de nouvelles méthodes sont tout simplement développées.

CHAPITRE 1

MISE EN CONTEXTE ET OBJECTIFS

1.1 Problématique de la qualité des eaux de surface

Les problématiques relatives à la qualité de l'eau ne sont pas nouvelles. Au Québec, dans les années 70, une diminution de la qualité de l'eau des lacs et rivières est déjà constatée, ce qui entraîne l'adoption du PAEQ en 1978. Par la suite, d'autres programmes sont instaurés. En 1990, le Ministère de l'Environnement publie pour la première fois sa liste des critères de qualité des eaux (MENVIQ, 1990a) qui seront revisités et mis à jour en 1992. Ces actions ont eu des effets bénéfiques. Les concentrations de phosphore, de DBO₅ (demande biologique en oxygène sur 5 jours) et de MES (matières en suspension) n'ont cessé de diminuer depuis ce temps dans les rejets municipaux québécois (MDDEP, 2006). Cependant, d'autres pressions se sont accentuées. L'agriculture intensive, la désuétude des systèmes d'égouts et l'augmentation des habitations près des cours d'eau sont quelques exemples des menaces aux milieux hydriques. Ainsi, bien que des progrès aient été réalisés au cours des dernières décennies, des problèmes persistent ou resurgissent.

1.1.1 L'eutrophisation

L'eutrophisation se définit comme le processus d'accumulation de matières organiques dans les eaux, dû à la prolifération et à la décomposition des végétaux non consommés, ce qui diminue la teneur en oxygène des eaux profondes. Ce processus naturel est accéléré par l'apport de matières nutritives liés aux activités humaines (Office de la langue française, 1987). Ces matières nutritives sont principalement le phosphore et les nitrates. Cependant, le phosphore est généralement l'élément qui vient à manquer le plus rapidement dans la synthèse de nouveaux tissus et est donc considéré comme « élément limitant ». En fait, un apport de 1 g de phosphore produira 500 g de matière fraîche végétale. Il est donc évident

qu'une augmentation de la concentration en phosphore (et dans certains cas, en nitrates) dans l'eau aura un impact important sur la production primaire en augmentant radicalement cette dernière. Au final, ce sont tous les cycles biogéochimiques du carbone, de l'azote et du phosphore qui sont perturbés par une eutrophisation accélérée (Ramade, 1998).

Généralement, ces apports proviennent de sources diffuses liées à la fertilisation des sols agricoles, ainsi que des points de rejets d'eaux usées urbaines et industrielles. Dans une moindre mesure, des fuites du réseau d'égouts ou des fosses septiques situées près d'un plan d'eau peuvent exacerber une situation déjà problématique. Bien que le terme eutrophisation fait référence généralement aux lacs, certaines rivières de milieux fortement agricoles subissent un sort semblable (COGEBY, 2000). Il s'agit généralement de rivières à faible débit qui n'arrivent pas à éliminer les apports en nutriments suffisamment rapidement.

L'eutrophisation entraîne plusieurs conséquences sur la qualité physico-chimique, biologique et organoleptique de l'eau. Entre autres inconvénients, on peut citer : la prolifération des macrophytes et des algues, la diminution de la transparence de l'eau, les problèmes d'odeur et de goût, la diminution de la concentration d'oxygène dissous, la perte de biodiversité, la diminution de la valeur esthétique d'un plan d'eau (Gangbazo et al. 2005, Rousseau et al., 2004) et le comblement accéléré de ce même plan d'eau. L'état d'eutrophisation d'un lac n'est pas absolu, mais plutôt réversible, dans la mesure où l'eutrophisation a été accélérée par des facteurs anthropiques et que ceux-ci disparaissent.

1.1.2 Les fleurs d'eau

Une répercussion importante des apports anthropiques de nutriments, comme relevé précédemment, est l'apparition de fleurs d'eau. Les fleurs d'eau sont le résultat de la prolifération d'une ou de plusieurs espèces algales microscopiques (une nappe de lentilles d'eau, *Lemna minor*, ne constitue pas une fleur d'eau) en absence de prédateurs appartenant aux niveaux trophiques supérieurs ou de compétitions exercées par des espèces concurrentes.

Plusieurs espèces d'algue peuvent proliférer jusqu'à former une fleur d'eau (Lürling et Roessink, 2006). Cependant, la problématique des fleurs d'eau est surtout liée à la prolifération de cyanobactéries autrement appelées algues bleues-vertes ou cyanophytes. Les cyanobactéries sont des organismes primitifs unicellulaires, filamenteux ou en colonies, se situant entre les procaryotes et les plus simples eucaryotes photosynthétiques sur l'échelle évolutive (Rodriguez-Lopez et al. 1974, Walker et Greer, 1992; Pitois, 2000), capables de photosynthèse. Les cyanobactéries se retrouvent pratiquement dans tous les types d'environnements et peuvent résister à des conditions extrêmes de température, de salinité, d'acidité et d'humidité (Meeks et Castenholz, 1971; Londry et Grasby, 2005). En milieu lacustre, c'est avant tout leur capacité à fixer l'azote gazeux qui semble être l'avantage compétitif le plus important leur permettant de dominer les autres espèces de phytoplancton lors d'épisodes de fleurs d'eau de cyanobactéries.

La prolifération de cyanobactéries entraîne plusieurs conséquences négatives relatives aux usages d'un plan d'eau. En plus de produire des composés qui altèrent le goût et l'odeur de l'eau, elles synthétisent, selon l'espèce, une variété d'hépatotoxines, de neurotoxines et d'irritants cutanés (Michaud, 2004; Yuan et al., 2006; Teixeira et Rosa, 2007). Ce sont généralement les microcystines, une famille d'hépatotoxines, qui sont le plus souvent source d'inquiétudes (Yuan et al., 2006; Santé Canada, 2004). Bien que ces toxines soient contenues à l'intérieur du protoplasme de l'algue, elles peuvent être libérées lors de la cytololyse, à la mort de la cellule (Santé Canada, 2004). Par mesure de sécurité, plusieurs lacs, au Québec comme ailleurs, doivent être interdits aux activités de contact avec l'eau lors d'épisode de prolifération de cyanobactéries. Cette situation est particulièrement critique lorsque le plan d'eau est la source d'eau potable pour une municipalité. Des méthodes de traitement adaptées doivent être mises en place afin de s'assurer que les toxines ne soient pas présentes dans l'eau potable. Enfin, il est difficile d'évaluer la persistance des toxines dans l'eau étant donné que leur dégradation est dépendante de plusieurs paramètres dont la luminosité, l'acidité, la température, etc. Évidemment, les coûts directs et indirects relatifs à de telles situations

peuvent s'élever à plusieurs millions de dollars et ne sont donc pas négligeables (Walker et Greer, 1992).

Les facteurs provoquant l'émergence d'une fleur d'eau dans les milieux tempérés sont encore mal compris (Michaud, 2004). Cependant, ceux-ci sont généralement associés à l'eutrophisation accélérée d'un lac et donc, à un apport important en nutriments (Lürling et Roessink, 2006), particulièrement en phosphore. Les facteurs climatiques, l'ensoleillement, le pH ainsi que les courants dans le plan d'eau semblent également jouer un rôle (Duy et al., 2000). Un dérèglement du rapport nitrate-phosphore semble être un bon indice d'apparition d'une fleur d'eau de cyanobactéries. Lorsque le rapport N/P est inférieur à 10, le phosphore perd son rôle limitant au profit des nitrates (Michaud, 2004). Dans ce contexte, les cyanobactéries pouvant fixer l'azote atmosphérique ont un avantage compétitif certain sur les autres espèces composant le phytoplancton.

1.1.3 L'ensablement et l'érosion

Dans les eaux naturelles, des particules solides sont toujours présentes en grand nombre. Elles se composent de matière biologique (algues, bactéries, débris de décomposition) et de matière inorganique (minéraux argileux, oxydes et hydroxydes métalliques, carbonates) (Sigg et al., 1992; Renoldi et al. 1997; Dekov et al., 1997). Ces particules peuvent présenter des tailles très variables allant de 1 nm jusqu'à plusieurs mm. L'ensemble de la matière non dissoute en suspension dans l'eau est appelé « matières en suspension » (MES). Il est cependant possible de discriminer deux sous-groupes : les colloïdes et la matière particulaire ou particules en suspension. Il n'existe pas de consensus sur le spectre de tailles formant les colloïdes. Selon les auteurs, il se situe de 1nm à 1 µm (Hens et Merckx, 2002; Worrall et al., 1999; Stum et Morgan, 1996; Sigg et al., 1992). Les particules plus grosses sont alors considérées comme des particules en suspension. Enfin, ces états sont changeants dépendamment de plusieurs facteurs (pH, température, turbulence, activité biologique, etc.) (Lu et Allen, 2006). L'agglomération des colloïdes augmentera la concentration des

particules en suspension alors, qu'inversement, une désagrégation de ces dernières peut résulter en une augmentation des colloïdes.

Le transport de solides affecte la qualité de l'eau de façon chimique, physique et biologique. Premièrement, il a été démontré que la mobilité de plusieurs contaminants (phosphore, pesticides, métaux lourds) est dépendante ou du moins, grandement facilitée par les matières en suspension des eaux de ruissellement et plus particulièrement, par les colloïdes (Stum et Morgan, 1996; Worrall et al., 1999; Hens et Merckx, 2002; Le Bissonnais et Morel, 1996; Sigg et al., 2000; Renoldi et al., 1997; Li et al., 2006). Le phosphore participe à l'eutrophisation ainsi qu'à la prolifération des cyanobactéries alors que les pesticides et les métaux lourds ont des effets toxiques, mutagènes, oncogéniques ou hormonaux pour ne nommer que ceux-ci. De plus, les MES augmentent le temps de résidence de ces contaminants lorsqu'elles sédimentent au fond d'un lac. La matière organique composant les MES augmente également la demande biologique en oxygène (DBO).

Physiquement, les matières en suspension affectent grandement l'écologie des milieux hydriques naturels. Elles sont directement liées à la turbidité de l'eau et donc à la production primaire des macrophytes, du périphyton et du phytoplancton. Les MES ont un effet négatif sur la biodiversité des macroinvertébrés et sur leur nombre absolu (Thorpe et Lloyd, 1999). Chez les communautés ichtyologiques, on remarque une augmentation des déformations, des mutilations aux branchies et une baisse générale des populations due notamment au recouvrement des frayères lors de la sédimentation des particules en suspension (Schleiger, 2000).

La concentration de matières en suspension dans les eaux naturelles est intimement liée au sol, à la morphologie du terrain mais surtout, à l'occupation des sols et aux pratiques d'exploitation faites dans le bassin versant (Le Bissonnais et Morel, 1996). En effet, les matières en suspension proviennent majoritairement de l'érosion hydrique qui est une conséquence directe du ruissellement de surface. D'autres sources, notamment les rejets

municipaux et industriels ou tout simplement la remise en suspension des sédiments (ex. par les bateaux motorisés), sont également génératrices de MES.

1.1.4 La perte des usages

La perte des usages réfère aux activités ne pouvant plus se réaliser sur et/ou dans un plan ou un cours d'eau (baignade, pêche, canot, ...). Bien que les problématiques présentées dans les sections antérieures peuvent conduire à une perte des usages (particulièrement, la prolifération de cyanobactéries), la contamination bactériologique reste une cause majeure (Marsalek et Rochfort, 2004). En effet, plus la concentration en pathogènes augmente, plus les risques sanitaires, notamment les gastroentérites et les diarrhées, augmentent également provoquant l'interdiction de baignade ou d'activités de contacts secondaires. Cette contamination est due à une variété de microorganismes dont certains pathogènes connus tels que *Enterococcus sp.*, *Salmonella sp.*, *Yersinia sp.*, et *Campylobacter sp.*, *Escherichia coli* (Fries et al., 2006) ou le virus de Norwalk (Groupe scientifique sur l'eau, 2003). Généralement, les coliformes fécaux sont utilisés comme indicateurs de la qualité bactériologique des eaux naturelles. Premièrement, leur survie dans l'environnement est généralement équivalente à celle des autres pathogènes et leur densité, proportionnelle au degré de pollution fécale. De plus, puisque *E. Coli* représente 80 à 90 % des coliformes fécaux, certains préfèrent utiliser seulement cette bactérie comme indicateur (Groupe scientifique sur l'eau, 2003; Marsalek et Rochfort, 2004). Enfin, l'Organisation mondiale de la Santé (OMS, 1998) estime que l'expression « coliformes fécaux » peut être source d'erreurs étant donné que plusieurs espèces de coliformes fécaux peuvent également se retrouver dans les effluents enrichis en matière organique tels que ceux de l'industrie des pâtes et papiers ou de l'agroalimentaire. Elle préconise plutôt l'utilisation de l'expression « coliformes thermorésistants ».

Une étude (Painchaud, 1997) a relevé que plus de la moitié des 386 stations de contrôle sur les rivières du Québec ont des concentrations en coliformes fécaux supérieures au critère

gouvernemental pour la baignade (200 UFC/100mL, MDDEP 2002) et 66 ont des médianes dépassant 1000 UFC/100mL, la concentration maximale pour les activités de contacts secondaires.

Les sources de contamination bactériologique peuvent être ponctuelles ou diffuses. Les sources ponctuelles peuvent être les points de débordements d'un système d'égouts ou les effluents industriels. Ces sources sont faciles à éliminer. Les sources diffuses sont beaucoup plus nombreuses et comprennent, sans s'y limiter, les fuites de fosses septiques, le mauvais épandage ou entreposage des lisiers et des fumiers, la présence d'animaux dans les cours d'eau ainsi que les fèces d'animaux sauvages comme les goélands (Fries, 2006; Painchaud, 1997). La contamination est exacerbée en période de pluie. Le lessivage des terres entraîne les lisiers, fumiers et fèces vers les cours d'eau. En milieu urbain, les égouts mixtes voient leur volume d'eau augmenter provoquant parfois des déversements d'eau non traitée dans les cours d'eau ou le lessivage des sédiments riches en bactéries qui s'accumulent au fond des canalisations. Cette situation est également possible dans le cas de systèmes d'égouts séparés mais en désuétude, où se produisent des infiltrations d'eau (Marsalek et Rochfort, 2004). La diminution de la concentration en bactéries d'une eau est dépendante de la nature des bactéries et de leur état physiologique (Beaudreau et al., 2001), mais aussi de certains facteurs environnementaux comme la rareté des nutriments, la température, le stress osmotique et la lumière visible (Barcina et al., 1997). Généralement, une température froide, la présence de peu de nutriments, un stress osmotique important et une grande luminosité sont les conditions idéales à un abaissement rapide des concentrations bactériennes.

1.2 Outils de diagnostic

Les solutions actuelles pour prévenir les problématiques présentées précédemment sont limitées. Ces solutions incluent la mise en place de réseaux de surveillance, de contrôles automatiques aux points de rejets et, parfois, de stations automatiques. Dans tous les cas, la caractérisation de l'eau se fait essentiellement par la mesure de paramètres précis à l'aide de méthodes d'analyse établies.

Le développement des méthodes d'analyses de l'eau remonte à plus de 100 ans même si la plupart ont été perfectionnées durant les 50 dernières années. En effet, chaque amélioration des technologies d'analyses entraîne simultanément le désir de poursuivre la caractérisation d'un échantillon en investiguant plus de composants ou en abaissant la limite de détection des composants déjà analysés (Robards et al. 1994). C'est ce qui explique la panoplie de méthodes et de technologies existantes. Généralement les méthodes d'analyses sont regroupées selon qu'elles sont dites spécifiques ou globales :

- Les méthodes d'analyses spécifiques sont de loin celles qui ont été privilégiées au niveau du développement de nouvelles méthodes et du choix des méthodes pour le suivi de la qualité de l'eau. Elles réfèrent à un élément particulier présent dans l'eau, notamment le carbone, l'azote et le phosphore. Comme ces éléments peuvent être présents sous plusieurs formes dans les milieux aqueux, il est souvent nécessaire de recourir à différentes analyses.
- Les méthodes d'analyses globales réfèrent plutôt à une propriété d'une eau qui peut servir à la caractériser dans son ensemble. Par exemple, la conductivité permet d'estimer le niveau de contamination inorganique générale d'une eau (Painchaud, 1997).

1.2.1 Mesure du carbone

Le carbone se retrouve sous plusieurs formes dans les eaux naturelles. Le tableau 1 résume les principaux acronymes utilisés pour définir les différentes formes du carbone en milieux aqueux.

Le carbone total (CT) se divise entre le carbone inorganique (CI) ou carbone inorganique total (CIT) et le carbone organique (CO) ou carbone organique total (COT) (Bisuti et al., 2004). Le CIT est principalement formé de carbonates, d'hydrogénocarbonates et de dioxyde

de carbone (CO₂) dissous. Le COT regroupe, quant à lui, plusieurs centaines de composés plus ou moins complexes ce qui en rend la caractérisation plus difficile. Dans la plupart des eaux, les concentrations en carbone inorganique dépassent largement celles du carbone organique total. Dans les eaux naturelles, la concentration en carbone inorganique peut représenter jusqu'à 10 fois la concentration du carbone organique (Pouet et al., 2007). En plus d'être une source potentielle de nutriments, il est le principal tampon de l'eau (Robards et al., 1994) notamment sous la forme d'hydrogénocarbonates. Le carbone organique dissous (COD) et particulaire (COP) forment ensemble le carbone organique total (COT). Le COT est principalement utilisé comme indicateur de la contamination organique d'une eau (Visco et al., 2005). Le tableau 2 résume les principales méthodes de détection des différentes fractions du carbone dans les eaux naturelles.

Tableau 1 : Principaux acronymes relatifs au carbone

Acronymes	Significations
CT	Carbone total
CO	Carbone organique
CI	Carbone inorganique
CIT	Carbone inorganique total
CID	Carbone inorganique dissous
CIP	Carbone inorganique particulaire
COT	Carbone organique total
COD	Carbone organique dissous
COP	Carbone organique particulaire
COV	Carbone organique volatil

Tableau 2: Synthèse des méthodes d'analyse des principales fractions du carbone dans les eaux naturelles (adapté de Robards et al. 1994)

Fractions	Méthodes de détection	Références
CT	Ionisation à la flamme et détection du méthane	
CIT ou CI	Spectrométrie de masse	Thurman, 1985
	Colorimétrie	Crowther et Moody 1980 dans Robards et al., 1994
	Spectrométrie infrarouge	Kubala et al., 1989
COT ou CO	Spectrométrie d'émission atomique	Emteryd et al., 1991
	Titration Électroconductométrique	Pempkoviak, 1981
COD	Spectrométrie infrarouge	Goulden et Brooksbank, 1975 Leenheer, 1981 Schneider et al., 1984
	Photo-oxydation chimique	
	Photométrie à 254 nm	Schneider et al., 1984
	Photométrie à 360 nm	Grieve, 1985
	Photométrie à 330 nm	Moore, 1985
	Analyse de COT	Lucena et al., 1991 Ribas et al., 1991 Servais et al., 1987 Gloor et al., 1981 Khan et al., 2003
	Détection de conductivité thermique	McDowell et al., 1987
	Spectrométrie d'émission atomique	Roehl et Hoffman, 1985
COP	Détection de conductivité thermique	Hilton et al., 1986 Salonen, 1981
COV	Spectrométrie infrarouge	Salonen, 1981
	Spectrométrie de masse	Thurman, 1985

1.2.2 Mesure de l'azote

L'azote est un composé essentiel à la croissance des macrophytes et du phytoplancton mais il est rarement limitant en eau douce (Howarth et Cole, 1985) bien qu'il n'existe pratiquement aucune source minérale (Faust et Aly, 1981). Dans les eaux naturelles, l'azote peut se retrouver principalement sous une forme oxydée en nitrites (NO_2^-) et en nitrates (NO_3^-), sous une forme réduite, l'ammonium (NH_4^+) ou dans la matière organique. Dans une moindre mesure, on le retrouve également sous forme d'urée [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$] et d'azote gazeux (N_2) (Tchobanoglous et Schroeder 1987). Le tableau 3 résume les principaux acronymes liés aux formes de l'azote dans les eaux naturelles (Painchaud 1997).

Tableau 3 : Principaux acronymes relatifs à l'azote

Acronymes	Significations
NT	Azote total
NTP	Azote total particulaire
NTD	Azote total dissous
NID	Azote inorganique dissous
NOD	Azote organique dissous

Les formes inorganiques de l'azote ont été historiquement les plus étudiées comme en fait état la synthèse des méthodes de quantification de l'azote dans le tableau 4. Ceci est dû au fait que le NID a toujours été perçu comme un élément clé dans la productivité primaire, que le NOD est plus difficile à mesurer (il est généralement oxydé en nitrates avant d'être quantifié), et à la présomption que celui-ci ne jouerait aucun rôle biologique (Badr et al. 2003). Cependant, le NOD provenant de la matière organique (M.O.) peut représenter jusqu'à 70 % du NT transporté par les rivières (Stepanauskas et al. 1999). De plus, il a été démontré que ce NOD pouvait devenir biodisponible. Stepanauskas et al. (2000) ainsi que Frankovich et Jones (1998) indiquent que la biodisponibilité potentielle du NOD dans les cours d'eau de milieux tempérés se situe entre 19% et 55% selon les conditions environnementales.

Tableau 4: Synthèse des méthodes d'analyse des principales fractions de l'azote dans les eaux naturelles (adapté de Robards et al. 1994)

Fractions	Méthodes de détection	Références
NT	Chimioluminescence	Frankovich et Jones, 1998
NOD	Chimioluminescence	Badr et al., 2003
Nitrates	Ampérométrie	Ebdon et al., 1991
	Fluorimétrie	Motomizu et al., 1987
	Polarographie	Noufi et al., 1990
	Spectrophotométrie	Linker et Shaviv, 2006 Vogel et al., 2004
	Spectrophotométrie UV	Roig et al., 1999 Roig et Thomas, 2003 Thomas et al., 1990
	Photométrie	Clinch et al., 1987
Nitrites	Ampérométrie	Van den Berg et Li, 1988 Markusova et Fedurco, 1991
	Photométrie	Jiang et al., 1990 Rathore et Tiwari, 1991
	Spectrophotométrie UV	Roig et al., 1999 Roig et Thomas, 2003
	Fluorimétrie	Perez-Luis et al., 1992

1.2.3 Mesure du phosphore

Le phosphore joue un rôle essentiel chez tous les organismes vivants en entrant dans la composition de l'ATP, de l'ADN, de l'ARN, des membranes cellulaires, etc., et en étant un régulateur majeur du pH (Rodier, 1996; Estela et Cerdà, 2005). Il ne représente cependant que 1% de la masse totale de la biosphère. Dans les systèmes hydriques d'eau douce, il est généralement l'élément limitant et conditionne la productivité (Rodier, 1996; Faust et Aly, 1981; Tchobanoglous et Schroeder, 1987; Robards et al., 1994; Estela et Cerdà, 2005). L'analyse du phosphore dans l'eau est particulièrement complexe étant donné que celui-ci peut se retrouver sous plusieurs formes organiques ou inorganiques (McKelvie, I.D. et al.,

1995) et qu'il n'est présent qu'à des concentrations traces (de 1 µg/L à 100 µg/L). La nomenclature associée au phosphore est complexe et liée soit à son impact biologique, soit à la méthode opérationnelle pour le mesurer. Le tableau 5 définit les différents acronymes relatifs au phosphore. Les figures 1 et 2 présentent respectivement la nomenclature relative à l'activité biologique et la nomenclature opérationnelle du phosphore dans l'eau.

Tableau 5 : Principaux acronymes relatifs au phosphore (Worsfold, 2005)

Acronymes	Significations
PHAD	Phosphore hydrolysable à l'acide dissous
PRT	Phosphore réactif total
PHAT	Phosphore hydrolysable à l'acide total
PT	Phosphore total
POT	Phosphore organique total
PRD	Phosphore réactif dissous
PRF	Phosphore réactif filtrable
PRS	Phosphore réactif soluble
PHAD	Phosphore hydrolysable à l'acide dissous
PDT	Phosphore dissous total
POD	Phosphore organique dissous
PPT	Phosphore particulaire total
PRP	Phosphore réactif particulaire
PHAP	Phosphore hydrolysable à l'acide particulaire
POP	Phosphore organique particulaire

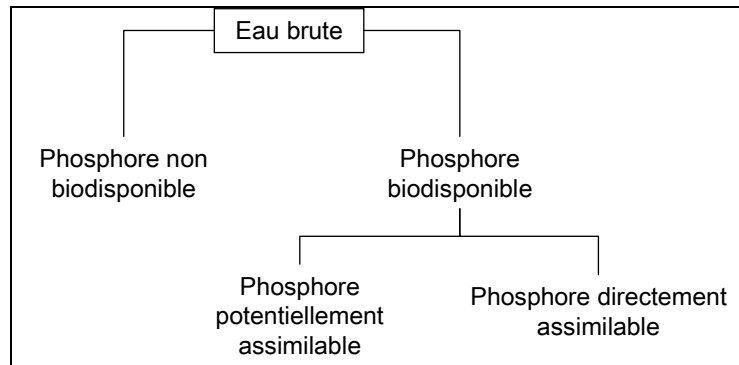


Figure 1 Classification selon l'activité biologique des fractions aquatiques du phosphore.

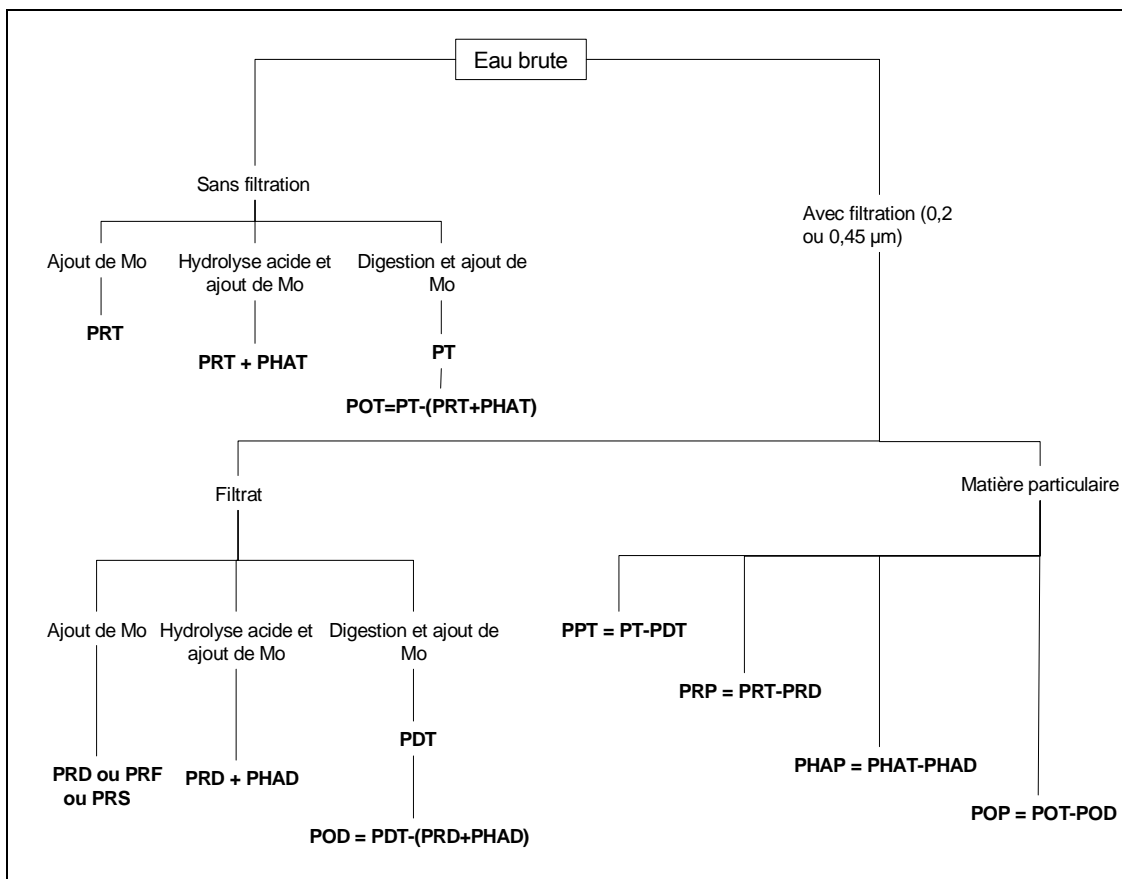


Figure 2 Classification opérationnelle des fractions aquatiques du phosphore (Robards et al., 1994; Worsfold, 2005)

La nomenclature opérationnelle est la plus utilisée. Cependant, malgré la grande diversité des fractions opérationnelles du phosphore, nombre d'études s'intéressent seulement aux fractions PT et PRT qui sont généralement celles retenues par les critères de qualité de l'eau (MDDEP, 2002; Faust et Aly, 1981, Robards et al., 1994). Certains auteurs remettent en question les termes « dissous » ou « solubles » associés à certaines fractions, car ces termes ignorent la réalité des colloïdes qui peuvent influencer les résultats (Hens et Merckx, 2002). D'autres préfèrent simplement parler de phosphore assimilable par opposition au phosphore non assimilable. Le phosphore assimilable est composé à 95% d'orthophosphates. Le reste est formé de composés phosphatés solubles directement assimilables par les plantes. Le phosphore potentiellement assimilable réfère, quant à lui, au phosphore adsorbé ou sous une forme qui pourrait facilement être digérée de sorte que ce phosphore peut devenir assimilable.

Il existe une vaste gamme de méthodes de quantification du phosphore. Néanmoins, toutes ces méthodes ne mesurent que les phosphates. Ce sont les manipulations préalables à cette mesure qui déterminent la fraction qui est quantifiée comme le montre la figure 2 (filtration, digestion, hydrolyse). Plusieurs font appel à la complexation du phosphore avec le molybdate pour former le complexe phospho-molybdate (PM) qui, une fois réduit, donne une couleur bleue mesurable par spectrophotométrie. Le tableau 6 résume les principales méthodes de quantification du phosphore.

Tableau 6: Synthèse des principales méthodes d'analyse du phosphore dans les eaux naturelles (adapté de Robards et al., 1994; Estela et Cerdà, 2005)

Méthodes de détection	Références
Spectrophotométrie	Motomizu et al., 1983
	Yoshimura et al., 1990
	Nasu et Kant, 1988
	Diniz et al., 2004
	Susanto et al., 1995
	Worsfold et al., 1987
	Freeman et al., 1990
	Ormaza-Gonzalez et Statham, 1991
	Pauer et al., 1988
	Malcolme-Lawes et Wong, 1990
	Towns, 1986
	Grudpan et al., 2002
	McKelvie et al., 1981
	Doku et Haswell, 1999
	McKelvie et al., 1993
	Roig et al., 1999
Leach et al., 1999	
Fluorométrie	Perez-Ruiz et al., 2001
	Motomizu et al., 1995
	Taniai et al., 2003
Chimioluminescence	Ikebukuro et al., 1996
	Nakamura et al., 1999a
	Nakamura et al., 1999b
	Yakoob et al., 2004
	Morais et al., 2004
Potentiométrie	Davey et al., 1990
	Alexander et al., 1984
Voltamétrie	Fogg et Bsebu, 1984
	Fogg et Bsebu, 1982
Ampérométrie	Yao et al., 1990

1.3 Limites actuelles et méthodes alternatives

Dans le cadre de stratégies de contrôle de la qualité de l'eau, les méthodes d'analyses des eaux naturelles permettent de répondre aux problématiques soulevées précédemment. Ces stratégies sont basées sur la mise en place de réseaux de surveillance ou de « monitoring », les contrôles automatiques (notamment aux points de rejets d'eaux usées) et les stations automatiques permettant de suivre la qualité de l'eau en continu. Également, selon l'information recherchée, il existe trois types de monitoring :

- de surveillance permet la détection de changements à long terme,
- opérationnel fournit des données supplémentaires sur un milieu hydrique à risque (certains dépassements de critères),
- d'investigation permet la détection de(s) source(s) de contamination (Thomas, 2006).

Or, malgré le fait que la diversité, la sensibilité, la robustesse, entre autres, des outils de diagnostic aient considérablement évolué durant les dernières décennies, certaines limites perdurent lorsqu'ils sont appliqués dans le cadre d'une stratégie de contrôle de la qualité de l'eau.

La première limite des outils de diagnostic standards est le temps de réponse élevé (Normand-Marleau et al., 2006; Bachmann et Canfield, 1996). La figure 3 présente la procédure standard d'analyse des eaux naturelles. La procédure en soi peut être longue en plus du délai lié à l'analyse en laboratoire (CEAEQ, 2005). Dans les pays nordiques, comme le Québec, où les suivis de qualité se réalisent presque exclusivement en été, le grand nombre d'échantillons à analyser pendant une courte période dans les laboratoires accrédités entraîne des retards supplémentaires.

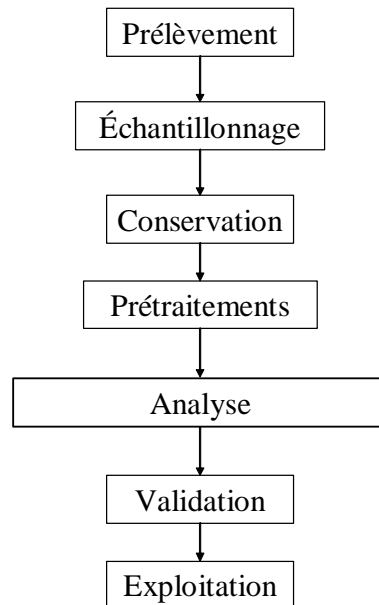


Figure 3 Étapes de la procédure standard pour l'analyse de la qualité des eaux naturelles.

La grande précision de certaines méthodes ne leur permet pas d'être à l'abri des erreurs. Au contraire, la procédure standard (figure 3) peut être biaisée à chaque étape par certaines erreurs par exemple, des erreurs de manipulation et/ou l'évolution des prélèvements/échantillons (Lambert et al., 1992; Baurès et al., 2004) malgré les méthodes de conservation. L'utilisation de techniques basées sur des définitions opérationnelles pose également problème, car ces dernières demandent une très grande prudence dans l'interprétation et l'utilisation des résultats (Robards et al., 1994) et ont donc une portée limitée. De plus, les résultats issus de telles techniques demeurent souvent incompréhensibles par le grand public. Dans un souci de clarté, des indices de la qualité de l'eau, regroupant les mesures de plusieurs paramètres traditionnels (IQPB, TSI), ont été développés. Ces indices simplifient l'interprétation d'un ensemble de résultats. Cependant, l'attribution d'une valeur d'indice pour un échantillon nécessite plusieurs analyses.

Or, les coûts d'analyse élevés tendent à limiter l'envergure des suivis de qualité tant au niveau de la zone couverte, (du nombre de campagnes à effectuer) que des paramètres à mesurer. Des compromis doivent être faits et conduisent à des résultats non exhaustifs et/ou manquants de pertinence. Cette situation restreint les conclusions pouvant être tirées de tels suivis (Thomas, 2006) et éventuellement, l'utilisation des indices existants.

Les limites auxquelles sont confrontés les outils de diagnostic traditionnels amènent la recherche de méthodes alternatives. Ces dernières comprennent toute méthode d'échantillonnage ou d'analyse de l'eau qui n'est pas une méthode de référence ou équivalente, mais qui produit un résultat comparable (Thomas, 2006; Nixon et al., 1996; Bachmann et Canfield, 1996). Les méthodes alternatives peuvent être regroupées selon trois groupes (Roig et Thomas, 2003; Thomas, 2006).

- Le premier est composé des méthodes issues de la transposition des méthodes de référence sur le terrain, notamment les mesures en ligne et les trousseaux de détection, (Estela et Cerdà, 2005; Raimbault et al., 1999; Monser et al., 2004; Frankovich et Jones, 1998; Sequeira et al., 2002; Motomizu et Li, 2005),
- le deuxième comprend les méthodes proprement alternatives basées sur un principe différent de la méthode de référence (Khan et al., 2003; Robards et al., 1994; Su et al., 1997; Bisutti et al., 2004),
- le dernier groupe se compose des méthodes permettant le calcul de la valeur d'un paramètre à partir de la mesure d'un autre paramètre ou à partir d'un modèle informatique (Ramteke, 1995; Franczy et Darner, 2000; Sarangi et al., 2005).

La spectrophotométrie UV est une approche qui s'inscrit avant tout dans la deuxième catégorie. Les avantages de la spectrophotométrie UV sont nombreux. Elle peut se réaliser sur site ou en laboratoire, en continu ou par prélèvements. Elle est rapide et peu coûteuse. Bien que cette méthode ne soit pas nouvelle, son développement a longtemps été compromis en raison des interférences (colloïdes et matières en suspension) présentes dans les matrices hydriques (Thomas et al., 1993). Cependant, l'avènement de procédures chimiométriques

permet maintenant de tenir compte de ces interférences lors d'analyses spectrales (Thomas et al., 1993; Thomas et al., 1990; Thomas et al., 1991) et même de les quantifier (Thomas et al., 1993). Le spectre UV, la combinaison d'une réponse chimique due à l'absorption de la lumière UV par les solutés et d'une réponse physique due à la diffusion de la lumière par les particules insolubles en suspension, peut être analysé de deux façons :

- L'analyse quantitative permet l'estimation de certains paramètres physico-chimiques tels que les nitrates, le carbone organique et les matières en suspension (Thomas et al., 1990; Thomas et al., 1999; Baurès et al., 2004).
- L'analyse qualitative permet, entre autres, de suivre l'évolution d'une eau, dans l'espace et dans le temps (Gallot et Thomas, 1993; Thomas et Cerdà, 2007).

Cette méthode a été préférentiellement développée pour la caractérisation et le suivi de la qualité des eaux usées et industrielles (Roig et Thomas, 2003; Roig et al., 1999; Dupuit et al., 2006; Thomas et al., 1999; Thomas et al., 1993). Néanmoins, la transposition de certaines applications à des eaux naturelles européennes a déjà été réalisée avec succès et permet d'envisager cette méthode comme un complément fort avantageux à la batterie de méthodes analytiques déjà développées (Thomas et al., 1993; Prudent et al., 1995; Thomas et al., 1990; Gallot et Thomas, 1993).

1.4 Objectifs

L'objectif général de ce projet est d'appliquer la spectrophotométrie UV comme outil de caractérisation des eaux naturelles du Québec, caractérisées par la présence possible de fortes teneurs en matières humiques. Plus spécifiquement, il s'agit de

- développer des procédures simples et peu coûteuses,
- permettre un diagnostic rapide,
- détecter et/ou identifier une contamination,
- assurer le suivi de la qualité de l'eau.

CHAPITRE 2

MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1 Méthodologie

La méthodologie générale comporte 4 étapes principales : le prélèvement, l'échantillonnage, les analyses et enfin l'exploitation des résultats d'analyses. La figure 4 présente le schéma complet de la méthodologie générale.

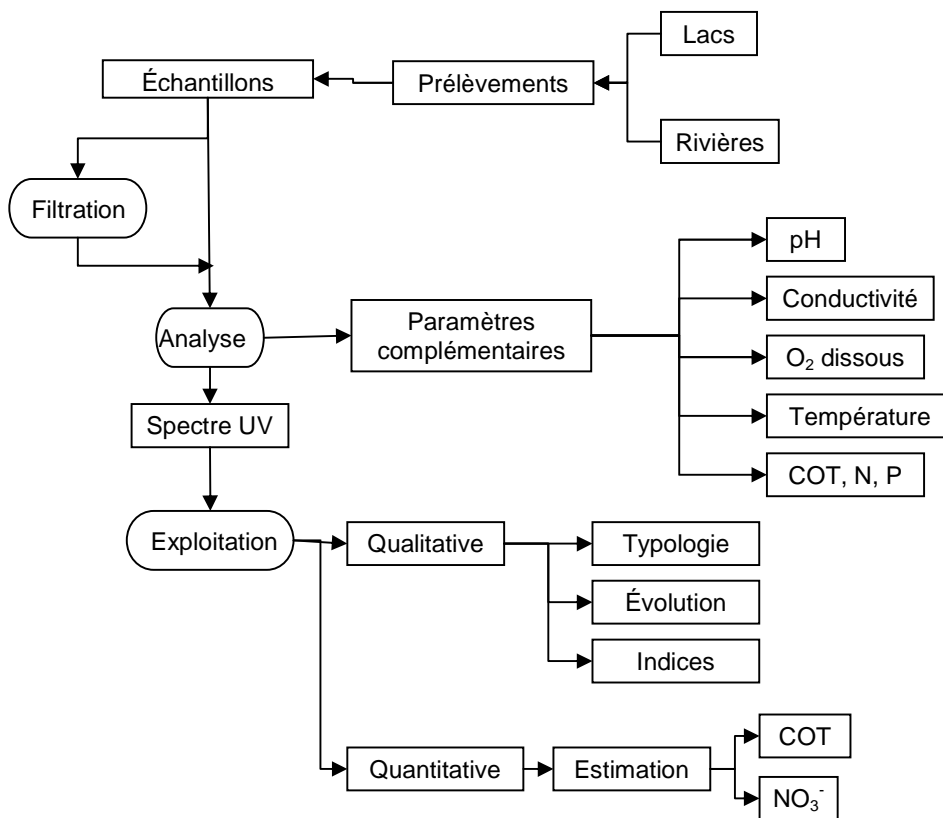


Figure 4 Schéma méthodologique général pour la caractérisation des eaux naturelles en utilisant la spectrophotométrie UV.

2.1.1 Prélèvement

Le prélèvement et l'échantillonnage sont souvent confondus et considérés comme une seule étape mais ce n'est pas le cas. Le prélèvement consiste en la ponction d'une certaine quantité d'eau en un point et un temps précis tandis que l'échantillonnage réfère au fractionnement du prélèvement en plusieurs échantillons distincts. Les prélèvements ont été réalisés, selon les circonstances, avec une bouteille en PEHD de 1 litre (Nalgene® opaque), un échantillonneur horizontal (Van Dorn) pour les prélèvements en profondeur ou un seau en plastique attaché à une corde pour les prélèvements à partir d'un pont. Dans tous les cas, le matériel est rincé deux fois avec l'eau du site avant de procéder au prélèvement.

2.1.2 Échantillonnage

Dans ce projet, de chaque prélèvement, deux échantillons sont récupérés. Le premier est analysé en utilisant les méthodes de références alors que l'autre, permet de faire l'acquisition du spectre UV de l'eau prélevée. L'échantillonnage se fait dans des flacons de PEHD (120 mL) qui ont été préalablement traités à l'acide chlorhydrique 10 % v/v comme recommandé par le CEAEQ (2005) puis, chaque flacon est rincé préalablement 3 fois avec l'eau du prélèvement avant de prendre l'échantillon final. Tous les échantillons sont ensuite placés dans une glacière à 4°C pour le transport.

2.1.3 Analyse

L'analyse comprend la mesure de l'absorbance de l'échantillon aux différentes longueurs d'onde de l'UV (spectre UV) mais également, la mesure de paramètres complémentaires sur site et en laboratoire.

2.1.3.1 Spectrophotométrie UV

Le spectre d'absorbance est réalisé en laboratoire avec un spectrophotomètre UV-visible (Uvi Light PC de Secomam) dans une cuve en quartz (Suprasil) de 10 mm de trajet optique. La

cuve est rincée trois fois avec l'échantillon avant d'en mesurer l'absorbance entre 200 nm à 350 nm de longueur d'onde. La vitesse d'acquisition est réglée à 1800 µm/min. Le logiciel Lab Power Junior (v.3.11) est utilisé pour l'acquisition du spectre et l'exportation en format Excel ou UV Pro (v.1.25d) pour l'exploitation. Dans le cas d'eaux plus fortement chargées, le spectre UV sature et présente une valeur d'absorbance supérieure à 2 u.a. à 200 nm. Il est alors nécessaire de procéder à une dilution de l'échantillon avec de l'eau ultra-pure avant l'acquisition du spectre UV.

2.1.3.2 Paramètres complémentaires

La température et l'oxygène dissous sont mesurés directement sur le site du prélèvement au moyen d'un oxymètre de terrain (YSI modèle 54ARC). La conductivité et le pH sont également mesurés sur le site respectivement grâce à un conductimètre de terrain et un pH-mètre de terrain tous deux de marque Hanna. Les incertitudes associées des mesures de ces appareils sont présentées à l'annexe 6.

Le carbone organique total, les nitrates, l'azote ammoniacal, le phosphore total, les matières en suspension ainsi que les coliformes fécaux sont mesurés par les laboratoires accrédités de l'IRDA ou du Groupe SM selon les méthodes standards acceptées. Les limites de détection et de quantification de ses méthodes sont toutefois présentées à l'annexe 6. Notons que pendant la campagne 2005 sur la rivière Magog, le dénombrement des coliformes fécaux a été réalisé par le laboratoire de microbiologie de la ville de Sherbrooke.

2.1.4 Exploitation

Une exploitation quantitative ou qualitative peut être faite à partir des spectres UV. Les résultats de mesures des paramètres complémentaires peuvent être utilisés afin de réaliser une exploitation plus complète des spectres UV ou comme outil de validation des résultats obtenus.

2.2 Exploitation quantitative

L'application quantitative de la spectrophotométrie UV est plus fastidieuse et compliquée dans les principes de base que l'application qualitative. Des logiciels informatiques ont été développés pour en simplifier l'application (celui utilisé pour cette étude est le logiciel UV-Pro version 1.25d développé par Secomam). C'est pourquoi l'application quantitative est présentée en premier lieu.

La spectrophotométrie UV est généralement utilisée comme méthode analytique permettant de générer des résultats quantitatifs grâce à une exploitation des spectres UV basée sur la loi de Beer-Lambert. L'estimation de paramètres (nitrates, carbone organique, HAP, ...) peut se faire par absorptiométrie simple ou en utilisant la déconvolution (méthode multi-longueurs d'ondes). Cette méthode multi-longueurs d'onde s'appuie sur le principe que tout spectre correspond à une combinaison linéaire d'un petit nombre de spectres de référence. Bien que l'emploi du terme déconvolution soit maintenant répandu pour décrire la technique (Baurès et al., 2004; Thomas et al., 1993; Thomas et al., 1990; Thomas et al. 1999; Thomas et Cerda, 2007; Roig et al., 1999; Roig et Thomas, 2003; Gallot et Thomas, 1992; Prudent et al., 1995; Pouet et al., 2007), celle-ci s'apparente plutôt à une décomposition spectrale. Le terme « déconvolution » est utilisé par souci de concordance avec les différents ouvrages cités.

Dans ce projet, la déconvolution est préférée à l'absorptiométrie simple pour l'exploitation quantitative étant donné qu'elle permet l'estimation de paramètres complexes tel que le COT. Or, le COT est le paramètre le plus pertinent pour l'évaluation globale de la pollution organique d'une eau (Visco et al., 2005; Thomas et al., 1999; Robards et al., 1994). La figure 5 présente le schéma méthodologique de l'application quantitative du spectre UV.

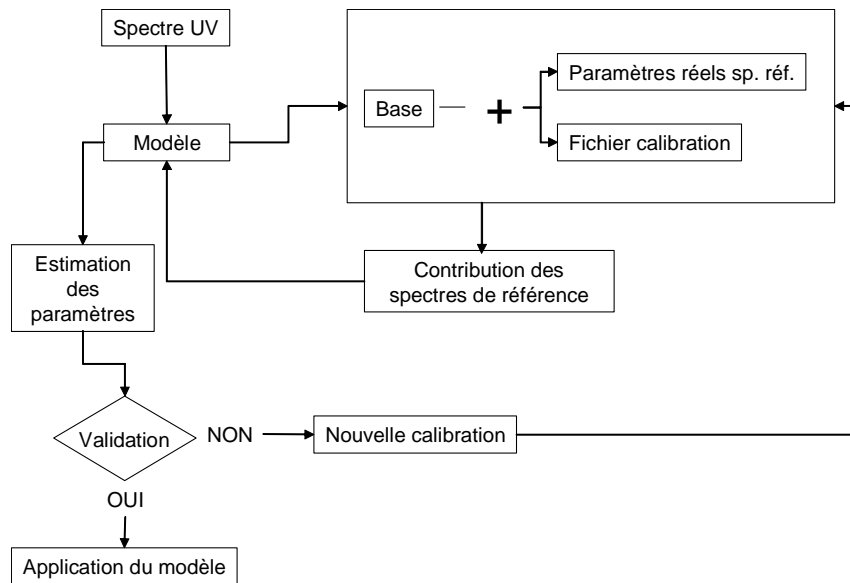


Figure 5 Schéma méthodologique de la caractérisation quantitative de spectres UV.

Un modèle de déconvolution est composé d'une base formée d'un petit nombre p (entre 3 et 8) de spectres de référence dont la somme représente l'image de l'échantillon. Pour l'estimation d'un composé spécifique (i.e. les nitrates), seul le spectre du composé à une concentration connue est utilisé comme spectre de référence dans le modèle. Par contre, l'estimation d'un paramètre global (i.e. le COT) nécessite plusieurs spectres de référence. Chaque spectre peut être considéré comme une combinaison linéaire de ces spectres de référence.

Les spectres de référence et les coefficients de la combinaison linéaire peuvent être calculés automatiquement par le logiciel à partir d'un grand nombre de spectres expérimentaux. Dans cette étude, 58 spectres, pris à différents endroits, à différents moments et de concentrations en COT comprises entre 2,4 mg/L et 22,0 mg/L, sont utilisés pour déterminer les quatre spectres de référence et leurs coefficients associés. Le spectre d'une solution pure de nitrates à 3,8 mg/L N-NO_3^- est également inclus dans la base comme spectre de référence pour

l'estimation des nitrates. Cette base comporte donc au total cinq spectres de référence et va permettre l'estimation du COT et des nitrates par déconvolution.

La déconvolution consiste à calculer le coefficient de contribution de chacun des spectres de référence composant la base de déconvolution afin de restituer, par calcul, le spectre UV initial. Le coefficient de contribution de chacun des spectres de référence permet d'estimer la valeur du paramètre désiré (dans ce cas le COT) grâce aux valeurs connues associées aux spectres de référence.

La différence entre le spectre initial et le spectre restitué constitue l'erreur de restitution. Cette erreur détermine l'acceptabilité du modèle de déconvolution. De façon générale, une erreur inférieure à 0,05 permet de valider le modèle. Une erreur située entre 0,05 et 0,1 nécessite un examen de la répartition de cette erreur en fonction de la longueur d'onde. Si l'erreur est distribuée également sur le spectre, le modèle peut être validé si la précision requise le permet. Cependant, si l'erreur se concentre spécifiquement sur une partie du spectre, il est préférable de revoir le modèle. Une erreur supérieure à 0,1 entraîne un rejet automatique du modèle. Dans ce cas, le retrait et/ou l'ajout de nouveaux spectres de référence s'impose. La méthodologie de validation est reprise jusqu'à l'obtention d'un modèle acceptable. Les spectres utilisés dans la création du modèle (58 spectres) ne sont pas utilisés pour la validation du modèle.

2.3 Exploitation qualitative

La caractérisation qualitative est moins usuelle que la caractérisation quantitative bien qu'elle permette également d'obtenir différents renseignements pertinents. Dans ce projet, elle a permis de proposer une typologie pour classer les eaux des différents milieux aquatiques et de développer un indice de qualité permettant de mesurer l'influence anthropique sur la qualité de ces eaux. De plus, elle permet, à partir de l'étude d'un faisceau de spectres, de comprendre l'évolution spatio-temporelle de la qualité des milieux aquatiques.

2.3.1 Proposition d'une typologie

La typologie s'appuie sur l'examen d'un seul spectre UV, sans comparaison avec d'autres. Pour ce faire, un modèle de déconvolution est élaboré. Le schéma méthodologique de la mise au point du modèle typologique est présenté figure 6.

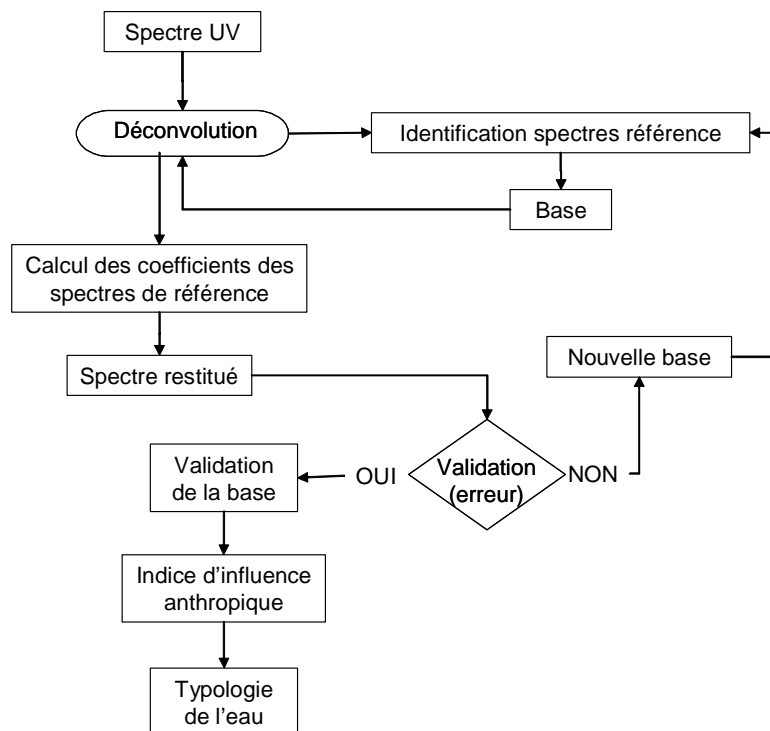


Figure 6 Schéma méthodologique de caractérisation permettant l'attribution d'une typologie de l'eau, à partir d'un spectre UV.

Contrairement à la caractérisation quantitative, le modèle typologique permet l'estimation de la qualité globale d'un échantillon d'eau et non pas la mesure de paramètres spécifiques. Le modèle créé permet de quantifier l'influence anthropique d'une eau naturelle en y associant un indice appelé indice d'influence anthropique (IIA). Cet indice permet de regrouper les milieux aquatiques étudiés sous trois catégories :

- première catégorie, les eaux étudiées subissent une faible influence anthropique;
- deuxième catégorie, elles subissent une influence modérée;

- enfin, troisième catégorie, les eaux ont une forte influence anthropique. Dans cette dernière catégorie sont comprises :
 - o les eaux de zones urbaines (contaminations urbaines),
 - o les eaux de zones rurales (contaminations agricoles).

18 spectres d'échantillons d'eaux reconnus comme subissant une influence anthropique très importante (selon les paramètres mesurés) sont utilisés pour définir les spectres de référence et calculer le coefficient linéaire associé. Chacun des 18 spectres reçoit une valeur d'indice d'influence anthropique de 10. Cinq spectres de références sont créés.

Le principe est que si les spectres de références (tous identifiés comme subissant une forte influence anthropique) contribuent fortement à la reconstitution du spectre de l'échantillon, on considère que ce dernier subit également une forte influence anthropique. À l'inverse, s'ils ne contribuent pas du tout à la reconstitution du spectre, l'échantillon sera considéré comme naturel. Plus précisément, un indice d'influence anthropique :

- de 0 à 3 indique une eau subissant une faible influence anthropique (donc une eau naturelle);
- de 4 à 6, une eau subissant une influence anthropique modérée (eau dite intermédiaire);
- et enfin, de 7 et plus, indique que l'eau subit une forte influence anthropique (de nature urbaine ou rurale).

La validation du modèle ne repose pas uniquement sur l'erreur de restitution mais également sur la comparaison des résultats du modèle par rapport à la typologie déjà effectuée suite à l'examen des paramètres conventionnels.

2.3.2 Indice d'état trophique

L'étude du spectre UV peut également permettre l'estimation de l'indice d'état trophique (noté TSI) de Carlson. L'indice TSI permet de classer un lac selon son état trophique

(oligotrophe, mésotrophe ou eutrophe) (Wetzel, 2001). Il se détermine grâce à la mesure de la concentration en phosphore total (P), de la transparence Z, (mesurée par le disque de Secchi) ou encore, de la concentration en chlorophylle- α (Chl α) selon les calculs suivants :

$$\text{TSI (P)} = 14,42 \ln(\text{P}\mu\text{g/L}) + 4,15$$

$$\text{TSI (Z)} = 60 - (14,41 \ln(\text{Z m}))$$

$$\text{TSI (Chl}\alpha) = 9,81 \ln(\text{Chl}\alpha \text{ mg/L}) + 30,6$$

Deux approches spectrophotométriques sont testées pour l'estimation du TSI des différents lacs : une méthode à longueur d'onde unique et une méthode de déconvolution multi-longueurs d'onde.

Selon la première approche, la méthode à longueur d'onde unique est basée sur l'absorption à 254 nm de l'échantillon aqueux étudié. La valeur d'absorbance à cette longueur d'onde est corrélée dans un premier temps au TSI (Chl α) puis à la somme calculée des TSI (Chl α , Z et P), notée STSI, afin de déterminer si cette valeur d'absorbance peut être utilisée pour l'estimation du TSI. Les résultats d'un modèle de déconvolution pour estimer le TSI (Chl α) et la somme des TSI (STSI) ont également été testés. Le modèle a été créé à l'aide de spectres provenant de différents lacs dont les 3 TSI sont connus.

2.3.3 Caractérisation de l'évolution spatio-temporelle

L'étude de l'évolution spatio-temporelle implique la comparaison d'un minimum de deux spectres entre eux. Cette comparaison peut se faire directement ou suite à une déconvolution comme présenté au schéma de la figure 7. La comparaison directe peut permettre soit d'apprécier les différences et similitudes entre deux ou plusieurs spectres, soit de comparer un ou plusieurs spectres à un spectre de référence. Dans ce dernier cas, les spectres sont utilisés comme empreinte de la qualité globale de l'eau. Cette comparaison peut servir à évaluer :

- l'évolution spatiale de la qualité de l'eau en comparant plusieurs spectres représentatifs des échantillons pris à différents points du milieu hydrique étudié (exemple : le long d'une rivière),
- l'évolution temporelle en comparant plusieurs spectres des échantillons pris au même endroit du milieu étudié mais à différents moments.

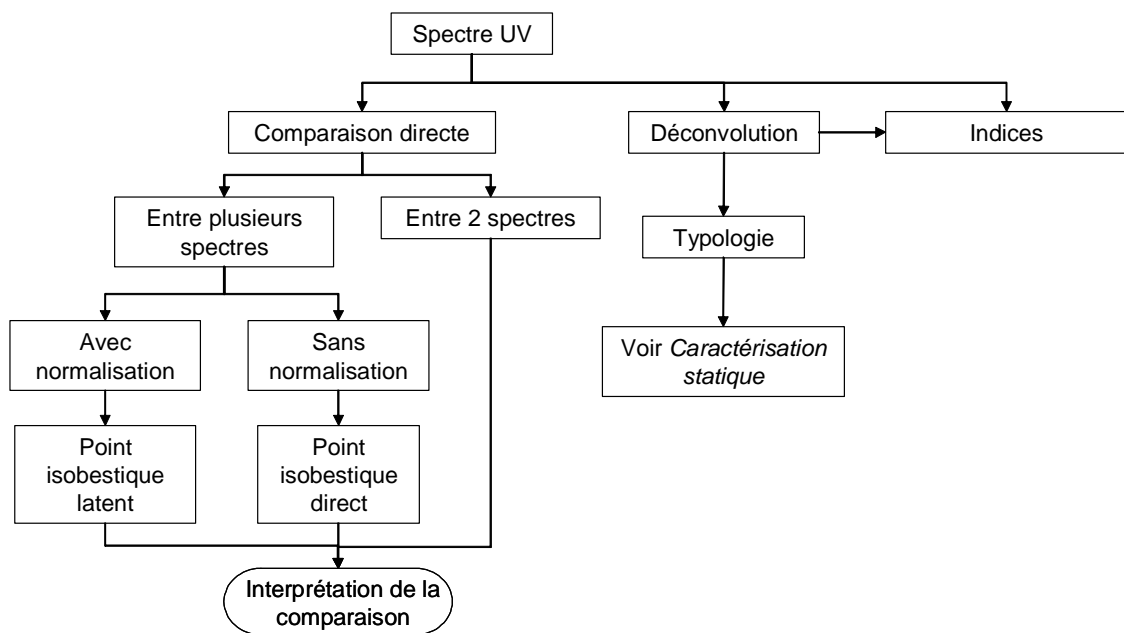


Figure 7 Schéma méthodologique de la caractérisation de l'évolution qualitative de l'eau par spectrophotométrie UV.

Lors de l'exploitation qualitative d'un faisceau de spectres, il est aussi possible de trouver un point isobestique (point d'intersection de plusieurs spectres à une même longueur d'onde) (Baurès et al. 2004). Il existe deux types de points isobestiques, le direct et le latent.

2.3.3.1 Point isobestique indirect

Un point isobestique est dit direct lorsque aucune manipulation mathématique des spectres n'est nécessaire pour qu'il apparaisse. La présence d'un point isobestique direct (PI) permet d'affirmer que l'allure de chacun des spectres passant par ce point peut être expliquée par la présence de deux composés ou pseudo-composés (ou famille de composés) majoritaires dans

chacun des échantillons. L'allure de chaque spectre passant par le PI est alors fonction de la concentration de l'un et l'autre de ces deux composés (Baurès et al., 2004).

Plus précisément, il existe une relation linéaire fixe entre les concentrations de ces deux composés ou pseudo-composés de la forme :

$$a_1 \times C_{1i} + a_2 \times C_{2i} = 1, \forall i$$

où C_{1i} et C_{2i} représentent les concentrations des composés ou pseudo-composés 1 et 2 dans l'échantillon i , et a_1 et a_2 ne dépendent pas de l'échantillon i . Il y a donc conservation qualitative et quantitative de la matière. La conservation qualitative de la matière indique que tous les échantillons contiennent les deux mêmes composés (pseudo-composés) majoritaires détectables dans la gamme de l'UV (Gallot et Thomas, 1993). Lorsqu'il y a conservation quantitative de la matière, les différences entre les différents spectres sont le résultat d'une transformation d'un des composés en l'autre sans perte de matière (ou sans transformation en un composé non détectable à l'UV). Dans ce cas, il existe un lien proportionnel entre les concentrations des deux composés d'un échantillon à l'autre (Baurès, 2002).

2.3.3.2 Point isobestique indirect

Dans certains cas, du fait, par exemple de phénomènes de dilution, aucun point isobestique n'apparaît. Une manipulation mathématique appelée normation des spectres est alors nécessaire pour le révéler (Vaillan et al., 2002). Ce point est appelé point isobestique indirect ou latent (PIL dans ce travail). La normation consiste à ramener l'aire sous chaque spectre à une aire commune choisie arbitrairement. Pour cela, il faut d'abord calculer l'aire initiale du spectre pour la plage de longueurs d'onde étudiées (i.e. de 200 nm à 350 nm) :

$$\text{Aire} = \sum A(\lambda) \times h$$

Le spectre normé est ensuite construit en calculant, pour chaque longueur d'onde, l'absorbance corrigée ($A^*(\lambda)$) qui est le produit de l'absorbance mesurée ($A(\lambda)$) par le

quotient de la valeur de normation (choisie arbitrairement, 100 (u.a.).nm) sur l'aire sous le spectre (*Aire*).

$$A^*(\lambda) = A(\lambda) \times \frac{\text{Valeur de normation}}{\text{Aire}}$$

La normation des spectres permet de s'affranchir des effets de dilution ou d'autres facteurs physico-chimiques (sédimentation, précipitation, oxydation) et ainsi de révéler le point isobestique latent. Le point isobestique indirect indique que l'allure de chacun des spectres passant par ce point peut être expliquée par la présence de deux composés ou pseudo-composés majoritaire en proportions variables. Il y a donc conservation de la qualité de la composition globale de la matrice aqueuse, mais sans conservation de la matière. Ainsi, une partie de la matière détectable à l'UV dans un échantillon est transformée sous une forme non détectable dans un autre échantillon. Par exemple, la matière organique et les nitrates sont souvent les deux composés majoritaires d'une eau naturelle. Avec le temps, la matière organique est minéralisée en partie en nitrates. Cependant, une autre partie de la matière organique est transformée en d'autres molécules non détectables à l'UV. Il n'y a donc pas conservation de la quantité puisqu'une partie de la matière de départ n'apparaît plus sur le spectre UV.

2.4 Sites d'études

L'application de la spectrophotométrie UV dans un contexte de suivi de la qualité des eaux naturelles a été réalisée principalement sur les bassins versants du lac Brome, de la rivière Magog et de la rivière Saint-François. La liste complète des lacs et rivières étudiés se trouve à l'annexe 1. Néanmoins, la description des trois principaux sites d'étude suit.

2.4.1 Lac Brome

Le lac Brome est l'un des plus grands lacs de la région de l'Estrie avec une superficie de 1453 ha. Sa profondeur moyenne est de 5,8 mètres mais elle atteint 13 mètres à la fosse.

Enfin, le temps de renouvellement de ses eaux de 0,7 an (256 jours) est plutôt long (Couillard et al., 2003). Le Lac Brome se situe à la source d'un des trois embranchements de la rivière Yamaska. La figure 8 présente la carte du Lac Brome et des tributaires étudiés.

Ce lac se trouve dans une région fortement agricole bien qu'il n'y ait plus de terres cultivées situées immédiatement sur ses berges. Les fermes ont été remplacées par des espaces de villégiatures, des chalets et des résidences permanentes formant la ville de Lac Brome, seule agglomération urbaine sur les rives du lac. En 2006, sa population comptait 5 623 habitants, ce qui représente une augmentation de plus de 10 % par rapport à 1996 (ville de Lac Brome, 2006, MAMR, 2007). De nouvelles mises en chantier se poursuivent tout de même. Parmi les développements domiciliaires récents, notons la deuxième phase des projets de condominium Inverness et Lakeside en 2003, les Jardins Coldbrooke en 2004 et l'Hermitage Knowlton en 2005. Ces constructions s'ajoutent aux marinas, aux trois golfs et aux auberges qui se trouvent sur les rives du lacs. De plus, en période estivale, l'affluence de touristes augmente sensiblement la population de la ville. Cependant, une partie sauvage des berges et du bassin versant a su être préservée grâce à la mise en place d'une réserve écologique privée.

L'économie de la ville de Lac Brome est surtout basée sur le commerce au détail et les industries de taille moyenne comme la Ferme de canards et les Emballages Knowlton. Ces deux industries et les nombreux restaurants et auberges constituent les principaux employeurs de la ville. La Ferme de canards a longtemps été un grand pollueur du lac surtout en raison des défections animales qui contaminaient l'eau du ruisseau Pearson, un tributaire au sud du lac Brome (figure 8). Cependant, en délocalisant certaines de ses activités plus loin des rives du lacs et en améliorant ses installations, elle a réussi à diminuer considérablement son impact sur le lac.

Une station d'épuration à étangs aérés dessert environ 3200 personnes. Elle possède 13 ouvrages de débordements (MAMR, 2006). Les résidences non connectées au système d'égouts possèdent des fosses sceptiques.

Le lac Brome est site intéressant, typique du sud du Québec. Il se situe dans une région fortement agricole avec une densité de population sur ses rives relativement importante. De plus, ce grand lac est desservi par plusieurs tributaires présentant des matrices aqueuses variées (d'influence urbaine, naturelle, ou provenant du golf, etc.).

11 stations de contrôle ont été positionnées sur les tributaires du lac afin de déterminer leur impact sur ce dernier :

- 7 stations sont situées à l'embouchure du lac;
- 4 en amont de certains tributaires (Quilliams-Durrel, Pearson et Inverness);
- une dernière station permet le contrôle de la qualité de l'eau à l'exutoire du lac (station 1.3).

L'ensemble de ces stations permet d'évaluer l'évolution de la qualité de l'eau le long des principaux tributaires et leur impact sur le lac.

2.4.2 Rivière Magog

La rivière Magog prend sa source au Lac Memphrémagog, passe par le lac Magog et termine sa course dans la rivière Saint-François au centre-ville de la ville de Sherbrooke. Les figures 9 et 10 présentent respectivement la carte de la rivière Magog, de ses tributaires et des stations de contrôle respectivement lors des campagnes 2005 et 2006.

Le lac Magog est situé en aval du grand lac Memphrémagog. Il draine un bassin versant de 1950 km², s'étend sur une superficie de 1080 ha et a une profondeur moyenne de 9,8 mètres. Sa profondeur maximale est de 19 mètres. Le temps de renouvellement de ses eaux est rapide 0,07 an (25,6 jours). Il a été déclaré mésotrophe en 1999 (Leclerc et Muyldermans, 2002). Enfin, bien que ses berges soient largement dénaturalisées, il subsiste un marais à l'extrémité sud-ouest du lac.

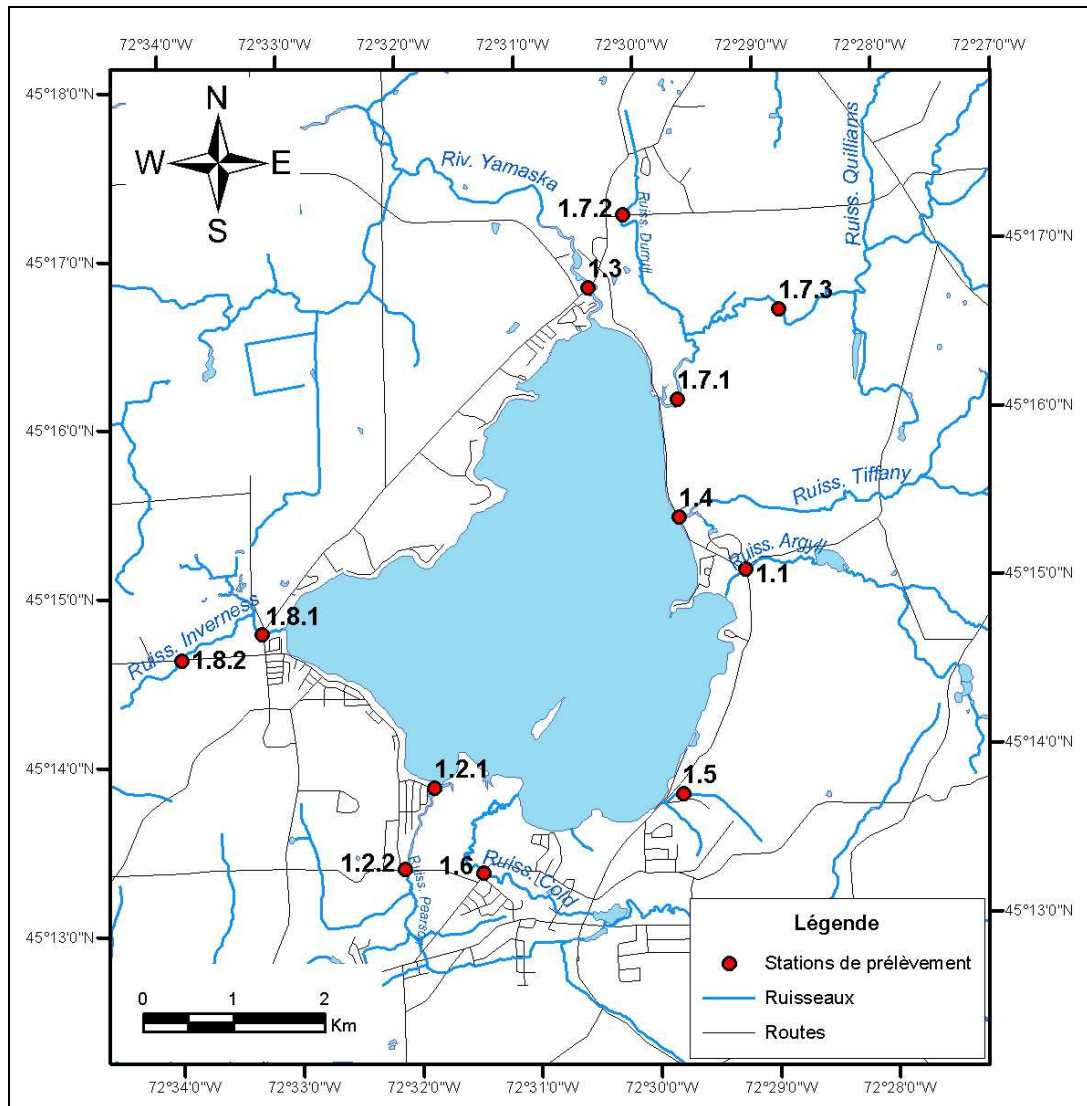


Figure 8 Carte du lac Brome, de ses tributaires et des stations de contrôle en 2006.

La rivière Magog qui prend sa source dans le grand lac Memphrémagog se jette, environ 30 km plus loin, dans la rivière Saint-François. Elle draine un bassin versant de 1700 km² (Leclerc et Muyldermans, 2002). Son débit moyen mesuré entre 1950 et 1980 est de 34,9 m³/s et le niveau d'étiage est de 9,4 m³/s (Primeau, 1992). La section étudiée s'étend du haut du lac Magog jusqu'à l'embouchure de la rivière Saint-François.

Trois principales agglomérations sont situées sur les berges de la rivière et du lac Magog : Magog, Sainte-Catherine-de-Hatley et la nouvelle ville de Sherbrooke. La ville de Magog compte 23 540 citoyens (MAMR, 2007). Son économie a longtemps reposé sur l'industrie du textile et de la transformation manufacturière. Cependant, ce secteur économique est en perte de vitesse depuis quelques années et de nombreuses fermetures d'usines ont eu lieu. Le tourisme estival représente également une part importante de l'économie de Magog. La ville de Magog est desservie par deux stations d'épuration. La plus importante épure par boue activée alors que la seconde (dans l'ancienne municipalité d'Omerville) utilise les étangs aérés.

Sainte-Catherine-de-Hatley est une petite municipalité de 2 165 habitants (MAMR, 2007). Outre quelques petits commerces de détails, cette municipalité est principalement résidentielle. Aucune station d'épuration n'est présente sur le territoire. On y retrouve des fosses sceptiques et des fosses sceptiques avec infiltration (MAMR, 2006).

La ville de Sherbrooke regroupe, entre autres, les anciennes municipalités de Deauville, Rock Forest, Saint-Élie et Lennoxville. C'est la plus importante municipalité traversée par la rivière Magog dont la population atteint 147 601 habitants (MAMR, 2007). Les deux principaux secteurs économiques sont l'éducation et l'industrie. Les industries se concentrent dans les domaines des produits de caoutchouc, de plastique, de métal et électroniques, du matériel de transport, du textile et du papier. Quatre stations d'épuration se trouvent aux abords de la rivière Magog. La principale, la station de Sherbrooke, utilise un traitement de biofiltration et comporte 98 ouvrages de débordements. La station de Rock Forest traite les

eaux usées par boues activées et possède 5 points de débordements. Enfin, les stations de Deauville et de Saint-Élie, sont toutes deux composées d'étangs aérés et totalisent 8 points de débordement.

Le secteur étudié le long de la rivière représente 185 km² soit, environ 9% de son bassin versant (en incluant celui du lac Magog). 53 % du bassin versant est occupé par des forêts, 23 % par des centres urbains, 15 % par des terres ou des exploitations agricoles et 7 % par divers cours et plans d'eau. Déjà, des problématiques d'érosion et de sédimentation, de pollution bactériologique, de phosphore et de nitrates ont été observées. Ce site d'étude subit de très fortes pressions anthropiques urbaines (résidences, industries, ouvrages de débordements), et particulièrement durant la période estivale où le tourisme est important à Magog et à Sherbrooke. Ce site est donc intéressant pour la mise en œuvre de stratégie de contrôle et de suivi de la qualité de l'eau.

En 2005, une campagne initiale d'échantillonnage a permis d'analyser la qualité de l'eau en 81 stations de contrôle le long de la rivière Magog et de ses tributaires (figure 9). De ces stations :

- 21 sont situées sur la rivière Magog;
- 49 sont situées sur les tributaires de la rivière Magog;
- 11 sont situées en différents points (fossés, sortie de station d'épuration, etc.).

Cette première campagne a permis de cibler 22 stations potentiellement problématiques qui ont été à nouveau étudiés à deux reprises durant ce même été 2005. De ces 22 stations :

- 5 sont situées sur la rivière;
- 11 sont situées sur les tributaires de la rivière Magog;
- 6 sont situées en différents points (fossés, sortie de station d'épuration, etc.).

En 2006, 15 stations de contrôle ont été positionnées sur le site d'étude (figure 10).

- 9 stations se trouvent sur la rivière Magog,
- 6 à l'embouchure des tributaires Lyon, Paré, des Vignobles, Mi-Vallon, Nick et d'Or.

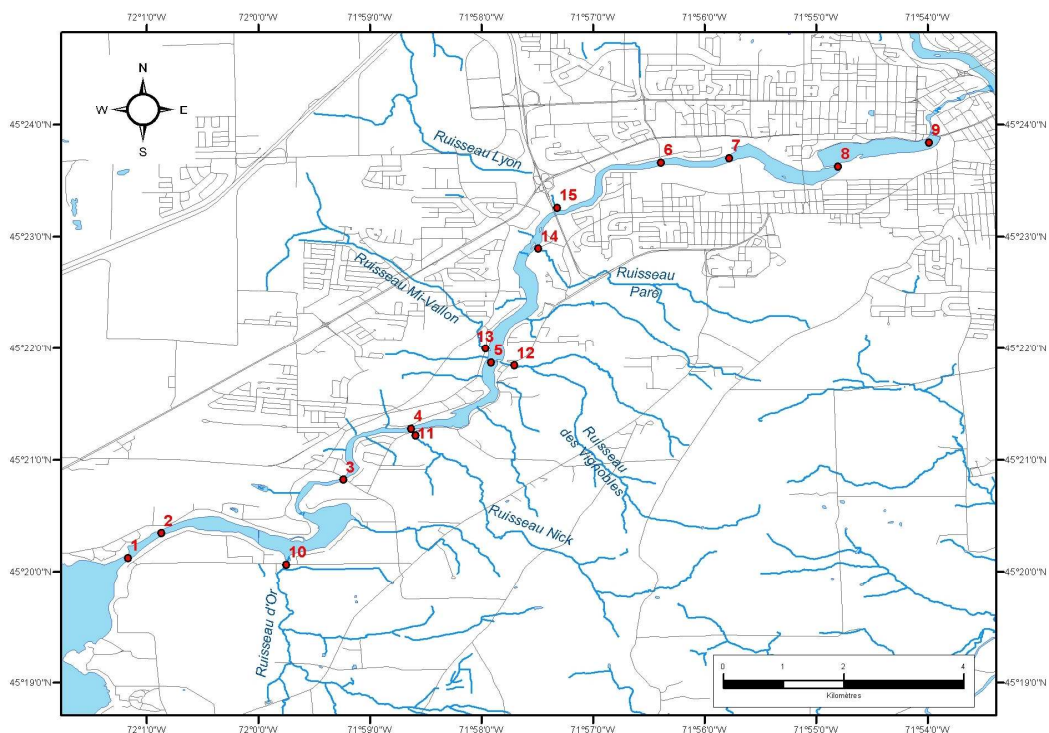


Figure 10 Carte de la rivière Magog, de ses tributaires et des stations de contrôle en 2006.

2.4.3 Rivière Saint-François

La rivière Saint-François prend sa source au lac Saint-François et parcourt 280 km avant de se jeter dans le fleuve Saint-Laurent. Elle draine un bassin versant de 10 230 km² dont 15 % se situe aux États-Unis (NRC, 2006). Le débit médian mesuré au niveau de l'embouchure de la rivière Magog est de 144,8 m³/s (COGESAF, 2006).

Le bassin versant est occupé à 66 % par des forêts, à 23 % par des zones agricoles, à 5 % par des zones urbaines, à 3 % par de l'eau et enfin, à 2 % par des milieux humides. Cependant, le

secteur étudié subit une plus forte pression urbaine car il se situe globalement dans les limites de la ville de Sherbrooke, de l'est de Lennoxville et au nord de Bromptonville. De plus, ce secteur inclut l'embouchure de la rivière Magog qui, comme vu précédemment, draine également un territoire fortement urbanisé. Cette partie du bassin représente 180,7 km² soit un peu moins de 2% du bassin versant de la rivière Saint-François. La longueur de la rivière qui coule sur cette portion de territoire est de 29,2 km.

Le secteur d'étude présente plusieurs pressions anthropiques (deux stations d'épuration, des rejets industriels, un drainage de terres agricoles via la rivière Massawipi, etc.) entraînant des problèmes de pollution par nutriments et bactériologique. D'anciens sites miniers influencent également la qualité de l'eau, notamment les niveaux de conductivité. Enfin, le site d'enfouissement sanitaire de Sherbrooke se trouve aussi dans le secteur étudié. Cette section de la rivière est intéressante également car l'embouchure des rivières Magog et Massawipi s'y trouvent également.

Deux campagnes d'échantillonnage sur la rivière Saint-François et ses tributaires ont été réalisées au cours de la période estivale 2006 :

- 1 campagne par temps sec, le 26 juin ;
- 1 campagne par temps de pluie, le 12 septembre.

Pour chaque campagne, vingt-quatre stations ont été échantillonnées (figure 11) :

- 8 sur la rivière Saint-François;
- 16 sur les principaux tributaires de la rivière.

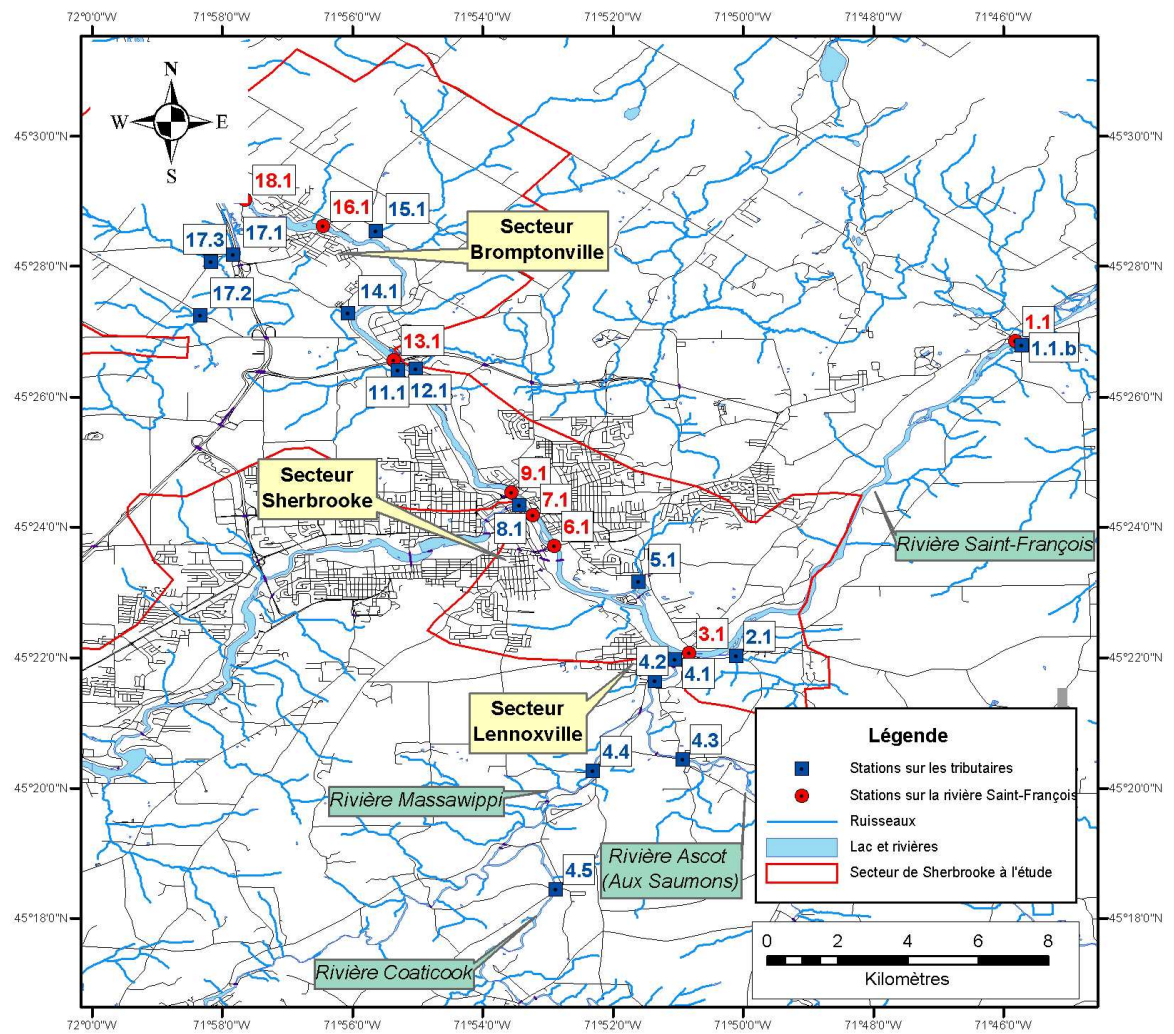


Figure 11 Carte du tronçon étudié de la rivière Saint-François.

CHAPITRE 3

RÉSULTATS

3.1 Modèle de déconvolution

Le modèle de déconvolution a été conçu pour l'estimation des nitrates et du COT des différents échantillons prélevés sur les lacs, leurs tributaires et les rivières. Le modèle est composé de 5 spectres de référence (figure 12). Le spectre nommé refnitrate est le spectre UV d'une solution pure de nitrate à 3,8 mg/L N-NO₃⁻ (préparée avec 27,328 KNO₃ dans 1 litre d'eau ultra-pure). L'acquisition du spectre s'est faite entre 200 et 350 nm de longueur d'onde et un pas d'acquisition de 1 nm, grâce à un spectrophotomètre UV-visible Anthélie senior (de Secomam). Les spectres a1155, a2241, a3330 et a443 ont été définis et calculés par un programme du logiciel UV pro (Secomam), à partir d'une sélection aléatoire de spectres UV de 58 échantillons, provenant de tous les sites d'étude (lac Brome, rivière Magog et rivière Saint-François). Comme le COT comprend plusieurs composés différents, il faut pouvoir compter sur de nombreux spectres de différents échantillons répartis dans l'espace et dans le temps afin de prendre en compte un maximum de composés carbonés organiques.

Tableau 7 : Valeurs de la charge associée à chaque spectre de référence du modèle de déconvolution pour l'estimation des nitrates et du COT.

Spectres de référence	Concentration en N-NO ₃ (mg/L)	Concentration en COT (mg/L)
refnitrate	3,8	0,000
a443	0,0	14,068
a3330	0,0	11,777
a2241	0,0	13,998
a1155	0,0	2,164

La concentration en COT des échantillons correspondant aux 58 spectres UV est mesurée par méthode de référence en laboratoire. C'est grâce à ces données que le programme (logiciel

UV Pro) peut, par la suite, statistiquement, attribuer une valeur de concentration en COT théorique pour chacun des spectres créés. Le tableau 7 présente les valeurs de COT calculées pour chacun des spectres du modèle. Les limites de détection et de quantification associées à ces résultats sont présentées au tableau de l'annexe 6. Les valeurs de COT sont issues de calculs statistiques, c'est pourquoi trois chiffres significatifs sont conservés.

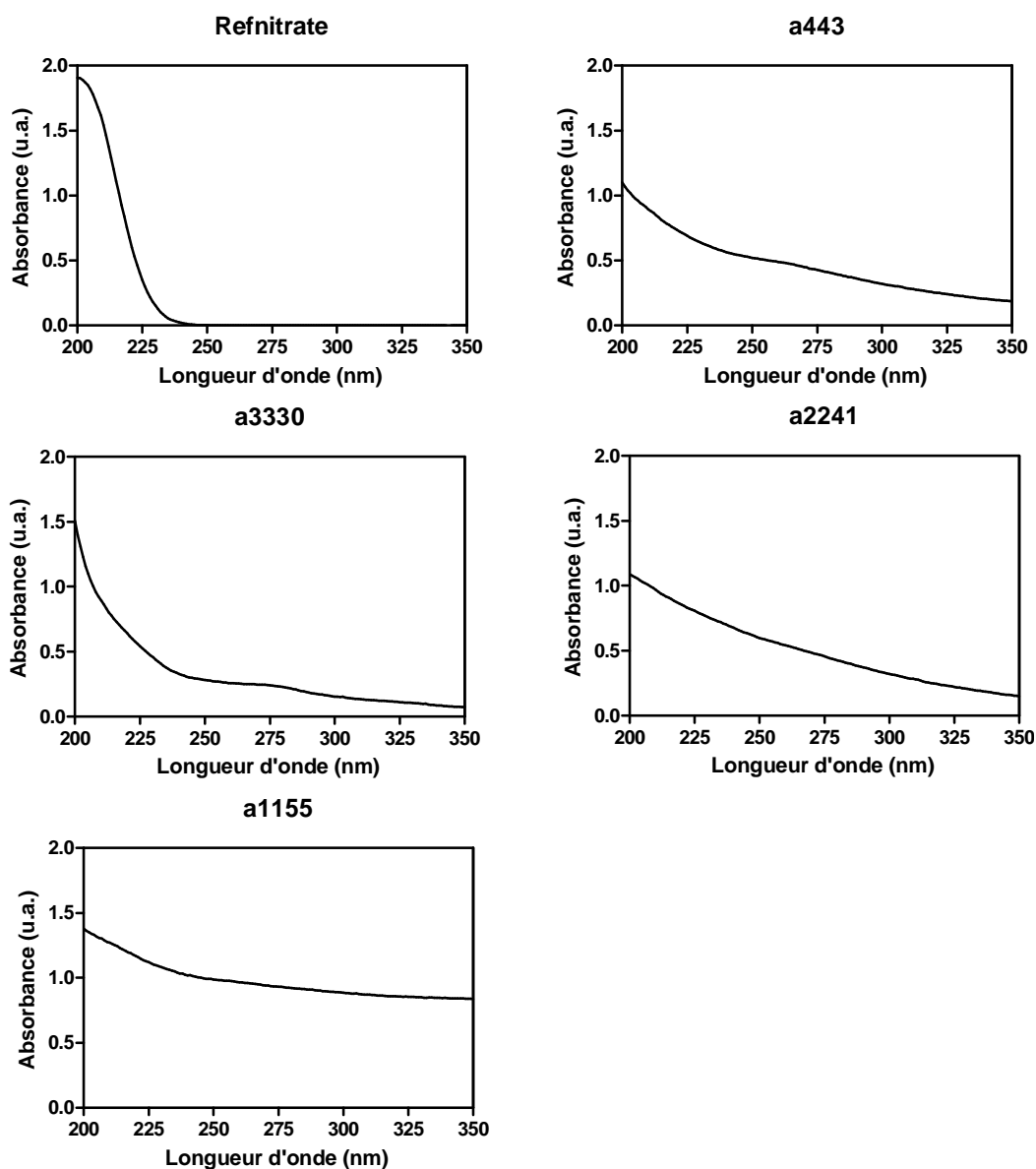


Figure 12 Spectres UV de référence formant la base du modèle de déconvolution pour l'estimation des nitrates et du COT.

3.2 Estimation des paramètres

Dans ce paragraphe sont présentés les résultats quantitatifs issus de l'exploitation des spectres UV à partir du modèle de déconvolution pour l'estimation des nitrates et du COT.

3.2.1 Nitrates

La charge en nitrates des échantillons est estimée à partir d'un spectre UV d'une solution pure de nitrates de concentration connue, (3,8 mg/L N-NO₃⁻) (figure 12). Sur la figure 13 sont présentés deux spectres UV de deux échantillons différents :

- le premier pris dans la rivière Magog, a une importante concentration en nitrate (3,3 mg/L N-NO₃⁻);
- le deuxième provenant du Lac Brome présente une faible concentration en nitrates (0,1 mg/L N-NO₃⁻).

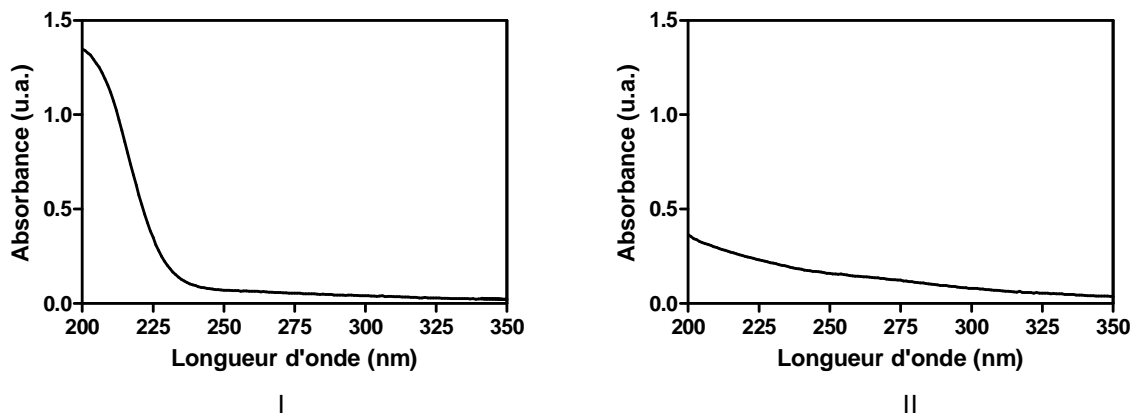


Figure 13 Spectres UV d'échantillons d'eau naturelle. I. Échantillon 12 Magog 22/08/06, 3,3 mg/L N-NO₃⁻. II. Échantillon 1.3. Brome 04/07/06, 0,1 mg/L N-NO₃⁻.

La différence entre les deux spectres est surtout due à la différence d'absorbance entre 200 et 225 nm. Dans cette gamme de longueur d'onde, l'épaule en forme de demi-gaussienne présent est caractéristique de la présence de nitrates en concentration significative (figure 13-I). Notons que le spectre UV de la solution pure de nitrates de la figure 12 présente aussi cet

épaulement caractéristique des nitrates en solution aqueuse. L'estimation de la concentration en nitrates se résume donc au calcul de la contribution du spectre « refnirate » à la reconstitution du spectre expérimental étudié.

La figure 14 présente la comparaison des concentrations estimées par UV (et obtenues par la méthode de déconvolution des spectres), en fonction des valeurs mesurées en laboratoire par une méthode normalisée reconnue (Annexe 6). Le graphique des valeurs résiduelles associées au modèle se retrouve à la figure 15. Toutes les valeurs de nitrates mesurées en laboratoire et estimées par déconvolution sont reportées à l'annexe 3.

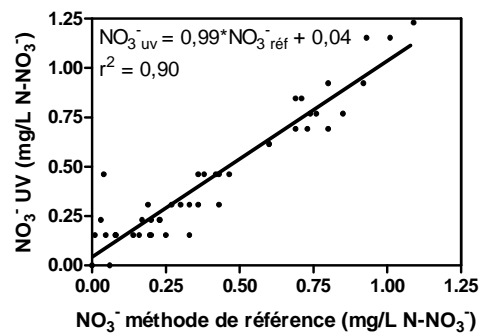


Figure 14 Estimation des nitrates (NO₃⁻). Estimation de la concentration en N-NO₃⁻ par l'UV comparée aux valeurs obtenues par méthode de référence.

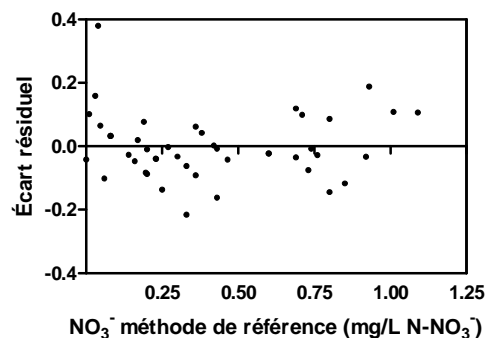


Figure 15 Graphique des valeurs résiduelles par rapport aux valeurs de référence.

Cette régression linéaire est calculée à partir des résultats estimés par UV et des résultats mesurés en laboratoire pour 46 échantillons provenant de la rivière Magog et du lac Brome. Elle présente un coefficient de détermination de 0,90. La pente de la droite de régression est de 0,99 et l'ordonnée à l'origine est de 0,04. La distribution des valeurs résiduelles est uniforme le long du gradient de concentration en nitrates avec un maximum atteignant 0,4 d'écart résiduel. Ces écarts montrent que la technique ne peut atteindre les niveaux de précision des techniques standard de laboratoire. Cependant, cette régression témoigne d'une bonne corrélation entre les valeurs laboratoires et les valeurs estimées à partir des spectres UV même à de faibles concentrations en nitrates ($< 1,0 \text{ mg/L N-NO}_3^-$). En effet, cette technique de déconvolution pour l'estimation de nitrates a toujours été utilisée sur des eaux (notamment sur des eaux d'effluents) fortement chargées en nitrates ($>5,0 \text{ mg/L N-NO}_3^-$) (Thomas et al., 1990; Roig et al., 1999; Vaillant et al., 2002). Ces résultats permettent donc de valider l'utilisation de la spectrophotométrie UV pour l'estimation des nitrates même à faible concentration.

3.2.2 Carbone organique total

Le carbone organique total (COT) regroupe un ensemble de composés variés tels que les acides humiques et oxaliques et ne peut donc pas être estimé à partir d'un seul spectre d'une solution d'un composé pur. L'estimation se fait donc à partir des 4 spectres de référence présentés précédemment (figure 12). Sur la figure 16 sont présentés deux spectres UV de deux échantillons différents :

- le premier, pris dans la rivière Magog, a une importante concentration en COT (19 mg/L),
- le deuxième, provenant du Lac Brome, présente une faible concentration en COT (1,7 mg/L).

Outre une augmentation d'absorbance liée aux nitrates entre 200 et 225 nm, le spectre UV (figure 16-I) présente des valeurs d'absorbance plus fortes tout le long du domaine spectral et un épaulement entre 250 et 275 nm caractéristique de la présence de matière organique

(Pouet et al., 2007). Notons que la concentration en COT est directement liée à une concentration plus élevée en matière organique.

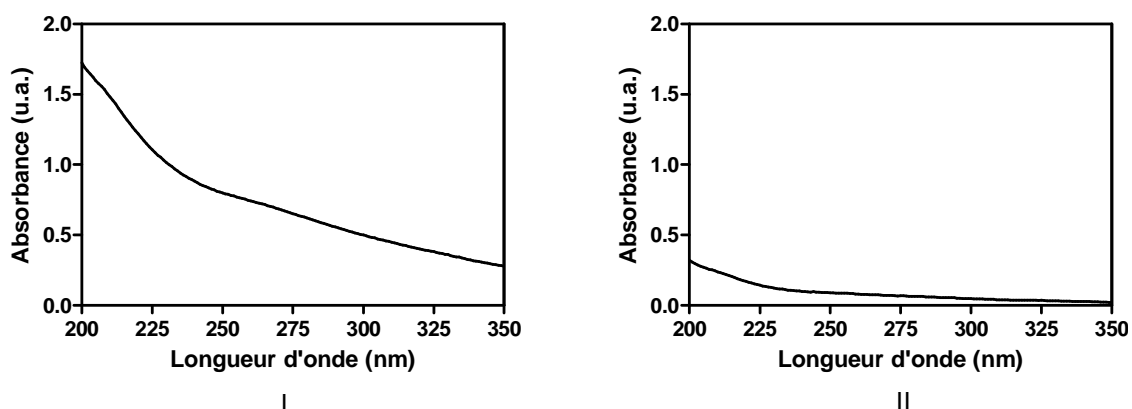


Figure 16 Spectres UV d'échantillons d'eau naturelle. I. Échantillon 7.3 Magog 07/05. II. Échantillon 1.6 Brome 05/09/06.

La figure 17 présente la comparaison des résultats obtenus par la déconvolution des spectres UV, par rapport aux valeurs mesurées en laboratoire par une méthode normalisée reconnue (Annexe 6).

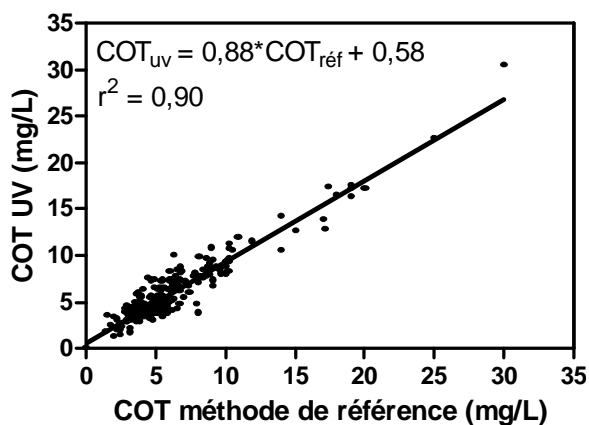


Figure 17 Estimation du carbone organique total (COT). Estimation de la concentration en COT par l'UV comparée aux valeurs obtenues par une méthode de référence.

Le graphique des valeurs résiduelles associées au modèle est présenté à la figure 18. Toutes les valeurs de COT mesurées en laboratoire et estimées par déconvolution sont reportées à l'annexe 3.

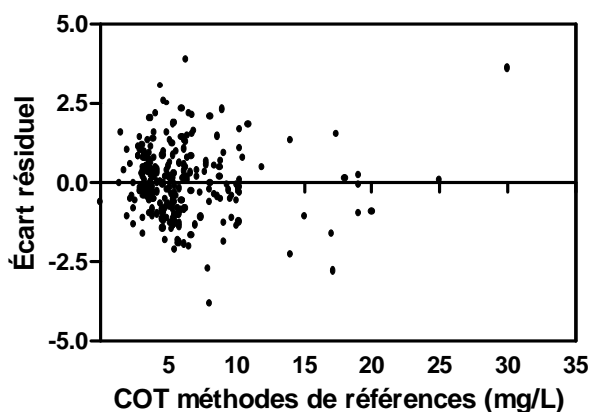


Figure 18 Graphique des valeurs résiduelles par rapport aux valeurs de référence.

Cette régression linéaire est produite à partir de la comparaison des résultats estimés par UV et des résultats mesurés en laboratoire de 274 échantillons provenant de la rivière Magog, de la rivière Saint-François et du lac Brome. Celle-ci présente un coefficient de détermination de 0,90. La pente de la droite de régression est de 0,88 et présente une ordonnée à l'origine de 0,58. La faiblesse pourrait être expliquée par une estimation trop faible des concentrations en COT des eaux fortement chargées (15 mg/L et plus). De plus, des erreurs d'estimation atteignent près de 4,0 mg/L pour certains échantillons. Ceci peut être dû à la présence de composés carbonés dans les échantillons d'eau qui n'ont pas été pris en compte lors de la mise au point du modèle. L'ajout de nouveaux spectres provenant d'une plus grande diversité d'échantillons d'eau pourrait permettre d'augmenter la précision du modèle. Cependant, de façon générale, l'estimation des concentrations en COT est en concordance avec les valeurs mesurées à $\pm 2,5$ mg/L. Bien que la majorité des valeurs de concentration en COT se situent entre 4 et 10 mg/L, le modèle permet aussi une estimation satisfaisante du COT à de plus fortes concentrations (>15 mg/L).

3.3 Résultats qualitatifs

Les résultats issus de la proposition du modèle typologique sont présentés en premier lieu puis l'estimation d'indices et enfin, la caractérisation de l'évolution de la qualité de l'eau par comparaison de spectres UV.

3.3.1 Proposition d'une typologie

La typologie proposée repose sur l'attribution d'un indice d'influence d'anthropique (IIA) à chaque échantillon. Cet indice est déterminé, par déconvolution, en calculant la contribution de spectres représentatifs des eaux subissant une forte influence anthropique, à la reconstitution du spectre de l'échantillon étudié.

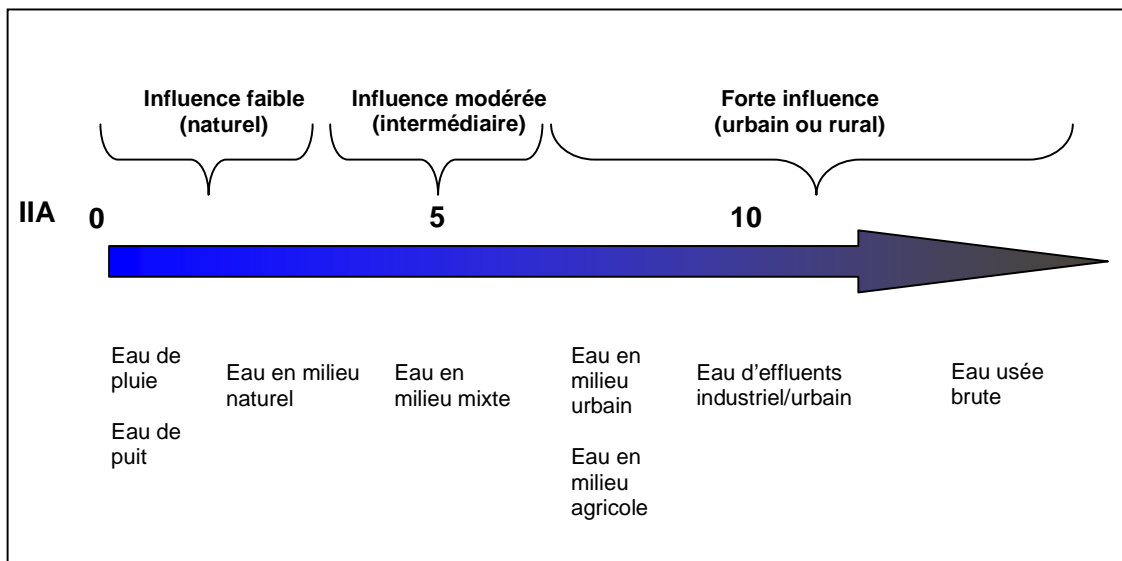


Figure 19 Échelle de l'indice d'influence anthropique (IIA) comprenant la typologie et la nature de l'eau associée.

La valeur de l'indice attribué à une eau se situe sur une échelle semi-déterminée, c'est-à-dire une échelle dont la limite inférieure est connue mais non la limite supérieure (figure 19) :

- Une eau naturelle pure ne contenant pas de soluté aura un IIA de 0 et n'absorbera pas dans l'UV (entre 200 nm et 350 nm).
- Une eau qui subit une influence anthropique est du même ordre que les eaux naturelles sélectionnées pour créer le modèle aura un IIA de l'ordre de 10.

Cependant, certains échantillons, qui subissent une forte contamination anthropique, peuvent présenter les caractéristiques des eaux usées, urbaines ou industrielles diluées dans une eau naturelle et peuvent avoir un IIA associé de l'ordre de 30 et plus. Cela signifie simplement que le milieu étudié subit alors une influence anthropique plus grande encore que celle subie par les échantillons utilisés pour la création du modèle.

Le modèle est composé de 5 spectres de référence calculés de façon statistique à partir de 16 spectres expérimentaux. Ces 16 spectres expérimentaux ont été sélectionnés à l'intérieur d'un grand nombre de spectres provenant d'échantillons subissant une forte influence urbaine. Cette caractérisation des échantillons a été réalisée de deux façons. Premièrement, par l'emplacement même du prélèvement (ex. dans le panache sceptique d'une station d'épuration) et par les valeurs mesurées pour les paramètres traditionnels de qualité de l'eau (NO_3 , NH_4 , phosphore, coliformes fécaux et MES). La figure 20 présente les spectres de référence du modèle de déconvolution pour l'attribution d'un IIA et le tableau 8 indique la valeur théorique de l'IIA (calculée avec le logiciel UV pro) associé à ces mêmes spectres de référence.

Tableau 8 : Valeurs de l'indice d'influence anthropique pour les spectres de références du modèle de déconvolution permettant la typologie des tributaires.

Spectres	IIA
a226	12
a559	12
a3313	13
a448	14
a1116	13

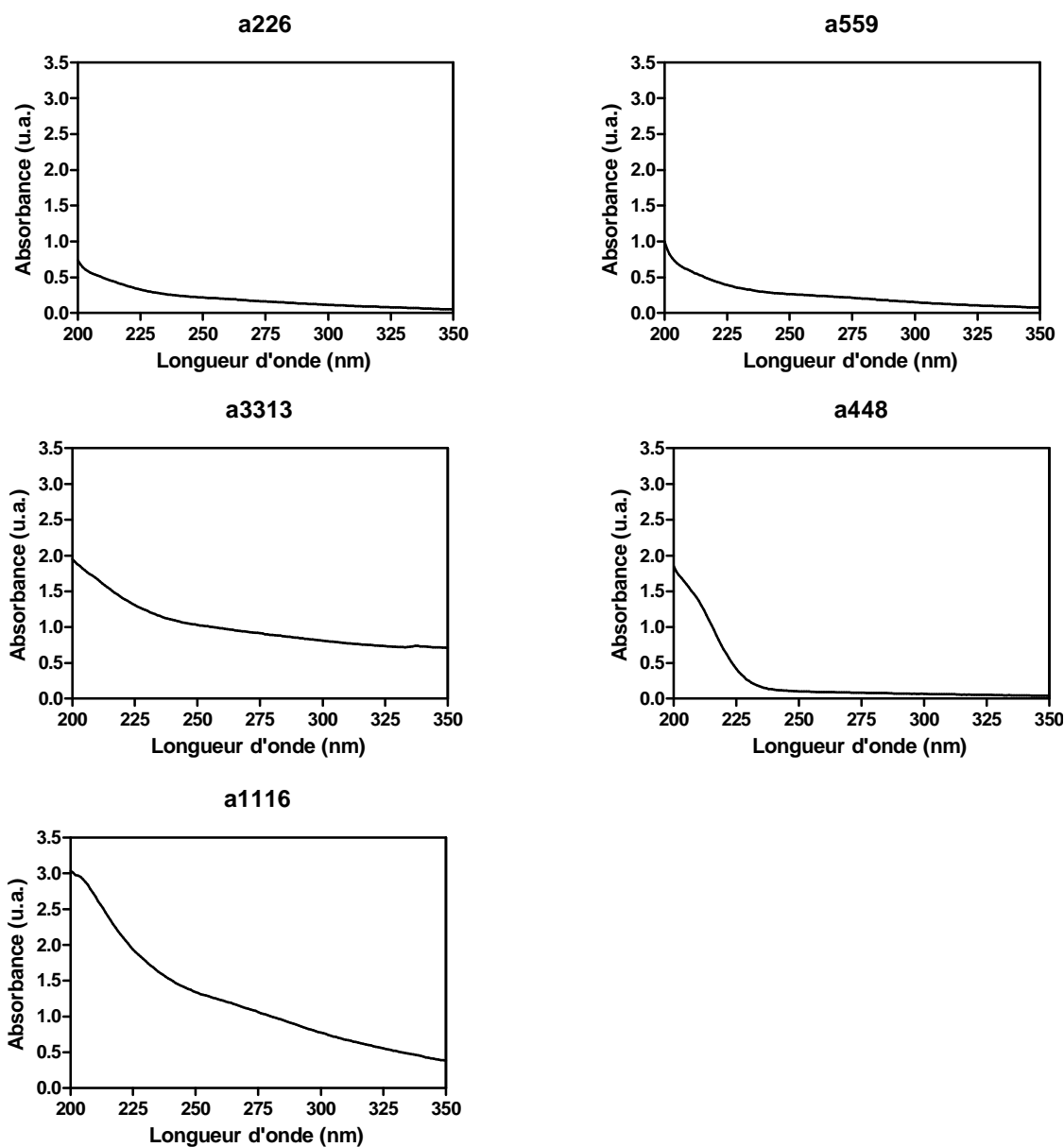


Figure 20 Spectres UV de référence formant la base du modèle de déconvolution permettant la typologie des tributaires.

Sur la figure 21, sont regroupés 47 spectres UV représentatifs des échantillons d'eau prélevés lors de la campagne sur la rivière Magog en mai 2005 (les stations d'échantillonnage sont présentées à la figure 9). Les spectres sont regroupés selon la typologie développée.

- Les spectres dits naturels absorbent peu et présentent une allure monotone de 200 à 350 nm. Les valeurs d'absorbance maximales, à 200 nm, restent inférieures à 0,5 unités d'absorbance (u.a.). Les valeurs de l'IIA associées à ces spectres UV sont comprises entre 0 et 3.
- Les spectres intermédiaires présentent, en général, de plus fortes valeurs d'absorbance tout le long du domaine spectral (dues à la présence de MES) et présentent une forme en demi-gaussienne caractéristique de la présence de nitrates à 200 nm. Cependant, les valeurs d'absorbance maximales à 200 nm restent inférieures 1,0 u.a. Enfin, la plupart des spectres intermédiaires possèdent un épaulement près de 270 nm dénotant une plus forte concentration en COT que les spectres naturels. Les valeurs de l'IIA associées à ces spectres UV sont alors comprises entre 4 et 6.
- Les spectres subissant une forte influence anthropique (dont les valeurs de l'IIA sont supérieures à 7) absorbent le plus entre 200 et 225 nm. Les valeurs d'absorbance maximales se situent généralement entre 1,0 et 1,5 u.a.

Les valeurs des paramètres standards de qualité de l'eau (COT, MES, NO_3^- , NH_4 , P total, coliformes fécaux et conductivité) et leurs moyennes respectives sont comparées selon la typologie aux figures 22 et 23. La totalité des valeurs mesurées est reportée à l'annexe 4. Il est important de noter que les graphiques présentant les concentrations en matières en suspension et en coliformes fécaux sont construits avec une échelle logarithmique étant donné les fortes valeurs extrêmes de certains échantillons urbains. Enfin, une valeur de phosphore (point 2.11.1.a, $6511\mu\text{g/L}$), trois fois la concentration la plus élevée retrouvée ailleurs, n'apparaît pas dans le graphique pour les besoins de lisibilité du graphique.

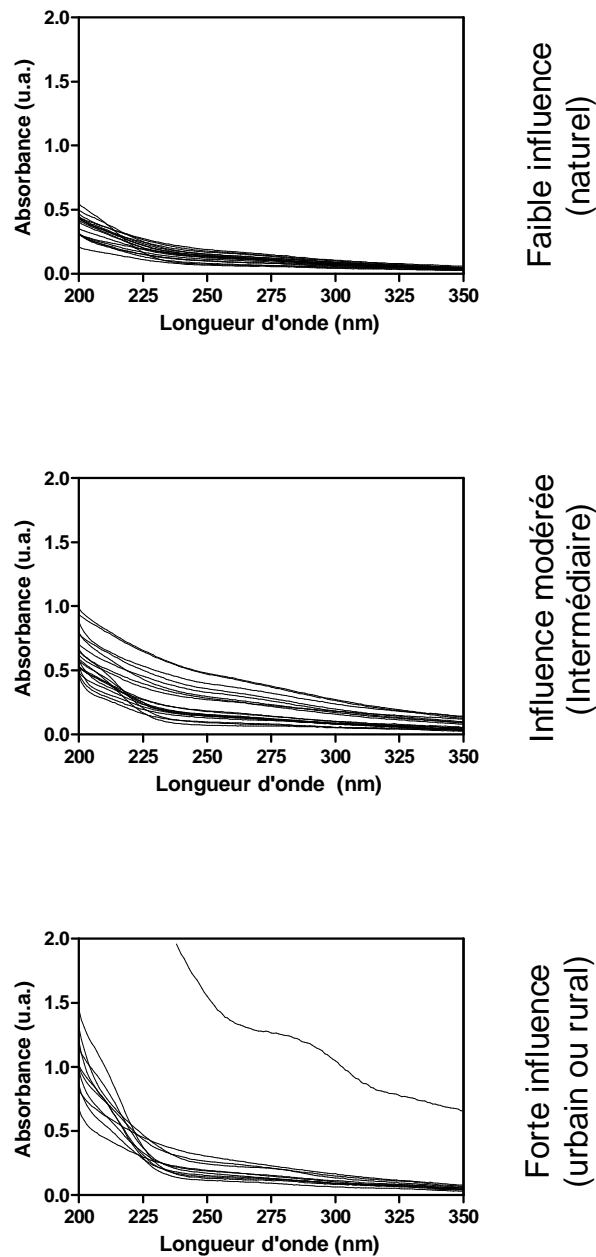


Figure 21 Spectres UV regroupés selon l'indice d'influence anthropique. Les spectres subissant une faible influence anthropique (IIA de 0 à 3); une influence modérée (IIA de 4 à 6); une forte influence (IIA de 7 et plus).

Au niveau statistique, il faut éviter de donner une trop grande importance à des valeurs extrêmes (par exemple, dans le cas du phosphore) par rapport aux autres valeurs de

l'échantillon. De plus, la distribution des valeurs dans chacun des échantillons est très asymétrique. C'est pourquoi le test non paramétrique de rang de Kruskal-Wallis est le plus approprié (Scherrer, 1984). Il a été effectué pour chacun des paramètres. Si la différence est significative ($P < 0,05$), les médianes de chaque groupe typologique sont testées par un test de comparaison multiple de Dunn afin de déterminer quels groupes sont responsables de l'hétérogénéité observée.

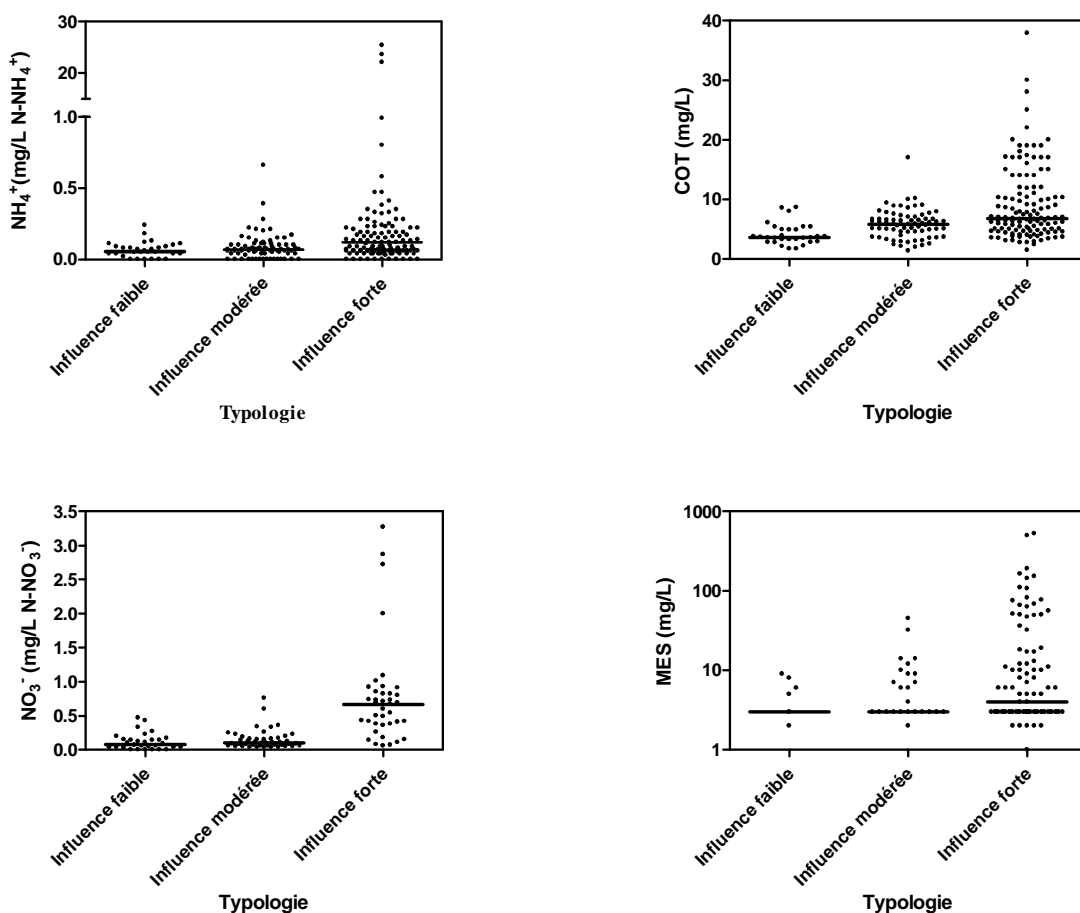


Figure 22 Valeurs des différents paramètres mesurés regroupés par typologie. Le trait horizontal représente la médiane des données.

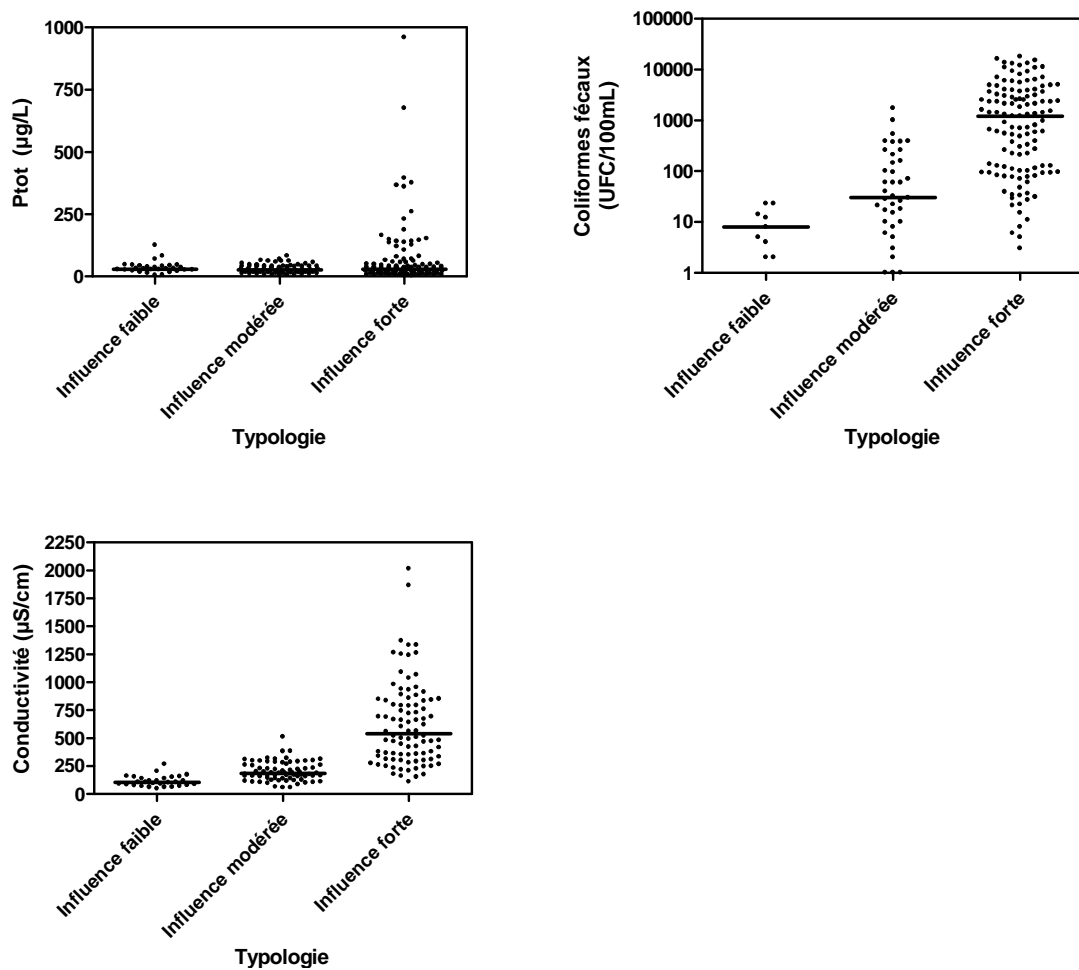


Figure 23 Valeurs des différents paramètres mesurés regroupés par typologie (suite).
Le trait horizontal représente la médiane des données.

Les concentrations en azote ammoniacal varient peu entre les échantillons avec une faible influence ($0,066 \pm 0,055$ mg/L N-NH₄) et les échantillons avec influence modérée ($0,085 \pm 0,097$ mg/L N-NH₄). Cette différence n'est pas significative ($P > 0,05$). La différence est plus marquée entre ces deux derniers groupes et les échantillons avec forte influence anthropique ($1,06 \pm 4,01$ mg/L N-NH₄, $P < 0,001$). Ces mêmes échantillons présentent une différence également plus importante.

Les concentrations moyennes en COT augmentent de façon significative de celles qui caractérisent les échantillons avec une faible influence aux échantillons avec une forte influence (respectivement, $4,12 \pm 1,83$ mg/L, $5,81 \pm 2,45$ mg/L et $9,10 \pm 6,2$ mg/L). La moyenne à l'intérieur des groupes typologiques augmente également. Les différences observées d'un groupe à l'autre sont toutes significatives ($P < 0,01$).

Les concentrations en nitrates ne varient pas significativement entre les échantillons avec une faible influence ($0,12 \pm 0,12$ mg/L N-NO₃⁻) et les échantillons intermédiaires ($0,15 \pm 0,15$ mg/L N-NO₃⁻). Par contre, il existe une différence significative lorsque l'on compare ces deux groupes aux échantillons avec une forte influence anthropique ($0,77 \pm 0,12$ mg/L N-NO₃⁻, $P < 0,001$).

Les concentrations en MES ne varient pas de façon significative entre les échantillons avec une faible influence ($3,7 \pm 3,5$ mg/L) et ceux avec une influence modérée ($5,5 \pm 9,0$ mg/L). Une différence significative existe seulement entre les échantillons intermédiaires et ceux de forte influence anthropique ($31,2 \pm 79,5$ mg/L, $P < 0,05$).

Bien que les échantillons avec une forte influence anthropique ont des concentrations en phosphore total présentant des variations importantes ($118,6 \pm 591,7$ µg/L), ce paramètre est le seul à ne montrer aucune différence significative d'un groupe à l'autre ($P=0,5579$).

De même, aucune différence significative n'existe entre les concentrations en coliformes fécaux des eaux naturelles ($10,3 \pm 8,3$ UFC/100mL) et des eaux intermédiaires ($160 \pm 319,4$ UFC/100 mL). Cependant, les eaux subissant une forte influence se démarquent nettement ($2\,719,0 \pm 3\,886,0$ UFC/100 mL) des deux autres groupes ($P < 0,001$).

Enfin, la conductivité moyenne des échantillons naturels ($113,2 \pm 48,43$ µS/cm) est significativement différente de la conductivité moyenne des échantillons intermédiaires

($200,1 \pm 85,2 \mu\text{S/cm}$, $P < 0,01$), elle-même significativement distincte de la moyenne des échantillons avec forte influence anthropique ($625,2 \pm 373,5 \mu\text{S/cm}$, $P < 0,001$).

En conclusion, les résultats montrent qu'il existe des différences significatives dans la composition de l'eau d'une classe à l'autre. Seul le phosphore ne montre pas de variation systématique. Pour tous les autres paramètres, des différences significatives sont retrouvées, surtout entre les échantillons avec une forte influence anthropique et les deux autres classes. Généralement, bien que la moyenne et la médiane des différents paramètres bio-physico-chimiques mesurés augmentent dans le groupe des eaux intermédiaires par rapport aux eaux naturelles, cette différence n'est pas toujours significative. Ceci est tout à fait normal car la typologie, basée sur le calcul de l'IIA, tente de former des groupes fermés clairement définis, mais à partir d'un gradient représentatif de l'influence anthropique de plus en plus forte subit par les eaux. De même, cette influence peut prendre plusieurs formes. Ainsi, deux eaux peuvent être considérées comme subissant une influence anthropique modérée (ou forte), l'une étant donné ses concentrations élevées en nitrates et l'autre en raison de fortes concentrations en MES. Dans les deux cas, le niveau des autres paramètres pourrait être considéré comme typique d'une eau subissant une faible influence anthropique.

Il est intéressant de remarquer que des paramètres qui ne peuvent être mesurés directement par spectrophotométrie UV (i.e. les coliformes fécaux et la conductivité) sont tout de même pris en compte dans le modèle. En d'autres termes, une eau considérée comme subissant une forte influence anthropique présente souvent des teneurs élevées en coliformes fécaux ou une forte conductivité par rapport à une eau naturelle bien que ces deux paramètres n'influencent en rien la signature spectrale.

3.3.2 Indice d'état trophique

L'indice d'état trophique (TSI) permet d'estimer la qualité de l'eau, principalement des lacs, à partir de différentes classes. Pour cette étude, l'acquisition des spectres UV d'échantillons d'eau provenant de 31 lacs du sud du Québec a été faite et les différents TSI ont été calculés.

Les échantillons proviennent des lacs suivants : Argent, Bowker, Brompton, Caron, Des Français, Des Sittelles, Drolet, Brome, Elgin, Jolicoeur, Libby, Lippé, Lovering, Lyster, Desmarais, Mégantic, Miller, Orford, Parker, Malaga, Petit Saint-François, Montjoie, Saint-Georges, Stukely, Sugar Loaf, Tomcod, Trois-Mille et Huit. Connaissant l'état trophique de chaque lac les spectres UV ont été classés (lacs oligotrophes, mésotrophes, eutrophes). Pour chaque état, les spectres dénotent déjà une allure bien différente (figure 24).

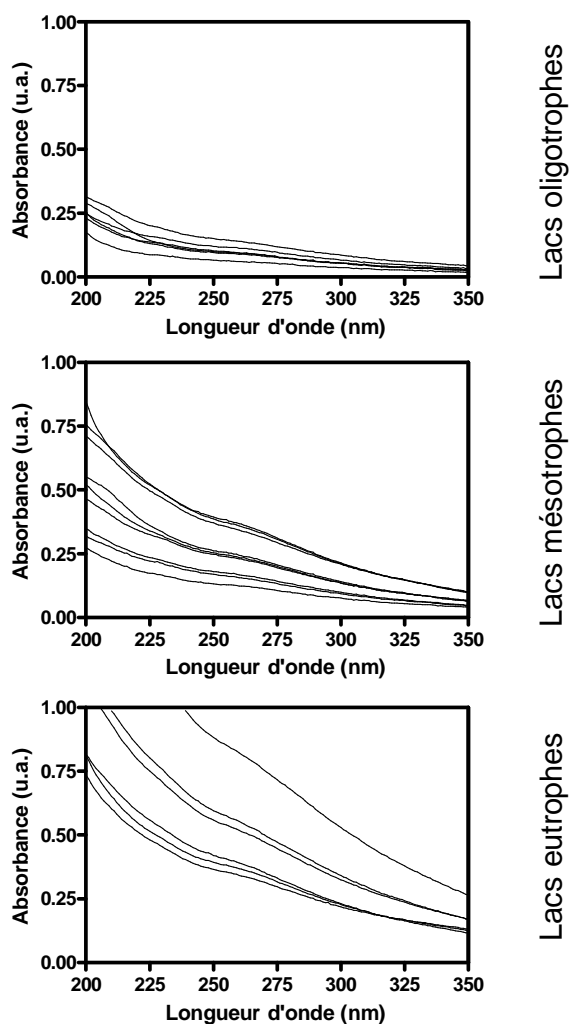


Figure 24 Spectres UV de différents lacs selon leur niveau trophique.

Par rapport aux spectres de lacs oligotrophes, les spectres de lacs mésotrophes absorbent plus tout le long du domaine spectral avec un maximum compris entre 0,25 et 0,75 u.a. à 200 nm. De plus, l'épaulement près de 270 nm est plus marqué. Les spectres de lacs eutrophes, présentent des valeurs d'absorbance encore plus fortes sur tout le domaine spectral et leurs maximums atteignent ou dépassent 0,75 u.a. L'épaulement à 270 nm est également bien visible. Cette comparaison de spectres montre que, déjà, l'allure générale d'un spectre permet de connaître l'état trophique du lac.

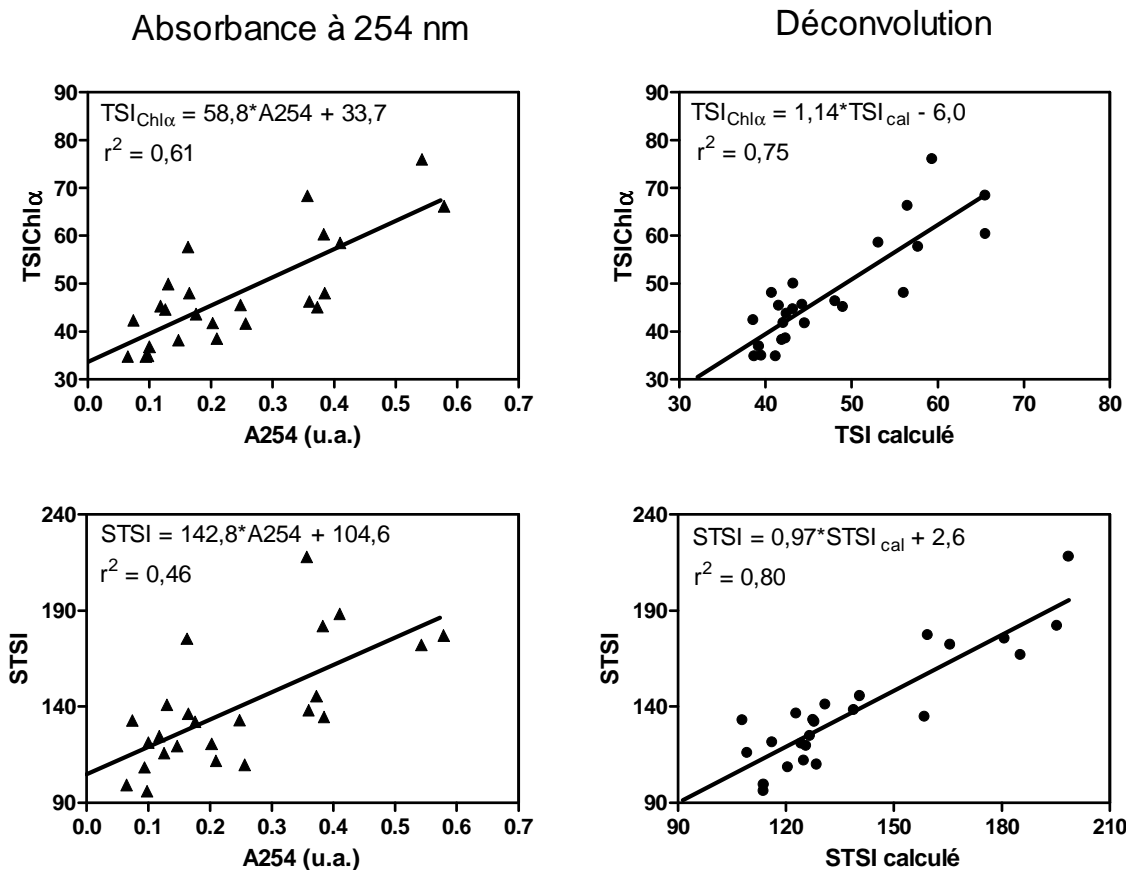


Figure 25 Estimation du TSI chl α et du STSI par l'UV. L'estimation est basée soit sur la valeur d'absorbance à 254 nm ou par déconvolution.

Les résultats de l'estimation du TSI ($\text{Chl}\alpha$) et de la somme des TSI (STSI) en comparaison avec les valeurs calculées pour 25 lacs sont présentés à la figure 25. L'estimation est effectuée selon deux approches : à partir de la valeur d'absorbance photométrique à 254 nm et par déconvolution des spectres UV.

L'absorbance à 254 nm a souvent été utilisée pour l'estimation de la matière organique dans les eaux naturelles. La quantité de matière organique présente dans l'eau est intimement liée à la production primaire du milieu et donc, indirectement, à l'état trophique du lac. Une corrélation peut donc exister entre l'état trophique et l'absorbance à cette longueur d'onde. Les résultats de la figure 25 montrent qu'il existe une faible corrélation avec la valeur du TSI $\text{Chl}\alpha$ dont le coefficient de détermination (r^2) est de 0,61. De plus, ce coefficient diminue à 0,46 lors de l'estimation de la STSI. Cette corrélation est trop faible pour être pertinente.

La déconvolution permet d'augmenter la justesse des estimations tant pour le TSI $\text{Chl}\alpha$ que pour la STSI (les coefficients de détermination sont respectivement de 0,75 et de 0,80). Des deux indices, la somme des STSI est l'indice le mieux estimé par spectrométrie UV. En plus d'un bon coefficient de détermination, la régression linéaire produite à partir des valeurs estimées par déconvolution par rapport aux valeurs réelles calculées possède une pente de 0,97 et une ordonnée à l'origine de 2,6.

3.3.3 Évolution spatio-temporelle

La caractérisation de l'évolution de la qualité de l'eau se réfère à la comparaison de deux ou plusieurs spectres d'échantillons pris à des points différents ou à des moments différents. Dans cette section, les résultats de deux comparaisons de plusieurs spectres sont présentés. La première comparaison permet de caractériser l'évolution temporelle de la qualité de l'eau alors que la seconde s'attarde à la caractérisation spatiale.

3.3.3.1 Caractérisation de l'évolution temporelle de la qualité de l'eau

La caractérisation temporelle de la qualité se réfère à une comparaison de plusieurs spectres d'échantillons d'eau pris au même endroit à différents moments. Le tableau 9 regroupe les valeurs des paramètres physico-chimiques de trois échantillons d'eau prélevés au même endroit sur le ruisseau Paré, tributaire de la rivière Magog (station 3.1.1, rivière Magog 2005), à trois dates distinctes de l'été 2005. Les spectres UV sont également présentés à la figure 26.

Tableau 9: Valeurs des paramètres physico-chimiques à la station 3.1.1 (ruisseau Paré) de la campagne Magog 2005 (figure 9).

Mois du prélèvement	pH ± 0,2	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	COT (mg/L)	MES (mg/L)	Ptot ($\mu\text{g P/L}$)	NH4+ (mg N/L)	Coliformes fécaux (UFC/100ml)
Mai	8,2	1035	5,0	2	31	0,08	47
Juin	8,1	1090	3,4	n.d.	70	0,12	2 090
Septembre	7,6	465	5,1	66	141	0,10	11 200

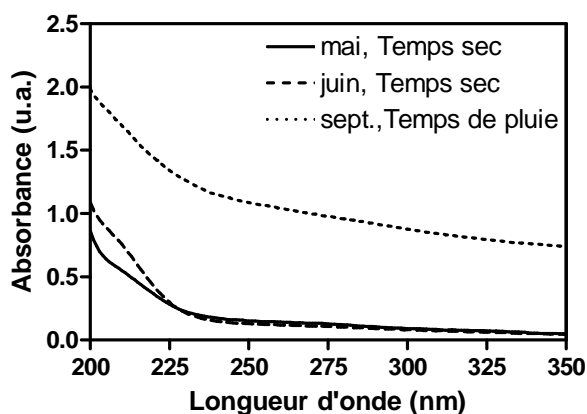


Figure 26 Spectres UV des échantillons de la station 3.1.1 (ruisseau Paré). Spectres d'échantillons de la campagne 2005 sur la rivière Magog.

Le spectre de l'échantillon prélevé au mois de mai est celui qui absorbe le moins. Une augmentation de l'absorbance est observée entre 200 et 225 nm au mois de juin. Ceci est généralement lié à l'augmentation de la concentration en nitrates et en matières minérales

absorbantes. Le spectre de l'échantillon du mois d'août, prélevé en temps de pluie, se distingue des deux précédents surtout par la forte augmentation de l'absorbance sur toute la longueur du spectre liée à l'augmentation des MES. Les résultats physico-chimiques confirment cette conclusion. L'impact de la pluie est également perceptible sur des paramètres non détectables par l'UV, notamment les coliformes fécaux et le phosphore total qui subissent aussi une forte augmentation pour l'échantillon du mois d'août. De plus, lors du même prélèvement, on note une baisse de la conductivité, attribuable à la dilution de l'eau du tributaire par l'eau de pluie.

3.3.3.4 Caractérisation de l'évolution spatiale de la qualité de l'eau

La caractérisation de l'évolution spatiale à partir de spectres UV est également possible. Elle réfère à la comparaison de différents spectres pris à un même moment mais à différents endroits. L'exemple du ruisseau Paré, un tributaire de la rivière Magog, est présenté. Ce tributaire, dans la zone étudiée, subit deux pressions principales affectant la qualité de son eau. La première est une zone boisée qui tend à augmenter les paramètres relatifs à une influence naturelle, notamment la matière organique sous forme de débris végétaux plus ou moins décomposés et d'acides humiques (3.1.2). Dans un deuxième temps, le ruisseau traverse une zone résidentielle urbaine juste avant l'embouchure (3.1.1). Les résultats des analyses physico-chimiques sont reportés dans le tableau 10 alors que les spectres UV se trouvent à la figure 27.

Tableau 10: Valeurs des paramètres physico-chimiques le long du ruisseau Paré (3.1.x) de la campagne Magog, mai 2005 (figure 9).

Stations	pH ±0,02	Conductivité (mS/cm)	COT (mg/L)	MES (mg/L)	Ptot (mg P/L)	NH4+ (mg N/L)	Coliformes fécaux (UFC/100ml)
Source (3.1.3)	7,7	836	3,6	0	8	0	78
Sortie du boisé (3.1.2)	7,9	930	4,9	0	8	0	3
Embouchure (3.1.1)	8,2	1035	5,0	2	31	0,08	47

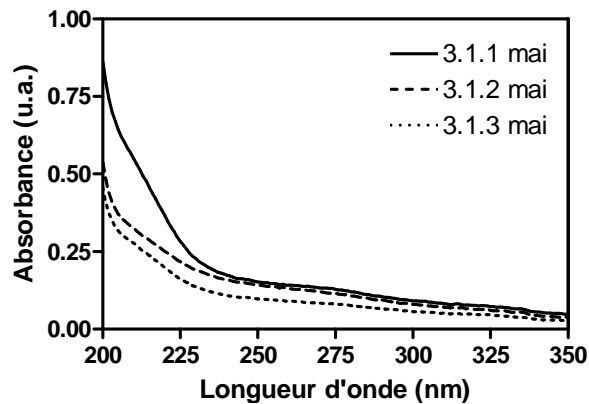


Figure 27 Spectres UV le long du ruisseau Paré (3.1.x). Campagne Magog, mai 2005.

L'influence du boisé est visible au niveau du spectre 3.1.2 par la présence à 270 nm d'un épaulement plus marqué. Cette augmentation est d'ailleurs corroborée par les résultats physico-chimiques qui indiquent une augmentation du COT. Une baisse de la concentration des coliformes fécaux est également mesurée à la station 3.1.2. Outre ces deux paramètres, la qualité de l'eau tout comme l'allure générale des spectres restent similaires. Il y a peu ou aucun changement dans les valeurs de conductivité, d'azote ammoniacal et de phosphore. Le spectre à la station 3.1.1 se distingue beaucoup plus. On observe une augmentation des valeurs d'absorbance entre 200 à 225 nm. Cette hausse est due à une augmentation de la concentration des nitrates. Une hausse des concentrations en phosphore total, en azote ammoniacal et en coliformes fécaux est également observée. L'impact de la zone résidentielle est donc bien visible.

3.3.4 Variation de la qualité

La recherche d'un point isobestique (PI) dans un faisceau de spectres peut permettre de déterminer indirectement la variation de la qualité des eaux qu'ils représentent (Baurès, 2002). En effet, comme les spectres UV passant par un même point isobestique (latent ou non) sont expliqués par l'absorbance de deux composés majoritaires, on peut donc conclure que les échantillons correspondants ont une qualité d'eau relativement semblable. Inversement, ceux qui ne passent pas par ce point isobestique, proviennent d'échantillons ayant une matrice aqueuse différente où l'un des composés majoritaires (ou les deux) sont

distincts des autres échantillons. Il y a donc une variation, d'un point de vue qualitatif, entre la matrice aqueuse de ce dernier échantillon et les autres passant par le même PI. Deux exemples provenant des données de la campagne 2006 du lac Brome sont présentés pour illustrer l'utilisation de cette approche.

3.3.4.1 Point isobestique direct

Lors de la campagne 2006, au lac Brome, 8 échantillons d'eau ont été prélevés à la station 1.5 (figure 8) située sur le ruisseau Knowlton, un tributaire de ce même lac. Les valeurs des paramètres physico-chimiques se retrouvent dans le tableau 11 et les spectres UV correspondants à la figure 28.

Tableau 11 : Valeurs des paramètres physico-chimiques à la station 1.5 du ruisseau Knowlton (Campagne lac Brome 2006)

Date	pH	O ₂ (mg/L)	Cond. (µS/cm)	Phosphore (µg/L)	Nitrates (mg/L N-NO ₃ ⁻)	COT (mg/L)
24-avr	5,9	11,2	61	32	0,8	2,1
25-mai	7,1	10,8	75	11	0,9	1,5
13-juin	6,1	10,6	56	25	0,6	3,0
04-juil	6,7	9,2	95	32	0,4	2,2
25-juil	6,8	9,7	116	24	1,1	1,4
15-août	6,7	9,7	106	21	0,8	1,4
05-sept	7,1	10,0	108	62	0,6	2,2
03-oct	6,1	11,3	91	48	0,5	3,8

L'étude des spectres UV (figure 28) permet de déterminer un point isobestique (PI) direct près de 220 nm. Seul le spectre du 3 octobre passe légèrement au-dessus du PI. Les résultats de l'analyse physico-chimique montrent d'ailleurs que cet échantillon a la teneur en COT la plus élevée. De plus, la réponse monotone et les fortes valeurs d'absorbance du spectre dans les longueurs d'onde plus élevées laisse paraître une concentration en MES plus élevée.

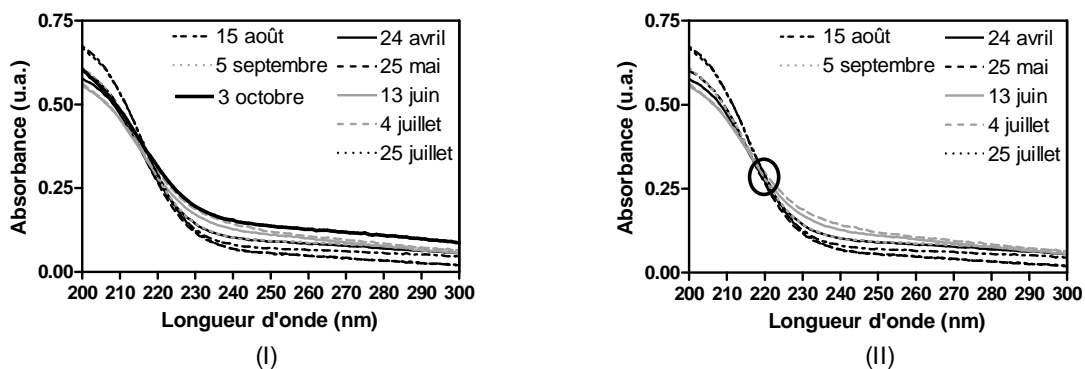


Figure 28 Spectres UV d'échantillons d'eau de la station 1.5 du ruisseau Knowlton (Campagne lac Brome 2006). (I) Tous les spectres UV regroupés, (II) uniquement les spectres UV passant par le point isobestique.

La présence d'un point isobestique direct permet de conclure qu'il existe une conservation qualitative et quantitative de la matière dans les différents échantillons présentant un spectre UV passant par le PI. Il est également possible de déterminer la variation de la qualité de ce tributaire. Ainsi, 1 échantillon sur 8, celui du 3 octobre, présente une qualité de l'eau différente, c'est-à-dire que la matrice aqueuse du tributaire subit une variation de 12,5 % durant cette campagne.

3.3.4.2 Point isobestique indirect

La figure 29-I présente les spectres UV bruts et la figure 29-II les spectres UV normés d'échantillons d'eau prélevés à la station 1.8.1 (figure 8) située sur le ruisseau Inverness, un tributaire du lac Brome. Les valeurs des paramètres physico-chimiques des mêmes échantillons sont reportées au tableau 12.

Sur la figure 29-I, aucun point isobestique direct n'est visible. Après normation, les spectres (figure 29-II) révèlent la présence d'un point isobestique latent (PIL) vers 225 nm. Seul le spectre de l'échantillon du 24 avril ne passe pas par le PIL. La variation qualitative de l'eau de ce tributaire peut donc être calculée à 20 %. Cependant, comme il s'agit d'un point

isobestique indirect, la différence entre les spectres passant par ce PIL ne peut être expliquée simplement par le transfert de la matière d'un des composés majoritaires au second composé, mais par une partie de la matière qui se convertit en une forme qui n'est plus détectable par UV.

Tableau 12 : Valeurs des paramètres physico-chimiques à la station 1.8.1 du ruisseau Inverness (Campagne lac Brome 2006)

Date	pH	O ₂ (mg/L)	Cond. (µS/cm)	Phosphore (µg/L)	Nitrates (mg/L N-NO ₃ ⁻)	COT (mg/L)
24-avr	6,1	11,9	68	53	0,2	6,7
25-mai	7,4	10,4	75	30	0,2	6,1
13-juin	5,3	9,8	66	31	0,2	7,5
25-juil	6,9	7,0	170	41	0,3	6,3
15-août	7,5	7,8	136	42	0,2	8,9

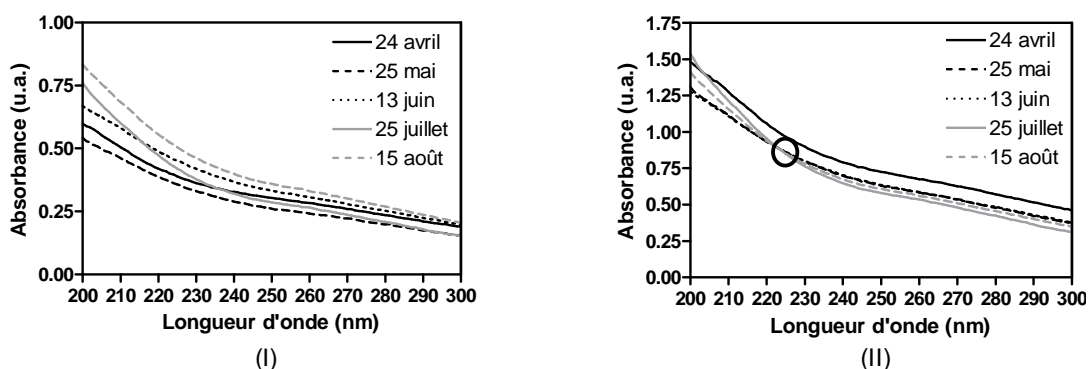


Figure 29 Spectres UV d'échantillons d'eau de la station 1.8.1 du ruisseau Inverness (Campagne lac Brome 2006). (I) Spectres UV bruts, (II) spectres UV normés.

CHAPITRE 4

DISCUSSION

4.1 Estimation de paramètres

Le modèle de déconvolution de spectres UV a permis l'estimation d'un paramètre spécifique, les nitrates, et d'un paramètre global, le carbone organique total.

4.1.1 Nitrates

L'application du modèle de déconvolution a permis une bonne estimation des nitrates ($r^2 = 0,90$). Les écarts résiduels observés ne sont pas considérés comme problématiques. À l'exception d'un seul point atteignant 0,4 mg/L, les écarts observés demeurent inférieurs à 0,2 mg/L. Or, dans un contexte de diagnostic rapide et de détection des points problématiques d'un bassin versant sur site, cette précision est amplement suffisante. Le seuil du critère de protection de la vie aquatique reconnu par le MDDEP se situant au-delà de 10 mg/L N-NO₃ (MDDEP, 2002), un écart de l'ordre des dixièmes de mg/L n'est pas suffisant pour amener un biais dans l'interprétation des résultats. Sauf pour quelques échantillons (12 échantillons sur un total de 123), la grande majorité des échantillons collectés affichent des concentrations en nitrates inférieures à 1 mg/L. L'estimation de la concentration en nitrates par spectrophotométrie UV a toujours été faite pour des eaux fortement chargées en nitrates (>5 mg/L N-NO₃⁻). Les résultats obtenus permettent donc de conclure que cette technique est également appropriée pour des eaux contenant de faibles concentrations en nitrates (entre 0,2 et 1,0 mg/L N-NO₃⁻). Ces concentrations sont d'ailleurs celles que l'on retrouve en général dans les lacs et cours d'eau du Québec.

4.1.2 Carbone organique total

L'estimation du COT est bonne ($r^2 = 0,90$) pour les faibles concentrations (2,0 mg/L) mais aussi pour les concentrations élevées (30 mg/L). Le modèle de déconvolution nécessite une

étape de calibration afin de définir les spectres de référence. Cependant, les résultats gagnent en précision par rapport à la méthode de mesure d'absorbance à 254 nm. La figure 30 présente l'estimation du COT à partir de la valeur d'absorbance (notée A254 nm) de longueur d'onde de 274 échantillons provenant de la rivière Magog, de la rivière Saint-François et du lac Brome.

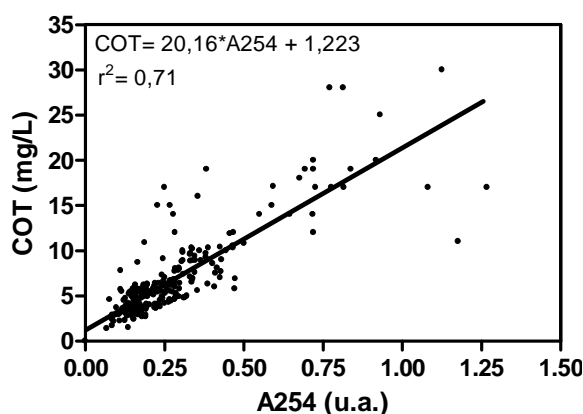


Figure 30 Estimation du COT par mesure de l'absorbance à 254 nm de longueur d'onde.

Le graphique montre qu'il existe bien une relation entre la valeur d'absorbance à 254 nm et la concentration en COT. Le coefficient de détermination est de 0,71 pour l'estimation du COT à 254 nm. Par contre, il atteint 0,90 avec le modèle de déconvolution. Ce dernier est donc plus juste. Néanmoins, il reste une estimation de la concentration en COT. Des différences entre les valeurs estimées et mesurées atteignant 4 mg/L ont été observées. Des erreurs lors de l'échantillonnage et de l'analyse sont toujours possibles. Cependant, il est probable que ces écarts soient dus à des composés carbonés qui n'ont pas été pris en compte ou, au contraire, surestimés par le modèle. De légères modifications à la base de déconvolution pourraient permettre d'améliorer l'estimation du COT. Cependant, la majorité des écarts se situent entre 0 et 2,5 mg/L, ce qui, dans un contexte de caractérisation rapide de la qualité de l'eau est satisfaisant.

Le modèle de déconvolution a permis l'estimation des nitrates et du COT dans différents milieux aqueux naturels (i.e. lacs, rivières, ruisseaux, etc.) et subissant des pressions variées (agricoles, résidentielles, industrielles, etc.). De plus, l'estimation se fait grâce à un seul modèle et à partir d'un seul spectre par échantillon. Les résultats de l'estimation des paramètres étudiés permettent de conclure que le modèle est applicable pour les eaux naturelles du sud du Québec dans un contexte de caractérisation et de diagnostic rapide de la qualité de l'eau. Il devra cependant être adapté pour être utilisé directement sur site avec un spectrophotomètre UV de terrain.

4.2 Proposition d'une typologie

La typologie proposée permet de regrouper les échantillons étudiés et les milieux aqueux correspondant selon qu'ils subissent peu ou pas de pressions anthropiques (faible influence), une influence anthropique modérée, ou une forte influence anthropique (qu'elle soit d'origine urbaine ou rurale). Ce regroupement s'effectue en quelques minutes et ne nécessite rien de plus que les spectres UV.

Une comparaison entre l'indice d'influence anthropique (IIA) et l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) a été faite. 190 échantillons d'eau provenant des campagnes sur la rivière Magog en 2005 et en 2006, de la rivière Saint-François et du lac Brome ont été classés selon les critères de l'IQBP. Les coliformes fécaux n'ont pas été mesurés pour les échantillons du lac Brome. Ce facteur déclassant ne peut donc pas être pris en compte lors de l'attribution d'une classe pour ces échantillons. Les valeurs de l'IIA, de l'IQBP ainsi que les facteurs déclassant pour chacun des échantillons sont reportés à l'annexe 5. Le tableau 13 regroupe les moyennes et les écarts-types des valeurs de l'IIA par classe de l'IQBP alors que la figure 31 présente la distribution des IIA par classe de l'IQBP.

Tableau 13 : Valeurs moyennes et écarts-types des IIA par classe d'IQBP.

Classe IQBP	Moyenne	Écart-Type
A	5,98	2,45
B	7,06	2,76
C	7,58	3,19
D	11,32	4,52
E	11,13	5,57

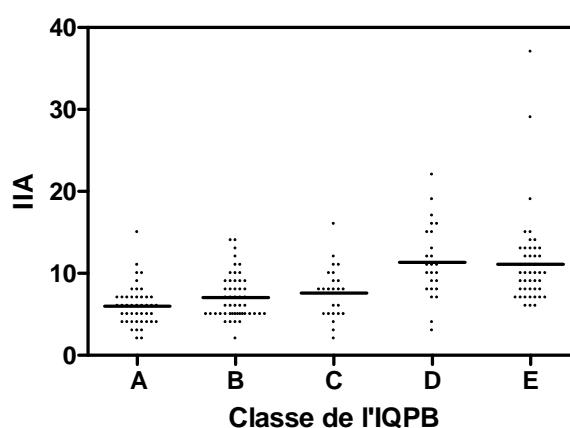


Figure 31 Distribution des valeurs de l'IIA par classe d'IQBP. La moyenne de chaque classe est représentée par le trait horizontal.

Bien que la moyenne des IIA augmente légèrement de la classe A vers la classe E, les écarts-types demeurent assez importants surtout pour les classes C, D et E. L'augmentation des écarts-types dans ces classes peut s'expliquer par le fait que l'IIA n'a aucune limite supérieure. Ainsi, une eau considérée comme ne subissant pas ou peu d'influence anthropique aura un IIA situé entre 0 et 3, à l'opposé, une eau subissant une forte influence anthropique aura une valeur d'IIA allant de 8 à 37, voir même plus.

D'autre part, des valeurs d'IIA faibles (de 3 à 7), généralement associées à des eaux subissant une influence anthropique faible ou modérée, sont présentes dans les classes D et E. Comme le montre le tableau de l'annexe 5, plusieurs de ces échantillons sont déclassés par le phosphore total et/ou les coliformes fécaux. Or, ces deux paramètres ne sont pas détectables

en UV. Le modèle de déconvolution, permettant d'attribuer la valeur d'IJA à ces échantillons, n'a donc pas pu en tenir compte.

Inversement, des échantillons présentant un IJA élevé se retrouvent dans les classes A et B. Certains de ceux-ci présentent toutefois des conductivités élevées (300 à 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$) comme l'échantillon 1.7.2 du 25 juillet et du 15 août du lac Brome (IJA de 8) ou très élevée (>700 $\mu\text{S}/\text{cm}$) comme l'échantillon 15 du 11 juillet de la campagne 2006 sur la rivière Magog (IJA de 12). La conductivité élevée de l'échantillon 1.7.2 a été démontrée comme étant due à la présence d'un dépôt à sel du Ministère des Transports situé en amont du tributaire (ruisseau Durrell). Ainsi, même si selon les critères de classification de l'IQBP cet échantillon est considéré comme étant de bonne qualité (classe A ou B), le milieu subit tout de même une influence anthropique certaine et voit donc son IJA augmenté. Donc, une influence anthropique forte n'exclut pas *a fortiori* une bonne (classe A) ou satisfaisante (classe B) qualité de l'eau.

Le modèle devra être perfectionné. L'inclusion, dans la base de déconvolution, de spectres provenant d'autres effluents industriels pourrait permettre une meilleure reconnaissance par le modèle de certaines matrices aqueuses contaminées par des apports anthropiques industriels. De plus, des spectres d'eaux usées brutes pourraient être inclus dans la base. L'ajout de ces deux types de spectres provenant d'échantillon d'eau subissant une influence anthropique extrême pourrait permettre de mieux polariser le classement des échantillons soumis au modèle. En simple, attribuer des valeurs d'IJA encore plus élevées aux spectres avec grande influence anthropique et donc, augmenter la distance sur l'échelle de l'indice entre ceux-ci et les spectres avec une faible influence anthropique.

Cependant, une typologie basée sur la déconvolution de spectres UV a certaines limites. Ainsi, toute eau contaminée seulement par les coliformes fécaux et/ou le phosphore sera automatiquement considérée comme naturelle car ces deux paramètres ne sont pas détectables en UV. D'autre part, certains éléments pouvant produire une forte conductivité et

déTECTABLES à l'UV (i.e. chlorures et fer), peuvent conduire à une augmentation de l'IIA bien que l'origine de cette conductivité soit naturelle.

Face à ces contraintes, cette typologie serait plus utile comme outils de classification rapide des tributaires ou des points d'échantillonnage et non en remplacement des indices tels que l'IQPB. Les tributaires classés comme subissant une influence anthropique faible ou nulle, ne nécessitent pas une attention plus poussée. Ceux subissant une influence modérée doivent être surveillés et des analyses plus précises doivent être réalisées pour déterminer comment cette contamination se fait. Enfin, les tributaires considérés comme subissant une forte pression anthropique seront considérés les plus problématiques et nécessiteront également des analyses plus précises.

4.3 Estimation du TSI

Au niveau des lacs, l'indice TSI est déjà largement utilisé. L'estimation du TSI a donc le double avantage d'utiliser un indice grandement reconnu, tout en facilitant le calcul. Les résultats montrent que la spectrophotométrie UV permet une très bonne estimation de cet indice particulièrement avec une méthode multi-longueurs d'onde. La déconvolution permet d'atteindre un taux de 75 % de réponses justes ($r^2 = 0,75$) dans l'estimation du TSI Chl α et de 80 % ($r^2 = 0,80$) pour l'estimation de la somme des TSI.

La déconvolution permet donc d'évaluer l'état trophique d'un lac comme le montre la figure 32. L'estimation de l'état trophique par calcul du TSI chl α ou de la somme des TSI (STSI) permet d'obtenir un classement équivalent à celui obtenu par les méthodes standard dans le cas des lacs eutrophes et oligotrophes. Quelques différences subsistent dans le classement des lacs mésotrophes qui sont parfois estimés, par calcul, eutrophes ou oligotrophes. Dans les deux cas (TSI chl α et STSI), seulement 5 lacs sur 23 ont été ainsi placés dans une catégorie différente de celle obtenue par les méthodes normalisées.

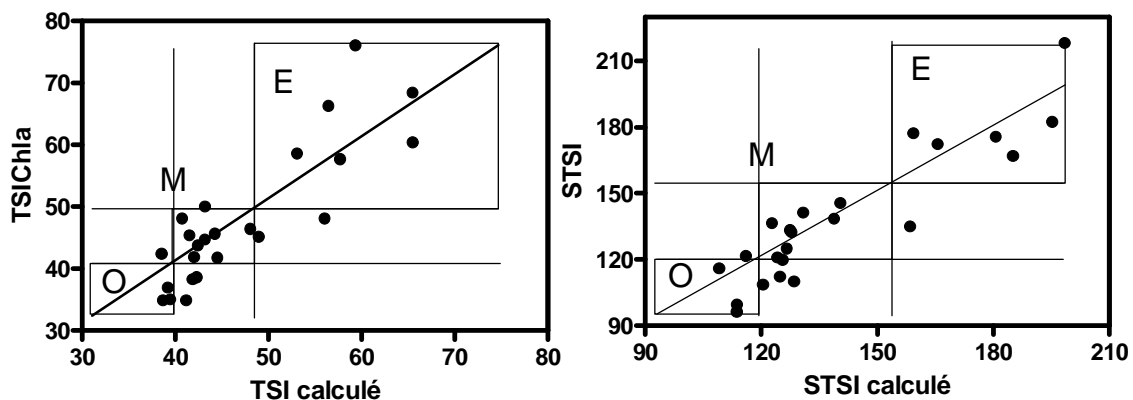


Figure 32 Détermination de l'état trophique par déconvolution de spectre UV. O : oligotrophe, M : mésotrophe et E : eutrophe.

Il existe donc une relation intéressante entre le spectre UV et l'état trophique. Cette relation peut être exploitée pour estimer rapidement le TSI chl α , la STSI, et éventuellement, pour déterminer l'état trophique d'un lac.

4.4 Caractérisation de l'évolution spatio-temporelle

L'application de la spectrophotométrie UV à la caractérisation de l'évolution spatio-temporelle de la qualité de l'eau pour les eaux usées urbaines et les effluents industriels a déjà été considérée (Baurès et al., 2004; Gallot et Thomas, 1993; Thomas et Cerdà, 2007). La transposition de cette application aux eaux naturelles est pertinente. L'analyse des spectres et les conclusions obtenues sont en concordance avec les résultats des tests de paramètres physico-chimiques standards.

Cependant, au-delà de l'estimation de l'évolution des paramètres physico-chimiques à partir du spectre UV, il est intéressant de considérer ce même spectre comme une empreinte de la qualité générale de l'eau. Cette empreinte permet de suivre les changements dans l'espace (i.e. le long d'un cours d'eau) ou dans le temps (i.e. durant la saison estivale). La recherche d'un point isobestique peut ensuite compléter l'information en indiquant si les eaux étudiées conservent la même qualité (PI direct et indirect) et la même proportion dans les quantités de composés ou pseudo-composés majoritaires (PI direct). Ces composés sont généralement les

nitrate, la matière organique, les MES et les colloïdes. Le calcul de la variation qualitative de l'eau est également intéressant dans la mise en place d'un plan de suivi. Une eau présentant une forte variation pourrait nécessiter une attention plus régulière étant donné que des changements importants peuvent survenir plus souvent.

CONCLUSION

La spectrophotométrie est un outil d'intérêt dans le domaine des eaux naturelles. Elle permet de caractériser rapidement la qualité des eaux de façon quantitative, par l'estimation de paramètres physico-chimiques, et par l'exploitation directe de spectres sous forme d'empreinte de la qualité de l'eau (notamment, grâce aux recours à des indices).

Au niveau quantitatif, l'exploitation des spectres par déconvolution a permis une bonne estimation des nitrates et du COT. Pour les nitrates, cette méthode, déjà éprouvée pour les eaux usées, n'avait pas encore été testée pour de faibles concentrations ($<1,5 \text{ mg/L NO}_3^-$) ni dans des matrices à forte teneur en matière organique comme celles des eaux de surface du sud du Québec. Comme pour les nitrates, l'estimation par UV du COT pour des eaux naturelles chargées en substances humiques n'avait pas été considérée jusqu'à maintenant. Les valeurs de COT estimées pour les milieux étudiés varient entre 1,8 et 30,5 mg/L. Les résultats obtenus permettent de confirmer la pertinence de l'exploitation quantitative des spectres UV pour l'estimation rapide des nitrates et du carbone organique total dans les eaux de surface étudiées.

L'utilisation d'indices pour la caractérisation de la qualité d'une eau permet d'obtenir une information simple et compréhensible. Pour les lacs, l'indice d'état trophique (TSI) est déjà utilisé depuis de nombreuses années. Cependant, la détermination de cet indice nécessite des analyses à la fois longues et coûteuses, comme le phosphore total au niveau trace et la chlorophylle- α . Le recours à la spectrophotométrie UV pour la détermination du TSI relatif à la chlorophylle- α et du TSI global (prenant en compte en plus le phosphore total et la transparence) s'est avéré fructueux en permettant une estimation rapide de ces deux TSI par déconvolution des spectres UV. Cette technique peut donc être envisagée pour déterminer l'état trophique d'un lac ou pour suivre l'évolution de cet état.

L'indice d'influence anthropique (IIA) est conçu spécifiquement pour la caractérisation des eaux de tributaires. Il permet de discriminer rapidement les tributaires susceptibles de présenter une problématique de contamination d'origine anthropique. De cet indice découle une typologie des tributaires qui les regroupent selon qu'ils subissent une influence anthropique faible, modérée ou forte. Cet indice se compare à l'IQBP, présentement utilisé pour caractériser la qualité de l'eau au Québec, dans la mesure où la qualité de l'eau se dégrade généralement en fonction de l'influence anthropique qu'elle subit. La typologie proposée a le double avantage d'être plus compréhensible pour la population en générale que l'ensemble des résultats d'analyses physico-chimiques en plus d'être facilement réalisable. Cependant, compte tenu des premiers résultats, le calcul de l'IIA devra être modifié afin d'améliorer sa pertinence au regard de l'IQBP.

Enfin, le suivi de l'évolution de la qualité de l'eau par comparaison spatio-temporelle de spectres UV est une méthode intéressante. Elle permet de détecter rapidement des changements de qualité dans le temps ou dans l'espace. De cette méthode découle la notion que chaque spectre joue le rôle d'empreinte de la qualité de l'eau.

Considérant qu'au Québec le travail de surveillance et d'étude de la qualité de l'eau repose principalement sur les associations de lacs, de bassin versants et autres regroupements citoyens (généralement appuyés largement par des bénévoles), de tels outils ont non seulement leur place mais sont nécessaires. Ils sont simples d'utilisation, peu coûteux, rapides et peuvent fournir des informations de qualité et compréhensibles par le public non-initié. Les analyses de paramètres complémentaires sont toutefois nécessaires afin de dresser un portrait juste de la qualité de l'eau.

Ces analyses et l'exploitation des spectres UV peuvent être utilisées à l'intérieur de stratégies traditionnelles de suivi de la qualité de l'eau mais aussi, dans des approches novatrices, telles que l'application de la démarche Hazard Analysis Critical Control Points (HACCP). Cette approche permet de cibler les points critiques affectant la qualité d'un plan ou d'un cours

d'eau afin de concentrer les efforts de suivi et de contrôle aux points les plus pertinents. L'intégration de la spectrophotométrie UV à cette démarche rend possible la simplification des programmes de suivi sans sacrifier la qualité des données obtenues.

ANNEXE 1

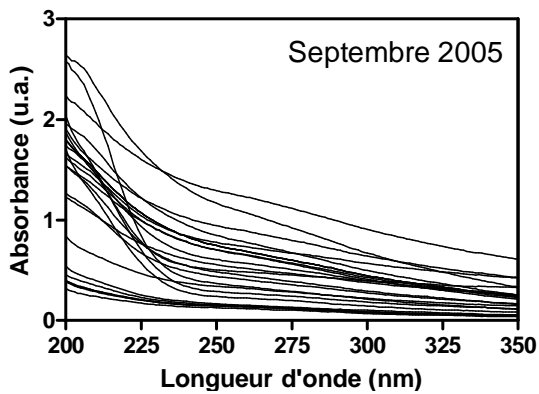
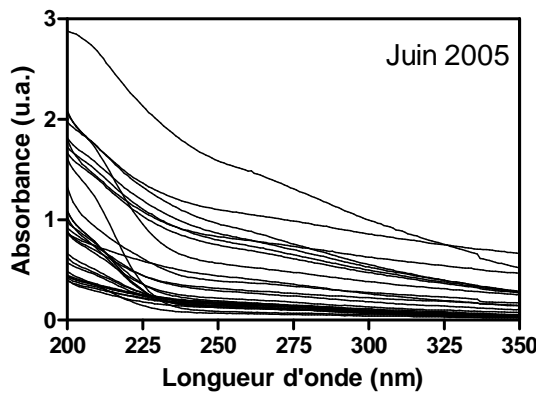
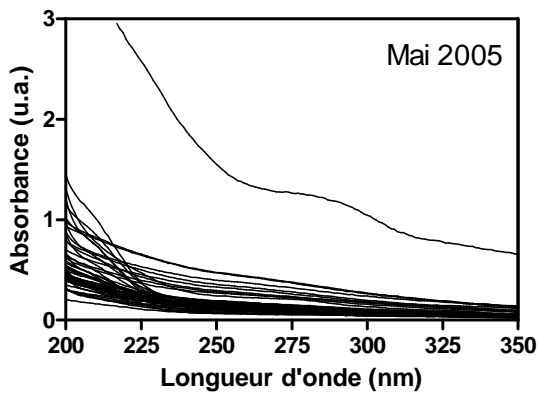
LISTE DES SITES D'ÉTUDE

Lacs	Rivières
Argent	Magog
Bowker	Saint-François
Brome	
Brompton	
Caron	
Des Français	
Des Sittelles	
Desmarais	
Drolet	
Elgin	
Huit	
Jolicoeur	
Libby	
Lippé	
Lovering	
Lyster	
Magog	
Malaga	
Mégantic	
Miller	
Montjoie	
Orford	
Parker	
Petit Saint-François	
Saint-Georges	
Stukely	
Sugar Loaf	
Tomcod	
Trois-Mille	

ANNEXE 2

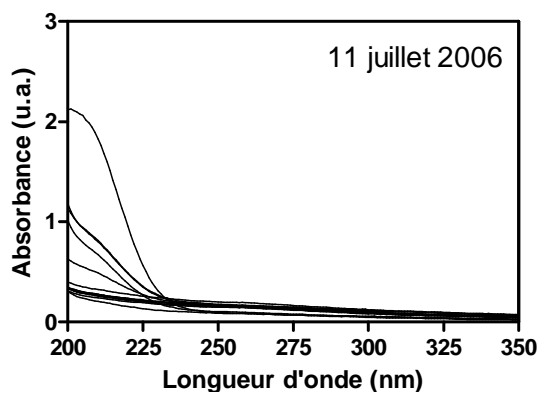
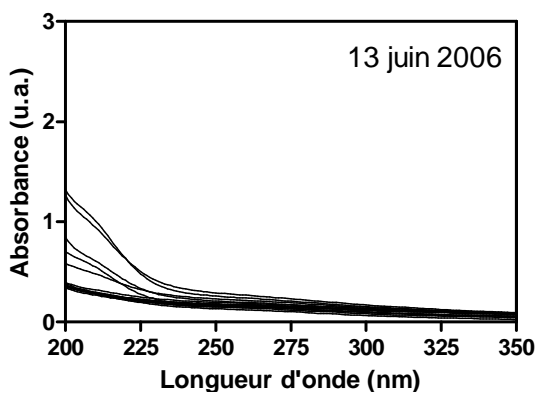
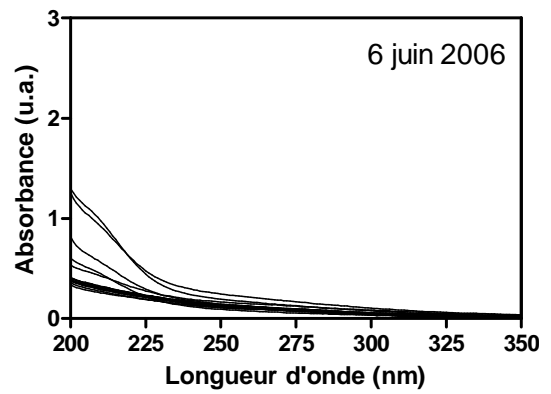
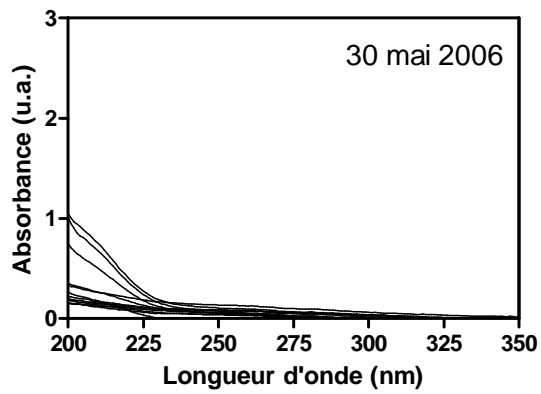
SPECTRES ULTRAVIOLETS DE LA RIVIÈRE MAGOG

CAMPAGNE 2005



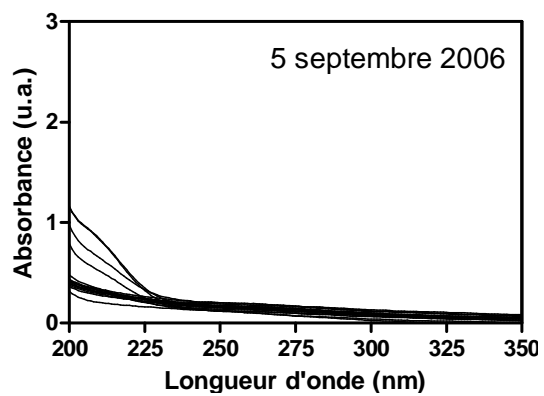
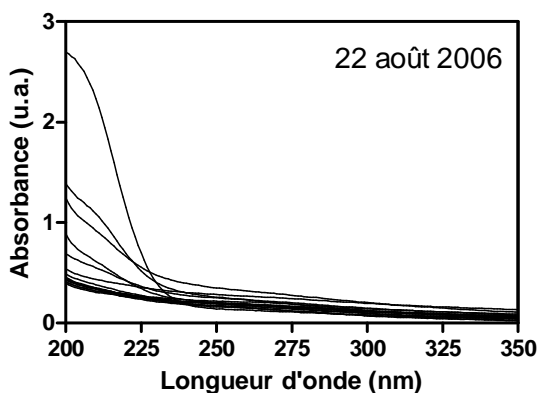
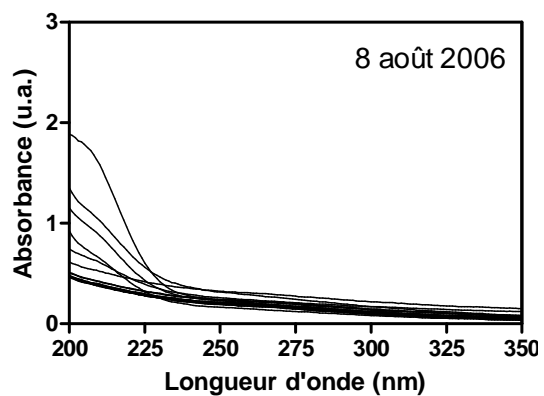
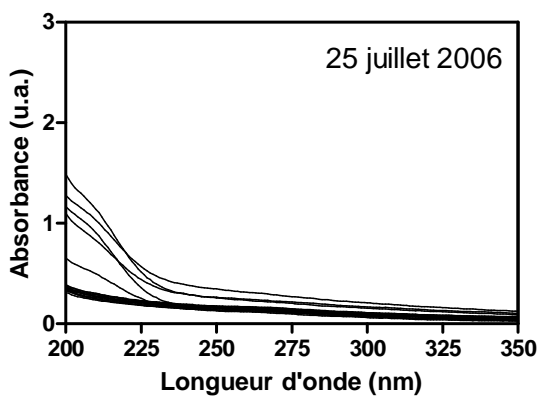
SPECTRES ULTRAVIOLETS DE LA RIVIÈRE MAGOG

CAMPAGNE 2006

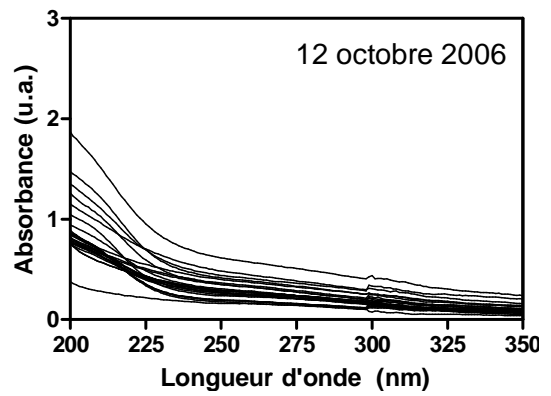
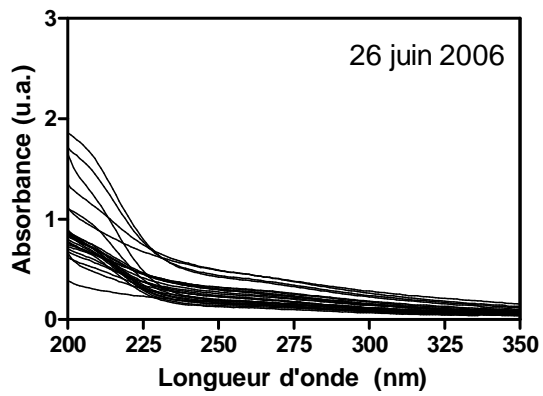


SPECTRES ULTRAVIOLETS DE LA RIVIÈRE MAGOG

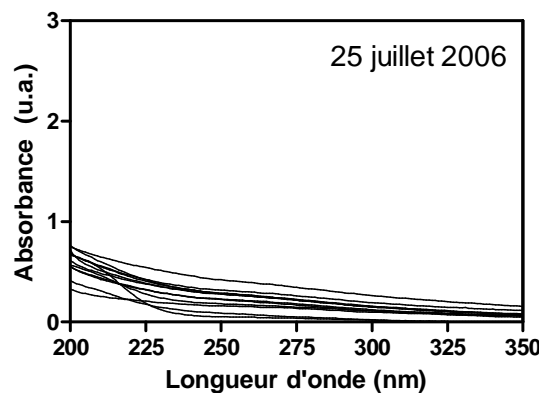
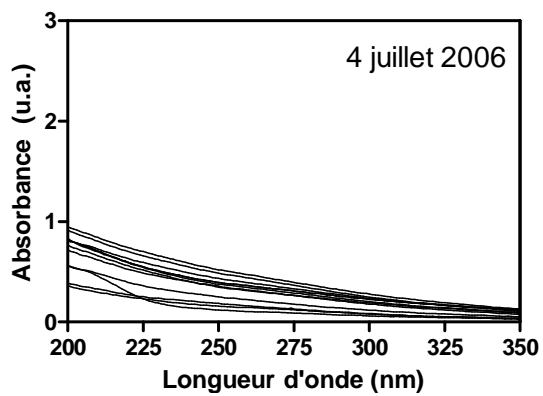
CAMPAGNE 2006 (suite)



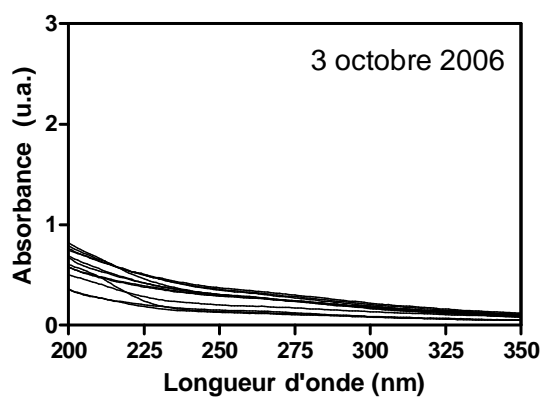
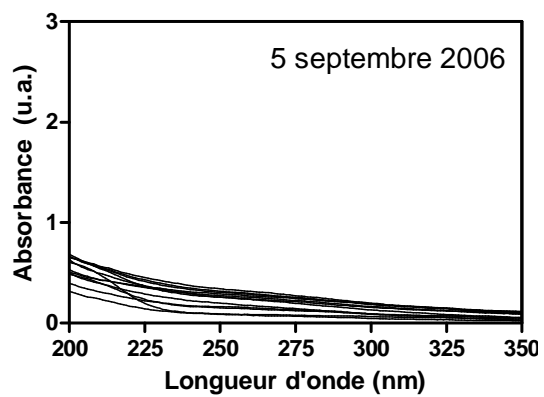
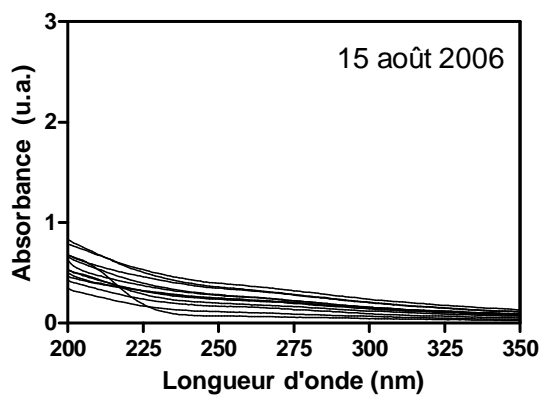
SPECTRES ULTRAVIOLETS DE LA RIVIÈRE SAINT-FRANÇOIS



SPECTRES ULTRAVIOLETS DU LAC BROME



SPECTRES ULTRAVIOLETS DU LAC BROME (suite)



ANNEXE 3

RÉSULTATS DE LA MESURE EN LABORATOIRE ET DE L'ESTIMATION PAR DÉCONVOLUTION DU CARBONE ORGANIQUE TOTAL (COT).

Campagne Magog 2005 - mai					
Stations	Laboratoire (mg/L)	Déconvolution (mg/L)	Stations	Laboratoire (mg/L)	Déconvolution (mg/L)
1,1,1	3,5	3,4	2,11,2	6,9	calibrateur
1,10,1	5,6	calibrateur	2,11,3	7,4	6,0
1,10,2	5,8	4,3	2,12,1	5,1	calibrateur
1,2,1	8,7	4,5	2,13,1	8,4	7,6
1,2,2	4,6	4,6	2,13,2	9,1	7,3
1,2,2 am	3,5	3,2	2,13,3	3,8	3,6
1,2,3	5,0	calibrateur	2,14,1	4,9	calibrateur
1,2,4	10,9	12,0	2,2,1	3,9	calibrateur
1,3,1	7,8	8,1	2,4,1	4,1	calibrateur
1,3,2	4,8	5,0	2,5,1	3,3	calibrateur
1,4,1	7,6	calibrateur	2,5,2	3,8	2,9
1,4,2	11,9	11,5	2,5,3	3,6	2,8
1,4,4	10,3	9,3	2,6,1	3,5	3,4
1,5,1	3,9	3,5	2,7,1	2,0	3,4
1,5,1	3,9	3,5	2,8,1	4,6	5,5
1,6,1	3,7	3,5	2,9,1	3,9	3,7
1,8,1	3,9	3,7	3,1,1	5,0	5,2
1,9,1	5,2	3,7	3,1,2	4,9	calibrateur
1,9,2	4,7	3,5	3,1,3	3,6	3,4
1,9,3	5,4	calibrateur	3,2,1	4,8	4,3
1,9,4	5,1	3,8	3,2,2	4,4	3,8
1,9,5	4,9	calibrateur	3,3,1	6,4	6,3
1,9,6	5,7	3,7	3,3,2	4,2	4,7
1,9,7	6,5	4,3	3,3,3	7,3	calibrateur
1,9,8	3,3	calibrateur	3,3,4	8,6	7,7
2,1,1	6,7	4,8	3,4,1	5,5	3,3
2,1,2	3,8	calibrateur	3,5,1	4,5	3,4
2,1,3	3,7	3,8	3,5,3	4,7	3,8
2,10,1	3,3	calibrateur	3,6,1	4,6	3,5
2,10,2	3,1	2,2	3,7,1	4,8	calibrateur
2,10,3	2,4	1,4	3,7,2	5,1	4,3
2,10,4	2,8	calibrateur	3,7,3	4,9	3,8
2,10,4a	2,0	1,3	3,8,1	5,0	calibrateur
2,11,1	6,6	calibrateur	3,9,1	4,6	3,8
2,11,1a	37,9	44,2			

Campagne Magog 2005 - juin			Campagne Magog 2005 - septembre		
Stations	Laboratoire (mg/L)	Déconvolution (mg/L)	Stations	Laboratoire (mg/L)	Déconvolution (mg/L)
4,1	12,0	calibrateur	4,1	12,0	calibrateur
4,2	6,2	5,2	4,2	12,0	calibrateur
4,3	5,8	4,7	4,3	10,0	8,8
4,4	n.d.	n.d.	4,4	20,0	17,2
7,1	18,0	16,5	7,1	18,0	calibrateur
7,2	6,2	6,6	7,2	6,2	4,1
7,3	19,0	17,5	7,3	19,0	16,3
7,4	22,0	calibrateur	7,4	28,0	calibrateur
7,5	30,0	calibrateur	7,5	30,0	30,5
10,1	14,0	10,6	10,1	10,0	8,0
10,2	12,0	calibrateur	10,2	20,0	calibrateur
10,3	11,0	5,3	10,3	15,0	calibrateur
12,1	15,0	7,7	12,1	16,0	16,0
12,2	17,0	13,9	12,2	15,0	12,7
12,3	14,0	10,3	12,3	15,0	8,2
12,4	19,0	9,6	12,4	14,0	8,8
12,5	17,0	calibrateur	12,5	20,0	calibrateur
13,1	17,0	calibrateur	13,1	14,0	14,2
15,1	25,0	22,6	15,1	19,0	17,2
15,2	17,0	calibrateur	15,2	17,0	calibrateur
1,1,1	3,8	calibrateur	1,1,1	4,3	calibrateur
1,3,1	6,1	7,4	1,3,1	17,4	17,4
1,4,1	9,0	10,8	1,4,1	9,7	8,0
1,9,1	3,7	calibrateur	1,9,1	10,4	calibrateur
2,1,1	5,1	4,9	2,1,1	10,3	10,7
2,10,1	2,3	2,2	2,10,1	5,8	5,5
2,11,1	4,6	calibrateur	2,11,1	6,8	calibrateur
2,13,1	5,1	6,4	2,13,1	8,4	8,5
2,4,1	4,0	4,3	2,4,1	4,1	calibrateur
2,5,1	3,1	calibrateur	2,5,1	10,2	9,4
3,1,1	3,4	4,1	3,1,1	5,1	calibrateur
3,2,1	2,9	3,0	3,2,1	5,2	3,9
3,3,1	4,7	4,7	3,3,1	7,0	5,4
3,4,1	4,2	4,6	3,4,1	3,8	3,6
3,6,1	4,4	4,5	3,6,1	4,5	calibrateur
3,8,1	4,6	calibrateur	3,8,1	3,8	4,3

Campagne Saint-François 2006					
Stations	Laboratoire (mg/L)	Déconvolution (mg/L)	Stations	Laboratoire (mg/L)	Déconvolution (mg/L)
26 juin			12 octobre		
1,1b	2,9	4,6	1,1b	5,8	6,3
2,1	1,5	3,5	2,1	7,7	7,7
5,1	5,1	calibrateur	5,1	4,7	7,3
11,1	4,1	6,4	11,1	6,0	7,3
12,1	3,7	5,9	12,1	n.d.	n.d.
14,1	5,8	11,5	14,1	6,3	10,0
15,1	4,9	7,4	15,1	10,5	10,6
17,1	7,0	10,7	17,1	8,6	9,6
17,2	7,5	calibrateur	17,2	6,8	8,7
17,3	6,9	12,3	17,3	17,1	12,8

Campagne Magog 2006					
Stations	Laboratoire (mg/L)	Déconvolution (mg/L)	Stations	Laboratoire (mg/L)	Déconvolution (mg/L)
30 mai			13 juin		
1	4,9	3,2	1	3,2	4,2
2	3,3	3,3	2	3,1	3,5
3	2,4	1,9	3	3,3	4,0
4	4,2	3,3	4	3,0	4,4
5	3,9	5,4	5	3,2	4,4
6	4,8	3,0	6	3,1	3,8
7	4,6	3,2	7	3,2	3,8
8	5,4	3,1	8	3,2	3,8
9	3,8	2,1	9	3,0	4,0
10	5,8	3,8	10	3,6	5,8
11	2,8	calibrateur	11	2,9	4,2
12	3,1	1,7	12	3,0	3,5
13	8,0	3,8	13	5,4	7,2
14	5,9	calibrateur	14	4,0	5,7
15	7,9	4,8	15	6,8	8,1
6 juin			11 juillet		
1	3,5	3,4	1	3,7	3,9
2	2,9	2,9	2	3,7	4,1
3	3,3	3,2	3	4,0	4,3
4	3,4	3,2	4	4,0	4,3
5	3,0	3,0	5	4,2	4,3
6	3,3	3,2	6	4,0	4,4
7	3,7	3,6	7	4,0	4,9
8	3,6	3,6	8	3,7	4,3
9	3,7	3,6	9	3,9	4,3
10	5,0	4,3	10	3,7	4,3
11	3,0	3,1	11	2,9	2,9
12	2,4	2,7	12	2,8	4,2
13	5,0	5,5	13	4,1	4,7
14	3,6	4,4	14	3,7	4,2
15	6,4	7,0	15	4,7	5,7

Campagne Magog 2006					
Stations	Laboratoire (mg/L)	Déconvolution (mg/L)	Stations	Laboratoire (mg/L)	Déconvolution (mg/L)
25 juillet			22 août		
1	3,5	3,5	1	5,8	4,4
2	3,3	3,6	2	5,7	4,6
3	3,4	4,4	3	5,5	5,3
4	3,5	4,0	4	5,5	calibrateur
5	3,3	4,3	5	5,7	4,3
6	3,6	4,5	6	5,7	4,6
7	3,6	4,7	7	6,0	5,3
8	3,5	4,2	8	5,8	calibrateur
9	3,4	4,6	9	5,9	4,9
10	3,5	3,6	10	7,3	6,7
11	2,8	3,9	11	5,4	5,5
12	3,1	3,6	12	4,6	3,7
13	7,1	7,2	13	9,1	6,7
14	6,2	6,2	14	6,2	6,4
15	5,3	6,5	15	10,3	9,7
8 août			5 septembre		
1	5,5	5,1	1	5,4	4,2
2	5,3	5,4	2	5,5	4,4
3	5,2	4,8	3	5,7	4,8
4	5,3	5,3	4	5,5	4,2
5	5,6	5,1	5	5,4	4,0
6	5,6	6,5	6	5,4	4,8
7	5,5	4,8	7	5,4	4,7
8	5,4	6,2	8	5,3	5,3
9	5,4	5,6	9	5,5	2,9
10	6,3	6,6	10	4,5	3,7
11	4,9	6,5	11	3,6	3,2
12	3,8	3,8	12	3,7	5,0
13	6,4	6,4	13	5,7	3,8
14	5,1	5,2	14	4,2	4,0
15	8,8	8,8	15	6,3	5,3

Campagne Lac Brome 2006					
Stations	Laboratoire (mg/L)	Déconvolution (mg/L)	Stations	Laboratoire (mg/L)	Déconvolution (mg/L)
4 juillet			05 septembre		
1,1	5,5	5,7	1,1	2,8	3,9
1,2,1	8,8	8,5	1,2,1	7,1	7,0
1,2,2	6,9	8,3	1,2,2	6,4	7,7
1,3	4,8	4,0	1,3	5,4	4,5
1,4	10,8	calibreur	1,4	6,1	calibreur
1,5	3,2	3,0	1,5	2,2	2,0
1,6	3,2	4,2	1,6	1,7	2,5
1,7,1	10,3	11,3	1,7,1	6,7	6,2
1,7,2	8,9	calibreur	1,7,2	6,6	6,7
1,7,3	9,3	8,7	1,7,3	5,9	4,9
1,8,1	9,7	8,7	1,8,1	8,9	7,9
1,8,2	8,1	9,8	1,8,2	9,6	8,5
25 juillet			3 octobre		
1,1	3,3	4,4	1,1	4,9	4,7
1,2,1	6,1	6,1	1,2,1	8,1	7,7
1,2,2	6,2	7,4	1,2,2	8,0	7,4
1,3	3,7	3,9	1,3	4,9	4,2
1,4	6,0	8,2	1,4	8,0	7,0
1,5	n.d.	n.d.	1,5	3,8	3,1
1,6	2,6	2,3	1,6	3,6	3,3
1,7,1	6,2	7,1	1,7,1	10,0	9,3
1,7,2	4,4	7,5	1,7,2	7,8	8,0
1,7,3	5,1	5,7	1,7,3	7,7	calibreur
1,8,1	6,3	7,4	1,8,1	9,4	8,6
1,8,2	7,4	calibreur	1,8,2	10,2	8,3
15 août					
1,1	3,5	5,0			
1,2,1	6,7	7,3			
1,2,2	3,9	calibreur			
1,3	3,7	4,5			
1,4	4,9	5,3			
1,5	1,4	1,8			
1,6	2,2	3,1			
1,7,1	6,5	8,5			
1,7,2	5,5	7,3			
1,7,3	4,5	calibreur			
1,8,1	8,9	9,1			
1,8,2	9,1	9,5			

**RÉSULTATS DE LA MESURE EN LABORATOIRE ET DE L'ESTIMATION PAR
DÉCONVOLUTION DES NITRATES**

(Seuls les échantillons >0,2 mg/L N-NO₃⁻ sont présentés).

Campagne Magog 2005 - mai		
Stations	Laboratoire (mg/L N-NO₃⁻)	Déconvolution (mg/L N-NO₃⁻)
2,8,1	0,4	0,1
1,2,1	0,4	0,1
1,9,1	0,5	0,2
1,10,2	0,6	0,3
2,6,1	0,7	0,4
2,13,1	0,8	0,2
1,3,1	0,9	0,1
3,1,1	1,3	0,3
3,3,1	1,5	0,4
3,2,1	2,2	1,6

Campagne lac Brome 2006					
Stations	Laboratoire (mg/L N-NO₃⁻)	Déconvolution (mg/L N-NO₃⁻)	Stations	Laboratoire (mg/L N-NO₃⁻)	Déconvolution (mg/L N-NO₃⁻)
4 juillet			5 septembre		
1,5	0,4	0,6	1,1	0,3	0,4
25 juillet			1,2,1	0,3	0,2
1,1	0,3	0,4	1,5	0,6	0,8
1,6	0,2	0,4	3 octobre		
1,8,1	0,3	0,2	1,1	0,2	0,2
15 août			1,2,1	0,2	0,3
1,1	0,2	0,3	1,5	0,5	0,6
1,5	0,8	1,0			
1,8,1	0,2	0,2			

Campagne Magog 2006					
Stations	Laboratoire (mg/L N-NO₃⁻)	Déconvolution (mg/L N-NO₃⁻)	Stations	Laboratoire (mg/L N-NO₃⁻)	Déconvolution (mg/L N-NO₃⁻)
30 mai 2006			25 juillet 06		
10	0,2	0,3	10	0,4	0,6
11	0,1	n.d.	11	0,1	n.d.
12	0,3	0,4	12	1,0	1,5
13	0,8	1,2	13	0,7	1,1
14	0,5	n.d.	14	1,1	1,6
15	0,7	1,0	15	0,6	0,8
6 juin 2006			8 août 2006		
10	0,2	0,3	10	0,3	0,4
11	0,0	n.d.	11	0,1	n.d.
12	0,4	0,6	12	2,0	3,0
13	0,9	1,5	13	0,7	1,0
14	0,4	0,6	14	0,5	0,7
15	0,7	1,1	15	0,7	1,0
13 juin 2006			22 août 2006		
10	0,2	0,2	10	0,2	0,3
11	0,1	n.d.	11	0,1	0
12	0,0	0,6	12	3,3	4,9
13	0,9	1,2	13	0,9	1,5
14	0,4	0,4	14	0,4	0,4
15	0,7	0,9	15	0,4	0,6
11 juillet 2006			5 septembre 2006		
10	0,4	0,4	10	0,2	0,2
11	0,1	n.d.	11	0,0	n.d.
12	2,9	3,8	12	2,7	1,2
13	0,9	1,0	13	0,8	1,4
14	0,7	0,9	14	0,4	0,4
15	0,8	0,9	15	0,5	0,5

ANNEXE 4

CAMPAGNE MAGOG 2005 ET 2006

Stations	NH ₄ (mg/L N-NH ₄) ¹	COT (mg/L)	NO ₃ (mg/L N-NO ₃)	MES (mg/L) ¹	Ptot (µg/L P)	Col. Féc.	Cond. (µS/cm)	IIA
11	0,04	2,9	0,08	5	14	23	137	2
11	0,11	3,6	0,02	3	16	8	203	2
1.2.2 amont	0	3,5	n.d.	9	27	14	119	2
1.9.8	0	3,3	n.d.	8	83	5	118	2
1.2.1	0,1	8,7	n.d.	6	70	2	172	3
1.5.1	0	3,9	n.d.	0	24	2	154	3
2.10.4	0	2,8	n.d.	2	6	23	267	3
2.5.1	0	3,3	n.d.	0	126	4	156	3
2.5.2	0	3,8	n.d.	0	5	12	151	3
10	0,04	3,6	0,20	3	14	390	166	4
11	0,06	2,8	0,06	3	25	60	260	4
11	0,11	4,9	0,06	32	51	160	156	4
1.2.2	0	4,6	n.d.	0	11	3	225	4
1.9.1	0	5,2	n.d.	2	26	26	220	4
1.9.2	0	4,7	n.d.	0	8	28	228	4
1.9.4	0,2	5,1	n.d.	0	17	1	226	4
1.9.5	0	4,9	n.d.	0	83	59	219	4
1.9.6	0	5,7	n.d.	7	12	5	206	4
1.9.7	0	6,5	n.d.	3	10	0	165	4
2.10.1	0,39	2,3	n.d.	-	8	96	310	4
2.10.2	0	3,1	n.d.	0	16	15	289	4
2.10.3	0	2,4	n.d.	9	11	1	295	4
2.5.3	0	3,6	n.d.	0	6	10	285	4
12	0,04	3,0	0,04	14	23	380	257	5
11	0,11	2,9	0,09	3	27	100	290	5
10	0,04	7,3	0,23	3	15	210	210	5
1.9.1	0,15	3,7	n.d.	n.d.	n.d.	370	320	5
1.9.3	0,66	5,4	n.d.	10	19	21	267	5
2.1.1	0,08	6,7	n.d.	0	17	1	308	5
2.10.1	0	3,3	n.d.	0	8	70	322	5
2.10.4 a	0	2	n.d.	9	7	0	297	5
2.11.1	0,07	6,6	n.d.	0	17	1000		5
2.6.1	0	3,5	n.d.	4	19	2	278	5
10	0,06	5,0	0,17	3	13	260	196	6
11	0,04	3,0	0,04	3	13	40	169	6
10	0,07	3,7	0,36	3	11	260	299	6
10	0,11	6,3	0,26	3	21	390	192	6

¹ L'italique indique une valeur inférieure

Stations	NH ₄ (mg/L N-NH ₄)	COT (mg/L)	NO ₃ (mg/L N-NO ₃)	MES (mg/L)	Ptot (µg/L P)	Col. Féc.	Cond. (µS/cm)	IIA
1.10.1	0	5,6	n.d.	0	16	8	384	6
1.10.2	0	5,8	n.d.	0	17	30	382	6
1.2.3	0,07	5	n.d.	0	25	0	286	6
1.4.1	0	7,6	n.d.	0	30	59	295	6
2.8.1	0	4,6	n.d.	6	20	18	313	6
3.2.1	0,10	5,2	n.d.	45	69	6 700	188	6
4.3	0,07	5,8	n.d.	7	25	10 000	n.d.	6
7.1	0,13	17	n.d.	12	57	17 000	n.d.	6
12	0,06	2,4	0,38	3	10	31	304	7
14	0,04	4,0	0,43	3	22	6000	619	7
10	0,06	4,5	0,15	3	5	15	216	7
14	0,09	4,2	0,41	3	28	100	691	7
1.4.1	0,13	9,0	n.d.	3 (<i><3</i>)	37	125	260	7
1.4.2	0	11,9	n.d.	0	17	77	278	7
1.4.4	0,13	10,3	n.d.	6	50	11	913	7
1.9.1	0,23	10,4	n.d.	49	145	13 700	173	7
2.10.1	0,17	5,8	n.d.	143	152	2 390	352	7
2.13.2	0,04	9,1	n.d.	3	11	6	520	7
2.5.1	0,28	10,2	n.d.	68	136	13 200	153	7
3.1.2	0	4,9	n.d.	0	8	3	930	7
3.1.3	0	3,6	n.d.	0	8	78	836	7
3.3.1	0,16	7,0	n.d.	107	141	6 300	521	7
4.1	0,15	12	n.d.	6	29	7 000	n.d.	7
4.2	0,12	6,2	n.d.	6	20	2 300	n.d.	7
4.3	0,33	10	n.d.	50	37	8 000	n.d.	7
7.2	0,18	6,2	n.d.	1	4	330	n.d.	7
10	0,06	3,5	0,36	3	11	530	300	8
1.2.4	0	10,9	n.d.	0	366	8	427	8
1.3.2	0	4,8	n.d.	0	25	22	719	8
1.4.1	0,16	9,7	n.d.	17	59	13 000	360	8
2.11.1	0,22	6,8	n.d.	47	127	9 200	249	8
2.13.1	0,07	8,4	n.d.	0	11	1420	560	8
2.13.1	0,19	5,1	n.d.	n.d.	35	2 110	490	8
2.13.3	0	3,8	n.d.	0	6	114	840	8
4.1	0,28	12	n.d.	11	49	11 000	n.d.	8
7.1	0,41	18	n.d.	8	15	1 800	n.d.	8
7.2	0,13	9,8	n.d.	11	n.d.	2 000	n.d.	8
7.4	0,13	19	n.d.	13	11	3 200	n.d.	8
14	0,09	3,6	0,42	3	16	92	793	9
14	0,04	3,7	0,73	3	34	1300	1065	9
12	0,09	3,1	1,01	10	15	270	500	9
15	0,15	6,3	0,49	3	26	300	847	9

Stations	NH ₄ (mg/L N-NH ₄)	COT (mg/L)	NO ₃ (mg/L N-NO ₃)	MES (mg/L)	Ptot (µg/L P)	Col. Féc.	Cond. (µS/cm)	IIA
1.3.1	0	7,8	n.d.	3	22	3100	641	9
15.1	0,17	25	n.d.	10	38	6 000	n.d.	9
2.1.1	0,35	10,3	n.d.	190	376	16 100	232	9
3.1.1	0,08	5	n.d.	2	31	47	1035	9
3.2.2	0	4,4	n.d.	0	13	480	665	9
3.3.1	0,04	4,7	n.d.	n.d.	19	220	1333	9
7.3	0,14	17	n.d.	10	14	4 900	n.d.	9
7.3	0,23	19	n.d.	10	35	2 300	n.d.	9
7.4	0,35	22	n.d.	6	29	4 000	n.d.	9
10	0,09	5,8	0,18	3	13	33	208	10
11	0,06	2,8	0,06	3	19	5	177	10
12	0,04	3,1	0,26	3	12	21	308	10
13	0,04	5,4	0,92	3	31	3600	602	10
13	0,07	4,1	0,85	3	20	1300	882	10
13	0,19	7,1	0,69	7	37	3700	472	10
14	0,04	6,2	0,38	3	24	800	727	10
15	0,04	10,3	0,42	3	69	700	743	10
13	0,06	5,7	0,82	3	19	550	660	10
12.5	0,28	20	n.d.	50	8	1 500	n.d.	10
15.1	0,33	19	n.d.	18	33	2 500	n.d.	10
2.11.1	0,06	4,6	n.d.	n.d.	26	710	980	10
3.1.1	0,12	3,4	n.d.	n.d.	70	2 090	1090	10
3.3.1	0,04	6,4	n.d.	3	14	70	1370	10
4.2	0,28	12	n.d.	82	65	18 000	n.d.	10
4.4	0,26	20	n.d.	498	24	2500	n.d.	10
14	0,08	5,9	0,54	3	21	96	858	11
15	0,04	6,8	0,69	3	54	1200	791	11
13	0,06	6,4	0,73	3	32	2900	564	11
14	0,09	5,1	0,50	6	32	260	690	11
12	0,07	3,7	2,72	3	8	92	367	11
1.3.1	0,80	17,4	n.d.	4	395	9 000	109	11
10.1	0,09	14	n.d.	56	8	2 500	n.d.	11
10.1	0,06	10	n.d.	n.d.	30	2 600	n.d.	11
2.11.2	0,12	6,9	n.d.	0	8	29	890	11
2.11.3	0	7,4	n.d.	0	9	34	953	11
2.13.1	0,22	8,4	n.d.	17	81	10 700	360	11
3.3.4	0,11	8,6	n.d.	2	41	60	788	11
7.5	0,58	30	n.d.	4	42	5 000	n.d.	11
15	0,08	4,7	0,80	3	21	100	1262	12
15	0,13	5,3	0,60	12	37	1600	670	12
13	0,04	9,1	0,91	3	27	3600	557	12
12.1	0,99	15	n.d.	36	34	4 600	n.d.	12

Stations	NH ₄ (mg/L N-NH ₄)	COT (mg/L)	NO ₃ (mg/L N-NO ₃)	MES (mg/L)	Ptot (µg/L P)	Col. Féc.	Cond. (µS/cm)	IIA
12.2	3,38	17	n.d.	75	12	5 800	n.d.	12
12.4	14,4	19	n.d.	12	230	91	n.d.	12
3.2.1	0,04	2,9	n.d.	n.d.	14	1 340	1260	12
13	0,18	8,0	0,82	3	23	600	798	13
15	0,14	7,9	0,74	3	30	900	1250	13
14	0,06	6,2	1,09	5	38	4700	832	13
15	0,24	8,8	0,67	5	106	1400	660	13
12.2	8,67	15	n.d.	32	14	600	n.d.	13
12.3	13,4	14	n.d.	9	360	580	n.d.	13
12.5	0,21	17	n.d.	63	4	15 000	n.d.	13
13.1	0,47	14	n.d.	2	10	7 000	n.d.	13
13	0,06	5,0	0,93	3	26	390	759	14
15.2	0,23	17	n.d.	77	26	4900	n.d.	14
3.1.1	0,10	5,1	n.d.	66	141	11 200	465	14
3.3.2	0	4,2	n.d.	5	13	520	1865	14
12	0,16	3,8	2,00	19	32	82	290	15
10.3	0,32	11	n.d.	153	19	3 000	n.d.	15
12.3	23,6	15	n.d.	8	260	220	n.d.	15
3.3.3	0	7,3	n.d.	2	28	27	851	15
7.5	0,19	28	n.d.	3	24	2 100	n.d.	15
15	0,19	6,4	0,71	3	49	2300	1240	16
3.2.1	0,12	4,8	n.d.	2	24	1200	1330	16
2.5.1	0,09	3,1	n.d.	n.d.	45	39	310	17
12	0,25	2,8	2,87	3	7	36	479	19
12.4	22,1	14	n.d.	51	960	120	n.d.	19
12	0,04	4,6	3,27	5	16	110	357	22
12.1	2,83	16	n.d.	164	41	2 800	n.d.	29
2.11.1 a	25,4	37,9	n.d.	110	6511	4 000,00	688	37
13.1	1,04	17	n.d.	527	15	3 900	n.d.	98

Campagne Saint-François 2006

Stations	NH ₄ (mg/L N-NH ₄)	COT (mg/L)	NO ₃ (mg/L N-NO ₃)	MES (mg/L)	Ptot (µg/L P)	Col. Féc.	Cond. (µS/cm)	IIA
1.1b	0,15	2,9	n.d.	3	22	145	254	6
15.1	0,09	4,9	n.d.	3	19	32	189	6
1.1b	0,06	5,8	n.d.	6	27	535	167,3	6
15.1	0,06	10,5	n.d.	14	65	1730	177	6
5.1	0,06	4,7	n.d.	5	40	11900	2015	7
14.1	0,16	6,3	n.d.	11	48	655	333	7
2.1	0,22	1,5	n.d.	3	22	970	416	8
14.1	0,38	5,8	n.d.	3	57	94	299	8
17.3	0,07	6,9	n.d.	3	57	136	265	8
2.1	0,06	7,7	n.d.	35	149	2300	160	8
11.1	0,07	6	n.d.	32	79	3800	377	8
12.1	0,06	6,6	n.d.	9	27	370	420	8
17.1	0,06	8,6	n.d.	11	62	1400	274	8
17.2	0,06	6,8	n.d.	5	35	80	377	8
11.1	0,23	4,1	n.d.	3	676	76	470	9
12.1	0,06	3,7	n.d.	3	30	209	479	9
17.1	0,47	7	n.d.	3	121	127	248	10
17.3	0,06	17,1	n.d.	22	187	5500	350	10
17.2	0,19	7,5	n.d.	3	138	126	225	12
5.1	1,08	5,1	n.d.	5	165	710	939	16

Campagne lac Brome 2006

Stations	NH ₄ (mg/L N-NH ₄)	COT (mg/L)	NO ₃ (mg/L N-NO ₃)	MES (mg/L)	Ptot (µg/L P)	Col. Féc.	Cond. (µS/cm)	IIA
1,1	0,08	2,81	0,17	n.d.	39	n.d.	60	3
1,3	0,08	5,42	0,06	n.d.	35	n.d.	105	3
1,5	0,04	2,16	0,43	n.d.	32	n.d.	95	3
1,6	0,04	1,72	0,15	n.d.	30	n.d.	91	3
1,1	0,09	3,33	0,33	n.d.	28	n.d.	84	3
1,3	0,18	3,68	0,05	n.d.	33	n.d.	106	3
1,1	0,08	3,52	0,23	n.d.	26	n.d.	77	3
1,3	0,12	3,74	0,12	n.d.	30	n.d.	116	3
1,4	0,05	4,91	0,03	n.d.	28	n.d.	68	3
1,6	0,07	2,23	0,14	n.d.	21	n.d.	138	3
1,1	0,09	2,81	0,27	n.d.	26	n.d.	75	3
1,3	0,24	5,42	0,09	n.d.	46	n.d.	102	3
1,4	0,06	6,12	0,04	n.d.	28	n.d.	62	3
1,6	0,02	1,72	0,14	n.d.	19	n.d.	161	3
1,8,2	0,13	8,59	0,06	n.d.	37	n.d.	72	3
1,1	0,07	4,94	0,20	n.d.	44	n.d.	61	3
1,3	0,11	4,92	0,07	n.d.	46	n.d.	88	3
1,4	0,05	8,03	0,04	n.d.	42	n.d.	48	3
1,5	0,05	3,81	0,47	n.d.	48	n.d.	91	3
1,6	0,05	3,59	0,14	n.d.	43	n.d.	106	3
1,2,2	0,06	6,41	0,14	n.d.	33	n.d.	123	4
1,8,2	0,05	8,59	0,08	n.d.	37	n.d.	57	4
1,2,1	0,21	6,08	0,08	n.d.	34	n.d.	139	4
1,4	0,07	5,99	0,04	n.d.	39	n.d.	85	4
1,6	0,10	2,56	0,19	n.d.	23	n.d.	167	4
1,7,3	0,17	5,13	0,10	n.d.	47	n.d.	160	4
1,2,2	0,10	3,92	0,15	n.d.	30	n.d.	160	4
1,5	0,07	1,38	0,76	n.d.	21	n.d.	106	4
1,7,3	0,05	4,52	0,04	n.d.	26	n.d.	170	4
1,5	0,16	2,16	0,60	n.d.	62	n.d.	108	4
1,7,1	0,05	6,67	0,05	n.d.	30	n.d.	176	4
1,7,3	0,04	5,89	0,05	n.d.	27	n.d.	157	4
1,8,1	0,12	8,91	0,09	n.d.	38	n.d.	115	4
1,7,3	0,06	7,72	0,07	n.d.	40	n.d.	110	4
1,8,2	0,09	10,2	0,05	n.d.	42	n.d.	64	4
1,2,1	0,06	7,05	0,10	n.d.	46	n.d.	119	5
1,4	0,11	6,12	0,06	n.d.	62	n.d.	58	5

Stations	NH ₄ (mg/L N-NH ₄)	COT (mg/L)	NO ₃ (mg/L N-NO ₃)	MES (mg/L)	Ptot (µg/L P)	Col. Féc.	Cond. (µS/cm)	IIA
1,7,1	0,08	6,67	0,05	n.d.	39	n.d.	125	5
1,7,3	0,07	5,89	0,06	n.d.	42	n.d.	116	5
1,8,1	0,06	8,91	0,11	n.d.	42	n.d.	100	5
1,2,2	0,06	6,24	0,16	n.d.	26	n.d.	185	5
1,7,1	0,08	6,18	0,07	n.d.	36	n.d.	198	5
1,8,1	0,04	6,33	0,33	n.d.	41	n.d.	170	5
1,8,2	0,03	7,39	0,34	n.d.	59	n.d.	156	5
1,2,1	0,10	6,69	0,12	n.d.	53	n.d.	161	5
1,7,1	0,07	6,51	0,04	n.d.	30	n.d.	185	5
1,8,1	0,13	8,93	0,16	n.d.	42	n.d.	136	5
1,8,2	0,15	9,06	0,11	n.d.	48	n.d.	97	5
1,2,1	0,22	7,05	0,25	n.d.	42	n.d.	196	5
1,2,2	0,06	6,41	0,15	n.d.	27	n.d.	169	5
1,2,2	0,08	7,95	0,12	n.d.	42	n.d.	138	5
1,7,1	0,07	10	0,07	n.d.	44	n.d.	120	5
1,8,1	0,10	9,41	0,10	n.d.	43	n.d.	104	5
1,2,1	0,28	8,08	0,23	n.d.	62	n.d.	143	6
1,7,2	0,07	7,82	0,08	n.d.	41	n.d.	231	6
1,7,2	0,06	6,64	0,11	n.d.	37	n.d.	246	7
1,7,2	0,03	6,64	0,08	n.d.	20	n.d.	338	7
1,7,2	0,06	4,42	0,14	n.d.	22	n.d.	507	8
1,7,2	0,05	5,52	0,07	n.d.	44	n.d.	445	8

ANNEXE 5

COMPARAISON DE L'IIA AVEC LE CLASSEMENT DE L'IQBP

PT = Phosphore total
 MES = Matières en suspension
 CF = Coliformes fécaux
 NH4 = Azote ammoniacal
 NO3 = Nitrates

Lieu	Stations	IIA	Classe IQBP	Facteur(s) déclassant
MAGOG	11	2	A	
MAGOG	11	2	A	
MAGOG	1.5.1	3	A	
MAGOG	2.10.4	3	A	
MAGOG	2.5.2	3	A	
MAGOG	11	4	A	
MAGOG	1.2.2	4	A	
MAGOG	1.9.1	4	A	
MAGOG	1.9.2	4	A	
MAGOG	1.9.4	4	A	
MAGOG	1.9.7	4	A	
MAGOG	2.10.2	4	A	
MAGOG	2.5.3	4	A	
MAGOG	11	5	A	
MAGOG	2.1.1	5	A	
MAGOG	2.10.1	5	A	
MAGOG	2.6.1	5	A	
LAC BROME	1,2,2	5	A	
LAC BROME	1,7,1	5	A	
LAC BROME	1,2,2	5	A	
MAGOG	11	6	A	
MAGOG	1.10.1	6	A	
MAGOG	1.10.2	6	A	
MAGOG	1.2.3	6	A	
MAGOG	1.4.1	6	A	
MAGOG	2.1.1	6	A	
MAGOG	2.8.1	6	A	
ST-FRANCOIS	1.1b	6	A	
ST-FRANCOIS	15.1	6	A	
MAGOG	12	7	A	
MAGOG	10	7	A	
MAGOG	14	7	A	
MAGOG	1.4.2	7	A	

Lieu	Stations	IIA	Classe IQBP	Facteur(s) déclassant
LAC BROME	1,7,2	7	A	
MAGOG	1.3.2	8	A	
MAGOG	2.13.3	8	A	
LAC BROME	1,7,2	8	A	
MAGOG	14	9	A	
MAGOG	10	10	A	
MAGOG	11	10	A	
MAGOG	12	10	A	
MAGOG	3.3.1	10	A	
MAGOG	2.11.2	11	A	
MAGOG	2.11.3	11	A	
MAGOG	3.3.3	15	A	
MAGOG	1.2.2 amont	2	B	MES
MAGOG	10	4	B	CF
MAGOG	1.9.6	4	B	MES
MAGOG	2.10.1	4	B	NH4
MAGOG	2.10.3	4	B	MES
MAGOG	10	5	B	CF
MAGOG	1.9.1	5	B	CF
MAGOG	2.10.4 a	5	B	MES
MAGOG	2.11.1	5	B	CF
LAC BROME	1,2,1	5	B	PT
LAC BROME	1,7,1	5	B	PT
LAC BROME	1,7,3	5	B	PT
LAC BROME	1,8,1	5	B	PT
LAC BROME	1,7,1	5	B	PT
LAC BROME	1,8,1	5	B	PT
LAC BROME	1,8,1	5	B	PT
LAC BROME	1,8,2	5	B	PT
LAC BROME	1,2,1	5	B	PT
LAC BROME	1,2,2	5	B	PT
LAC BROME	1,7,1	5	B	PT
LAC BROME	1,8,1	5	B	PT
MAGOG	10	6	B	CF
MAGOG	10	6	B	CF
MAGOG	10	6	B	CF
ST-FRANCOIS	1.1b	6	B	CF
LAC BROME	1,7,2	6	B	PT
MAGOG	1.4.1	7	B	PT
MAGOG	1.4.4	7	B	PT
MAGOG	7.2	7	B	CF

Lieu	Stations	IIA	Classe IQBP	Facteur(s) déclassant
LAC BROME	1,7,2	7	B	PT
MAGOG	10	8	B	CF
ST-FRANCOIS	2.1	8	B	CF
ST-FRANCOIS	12.1	8	B	MES CF
ST-FRANCOIS	17.2	8	B	PT
LAC BROME	1,7,2	8	B	PT
MAGOG	15	9	B	CF
MAGOG	3.1.1	9	B	PT
MAGOG	3.2.2	9	B	CF
MAGOG	3.3.1	9	B	CF
ST-FRANCOIS	12.1	9	B	CF
MAGOG	14	10	B	CF
MAGOG	13	10	B	NO3 CF
MAGOG	2.11.1	10	B	CF
MAGOG	14	11	B	NO3
MAGOG	14	11	B	PT CF
MAGOG	3.3.4	11	B	PT
MAGOG	15	12	B	NO3
MAGOG	13	13	B	NO3 CF
MAGOG	15	13	B	NO3 CF
MAGOG	13	14	B	NO3 CF
MAGOG	3.3.2	14	B	CF
MAGOG	2.5.1	17	B	PT
MAGOG	1.9.8	2	C	PT
MAGOG	1.2.1	3	C	PT
MAGOG	1.9.5	4	C	PT
MAGOG	12	5	C	MES
MAGOG	1.9.3	5	C	NH4
LAC BROME	1,4	5	C	PT
LAC BROME	1,8,2	5	C	PT
LAC BROME	1,2,1	5	C	PT
ST-FRANCOIS	15.1	6	C	MES PT CF
LAC BROME	1,2,1	6	C	PT
MAGOG	2.13.1	8	C	CF
MAGOG	7.1	8	C	CF
MAGOG	7.2	8	C	CF
ST-FRANCOIS	14.1	8	C	PT
ST-FRANCOIS	17.3	8	C	PT
ST-FRANCOIS	17.1	8	C	PT CF
MAGOG	14	9	C	CF
MAGOG	12	9	C	NO3
MAGOG	13	10	C	CF
MAGOG	15	10	C	PT

Lieu	Stations	IIA	Classe IQBP	Facteur(s) déclassant
MAGOG	15	12	C	CF
MAGOG	3.2.1	12	C	CF
MAGOG	12	15	C	NO3 MES
MAGOG	3.2.1	16	C	CF
MAGOG	2.5.1	3	D	PT
MAGOG	11	4	D	MES
MAGOG	4.2	7	D	CF
MAGOG	2.13.1	8	D	CF
MAGOG	7.4	8	D	CF
ST-FRANCOIS	2.1	8	D	MES PT CF
MAGOG	1.3.1	9	D	CF
MAGOG	7.3	9	D	CF
MAGOG	15.1	10	D	CF
MAGOG	3.1.1	10	D	CF
ST-FRANCOIS	17.1	10	D	PT
MAGOG	13	11	D	CF
MAGOG	12	11	D	NO3
MAGOG	10.1	11	D	CF
ST-FRANCOIS	17.2	12	D	PT
MAGOG	15	13	D	PT
MAGOG	7.5	15	D	CF
MAGOG	15	16	D	CF
ST-FRANCOIS	5.1	16	D	NH4 PT
MAGOG	12	19	D	NO3
MAGOG	12	22	D	NH4 MES PT
MAGOG	3.2.1	6	E	MES CF
MAGOG	4.3	6	E	CF
MAGOG	7.1	6	E	CF
MAGOG	14	7	E	CF
MAGOG	1.9.1	7	E	MES CF
MAGOG	2.10.1	7	E	MES
MAGOG	2.5.1	7	E	MES CF
MAGOG	3.3.1	7	E	MES CF
MAGOG	4.1	7	E	CF
MAGOG	4.3	7	E	MES CF
ST-FRANCOIS	5.1	7	E	CF
MAGOG	1.2.4	8	E	PT
MAGOG	1.4.1	8	E	CF
MAGOG	2.11.1	8	E	MES CF
MAGOG	4.1	8	E	CF
ST-FRANCOIS	11.1	8	E	CF
MAGOG	15.1	9	E	CF
MAGOG	2.1.1	9	E	MES PT CF

Lieu	Stations	IIA	Classe IQBP	Facteur(s) déclassant
MAGOG	7.4	9	E	CF
ST-FRANCOIS	11.1	9	E	PT
MAGOG	13	10	E	CF
MAGOG	13	10	E	CF
MAGOG	12.5	10	E	MES
MAGOG	4.2	10	E	MES CF
MAGOG	4.4	10	E	MES
ST-FRANCOIS	17.3	10	E	CF
MAGOG	1.3.1	11	E	PT CF
MAGOG	10.1	11	E	MES
MAGOG	2.13.1	11	E	CF
MAGOG	7.5	11	E	CF
MAGOG	13	12	E	CF
MAGOG	12.1	12	E	CF
MAGOG	12.2	12	E	NH4 MES CF
MAGOG	12.4	12	E	NH4 PT
MAGOG	14	13	E	CF
MAGOG	12.2	13	E	NH4
MAGOG	12.3	13	E	NH4 PT
MAGOG	12.5	13	E	MES CF
MAGOG	13.1	13	E	CF
MAGOG	15.2	14	E	MES CF
MAGOG	3.1.1	14	E	MES CF
MAGOG	10.3	15	E	MES
MAGOG	12.3	15	E	NH4 PT
MAGOG	12.4	19	E	NH
MAGOG	12.1	29	E	NH4 MES
MAGOG	2.11.1 a	37	E	NH4 MES PT CF
MAGOG	13.1	98	E	MES CF

ANNEXE 6

TABLEAU SYNTÈSE DES CARACTÉRISTIQUES TECHNIQUES DES TESTS ET DES APPAREILS DE MESURES PHYSICO-CHIMIQUES.

Paramètres mesurés	Limite de détection	Limite de quantification	Erreur sur la mesure
Col. Féc.	1 UFC/100 mL	20 à 60 UFC/100 mL *	ND
Phosphore total	6 µg/L	20 µg/L	ND
NO3	0,0042 mg/L	1,014 mg/L	ND
COT	0,068 mg/L	0,23 mg/L	ND
MES	2,00 mg/L	6,67 mg/L	ND
NH4	0,043 mg/L	0,14 mg/L	ND
Conductivité	ND	ND	±1% ou 0,005 µS/cm
pH	ND	ND	±0,2 mg/L **
O2	ND	ND	±0,02 unité de pH

* En fonction de la dilution effectuée préalablement.

** Erreur sur la mesure à 25 °C.

BIBLIOGRAPHIE

- Alexander, P.W., P.R. Haddad et M. Trojanowicz (1984). Potentiometric flow-injection determination of copper-complexing inorganic anions with a copper-wire indicator electrode. *Analytical Chemistry*, 56 (13) : 2417-2422.
- Bachmann, R.W. et D.E. Canfield Jr. (1996). Use of an alternative method for monitoring total nitrogen concentrations in Florida lakes. *Hydrobiologia*, 323 : 1-8.
- Badr, E.S.A., E.P. Achterberg, A.D. Tappin, S.J. Hill et C.B. Braungardt, (2003). Determination of dissolved organic nitrogen in natural waters using high-temperature catalytic oxidation. *Trends in Analytical Chemistry*, 22 (11) : 819-827.
- Barcina, I., P. Lebaron et J. Vives-Rego (1997). Survival of alchtonous bacteria in aquatic systems : a biological approach. *FEMS Microbiology Ecology*, 23 : 1-9.
- Baurès, E. (2002). La mesure non paramétrique, un nouvel outil pour l'étude des effluents industriels : application aux eaux résiduaires d'une raffinerie, Thèse de Doctorat de l'Université Aix-Marseille III, 249 p.
- Baurès, E., C. Bertho, M.-F. Pouet et O. Thomas (2004). In situ UV monitoring of wastewater : a response to sample aging. *Water Science and Technology*, 49 (1) : 47-52.
- Beaudeau, P., N. Tousset, F. Bruchon, A. Lefèvre et H.D. Taylor (2001). In situ measurement and statistical modelling of *Escherichia coli* decay in small rivers. *Water Research*, 35 (13) : 3168-3178.
- Bisutti, I., I. Hilke et M. Raessler (2004). Determination of total organic carbon – an overview of current methods. *Trends in Analytical Chemistry*, 23 (10-11) : 716-726.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2005). Détermination du phosphore total dans les eaux naturelles : minéralisation au persulfate ; méthode colorimétrique automatisée ; procédures adaptées pour le phosphore en teneur élevée et à l'état de trace. MA. 303 – P 5.0, 1ère rév., Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 29 p.
- Clinch, J.R., P.J. Worsfold et H. Casey (1987). An automated spectrophotometric field monitor for water quality parameters. Determination of nitrate. *Analytica Chimica Acta*, 200 (1) : 523-531.
- COGEBY (2000). Profil du bassin versant de la rivière Yamaska, disponible via internet : <http://www.cogeby.qc.ca/document.htm>

- COGESAF (2006). Analyse du bassin versant de la rivière Saint-François – Partie 1. 255 p. disponible via internet : <http://www.cogesaf.qc.ca/analyseTxt.html>
- Couillard, J., M.-C. Drainville, J. Martin et C. Therrien (2003). Le Lac Brome, une histoire polluée de contradictions. Rapport, Département des Sciences biologiques de l'Université du Québec à Montréal, Canada, 14 p.
- Crowther, J., W.B. Moody (1980). Automatic determination of inorganic carbon in surface waters. *Analytica Chimica Acta*, 120 : 305-311
- Davey, D.E., D.E. Mulcahy et G.R. O'Connell, (1990). Flow-injection determination of phosphate with a cadmium ion-selective electrode. *Talanta*, 37 (7) : 683-687.
- Déclaration ministérielle (2006). 4^{ème} Forum mondial de l'eau. Mexico, Mexico. Disponible via internet : http://www.worldwaterforum4.org.mx/files/decministerial_fra.pdf
- Dekov, V.M., Z. Komy, F. Araújo, A. Van Put et R. Van Grieken (1997). Chemical composition of sediments, suspended matter, river water and ground water of the Nile (Aswan-Sohag traverse). *The Science of Total Environment*, 201 : 195-210.
- Diniz, M.C.T., O. Fatibello Filho, E. Vidal de Aquino et J.J.R. Rohwedder (2004). Determination of phosphate in natural water employing a monosegmented flow system with simultaneous multiple injection. *Talanta*, 62 (3) : 469-475.
- Doku, G.N. et S.J. Haswell (1999). Further studies into the development of a micro-FIA (μ FIA) system based on electroosmotic flow for the determination of phosphate as orthophosphate. *Analytica Chimica Acta*, 382 (1-2) : 1-13.
- Dupuit, E., M.-F. Pouet, O. Thomas et J. Bourgeois (2006). Decision support methodology using rule-based reasoning coupled to non-parametric measurement for industrial wastewater network management. *Environmental Modelling & Software*, doi:10.1016/j.envsoft.2006.05.025.
- Duy, T.N., P.K.S. Lam, G.R. Shaw et D.W. Connell (2000). Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. *Review of Environmental Contamination and Toxicology* 163 : 113-186.
- Ebdon, L., J. Braven et N.C. Frampton (1991). Nitrate-selective electrodes containing immobilized ion exchangers within a rubbery membrane with controlled cross-link density. *Analyst*, 116 (10) : 1005-1010.
- Emteryd, O., B. Andersson et H. Wallmark (1991). Determination of organic carbon in natural water with inductively coupled plasma/atomic emission spectrometry after evaporation of inorganic carbon. *Microchemical Journal*, 43 (2) : 87-93

- Estela, J.M., Cerdà, V. (2005). Flow analysis techniques for phosphorus : an overview. *Talanta*, 66 : 307-331.
- Faust, S.D, O.M. Aly et (1981). *Chemistry of natural waters*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, 400 p.
- Fogg, A.G. et N.K. Bsebsu (1982). Flow injection voltammetric determination of phosphate: direct injection of phosphate into molybdate reagent. *Analyst*, 107 : 566-570.
- Fogg, A.G. et N.K. Bsebsu (1984). Sequential flow-injection voltammetric determination of phosphate and nitrite by injection of reagents into a sample stream. *Analyst*, 109 (1) : 19-21.
- Francy, D.S. et R.A. Darner (2000). Comparison of methods for determining *Escherichia coli* concentrations in recreational waters. *Water Research*, 34 (10) : 2770-2778.
- Frankovich, T.A et R.D. Jones (1998). A rapid, precise and sensitive method for the determination of total nitrogen in natural waters. *Marine Chemistry*, 60 : 227-234.
- Freeman, P.R., I.D. McKelvie, B.T. Hart et T.J. Cardwell (1990). Flow-injection technique for the determination of low levels of phosphorus in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 234 (2) : 409-416.
- Fries, J.S., G.W. Characklis et R.T. Noble (2006). Attachment of fecal indicator bacteria to particles in the Neuse River Estuary, N.C. *Journal of Environmental Engineering*, 132 (10) : 1338-1345.
- Gallot, S. et O. Thomas (1993). Fast and easy interpretation of a set of absorption spectra: theory and qualitative applications for UV examination of waters and wastewaters. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 346 : 976-983.
- Gangbazo, G., J. Roy et A. Le Page (2005). Capacité de support des activités agricoles par les rivières : le cas du phosphore total. MDDEP, Québec, 27 p.
- Gloor, R., H. Leidner, K. Wuhrmann et T. Fleischmann (1981). Exclusion chromatography with carbon detection. A tool for further characterization of dissolved organic carbon. *Water Research*, 15 (4) : 457-462.
- Goulden, P.D. et P. Brooksbank (1975) Automated determinations of dissolved organic carbon in lake water. *Analytical Chemistry*, 47 (12) : 1943-1946.
- Grieve, I.C. (1985). Determination of dissolved organic matter in streamwater using visible spectrophotometry. *Earth Surface Processes and Landforms*, 10 (1) : 75-78.
- Groupe scientifique sur l'eau (2003). Coliformes fécaux. Dans *Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine*, Institut national de santé publique du Québec, 3 p.

Grudpan, K., P. Ampan, Y. Udnan, S. Jayasvati, S. Lapanantnoppkhun, J. Jakmunee, G.D. Christian et J. Ruzicka (2002). Stopped-flow injection simultaneous determination of phosphate and silicate using molybdenum blue. *Talanta*, 58 (6) : 1285-1291.

Hébert, S. et S. Légaré (2000). Suivi de la qualité des rivières et des petits cours d'eau. Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, envirodoq n°ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, 24 p. et 3 annexes.

Hens, M., R. Merckx, (2002). The role of colloidal particles in the speciation and analysis of "dissolved" phosphorus. *Water Research*, 36 : 1483-1492.

Hilton, J., J.P. Lishman, S. Mackness et S.I. Heaney (1986). An automated method for the analysis of 'particulate' carbon and nitrogen in natural waters. *Hydrobiologia*, 141 (3) : 269-271.

Howarth, R.W. et J.J. Cole (1985). Molybdenum availability, nitrogen limitation, and phytoplankton growth in natural waters. *Science* 229 : 653-655.

Ikebukuro, K., K. Wakamaru, I. Karube, I. Kubo, M. Inagawa, T. Sugawara, Y. Arikawa, M. Suzuki et T. Takeuchi (1996). Phosphate sensing system using pyruvate oxydase and chemiluminescence detection. *Biosensors & Bioelectronics*, 11 (10) : 959-965.

Jiang, M., F. Jiang, J. Duan, X. Tang et Z. Zhao (1990). Spectrophotometric determination of trace nitrite based on catalytic oxidation of thionine by potassium bromate. *Analytica Chimica Acta*, 234 (2) : 403-407.

Khan, E., R.W. Babcock, S. Jongskul, F.A. Devadason et S. Tuprakay (2003). Determination of biodegradable dissolved organic carbon using entrapped mixed microbial cells. *Water Research*, 37 : 4981-4991.

Kubala, S.W., D.C. Tilotta, M.A. Busch et K.W. Busch (1989). Determination of total inorganic carbon in aqueous samples with a flame infrared emission detector. *Analytical Chemistry*, 61 (17) : 1841-1846.

Lambert, D., W. Maher et I. Hogg (1992). Changes in phosphorus fractions during storage of lake water. *Water Research*, 26 (5): 645-648.

Lawler, D.M., G.E. Petts, I.D.L. Foster et S. Harper (2006). Turbidity dynamics during springs storm events in an urban headwater river system : the Upper Tame, West Midlands, UK. *The Science of Total Environment*, 360 : 109-126.

Le Bissonnais, Y. et V. Morel (1996). Influence du ruissellement et de l'érosion sur la pollution des eaux : cas d'un bassin versant élémentaire du pays de Caux. *Transfert des polluants dans les hydrosystèmes*, Paris, 140 p.

Leach, A.M., D.L. Burden et G.M. Hieftje (1999). Radioluminescence detector for the flow injection determination of phosphorus as vanadomolybdophosphoric acid. *Analytica Chimica Acta*, 402 (1-2) : 267-274.

Leclerc, P et J. Muyldermans (2002). Étude de contaminations des poissons du lac Magog par les BPC – Résultats des travaux réalisés de 1997 à 2001. Québec, Direction générale de l'Estrie, Ministère de l'Environnement, Direction régionale de l'Estrie, *Envirodoq XXX*, 48 p.

Leenheer, J.A. (1981). Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and wastewaters. *Environmental Science and Technology*, 15 (5) : 578-587.

Li, G., X. Xia, Z. Yang, R. Wang et N. Voulvoulis (2006). Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in the middle and lower reaches of the Yellow River, China. *Environmental Pollution*, 144 : 985-993.

Linker, R. et A. Shaviv (2006). Nitrate determination using anion exchange membrane and mid-infrared spectroscopy. *Applied Spectroscopy*, 60 (9) : 1008-1012.

Londry, K.L. et S. Grasby (2005). Geomicrobiology of cold hypersaline springs. *Abstracts with Programs - Geological Society of America*, 37 (7) : 266 p.

Lu, Y. et H.E. Allen (2006). A predictive model for copper partitioning to suspended particulate matter in river waters. *Environmental Pollution*, 143 : 60-72.

Lucena, F., J. Frias et F. Ribas (1991). A new dynamic approach to the determination of biodegradable dissolved organic carbon in water. *Environmental Technology*, 34 (4) : 343-347.

Lürling, M. et I. Roessink (2006). Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa* Part II. The effect of water background organics. *Chemosphere*, 65 : 618-626.

Malcolme-Lawes, D.J. et K.H. Wong (1990). Determination of orthophosphate in waters and soils using a flow analyzer. *Analyst*, 115 (1) : 65-67.

Markusova, K. et M. Fedurco (1991). Vitamin B12 as coordinating agent for the voltammetric determination of nitrite in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 248 (1) : 109-115.

Marsalek, J. et Q. Rochfort, 2004. Urban wet-weather flows : sources of fecal contamination impacting on recreational waters and threatening drinking-water sources. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 67 : 1765-1777.

McDowell, W.H., J.J. Cole et C.T. Driscoll (1987). Simplified version of the ampoule-persulfate method for the determination of dissolved organic carbon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44 (1) : 214-218.

McKelvie, I.D., B.T. Hart, T.J. Cardwell et R.W. Cattrall (1993). Speciation of dissolved phosphorus in environmental samples by gel filtration and flow-injection analysis. *Talanta*, 40 (12) : 1981-1993.

McKelvie, I.D., D.M.W. Peat et P.J. Worsfold (1995). Techniques for the quantification and speciation of phosphorus in natural waters. *Analytical Proceedings*, 32 (10) : 437-445.

Meeks, J.C. et R.W. Castenholz (1971). Growth and Photosynthesis in an Extreme Thermophile, *Synechococcus Lividus* (Cyanophyta). *Archives of Microbiology*, 78 (1) : 25-41.

Michaud, A. 2004. Indicateurs agroenvironnementaux adaptés à la gestion de projets ciblés sur la prévention de la pollution diffuse par le phosphore. Thèse de doctorat, Université Laval, disponible via internet : <http://www.theses.ulaval.ca/2004/22180/22180.html>.

Ministère des Affaires municipales et des Régions (2007). Décret de population pour 2007 – Municipalités locales, arrondissements, villages nordiques et territoires non organisés. Québec, disponible via internet : http://www.mamr.gouv.qc.ca/organisation/orga_donn_popu.asp.

Ministère des Affaires municipales et des Régions (2006). Liste des stations d'épurations. Québec, disponible via internet : http://www.mamr.gouv.qc.ca/infrastructures/infr_suivi_ouv_ass_eaux.asp

Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (2004). Étude de la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé. Québec, Envirodoc ENV20040310 19 p.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (2000). Portrait global de la qualité des eaux au Québec, disponible via internet : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/sys-image/global/global3.htm>.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, (2002). Critères de qualité de l'eau de surface au Québec, disponible via internet : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/critere_c4.htm#coliformes%20fécaux.

Monser, L., N. Adhoum et S. Sadok (2004). Gas diffusion-flow injection determination of total inorganic carbon in water using tungsten oxide electrode. *Talanta*, 62 : 389-394.

- Moore, T.R. (1985). The spectrophotometric determination of dissolved organic carbon in peat waters. *Soil Science Society of America Journal*, 49 (6), 1393-1398.
- Morais, I.P.A., M. Miro, M. Manera, J.M. Estela, V. Cerda, M.R.S. Souto et A.O.S.S. Antonio (2004). Flow-through solid-phase based optical sensor for the multisyringe flow injection trace determination of orthophosphate in waters with chemiluminescence detection. *Analytica Chimica Acta*, 506 (1) : 17-24.
- Motomizu, S. et Z.-H. Li (2005). Trace and ultratrace analysis methods for the determination of phosphorus by flow-injection techniques. *Talanta*, 66 : 332-340.
- Motomizu, S., H. Mikasa et K. Toei (1987). Fluorometric determination of nitrate in natural waters with 3-amino-1,5-naphthalenedisulfonic acid in a flow-injection system. *Analytica Chimica Acta*, 193 : 343-347.
- Motomizu, S., M. Oshima et N. Katsumura (1995). Fluorimetric determination of phosphate in sea water by flow injection analysis. *Analytical Science & Technology*, 8 (4) : 843-848.
- Motomizu, S., T. Wakimoto et K. Toei (1983). Determination of trace amounts of phosphate in river water by flow-injection analysis. *Talanta*, 30 (5) : 333-338.
- Nakamura, H., H. Tanaka, M. Hasegawa, Y. Masuda, Y. Arikawa, Y. Nomura, K. Ikebukuro et I. Karube (1999a). An automatic flow-injection analysis system for determining phosphate ion in river water using pyruvate oxidase G (from *Aerococcus viridans*). *Talanta*, 50 (4) : 799-807.
- Nakamura, H., M. Hasegawa, Y. Nomura, Y. Arikawa, R. Matsukawa, K. Ikebukuro, I. Karube (1999). Development of a highly sensitive chemiluminescence flow-injection analysis sensor for phosphate-ion detection using maltose phosphorylase. *Journal of Biotechnology*, 75 (2-3) : 127-133.
- Nasu, T. et M. Kan, (1988). Determination of phosphate, arsenate, and arsenite in natural water by flotation-spectrophotometry and extraction-indirect atomic absorption spectrometry using Malachite Green as an ion-pair reagent. *Analyst*, 113 (11) : 1683-1686.
- Nixon, S.C., Y.J. Rees, A. Gendebien et S.J. Ashley (1996). Requirements for water monitoring. European Topic Centre on Inland Water, European Environment Agency, Copenhagen, 144 p.
- Normand-Marleau, M., E. Baurès et O. Thomas (2006). Diagnostic rapide des eaux de surface par spectrophotométrie UV. Program and Abstracts of the 22th Eastern Canadian Symposium on Water Quality Research, 3 novembre 2006 : 94.

Noufi, M., C. Yarnitzky et M. Ariel (1990). Determination of nitrate with a flow-injection system combining square-wave polarographic detection with on-line deaeration. *Analytica Chimica Acta*, 243 (2) : 475-478.

Organisation Mondiale de la Santé (1998). Directives de qualité pour l'eau de boisson. Deuxième édition, Additif au Volume 1 – Recommandations. Genève, 48 p.

Ormaza-Gonzalez, F.I. et P.J. Statham (1991). Determination of dissolved inorganic phosphorus in natural waters at nanomolar concentrations using a long capillary cell detector. *Analytica Chimica Acta*, 244 (1) : 63-70.

Painchaud, J. (1997). La qualité de l'eau des rivières du Québec : état et tendances. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, 58 p.

Pauer, J.J., H.R. Van Vliet et J.F. Van Staden (1988). Determination of phosphate at low concentrations in surface waters by flows-injection analysis. *Water SA*, 14 (3) : 125-130.

Pempkowiak, J. (1981). Determination of organic carbon in natural waters. *Studia I Materialy Oceanologiczne*, 34 : 33-42

Perez-Ruiz, T., C. Martinez-Lozano et V. Tomas (1992). Kinetic-spectrofluorometric determination of nitrite and nitrate at the nanograms per milliliter level by manual and flow-injection methods. *Analytica Chimica Acta*, 265 (1) : 103-110.

Perez-Ruiz, T., C. Martinez-Lozano, V. Tomas et J. Martin (2001). Flow-injection spectrofluorometric determination of dissolved inorganic and organic phosphorus in waters using on-line photo-oxidation. *Analytica Chimica Acta*, 442 (1) : 147-153.

Pouet, M.-F., F. Theraulaz, V. Mesnage et O. Thomas (2007). Natural water. *Dans UV-visible spectrophotometry of water and wastewater*, Édité par O. Thomas et C. Burgess, Elsevier, Amsterdam : 163-188.

Primeau, S. (1992). Qualité des eaux du bassin de la rivière Saint-François, 1976 à 1991. Québec, Ministère de l'Environnement, Direction de la qualité des cours d'eau, 145 p.

Prudent, P., M. Domeizel, C. Massiani et O. Thomas (1995). Gel chromatography separation of U.V. spectroscopic characterization of humic-like substances in urban composts. *The Science of the Total Environment*, 172 : 229-235.

Rimbault, P., W. Pouvesle, F. Diaz, N. Garcia et R. Sempéré (1999). Wet-oxidation and automated colorimetry for simultaneous determination of organic carbon, nitrogen and phosphorus dissolved in seawater. *Marine Chemistry*, 66 : 161-169.

- Ramade, F. (1998). Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau : biochimie et écologie des eaux continentales et littorales. Ediscience International, Paris, 786 p.
- Ramteke, P.W. (1995). Comparison of standard most probable number method with three alternate tests for detection of bacteriological water quality indicators. *Environmental Toxicology & Water Quality*, 10 (3) : 173-178.
- Rathore, H.P.S. et S.K. Tiwari (1991). Spectrophotometric determination of nitrite in polluted waters using 3-nitroaniline. *Analytica Chimica Acta*, 242 (2) : 225-228.
- Renoldi, M., M. Camusso et G. Tartari (1997). The highly polluted Lambro river (N. Italy) : dissolved and solid transport of Cu, Cr and Fe. *Water, Air and Soil Pollution*, 95 : 99-118.
- Ressources Naturelles Canada (2006). L'atlas du Canada – Cours d'eau. <http://atlas.nrcan.gc.ca/site/francais/learningresources/facts/rivers.html>, consulté le 20 mars 2007.
- Ribas, F., J. Frias et F. Lucena (1991). A new dynamic method for the determination of the biodegradable dissolved organic carbon in drinking water. *Journal of Applied Bacteriology*, 71 (4) : 371-378.
- Robards, K., I.D. McKelvie, R.L. Benson, P.J. Worsfold, N.J. Blundell et H. Casey (1994). Determination of carbon, phosphorus, nitrogen and silicon species in waters. *Analytica Chimica Acta*, 287 : 147-190.
- Rodier, C. (1996). Le phosphore dans les sols et dans les milieux aquatiques. Transfert des polluants dans les hydrosystèmes, Presse de l'ENPC, Paris, 140 p.
- Rodriguez-Lopez, M. (1974). Blue-green algae, I : Current Research. MSS Information Corporation, New-York, 213 p.
- Roehl, R. et H.J. Hoffmann (1985). Quantification of organic carbon in water by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*. 322 (4) : 439.
- Roig, B., C. Gonzalez et O. Thomas (1999). Simple UV/UV-visible method for nitrogen and phosphorus measurement in wastewater. *Talanta*. 50 : 751-758.
- Roig, B. et O. Thomas (2003). UV spectrophotometry : a powerful tool for environmental measurement. *Management of Environmental Quality* : 14 (3) : 398-404.
- Salonen, D. (1979). Comparison of different glass fiber and silver for the determination of particulate organic carbon. *Hydrobiologia*, 67 (1) : 29-32.

- Salonen, K. (1981). Rapid and precise determination of total inorganic carbon and some gases in aqueous solutions. *Water Research*, 15 (4) : 403-406.
- Santé Canada (2004). Les algues bleues (cyanobactéries) et leurs toxines, disponible via internet : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/water-eau/drink-potab/cyanobacteria-cyanobacteries_f.html.
- Sarangi, A., C.A. Madramootoo, P. Enright et H. Chandrasekharan (2005). Prediction of spatial variability of phosphorous over the St-Esprit Watershed. *Water, Air, and Soil Pollution*, 168 : 267-288.
- Scherrer, B. (1984). *Biostatistique*. Gaëtan Morin Éditeur, Montréal, 850 p.
- Schleiger, S.L. (2000). Use of an index of biotic integrity to detect effects of land uses on stream fish communities in wet-central Georgia. *Dans* Lawler, D.M., G.E. Petts, I.D.L. Foster, S. Harper, 2006. Turbidity dynamics during springs storm events in an urban headwater river system : the Upper Tame, West Midlands, UK. *The Science of Total Environment*, 360 : 109-126.
- Schneider, J.K., R. Gloor, W. Giger et R.P. Schwarzenbach (1984). Analytical fractionation of dissolved organic matter in water using on-line carbon detection. *Water Research*, 18 (12) : 1515-1522.
- Sequeira, M., M. Bowden, E. Minogue et D. Diamond (2002). Towards autonomous environmental monitoring systems. *Talanta*, 56 : 355-363.
- Servais, P., G. Billen et M.C. Hascoet (1987). Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. *Water Research*, 21 (4) : 445-450.
- Sigg, L., H. Xue, D. Kistler et R. Schönenberger (2000). Size Fractionation (Dissolved, Colloidal and Particulate) of Trace Metals in the Thur River, Switzerland. *Aquatic Geochemistry*, 6 : 413-434.
- Sigg, L., W. Stumm et P. Behra (1992). *Chimie des milieux aquatiques : chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement*. Masson, Paris, 391 p.
- Simboura, N., P. Panayotidis et E. Papatthanassiou (2005). A synthesis of the biological quality elements for implementation of the European Water Framework Directive in the Mediterranean ecoregion : the case of Saronikos Gulf. *Ecological Indicators*, 5 : 253-266.
- Stepanauskas, R., H. Edling et L.J. Tranvik (1999). Differential dissolved organic nitrogen availability and bacterial aminopeptidase activity in limnic and marine waters. *Microbial Ecology*, 38 : 264-272.

- Stepanauskas, R., H. Laudon et N.O.G. Jorgenses (2000). High DON bioavailability in boreal streams during a spring flood. *Limnology and Oceanography*, 45 (6) : 1298-1307.
- Stumm, W. et J.J. Morgan (1996). *Aquatic chemistry : chemical equilibria and rates in natural waters*. Third edition, New-York, 1022 p.
- Su, X.L., L.H. Nie et S.Z. Yao (1997). A novel gas-diffusion/flow injection system coupled with a bulk acoustic wave impedance sensor for total inorganic carbonate and its application to determination of total inorganic and total organic carbon in waters. *Analytica Chimica Acta*, 349 : 143-151.
- Susanto, J.P., M. Oshima, S. Motomizu, H. Mikasa et Y. Hori (1995). Determination of micro amounts of phosphorus with Malachite Green using a filtration-dissolution preconcentration method and flow injection-spectrophotometric detection. *Analyst*, 120 (1) : 187-191.
- SWIFT-WFD (Screening methods for water data information in support of the implementation of the water framework directive) (2007). Page principale. Disponible via internet : <http://www.swift.wfd.com>
- Tchobanoglous, G. et E.D. Schroeder (1987). *Water Quality*. Addison-Wesley Publishing Company, Don Mills, 768 p.
- Teixeira, M.R. et M.J. Rosa (2007). Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa* Part II. The effect of water background organics. *Separation and Purification Technology*, 53 : 136-134.
- Teniai, T., M. Sukegawa, A. Sakuragawa et A. Uzawa (2003). On-line preconcentration of phosphate onto molybdate form anion exchange column. *Talanta*, 61 (6) : 905-912.
- Thomas, O. (2006). Alternative methods. *Dans Wastewater quality monitoring and treatment*. Édité par P. Quevauviller, O. Thomas et A. van der Beken, John Wiley and Sons, Mississauga : 54-66.
- Thomas, O. et V. Cerdà (2007). From spectra to qualitative and quantitative results. *Dans UV-visible spectrophotometry of water and wastewater*, Édité par O. Thomas et C. Burgess, Elsevier, Amsterdam : 21-45.
- Thomas, O., C. Fachinger, E. Naffrechoux, T. Rousselle et J. Suptil (1991). A new procedure for the survey of the quality of waters. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 339 : 463-466.

- Thomas, O., F. Theraulaz, M. Domeizel et C. Massiani (1993). UV spectral deconvolution : a valuable tool for waste water quality determination. *Environmental Technology*, 14 : 1187-1192.
- Thomas, O., H. El Khorassani, E. Touraud et H. Bitar (1999). TOC versus UV spectrophotometry for wastewater quality monitoring. *Talanta*, 50 : 743-749.
- Thomas, O., S. Gallot et N. Mazas (1990). Ultraviolet multiwavelength absorptionmetry (UVMA) for the examination of natural waters and wastewaters. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 369 (6) : 477-482.
- Thorpe, T. et B. Lloyd (1999). The macroinvertebrate fauna of St. Lucia elucidated by canonical correspondence analysis. *Hydrobiologia*, 400 : 195-203.
- Thurman, E.M. (1985). *Organic geochemistry of natural*. Marinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 516 p.
- Towns, T.G. (1986). Determination of aqueous phosphate by ascorbic acid reduction of phosphomolybdic acid. *Analytical Chemistry*, 58 (1) : 223-229.
- Tue-Ngeun, O., R.C. Sandford, J. Jakmunee, K. Grudpan, I.D. McKelvie et P.J. Worsfold (2005). Determination of dissolved inorganic carbon (DIC) and dissolved organic carbon in freshwaters by sequential injection spectrophotometry with on-line UV photo-oxidation. *Analytica Chimica Acta*, 554 : 17-24.
- Van den Berg, C.M.G. et H. Li (1988). The determination of nanomolar levels of nitrite in fresh and sea water by cathodic stripping voltammetry. *Analytica Chimica Acta*, 212 (1-2) : 31-41.
- Van Steenderen, R. A., W.D. Basson et F.A. Van Duuren (1979). Automated chemical analysis for measuring microgram levels of organic carbon in potable waters. *Water Research*, 13 (6) : 539-543.
- Ville de Lac Brome (2006). *Ville de Lac Brome : un historique*. Disponible via internet : <http://ville.lac-brome.qc.ca/historique.php?WS=1>.
- Visco, G., L. Campanella, V. Nobili (2005). Organic carbons and TOC in waters : an overview of the international norm for its measurements. *Microchemical Journal*, 79 : 185-191.
- Vogel, J., G. Schwotzer, R. Willsch, M. Koch et K. Bley (2004). Nitrate determination in natural waters by spectral photometry with a miniaturized fiber-coupled flow cell. *Proceedings of SPIE- The International Society for Optical Engineering, Second European Workshop on Optical Fibre Sensors, 2004*, p. 402-205.

Walker, C. et L. Greer (1992). The economic cost associated with lost of recreation benefits due to blue-green algae in New South Wales : Three case studies. Appendice F du Final Report of the Blue-Green Algae Task Force, Department of Water Resources, New South Wales Government.

Wetzel, R.G. (2001). Limnology : lake and River ecosystems. Academic Press, San Diego, 1006 p.

Worrall, F., A. Parker, J.E. Rae et A.C. Johnson (1999). A study of suspended and colloidal matter in the leachate from lysimeters and its role in pesticide transport. *Journal of Environmental Quality* 28 (2) : 595-604.

Worsfold, P.J., J.R. Clinch et H. Casey (1987). Spectrophotometric field monitor for water quality parameters. The determination of phosphate. *Analytica Chimica Acta*, 197 : 43-50.

WWAP (Programme mondial pour l'évaluation des ressources en eau) (2003). L'eau pour les hommes, l'eau pour la vie : Rapport mondial sur la mise en valeur des ressources en eau. WWAP-UNESCO, disponible via internet : http://www.unesco.org/water/wwap/wwdr/ex_summary/ex_summary_fr.pdf

Yao, T., N. Kobayashi et T. Wasa (1990). Amperometric flow-injection system with a immobilized enzyme reactor for the highly selective detection of phosphate and on-line amplification by substrate recycling. *Analytica Chimica Acta*, 238 (2) : 339-343.

Yaqoob, M., A. Nabi et P.J. Worsfold (2004). Determination of nanomolar concentrations of phosphate in freshwaters using flow injection with luminol chemiluminescence detection. *Analytica Chimica Acta*, 510 (2) : 213-218.

Yoshimura, K., S. Nawata et G. Kura (1990). Gel-phase absorptiometry of phosphate with molybdate and Malachite Green and its application to flow analysis. *The Analyst*, 115 (6) : 843-848.

Yuan, M., W.W. Carmichael et E.D. Hilborn (2006). Microcystin analysis in human sera and liver from human fatalities in Caruaru, Brazil 1996. *Toxicon* 48 : 627-640.