

Direction des écosystèmes aquatiques

**ÉTUDE DE LA QUALITÉ DE L'EAU
DU LAC WILLIAM
(Rapport préliminaire)**

Par

**Stéphane Légaré
Biologiste**

**Ministère de l'Environnement du Québec
Avril 1999**

1. Introduction

En juillet 1997, l'Association des riverains du lac William et les autorités municipales de Saint-Ferdinand et de Bernierville faisaient part au ministère de l'Environnement du Québec d'un sérieux problème de détérioration de la qualité de l'eau du lac William. La présence fréquente de mousse et de blooms d'algues, le développement exagéré de plantes aquatiques et l'odeur dégagée par les eaux du lac étaient les principaux éléments relevés.

En appui à l'action concertée du milieu, les directions régionales de Chaudière-Appalaches et Mauricie et Centre du Québec demandaient, en mars 1998, la collaboration de la Direction des écosystèmes aquatiques pour la caractérisation des problèmes de contamination du bassin versant du lac William. Ainsi, de mai à octobre 1998, onze stations d'échantillonnage (2 permanentes et 9 secondaires) étaient mises à contribution afin de déterminer les charges en éléments nutritifs au plan d'eau.

Pour bonifier l'étude, un résumé des connaissances acquises sur le lac William depuis les 30 dernières années est dressé. Également, des analyses de tendance des indicateurs de la qualité de l'eau ont été effectuées aux deux stations permanentes situées sur la rivière Bécancour près de Salaberry et à l'exutoire du lac William. Finalement, des tests semblables ont été menés sur les teneurs en MES, coliformes fécaux et phosphore total de l'effluent de la station d'épuration de Thetford Mines-Black Lake.

2. Historique de l'état du lac William

Selon les plus récents relevés, le lac William est aujourd'hui un plan d'eau eutrophe, une caractéristique commune des lacs très productifs affectés par des apports excédentaires en éléments nutritifs, soient le phosphore et l'azote. À chaque fin d'été, alors que la température de l'eau est à son maximum, la surface du lac se couvre d'algues, de mauvaises odeurs se dégagent et les rives sont couvertes de dépôts organiques en état de putréfaction. Ces problèmes de qualité de l'eau ne datent pas d'hier au lac William. La formation des blooms d'algues était déjà un phénomène présent au début des années 70, alors que les riverains se plaignaient de la dégradation progressive de la qualité de l'eau.

Le premier rapport gouvernemental concernant la problématique du lac William est paru en 1977 (Dupont et Richard, 1977). Réalisée par le Service de protection de l'environnement, l'étude mettait en évidence deux problèmes majeurs : une pollution bactériologique et un problème d'eutrophisation. La pollution bactériologique était reliée aux rejets domestiques des municipalités de Thetford Mines, Black Lake et Bernierville, de même qu'au nombre élevé de fosses septiques inadéquates des résidences riveraines au lac William (89 % des fosses septiques étaient jugées inadéquates). Le processus d'eutrophisation provenait quant à lui des charges importantes en phosphore déversées dans la rivière Bécancour par les municipalités de Thetford Mines et Black Lake, via leurs égouts non traités, de même que par le rejet des eaux usées de Bernierville directement dans le lac. À cette époque, la rivière Bécancour était comparée à un égout à ciel ouvert. Le lac William était considéré comme méso-eutrophe (tableau 1), mais possédait un potentiel élevé d'eutrophisation en raison des charges énormes de phosphore reçues annuellement.

Pendant l'été 1979, le Service de la qualité des eaux du ministère des Richesses Naturelles effectuait une diagnose écologique du lac William (Bourassa et Alain, 1980). Les responsables constataient alors de faibles concentrations en oxygène dans l'hypolimnion du lac, une faible transparence de l'eau, des concentrations élevées en phosphore, azote, coliformes fécaux et en seston (tableau 1). La bande riveraine était fortement affectée puisque seulement 10 % du périmètre du plan d'eau était à l'état naturel, une ceinture de plantes aquatiques s'était graduellement établie en zone littorale et les apports en phosphore étaient dangereusement élevés. Bref, le lac William présentait toutes les caractéristiques d'un lac très productif et très pollué. L'évaluation de la cote trophique lui octroyait d'ailleurs le stade eutrophe en raison, entre autre, des charges importantes en phosphore dont 86 % étaient imputées à la rivière Bécancour.

Afin d'améliorer la qualité de l'eau du lac, les auteurs de l'étude recommandaient d'entreprendre les actions suivantes :

- 1- Freiner le développement sur le périmètre du lac ;
- 2- Conserver et restaurer la bande riveraine ;
- 3- Traiter les eaux usées de Thetford Mines, Black Lake et Bernierville, et corriger les installations septiques riveraines déficientes ;
- 4- Établir des normes d'assainissement agricole ;
- 5- Contrôler la végétation aquatique dans certains secteurs.

Suite à ces recommandations, des travaux majeurs d'assainissement ont été effectués afin de munir de stations d'épuration des eaux usées les municipalités d'Halifax-Sud et de Bernierville en 1985, et ceux de Thetford Mines et Black Lake en 1986.

En 1987, un rapport du ministère de l'Environnement (Croteau et Poirier, 1987) faisait état d'une amélioration de la qualité de l'eau entre Robertsonville et le lac William. Les travaux d'assainissement avaient réduit de 50 % les apports en phosphore au lac. Les relevés indiquaient une amélioration de la qualité de l'eau dans la partie amont du lac, une qualité semblable dans la partie médiane et une détérioration de la qualité de l'eau dans la partie aval par rapport à la situation pré-assainissement. Un gradient d'augmentation de la turbidité était observé vers l'aval, alors que la productivité de la baie terminale du lac William était considérée comme extrême. L'effluent de la station d'épuration de Bernierville, qui se déversait à l'époque dans la partie aval du lac William, était la principale cause de ce phénomène. On recommandait alors de déplacer l'effluent de la station en aval du lac William, dans la rivière Bécancour.

Le rapport « Qualité des eaux du bassin de la rivière Bécancour, 1979 à 1989 », produit par le ministère de l'Environnement du Québec (Bérubé, 1991) faisait le point sur l'évolution de la qualité de l'eau depuis la mise en branle du Programme d'Assainissement des eaux du Québec. Pendant la période d'étude de la Haute-Bécancour (1979-1986), les concentrations d'éléments nutritifs étaient demeurées constantes dans la rivière en raison de l'absence d'assainissement agricole et la mise en service récente de la station d'épuration de Thetford Mines-Black Lake. Les fortes teneurs en phosphore et en azote dans la rivière Bécancour y étaient en partie imputables au faible débit de la rivière. Ainsi, la totalité des mesures de phosphore prises en aval de Black Lake, entre 1979 et 1986, excédaient la valeur du critère associé à la protection de la vie aquatique alors fixée à $33 \mu\text{g l}^{-1}$. On y précise cependant :

«...que la courte série de données recueillies depuis la mise en service de la station d'épuration de Black Lake ne permet pas de détecter, sur le plan statistique, les améliorations constatées sur le terrain., ces derniers n'étant pas négligeables sur le plan esthétique. En effet, le suivi visuel du cours d'eau permet d'affirmer que la qualité des eaux coulant dans les municipalités en amont de Black Lake a évolué, comme en témoignent actuellement la faible quantité de débris flottants, la réduction du périphyton et la meilleure transparence de l'eau par temps sec. Les mauvaises odeurs émanant de la rivière ont également disparu. »

Au sujet du lac William, on y rapporte une amélioration de la qualité de l'eau depuis 1987 si bien qu'elle est de qualité satisfaisante pour la baignade, la villégiature et l'alimentation en eau brute. Par contre, les concentrations de phosphore trop élevées en font un milieu de mauvaise qualité pour la protection du plan d'eau contre l'eutrophisation.

En 1994, une étude limnologique (Gagnon *et al.*, 1994) rapportait une amélioration de la transparence des eaux du lac William par rapport à l'étude de 1979 (tableau 1), de même qu'une baisse du seston et de la cote trophique. Cette étude accordait au plan d'eau une cote de 6,4, soit le stade mésotrophe. La même année, une étude menée par Pro Faune (1995) démontrait une

concentration en oxygène de seulement 0,4 mg/l dans l'hypolimnion, de même qu'une forte artificialisation des rives (10,5 % du périmètre est à l'état naturel).

En 1995, une nouvelle évaluation du stade trophique (utilisant la même procédure qu'en 1994) décernait une cote de 8,6 et classait le lac William comme eutrophe (Gagnon, 1995). Des variations importantes de la transparence et surtout une augmentation du poids sec de seston étaient enregistrées en comparaison avec l'année précédente. La dégradation générale de la qualité de l'eau était visible à l'œil nu.

Finalement, en 1996 et 1997, un échantillonnage du périmètre du lac William a permis de constater une qualité bactériologique satisfaisante de l'eau (Vallée, 1996 ; Vallée, 1997) (tableau 1). Respectivement classée A et B en 1996 et 1997, la qualité de l'eau était bonne au point de vue récréatif mais subissait une détérioration significative près de la charge de la rivière Bécancour. Selon l'auteur, malgré l'épandage de fumier et de purin, le lessivage des terres agricoles et certaines installations septiques non conformes autour du lac William, la rivière Bécancour semblait demeurer la principale source de pollution du plan d'eau.

Le compte rendu des études portant sur le lac William permet d'établir certains faits sur l'évolution de ce plan d'eau depuis les 20 dernières années. D'abord, les travaux d'assainissement des eaux usées effectués au milieu des années 80 dans le bassin versant du lac William, ont considérablement diminué le problème de pollution bactériologique présent au cours des années 70. Les teneurs maximales en coliformes fécaux sont ainsi passés de l'ordre des dizaines de millier à quelques centaines, même quelques dizaines. Cette baisse s'est traduite par des cotes A et B pour la qualité des plages en 1996 et 1997.

On estime que le traitement des eaux usées des principaux foyers de population de la Haute-Bécancour a permis de réduire de 50 % la charge en phosphore au lac William. Par contre, le lac présente encore aujourd'hui des signes évidents de détérioration liés au processus d'eutrophisation. Quoique la qualité de l'eau puisse varier significativement d'une année à l'autre sans raison apparente, la persistance des blooms d'algues demeure un indice de la grande productivité du plan d'eau. Les valeurs de seston, de chlorophylle et d'éléments nutritifs mesurées au cours des dernières années confirment le caractère eutrophe du lac William. En dépit des efforts de dépollution, la concentration en phosphore de la rivière Bécancour en amont du lac William demeure élevée en raison de son faible débit. Les quantités de phosphore accumulées dans les sédiments du lac William suite à la pollution intensive des années 70 et 80, sont également susceptibles de contribuer à la formation des blooms.

| Indicateurs | Unités | Année d'échantillonnage | | | | | |
|------------------|-------------------|-------------------------|-------------|------------|-------------|---------|---------|
| | | 1976 | 1979 | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 |
| Azote total | mg/l | < 0,30 - 0,45 | 0,44 - 0,70 | - | - | - | - |
| Chlorophylle a | mg/m ³ | - | 9,2 | 0,9 - 14,0 | - | - | - |
| Coliformes | col/100 ml | 100 - 85 000 | 46 700 | 0 - 2 400 | - | 0 - 360 | 4 - 240 |
| Conductivité | µS/cm | 130 - 150 | 99 - 185 | 146 - 267 | - | - | - |
| DBO ₅ | mg/l | 1,3 - 1,9 | 1,2 | - | - | - | - |
| Oxygène fond | mg/l | 8,2* | 1,7 | 0,4** | - | - | - |
| pH | - | 7,3 - 7,7 | 6,4 - 8,2 | 6,7 - 9,6 | - | - | - |
| Phosphore total | µg/l | 44 - 90 | 12 - 30 | 1 - 90 | - | - | < 300 |
| Seston | mg/m ³ | - | 598 | 56 - 1 047 | 608 - 1 822 | - | - |
| Transparence | m | - | 1,6 - 1,9 | 1,3 - 3,25 | 1,5 - 1,8 | - | - |
| Bloom | - | présent | présent | présent | présent | - | - |
| Cote trophique | - | méso-eutrophe | eutrophe | mésotrophe | eutrophe | - | - |

* : Valeur printanière

Tableau 1. Synthèse de l'évolution des indicateurs physico-chimiques et biologiques du lac William de 1976 à 1997.

3. Matériel et méthodes

La récolte de données sur le bassin versant du lac William s'est effectuée mensuellement de mai à octobre 1998 à 11 stations d'échantillonnage (figure 1). Les échantillons d'eau étaient prélevés dans une série de bouteilles de polyéthylène de volume variable selon le descripteur à analyser. Les bouteilles étaient conservées dans des glacières à une température de 4 °C jusqu'à leur analyse au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec à Sainte-Foy.

Pour les deux stations principales situées à l'exutoire du lac William (RB 6) et sur la Bécancour près de Salaberry (RB 3), les données mensuelles colligées depuis 1990 ont été utilisées afin d'établir des séries temporelles. Après validation, les données ont été analysées à l'aide du logiciel SAS (version 6.1) et les séries temporelles à l'aide du logiciel WQSTAT II.

Les données concernant l'usine d'épuration des eaux de Thetford Mines-Black Lake proviennent quant à elles du volet Assainissement urbain de la direction des politiques du secteur municipal.

4. Étude du lac William 1998

4.1 Variations longitudinales des indicateurs de la qualité de l'eau dans la rivière Bécancour

Les études antérieures ont permis d'identifier la rivière Bécancour comme étant la source principale de phosphore du lac William. Ce cours d'eau draine 83 % du bassin versant du lac William, un territoire qui représente plus de 90 % de la population du bassin. Afin de déterminer l'évolution longitudinale de la qualité de l'eau de la rivière Bécancour en amont du lac William et d'en identifier les sources potentielles de pollution, six stations situées entre l'exutoire du lac Bécancour et l'exutoire du lac William ont été suivies simultanément (annexe 1). Les médianes de chaque indicateur pour chacune des stations sont exprimées au tableau 2.

Les valeurs de phosphore total du haut bassin (RB1 et RB2) subissent une augmentation considérable en aval de Black Lake (RB3) alors que la valeur médiane passe de 0,014 en amont de l'effluent de l'usine d'épuration, à 0,074 mg l⁻¹ en aval du rejet (figure 2). Cette hausse est corrélée à une valeur élevée en phosphore dissous (0,059 mg l⁻¹), la principale forme de phosphore retrouvée dans l'effluent des usines d'épuration. De Black Lake à la sortie du lac à la Truite (RB5) les concentrations en phosphore total demeurent élevées (0,074 - 0,088 mg l⁻¹), soit plus du double du critère lié à l'eutrophisation (0,030 mg l⁻¹), alors que la forme dissoute est graduellement remplacée par la forme particulaire (figure 2). Ce changement est étroitement associé à la croissance du phytoplancton qui mobilise le phosphore dissous. La hausse conjointe des concentrations de chlorophylle (figures 2 et 3) et de phosphore particulaire est une preuve supplémentaire de l'utilisation du phosphore dissous par le phytoplancton qui survient dans Stater Pound et au lac à la Truite.

Les concentrations des produits azotés subissent une augmentation appréciable aux stations RB2 et RB3, et décroissent graduellement jusqu'au lac William alors qu'elles sont utilisées pour la



- Station d'échantillonnage
- Municipalité

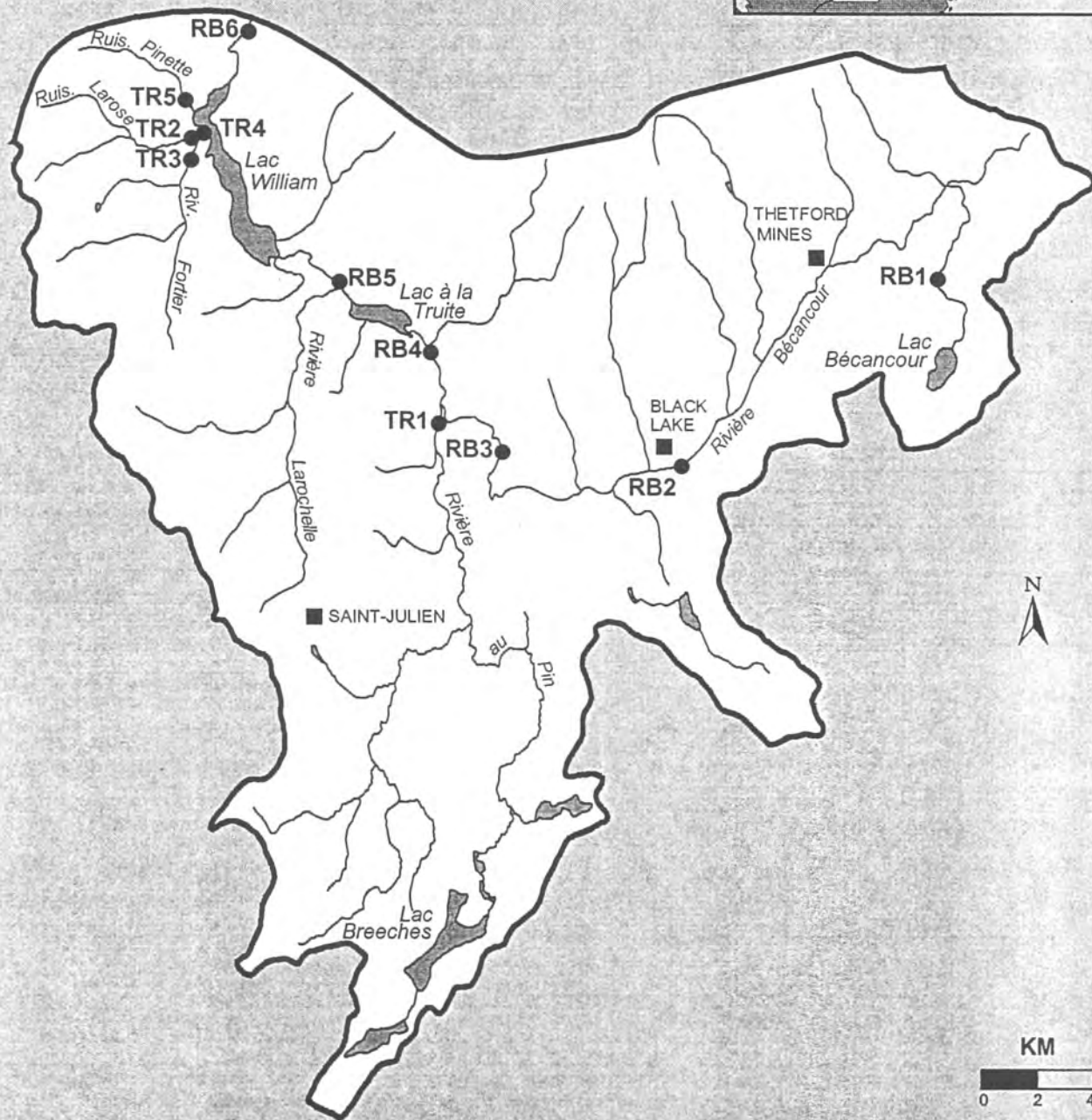


Figure 1 Localisation des stations d'échantillonnage

production primaire (figure 2). La hausse d'azote enregistrée entre les stations RB1 et RB2 est due à une augmentation de 1 220 % des nitrites et nitrates, résultat probable d'activités agricoles ou de débordements du système collecteur des eaux usées de Thetford Mines. Le maximum de nitrite-nitrate est cependant atteint à la station RB3 suite au rejet de l'usine d'épuration. Il s'agit d'un cas typique puisque le traitement des eaux n'est pas très efficace dans l'élimination de cette forme d'azote. Les concentrations élevées en azote ammoniacal (NH_3) en aval de l'effluent sont également typiques des milieux récepteurs des usines d'épuration. La concentration de ce produit est cependant rapidement diminuée vers l'aval par l'activité bactérienne qui le transforme en nitrite et nitrate.

La teneur en coliformes fécaux était élevée aux stations RB2 et RB3 (figure 3), alors que toutes les analyses dépassaient le critère de qualité pour le nautisme léger (1 000 coli./100 ml). La présence de fosses septiques déficientes, de territoires agricoles et d'événements de surverse du système d'égout de Thetford Mines pourraient expliquer la contamination observée à la station RB2. À la station RB3, l'usine d'épuration et les surverses sont les sources potentielles de contamination. Il faut cependant noter que ces résultats ne sont présentés qu'à titre indicatif puisque le nombre d'échantillons est très faible, soit 2 pour chaque station (1 pour RB4).

Les MES et la turbidité montrent un profil assez semblable puisque le premier indicateur influence en partie le second. La variabilité des MES est élevée aux stations RB1 et RB2, alors que les médianes augmentent graduellement jusqu'à RB5 (figure 3). Ces deux indicateurs semblent également influencés par la chlorophylle. Les hausses de chlorophylle *a* étant étroitement associées à la présence du phytoplancton, elles entraînent des augmentations de MES et de turbidité à la sortie de Stater Pound et du lac à la Truite.

| Indicateur | Unités | Stations | | | | | |
|------------------------|--------------------|----------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | RB1 | RB2 | RB3 | RB4 | RB5 | RB6 |
| Phosphore total | mg l ⁻¹ | 0,018 | 0,014 | 0,074 | 0,088 | 0,080 | 0,020 |
| Phosphore dissous | mg l ⁻¹ | 0,010 | 0,008 | 0,058 | 0,040 | 0,025 | 0,008 |
| Phosphore particulaire | mg l ⁻¹ | 0,008 | 0,009 | 0,018 | 0,044 | 0,050 | 0,012 |
| Azote total | mg l ⁻¹ | 0,385 | 1,050 | 1,755 | 1,100 | 0,520 | 0,480 |
| NH ₃ | mg l ⁻¹ | 0,025 | 0,030 | 0,490 | 0,230 | 0,035 | 0,060 |
| Nitrite-nitrate | mg l ⁻¹ | 0,050 | 0,660 | 1,070 | 0,540 | 0,230 | 0,140 |
| Coliformes fécaux | mg l ⁻¹ | 1 | 4 900 | 4 100 | - | 104 | 10 |
| Chlorophylle <i>a</i> | mg m ⁻³ | 2,00 | 4,61 | 5,35 | 18,75 | 38,28 | 13,68 |
| MES | mg l ⁻¹ | 3,5 | 1,5 | 3,5 | 10,0 | 13,5 | 3,0 |
| Turbidité | UNT | 1,30 | 0,95 | 1,50 | 4,10 | 4,15 | 1,60 |

Tableau 2. Médianes des indicateurs de la qualité de l'eau pour les six stations de la rivière Bécancour, de mai à octobre 1998.

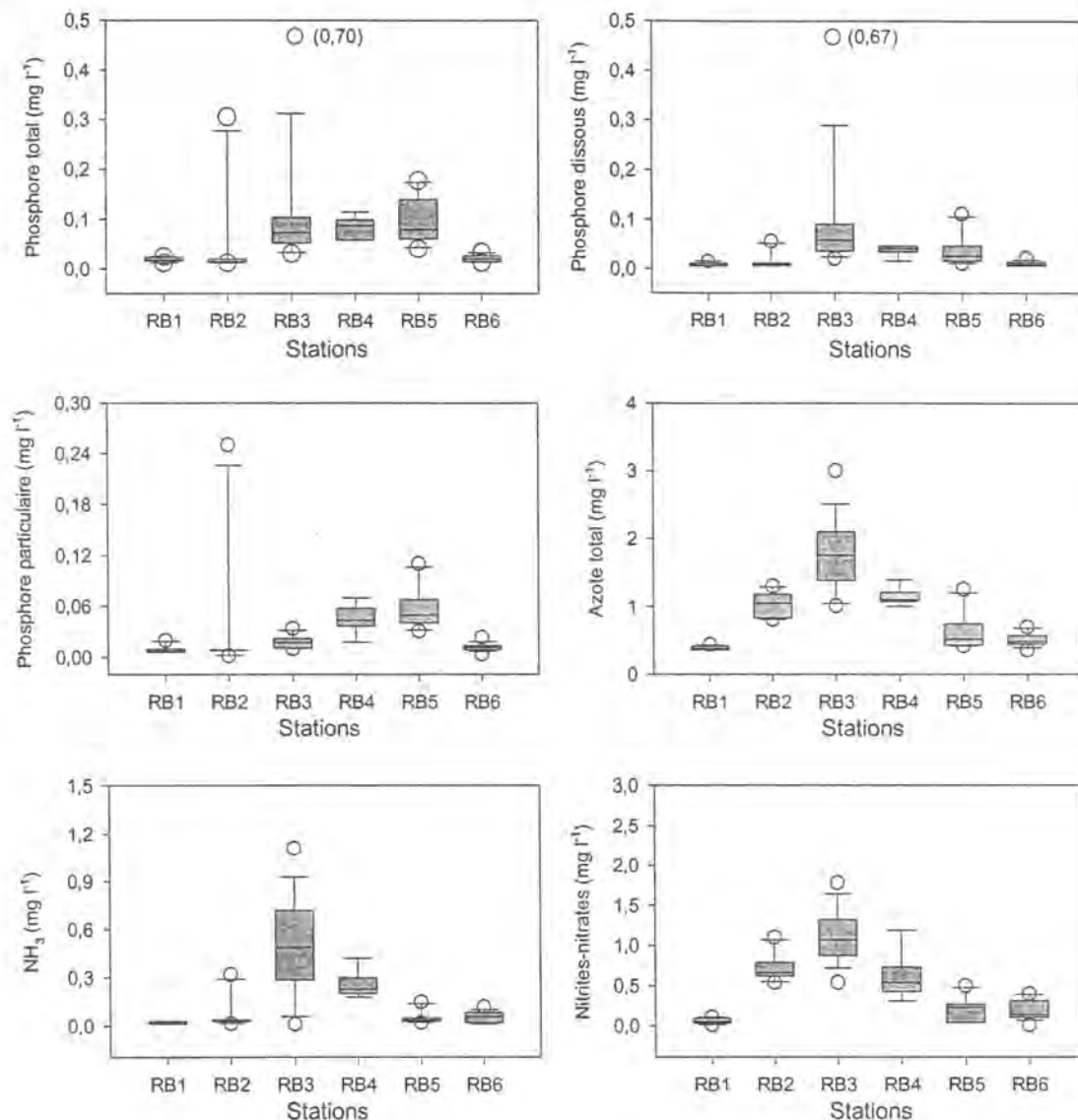


Figure 2. Distribution des mesures observées pour les substances nutritives dans la rivière Bécancour pendant l'été 1998 (n = 6, sauf pour RB4 où n = 5).

Légende : La limite inférieure de la boîte indique le 25^e percentile, la ligne au milieu de la boîte représente la médiane et la ligne supérieure indique le 75^e percentile. Les barres d'erreur supérieure et inférieure indiquent les 90^e et 10^e percentiles. Les cercles indiquent les valeurs extrêmes.

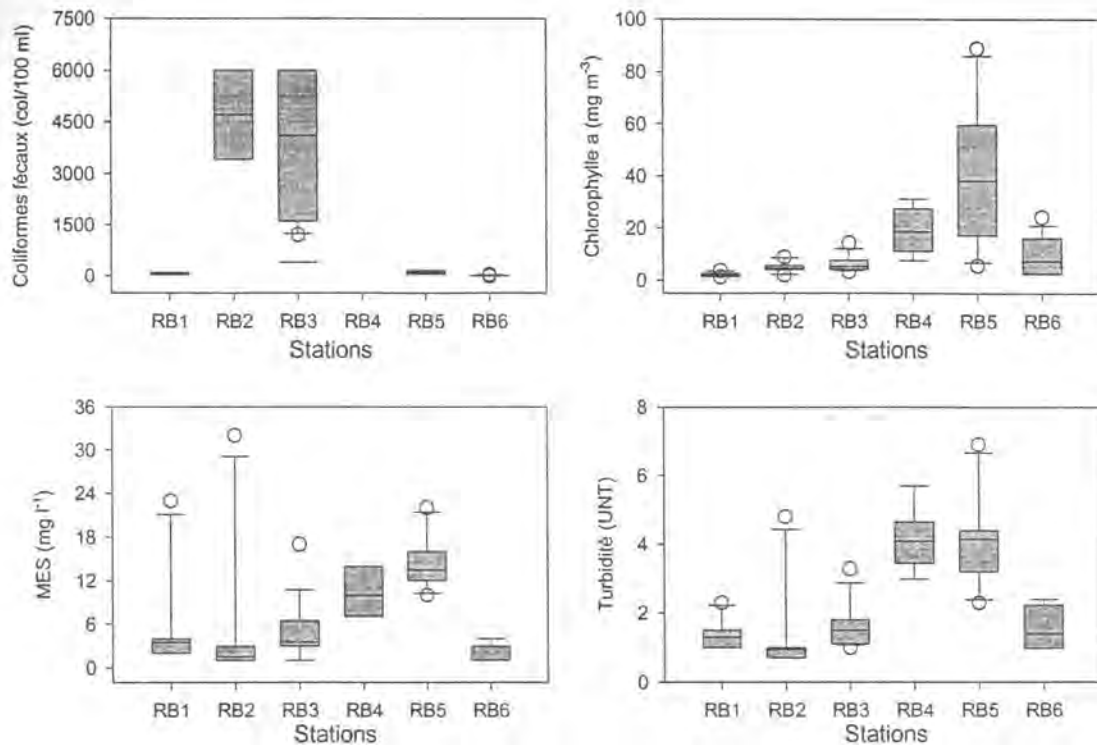


Figure 3. Distribution des valeurs observées pour certains descripteurs physico-chimiques et biologiques dans la rivière Bécancour pendant l'été 1998 ($n = 6$, sauf pour RB4 où $n = 5$ et les coliformes fécaux où $n = 2$).

En résumé, la qualité de l'eau de la rivière Bécancour est bonne à son extrémité amont, mais elle subit des changements majeurs dès qu'elle pénètre dans la ville de Thetford Mines. La contamination est d'abord bactériologique à la station RB2 et devient également physico-chimique suite aux rejets de l'usine d'épuration de Thetford Mines-Black Lake. Les quantités d'éléments nutritifs déversées ponctuellement à cet endroit engendrent une croissance importante du phytoplancton dans les deux zones d'élargissement et de ralentissement que sont Stater Pound et lac à la Truite. La grande productivité de ces deux secteurs provoque une conversion du phosphore dissous en phosphore particulaire, et une augmentation de chlorophylle qui entraîne des hausses de MES et de turbidité. Finalement, le lac William joue le rôle de bassin de sédimentation alors que tous les indicateurs montrent une baisse à son exutoire, principalement le phosphore total, la chlorophylle, les MES et la turbidité.

4.2 Tendances de la qualité de l'eau de la rivière Bécancour à Salaberry

Le suivi régulier de la rivière Bécancour à la station permanente de Salaberry (RB3) a permis d'y tracer l'évolution de la qualité de l'eau. Parmi les 10 indicateurs retenus, seulement deux ont démontré une tendance significative ($P < 0,05$) depuis 1990, soient le phosphore dissous et le carbone organique dissous (COD) (tableau 3). La concentration en phosphore dissous a subi une baisse annuelle moyenne de $5 \mu\text{g l}^{-1}$ depuis 1990, alors que le COD chutait annuellement de $0,33 \text{ mg l}^{-1}$ depuis 1993 (figure 4). La baisse de phosphore dissous, attribuable à une meilleure efficacité du système d'épuration des eaux usées, est particulièrement visible depuis 1993. En 1997 et 1998, des concentrations très élevées ont cependant été mesurées pendant la période d'été estival.

| Station | Indicateur | Unités | Médiane | Tendance pente (unité/an) |
|---------|------------------------|-----------------------|---------|------------------------------|
| RB3 | COD | mg l^{-1} | 6,30 | -0,33 |
| | Coliformes | coli./100 ml | 3 550 | n.s. |
| | Conductivité | $\mu\text{S cm}^{-1}$ | 383,0 | n.s. |
| | NH_3 | mg l^{-1} | 0,200 | n.s. |
| | Azote total | mg l^{-1} | 1,340 | n.s. |
| | Phosphore dissous | $\mu\text{g l}^{-1}$ | 60 | -5 |
| | Phosphore particulaire | $\mu\text{g l}^{-1}$ | 23 | n.s. |
| | Phosphore total | $\mu\text{g l}^{-1}$ | 105 | n.s. |
| | MES | mg l^{-1} | 4,00 | n.s. |
| | Turbidité | UNT | 2,05 | n.s. |
| RB6 | COD | mg l^{-1} | 5,80 | n.s. |
| | Coliformes | coli./100 ml | 10,0 | -1,5 |
| | Conductivité | $\mu\text{S cm}^{-1}$ | 175,0 | n.s. |
| | NH_3 | mg l^{-1} | 0,060 | n.s. |
| | Azote total | mg l^{-1} | 0,597 | n.s. |
| | Phosphore dissous | $\mu\text{g l}^{-1}$ | 15 | -1 |
| | Phosphore particulaire | $\mu\text{g l}^{-1}$ | 12 | -1 |
| | Phosphore total | $\mu\text{g l}^{-1}$ | 29 | -1 |
| | MES | mg l^{-1} | 2,00 | n.s. |
| | Turbidité | UNT | 1,60 | -0,07 |

Tableau 3. Médianes et tendances des indicateurs de la qualité de l'eau de la rivière Bécancour aux stations principales RB3 et RB6 (n.s. : non significatif).

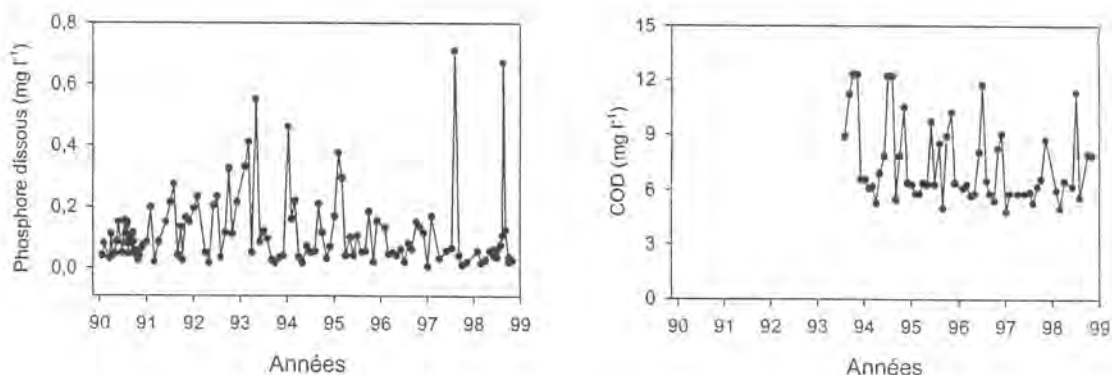


Figure 4. Séries chronologiques des descripteurs montrant une tendance significative ($P < 0,05$), rivière Bécancour à Salaberry.

4.3 Tendance de la qualité de l'eau de la rivière Bécancour à l'exutoire du lac William

L'échantillonnage régulier de la station permanente située à l'exutoire du lac William (RB6) a permis de tracer l'évolution de la qualité de l'eau du lac. Parmi les 10 indicateurs retenus, cinq ont démontré une tendance significative depuis 1990 (tableau 3). Le phosphore dissous, le phosphore particulaire, le phosphore total, les coliformes fécaux et la turbidité ont tous affiché une baisse significative ($P < 0,05$) pendant les années 90 (figure 5). La baisse de turbidité est un bon indicateur de l'amélioration générale de la qualité de l'eau, alors que la baisse de coliformes fécaux signifie l'amélioration des conditions bactériologiques. À ce niveau, il est intéressant de constater que le critère de qualité lié à la baignade (200 coli./ml) n'a été dépassé qu'à deux reprises depuis 1995.

Malgré qu'elle montre une baisse significative, la concentration en phosphore total demeure élevée. En 1998, la médiane était de $22 \mu\text{g l}^{-1}$, une concentration suffisamment élevée pour permettre la croissance des blooms d'algues. De plus, une forte proportion (45 %) du phosphore était sous la forme dissoute, la plus facilement utilisable par le phytoplancton.

C'est donc dire que globalement, la qualité de l'eau du lac William s'est améliorée depuis 1990. Le problème bactériologique est en forte régression, la clarté de l'eau s'améliore et le phosphore est en baisse. Dans le cas du phosphore, la diminution des concentrations n'a cependant pas été suffisante pour éliminer définitivement l'apparition de blooms. L'amélioration notable de la qualité de l'eau observée en 1994 est un signe encourageant (Gagnon *et al*, 1994), mais il faut être conscient que la récupération des écosystèmes lacustres longtemps affectés par des apports excédentaires en phosphore est un long processus. Les éléments nutritifs accumulés par les sédiments aux cours des années 70 et 80 sont susceptibles de contribuer au processus d'eutrophisation plusieurs années après avoir été introduits dans le lac.

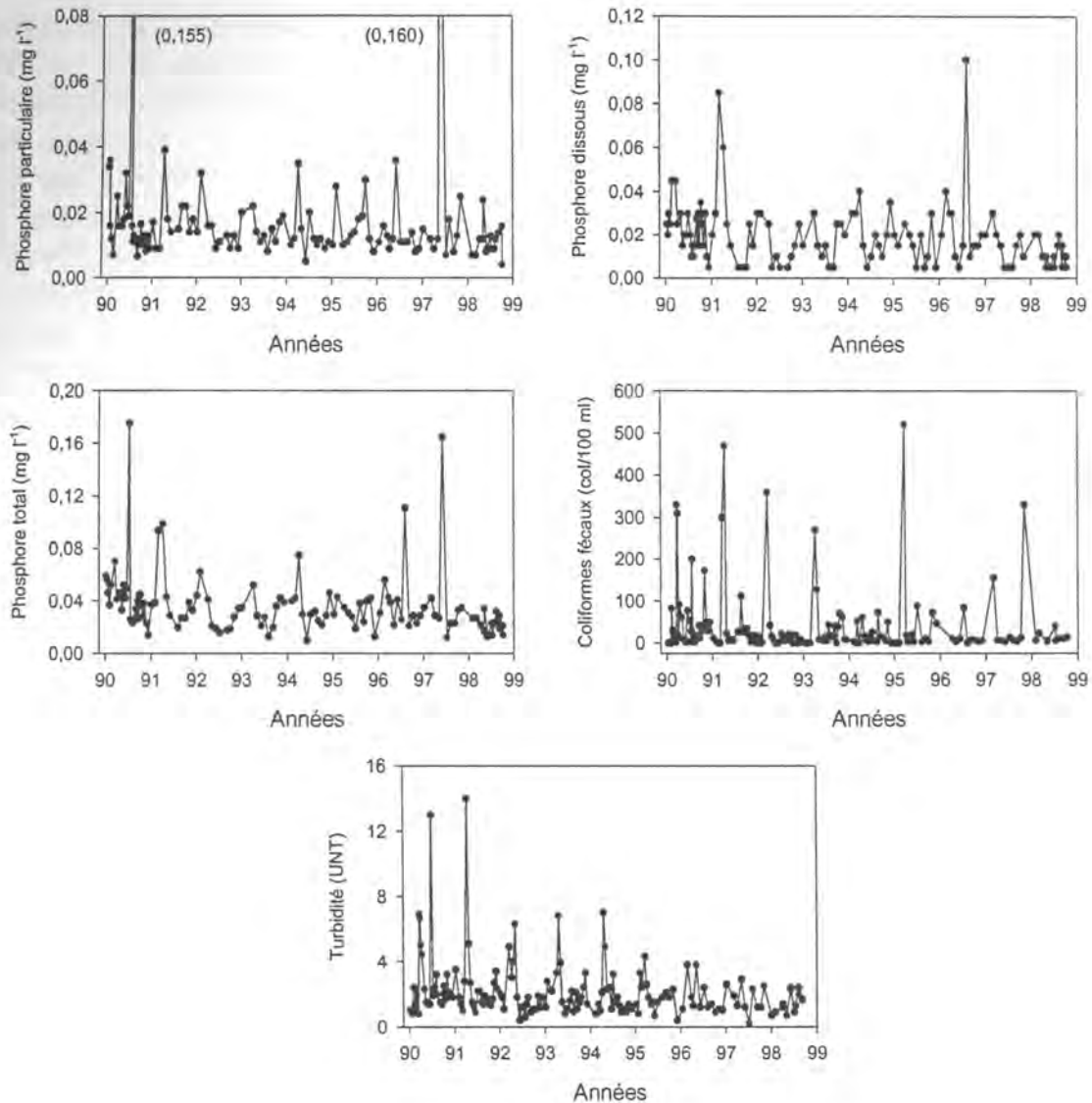
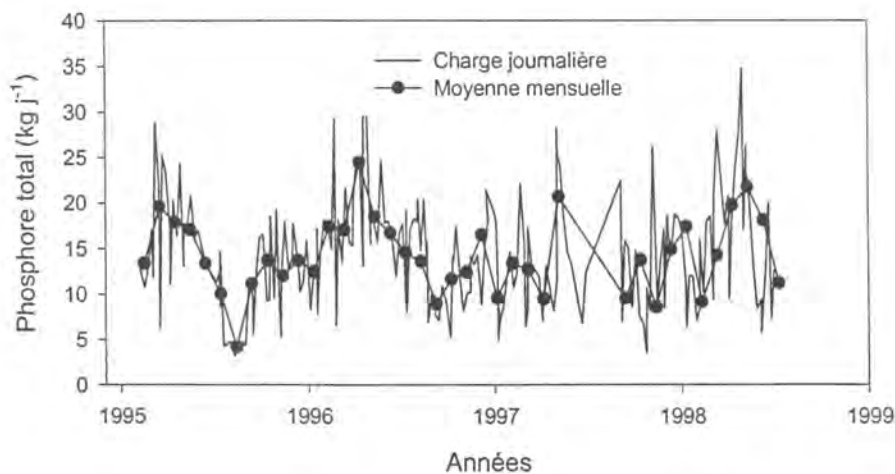
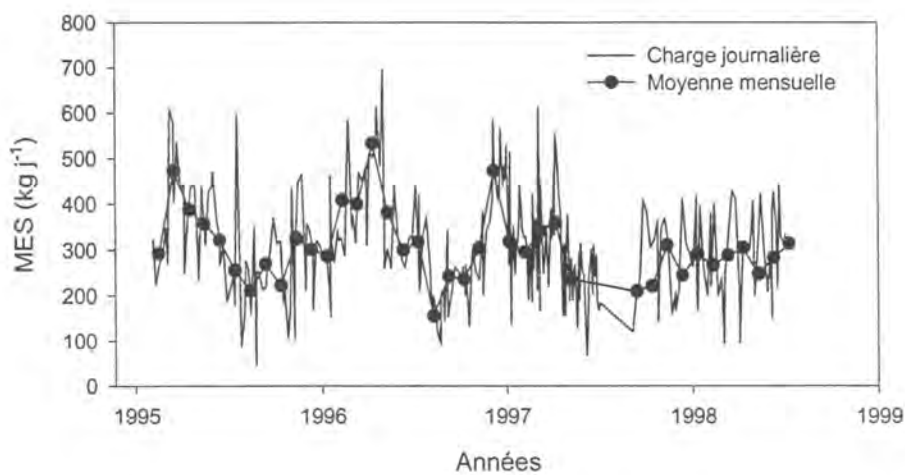
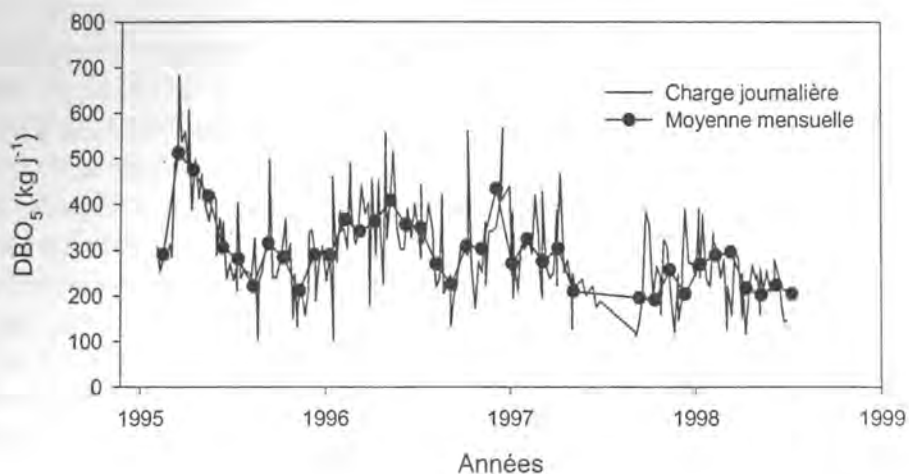


Figure 5. Séries chronologiques des descripteurs montrant une tendance significative ($P < 0,05$), rivière Bécancour à la sortie du lac William.

4.4 Tendances en DBO₅, MES et phosphore total dans l'effluent de l'usine d'épuration de Thetford Mines-Black Lake.

Les données de l'effluent de la station de Thetford Mines-Black Lake montrent une baisse significative ($P < 0,05$) des charges en DBO₅ et MES depuis 1995 (figure 6). Les charges en DBO₅ ont subi une baisse annuelle moyenne de 51,8 kg j⁻¹ depuis 1995, alors que les charges journalières en MES étaient réduites annuellement de 27 kg j⁻¹. Les charges en phosphore total n'ont cependant pas démontré de diminution, mais plutôt une légère augmentation non significative de 0,27 kg j⁻¹. Le traitement de déphosphatation actuellement effectué à l'usine d'épuration de Thetford Mines-Black Lake est à la limite de la technologie. Les concentrations de phosphore de son effluent, qui oscillent normalement entre 0,1 et 0,9 mg l⁻¹, démontrent un bon rendement et respectent le critère de rejet de 1,0 mg l⁻¹ du ministère de l'Environnement. Avec un rejet quotidien moyen de 13,96 kg de phosphore, la station d'épuration de Thetford Mines-Black Lake représente une charge annuelle de 5 095,4 kg de phosphore pour la rivière Bécancour.

Figure 6. Évolution des charges journalières en DBO₅, MES et phosphore total déversées dans la rivière Bécancour par l'effluent de la station d'épuration des eaux usées de Thetford Mines-Black Lake depuis 1995 (page suivante).



4.5 Apports de phosphore au lac William

L'échantillonnage des trois principaux tributaires du lac William a permis de quantifier et de répartir les apports ponctuels en phosphore au plan d'eau. Pendant les six mois d'échantillonnage, les charges en phosphore déversées par la rivière Bécancour et les ruisseaux Fortier et Pinnette étaient de 11 939,0 kg. Les apports en provenance de la rivière Bécancour se chiffraient à 10 669,2 kg, alors que les ruisseaux Fortier (incluant le ruisseau Larose (136,4 kg) mais excluant le rejet de la pisciculture) et Pinnette étaient respectivement responsables de 1 096,3 kg et 173,5 kg de phosphore. Les charges annuelles des trois tributaires ont été estimées au double des ces valeurs (tableau 4). Ainsi, malgré une baisse notable de 46,4 % depuis 1979 suite aux travaux d'assainissement urbain, la rivière Bécancour demeure la principale source de phosphore du lac William puisqu'elle est responsable de 76,0 % des apports totaux (figure 7). Le ruisseau Pinnette affiche également une baisse importante de 51,8 % et représente 1,2 % de la charge totale, alors que les apports du ruisseau Fortier sont en hausse de 7,8 % et équivalent maintenant à 7,8 % de la charge totale.

Les apports diffus en phosphore peuvent être estimés par le biais de modèles. Ces modèles, tel que ceux de Alain et Lerouzès (1979) et Dillon *et al.* (1986), reposent sur une connaissance détaillée du bassin versant et de l'utilisation du territoire. Lors de la diagnose du lac William en 1979, Bourassa et Alain (1980) ont appliqué le modèle de Alain et Lerouzès au lac William. Afin de compléter la présente étude, les calculs de Bourassa et Alain (1980) estimant les charges de phosphore des sous-bassins riverains au lac William qui ne sont pas drainées par les ruisseaux Larose, Fortier et Pinnette ont été utilisés avec quelques modifications (tableau 4 et figure 7). Ces territoires consistent en la rive Est du lac William, le bassin versant du ruisseau Gardner et une partie de la rive Ouest occupée par Bernierville.

L'utilisation des données de 1979 est convenable puisqu'on observe une baisse de 9 % de la population humaine dans le bassin versant du lac William entre 1985 et 1998. D'autre part, l'ensemble du cheptel du bassin versant de la rivière Bécancour connaissait une hausse de 2,2 % entre 1979 et 1986 (Bérubé, 1991). Dans l'ensemble, il semble que les pressions urbaines et agricoles exercées sur le lac n'aient pas connu de croissance notable. Cependant, la construction d'usines d'épuration des eaux usées desservant les municipalités de Thetford Mines, Black Lake, Bernierville et Halifax-Sud a permis de diminuer considérablement l'impact des populations humaines. Ces actions ont eu des répercussions positives sur les apports de la rivière Bécancour, mais également sur l'impact de Bernierville en réduisant de 82 % les charges de phosphore de ce secteur (tableau 4).

Le tableau 4 démontre que la plupart des charges de phosphore sont à la baisse depuis 1979. L'établissement d'une pisciculture en bordure du lac a cependant occasionné de nouveaux apports. Les rejets d'installations piscicoles sont riches en éléments nutritifs et peuvent présenter une charge plus ou moins grande en phosphore selon la teneur en phosphore de la moulée utilisée, la production annuelle et le procédé de filtration des eaux usées. Selon les mesures effectuées dans le ruisseau Fortier en amont et en aval de l'effluent de la pisciculture pendant l'été 1998, l'établissement occasionnait une charge supplémentaire de 1 326,5 kg de phosphore dans le ruisseau. Annuellement, cette charge a été estimée à 2 653 kg et représente 9,5 % de la charge

totale de phosphore au lac. Il s'agit cependant d'une estimation grossière de l'impact de la pisciculture puisque la concentration en phosphore de l'effluent peut subir de fortes variations au cours d'une journée, par exemple après les heures de nourrissage, ou au cours d'une année selon l'intensité de la production. Il est à noter que la station piscicole a fait une demande de certificat d'autorisation pour améliorer son système de filtration, un suivi ultérieur permettra de mieux quantifier l'impact de cette source ponctuelle de phosphore.

| Sources | Charge en phosphore | | | | |
|---------------------------------|---------------------|--------------|-----------------|--------------|---------------|
| | 1979 | | 1998 | | Variation |
| | kg | % | kg | % | |
| Rivière Bécancour | 39 818,6 | 86,8 | 21 338,4 | 76,0 | - 46,4 |
| Ruisseau Fortier | 2 034,0 | 4,4 | 2 192,6 | 7,8 | + 7,8 |
| Ruisseau Pinnette | 720,5 | 1,6 | 347,0 | 1,2 | - 51,8 |
| Ruisseau Gardner | 223,8 | 0,5 | 223,8 | 0,8 | 0 |
| Rive Est | 738,1 | 1,6 | 738,1 | 2,6 | 0 |
| Bernierville | 2 145,3 | 4,7 | 385,3 | 1,4 | - 82,0 |
| Pisciculture <i>existe plus</i> | - | - | 2 653,0 | 9,5 | + 100,0 |
| Précipitation | 187,0 | 0,4 | 187,0 | 0,7 | 0 |
| Total | 45 867,3 | 100,0 | 28 065,2 | 100,0 | - 38,8 |

Tableau 4. Répartition et évolution des charges de phosphore au lac William selon leurs sources pour 1979 et 1998.

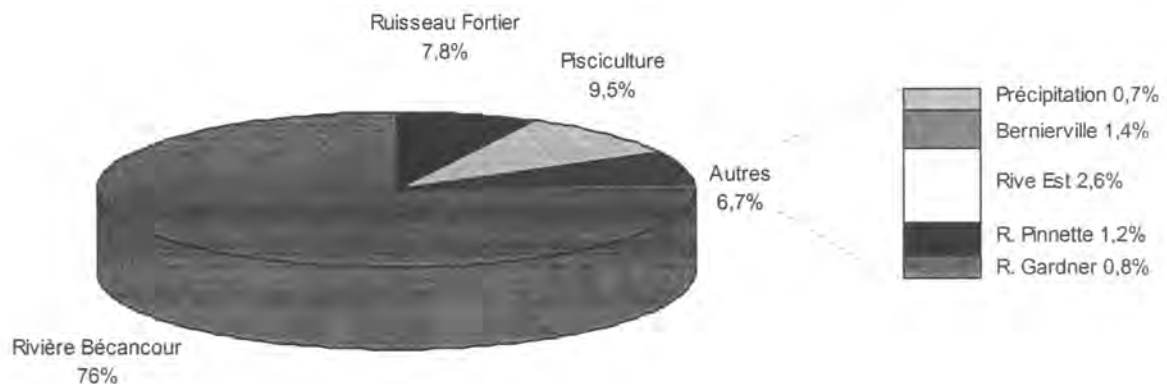


Figure 7. Répartition des apports en phosphore au lac William selon les sources pour 1998.

de façon globale, la charge annuelle de phosphore du lac William a subi une baisse notable de 7 802,1 kg depuis 1979, une diminution de 38,8 % (tableau 4). Les efforts d'assainissement ont contribué à réduire la pression exercée sur le plan d'eau, mais la charge actuelle demeure problématique puisqu'elle semble toujours occasionner une prolifération algale. Selon le modèle reliant l'état trophique d'un lac à sa concentration prédite de phosphore au brassage printanier (Alain et Lerouzès, 1979), seule une charge inférieure à 11 043,1 kg de phosphore permettrait un retour du lac William vers le stade mésotrophe. Une telle baisse signifiait une réduction de 75 % de la charge établie en 1979 (Bourassa et Alain, 1980). Pour atteindre cet objectif, la charge actuelle devrait être réduite de 60 %, ce qui équivaut à l'élimination complète des apports en provenance du cheptel, des engrais et de la population humaine. Un tel objectif est logiquement impensable, mais des actions peuvent tout de même être entreprises afin de réduire la charge en phosphore et surtout, éviter qu'elle n'augmente à nouveau.

5. Conclusion et recommandations

Les efforts d'assainissement déployés au cours des 15 dernières années ont porté fruit jusqu'à un certain point. La qualité bactériologique et physico-chimique du lac William montre définitivement des signes d'amélioration puisque les concentrations de phosphore dissous, particulaire et total, les coliformes fécaux et la turbidité enregistrés à l'exutoire sont en baisse depuis 1990.

Cependant, les efforts devront se poursuivre afin de réduire les charges de phosphore au lac puisque la concentration de cet élément nutritif demeure problématique. Il faut par contre être conscient que la source principale de phosphore du lac William est l'effluent de l'usine d'épuration des eaux de Thetford Mines-Black Lake, et qu'actuellement, les installations ont un très bon rendement, respectent les critères de rejets et ne peuvent réduire d'avantage les quantités rejetées puisqu'elles sont aux limites de la technologie.

Dans cet optique, nous recommandons :

- 1) D'encourager la renaturalisation des rives du lac et de ses affluents ;
- 2) D'interdire l'épandage d'engrais chimique sur les terrains riverains du lac William ; *Région*
- 3) D'instaurer un programme obligatoire de vidange des fosses septiques ;
- 4) D'améliorer le système de traitement des eaux de rejet de la pisciculture et d'en faire un suivi annuel ; *Deur. régionale*
- 5) De limiter la production piscicole au niveau actuel ;
- 6) D'utiliser la moulée offrant la teneur la plus faible en phosphore pour les activités piscicoles ;
- 7) D'étudier la pertinence et la faisabilité de construire des bassins de rétention pour la station d'épuration de Thetford Mines-Black Lake ; *Deur. régionale*
- 8) D'instaurer un suivi de la qualité de l'eau du lac William en collaboration avec les groupes de citoyens.

Références

ALAIN, J. et M. LEROUZÈS. 1979. Méthodologie pour le calcul des apports en phosphore et la détermination de la capacité de support d'un lac. Service de la qualité des eaux, ministère des Richesses Naturelles, 51 pages.

BÉRUBÉ, P. 1991. Qualité des eaux du bassin de la rivière Bécancour, 1979 à 1989. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, 187 pages.

BOURASSA, F. et J. ALAIN. 1980. Rapport de la diagnose écologique du lac William 80-10. Ministère des Ressources Naturelles, Direction générale des eaux, Service de la qualité des eaux, 117 pages.

CROTEAU, G. et S. POIRIER. 1987. Suivi préliminaire du lac William, suite au projet d'assainissement des eaux usées des municipalités de Bernierville et Halifax-Sud, rapport d'étape. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction générale de l'assainissement des eaux, 59 pages.

DILLON, P.J., K.H. NICHOLLS, W.A. SCHNEIDER, N.D. YAN et D.S. JEFFRIES. 1986. Lakeshore capacity study : trophic status. Ontario Ministry of the Environment, 80 pages.

DUPONT, C. ET F. RICHARD. 1977. Étude des lacs William et Joseph, bassin de la rivière Bécancour. Service de protection de l'environnement, 110 pages.

GAGNON, R., P. ROULEAU et N. LEMIEUX. 1994. Étude de la qualité de l'eau du lac William, été 1994. Rapport présenté à l'Association des riverains du lac William et aux municipalités de Bernierville et de Saint-Ferdinand, 46 pages.

GAGNON, R. 1995. Évaluation de la cote trophique, lac William, août 1995. Rapport présenté à l'Association des riverains du lac William et aux municipalités de Bernierville et de Saint-Ferdinand, 5 pages.

VALLÉE, S. 1997. Rapport d'échantillonnage et d'analyses du lac William. Rapport présenté par Biolab Inc. À la municipalité de Saint-Ferdinand, 8 pages.

VALLÉE, S. 1996. Rapport d'analyses du lac William. Rapport présenté par Biolab Inc. À la municipalité de Saint-Ferdinand, 8 pages.

Annexe 1

Localisation des stations d'échantillonnage dans le bassin versant du lac William

| No. de station | No. de station BQMA* | Statut réseau | Localisation |
|----------------|----------------------|---------------|---|
| RB1 | 2400037 | Secondaire | Décharge du lac Bécancour au dernier pont-route avant son embouchure |
| RB2 | 2400036 | Secondaire | Rivière Bécancour au pont-route 112 à Black Lake |
| RB3 | 2400005 | Principale | Rivière Bécancour au pont-route à 1,3 km au sud-ouest de Salaberry (près de Black Lake) |
| RB4 | 2400011 | Secondaire | Rivière Bécancour au barrage de Stater Pound |
| RB5 | 2400012 | Secondaire | Rivière Bécancour au pont-route à 0,9 km en aval du lac à la Truite |
| RB6 | 2400006 | Principale | Rivière Bécancour à la sortie du lac William |
| TR1 | 2400010 | Secondaire | Rivière au Pin au pont-route à 0,6 km en amont de la rivière Bécancour |
| TR2 | 2400033 | Secondaire | Ruisseau Larose au pont-route 265 au nord de Bernierville |
| TR3 | 2400032 | Secondaire | Ruisseau Fortier au pont-route 265 au nord de Bernierville |
| TR4 | 2400034 | Secondaire | Ruisseau Fortier à son embouchure dans le lac William |
| TR5 | 2400035 | Secondaire | Ruisseau Pinnette au pont-route près de l'embouchure |

* Banque de qualité du milieu aquatique