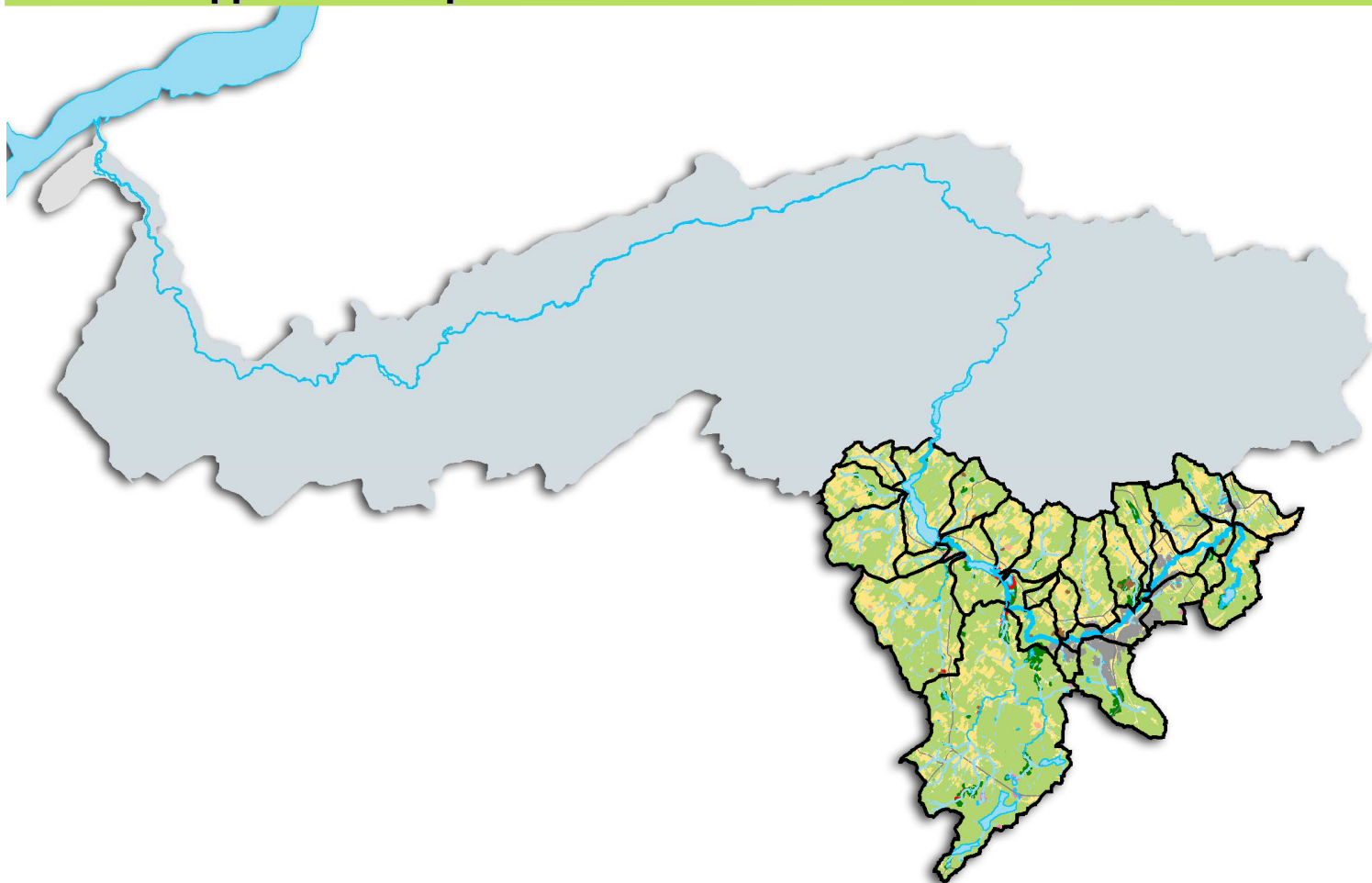


Diagnostic sur les ressources et les usages de la Haute-Bécancour

>> Rapport technique



Marie-Eve Masi
Dominic Bourget

Février 2007



Canards Illimités Canada
LA SOCIÉTÉ DE CONSERVATION

Diagnostic sur les ressources et les usages de la Haute-Bécancour*

Équipe de réalisation

Supervision :	Dominic Bourget ¹
Rédaction :	Marie-Eve Masi ^{1,2} Dominic Bourget ¹
Conception graphique et mise en page :	Marie-Eve Masi ^{1,2}
Terrain et laboratoire :	Dominic Bourget ¹ Marie-Eve Masi ^{1,2} Louis-Bernard Nadeau ¹
Géomatique :	Sylvie Picard ¹ Jason Beaulieu ¹
Révision linguistique :	Marie Blais ¹

1. Canards Illimités Canada, 710 rue Bouvier, bureau 260, Québec (Québec), G2J 1C2.
2. Institut national de la recherche scientifique - Centre Eau, Terre et Environnement, 490 de la Couronne, Québec (Québec) G1K 9A9.

Citation recommandée :

MASI, M.-E. et D. BOURGET. 2007. *Diagnostic sur les ressources et les usages de la Haute-Bécancour, Rapport technique*. Canards Illimités Canada, Québec, 68 p. et 14 annexes.

* Ce document constitue également le rapport de stage de Marie-Eve Masi pour compléter sa maîtrise professionnelle en sciences de l'eau à l'INRS – Centre Eau, Terre et Environnement, sous la direction de Monsieur Alain Rousseau.

RÉSUMÉ

La tête du bassin versant de la rivière Bécancour, aussi appelée Haute-Bécancour, est depuis longtemps aux prises avec un grave problème de qualité des eaux de surface (Bérubé, 1991). Encore aujourd'hui, la tête du bassin versant est très dégradée comparativement à son embouchure, et ce, en partie en raison de l'absence de désinfection à la station d'épuration de Thetford Mines et des nombreux problèmes de débordement d'égouts par temps de pluie en amont du bassin (Simard, 2004). Les conséquences de cette surcharge de polluants organiques et toxiques ont notamment contribué à l'eutrophisation du lac William, situé en aval de la Haute-Bécancour (Légaré, 1999). Consciente de sa part de responsabilité dans la problématique de la qualité des eaux de surface du territoire, la Ville de Thetford Mines a mandaté Canards Illimités Canada de poser un diagnostic sur les ressources et les usages de la Haute-Bécancour. L'objectif général poursuivi consistait à dresser le portrait du territoire et à accorder une attention particulière à la qualité des eaux de surface. L'objectif spécifique était d'analyser la contribution relative de chacun des sous-bassins versants au problème global de contamination de cet hydrosystème.

Pour chacun des 21 sous-bassins versants et des quatre sections distinctes du cours principal de la rivière Bécancour, des statistiques ont été extraites de différentes bases de données à références spatiales afin de dresser un portrait général. De plus, une station d'échantillonnage a été localisée dans chacune des quatre sections du cours principal de la rivière Bécancour, à l'exception de la section Thetford Mines qui comporte deux stations, ainsi qu'à l'embouchure des 21 sous-bassins versants. Dans le cas de la rivière au Pin, deux autres stations ont été localisées à la confluence des deux principaux cours d'eau qui drainent ce sous-bassin versant. Ces 28 stations d'échantillonnage ont été visitées à sept reprises entre le 12 juillet et le 24 octobre 2006. Pour chacune des 28 stations d'échantillonnage, neuf différents paramètres relatifs à la qualité des eaux de surface ont été mesurés : l'oxygène dissous, la température, la conductivité, les matières en suspension (MES), les nitrites-nitrates, le pH, le phosphore total, la turbidité et les coliformes fécaux. Le niveau de qualité des eaux de surface des 28 stations d'échantillonnage a ensuite été qualifié à l'aide d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) de l'eau, variant de 0 (très mauvaise qualité) à 100 (bonne qualité). Une estimation de la charge annuelle pour les coliformes fécaux, les matières en suspension, les nitrites-nitrates et le phosphore total a également été calculée pour chacune des 28 stations d'échantillonnage.

Les eaux de surface de la Haute-Bécancour sont alcalines, la valeur des médianes des portions de territoire fortement marquées par les activités minières avoisinant et dépassant même parfois un pH de 9. La contamination bactériologique est l'un des principaux problèmes dans la Haute-Bécancour, surtout sur le cours principal de la rivière en aval de la Ville de Thetford Mines, où la concentration médiane en coliformes fécaux est de 5 600 UFC/100 mL. Par ailleurs, 19 des 28 stations échantillonnées ont des valeurs extrêmes qui sont supérieures au critère de qualité établi pour les activités récréatives (contact secondaire = 1 000 UFC/100 mL). L'autre problème majeur se situe au niveau des concentrations de phosphore total, dont les médianes atteignent des valeurs aussi élevées que 0,073 mg/L. En outre, 20 des 28 stations ont une valeur médiane située au-delà du critère de qualité de l'eau en rivière pour la prévention de l'eutrophisation en présence de plans d'eau déjà enrichis (0,02 mg/L). Quant à l'évolution des charges estimées en phosphore, en nitrites-nitrates, en coliformes fécaux et en matières en suspension sur le cours principal de la rivière Bécancour, on remarque une augmentation depuis la décharge du lac Bécancour jusqu'à la décharge du lac à la Truite, puis une diminution à l'exutoire du lac William, à l'exception des coliformes fécaux qui diminuent à partir de la décharge du lac à la Truite. Globalement, la qualité de l'eau sur le cours principal de la rivière Bécancour est « douteuse » en aval du lac Bécancour, elle est « très mauvaise » dans le secteur de Thetford Mines, « mauvaise » dans le secteur d'Irlande, et « douteuse » en aval du lac William. Le sous-bassin versant du ruisseau Nadeau est le seul dont la qualité de l'eau est qualifiée de « bonne », la plupart des autres sous-bassins ayant une eau de qualité « douteuse » et, dans une moindre mesure, « satisfaisante ».

Dans l'ensemble, le diagnostic montre que la problématique de contamination des eaux de surface de la Haute-Bécancour concerne l'ensemble du territoire, malgré le fait que la Ville de Thetford Mines accuse la plus grande part de responsabilité. Les principaux enjeux auxquels les intervenants devront s'attaquer afin que l'on puisse observer une amélioration notable de la qualité des eaux de surface sur le territoire sont : les problèmes de débordements et l'absence de désinfection dans les stations d'épuration, la méconnaissance de l'état des installations sanitaires, l'artificialisation des rives des lacs de villégiature, la pollution provenant des mines actives, le libre accès du bétail aux cours d'eau, le non-respect des bandes riveraines en milieu agricole et forestier ainsi que certaines pratiques forestières néfastes, telles que les ponceaux mal aménagés, l'exploitation des cédrières humides et le drainage forestier.

ABSTRACT

The Upper Bécancour, located upstream of the Bécancour River watershed, has been confronted for a long time with a serious surface water contamination problem (Bérubé, 1991). To this day, water quality at the head of the watershed is of poorer quality than at the mouth of the Saint Lawrence River, particularly due to the lack of disinfecting practices at the Thetford Mines' wastewater treatment plant and the domestic sewer overflows that occur during periods of rain (Simard, 2004). The resulting surcharge of organic and toxic pollutants has contributed to the eutrophication of Lake William, located downstream of the Upper Bécancour (Légaré, 1999). The City of Thetford Mines is aware of its responsibility towards this problem and has mandated Ducks Unlimited Canada to conduct a diagnosis of the Upper Bécancour's surface water resources and uses. The main objective of this project was to paint a better portrait of the territory with regards to the quality of surface water. A more specific objective was to analyze the relative contribution of each sub-watershed to the hydrographical system's global water contamination problem.

For each of the twenty one sub-watersheds and the four sections that divide the Bécancour River, summary statistics were generated from various geographic databases to draw a general portrait of the region. Moreover, a sampling station was located in each of the twenty one sub-watersheds and in the four sections of the Bécancour River at the mouth of each sub-watershed, although two sampling stations were located to the Thetford Mines and Pine River sections at the confluence of the two main rivers draining this sub-watershed. These twenty eight sampling stations were visited seven times between July 12 and October 24, 2006. For each of these visits, nine different parameters relative to the quality of surface waters were measured including: dissolved oxygen, temperature, conductivity, suspended solids, nitrite-nitrate, pH levels, total phosphorus, turbidity and fecal coliform bacteria. Surface water quality levels for the twenty eight sampling stations were then qualified with a water physico-chemical and bacteriologic quality index (IQBP in french), varying from 0 (very poor quality) to 100 (good quality). The estimated annual charge of fecal coliform bacteria, total suspended solids, nitrite-nitrate and total phosphorus were also calculated for each sampling station.

Surface waters in the Upper Bécancour are basic (alkaline), with a median pH value sometimes higher than 9 in areas dominated by mining activities. Bacteriologic contamination is one of the major problems in this region, especially along the Bécancour River downstream of the City of Thetford Mines where the median concentration of fecal coliform bacteria was registered at 5,600 colonies/100 mL. There were 19 out of 28 sampling stations that recorded extreme values which are much higher than the quality criteria established by the government for recreational activities (secondary contact = 1,000 colonies/100 mL). The other major problem is that the total phosphorus median concentration levels sometimes reached as high as 0.073 mg/L. Moreover, 20 of 28 stations had a median value higher than the quality criteria needed to prevent eutrophication in the case of enriched rivers (0.02 mg/L). As for the evolution of the estimated total phosphorus loads, nitrite-nitrate, fecal coliform bacteria and total suspended solids on the Bécancour River, we notice an increase from Lake Bécancour up to Trout Lake, then a decrease at Lake William, with the exception of fecal coliform that actually dropped downstream of Trout Lake. Globally, the water quality on the Bécancour River is « doubtful » downstream of Lake Bécancour, « very poor » in the Thetford Mines area, « poor » in the Irlande area, and « doubtful » again downstream of Lake William. The Nadeau River sub-watershed is the only basin where the water quality can be qualified as « good », with the majority of sub-watersheds having a « doubtful » quality and, to a smaller extent, « satisfying ».

Overall, the diagnosis shows that surface water contamination problems in the Upper Bécancour are of concern for the entire territory, even if Thetford Mines is willing to accept a greater part of the responsibility. The main issues that stakeholders should consider before seeing a significant improvement of surface water quality are : overflow of domestic sewers and lack of disinfecting practices at all wastewater treatment plants, lack of awareness of the state of septic tanks, artificial embankment of lake shorelines for housing construction, source contamination from the active mines, open cattle access to streams and rivers, riparian buffer zones in the agricultural and forested environment and the harmful effects of forest practices such as poorly managed culverts, wetland exploitation and forest drainage.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	V
ABSTRACT	VI
TABLE DES MATIÈRES	VII
LISTE DES TABLEAUX	IX
LISTE DES FIGURES	X
LISTE DES ANNEXES.....	XI
1. INTRODUCTION	1
2. MÉTHODOLOGIE.....	3
2.1 Territoire d'étude	3
3. QUALITÉ DES EAUX DE SURFACE.....	11
3.1 Critères de qualité de l'eau et objectifs environnementaux de rejet.....	11
3.2 Survol historique et suivi gouvernemental de la qualité des eaux de surface dans la région	11
4. PROBLÉMATIQUES ENVIRONNEMENTALES.....	15
4.1 Domaine municipal.....	15
4.1.1 Stations d'épuration.....	15
4.1.2 Installations sanitaires	18
4.1.3 Artificialisation des rives	20
4.1.4 Terrains de golf	21
4.2 Domaine industriel.....	22
4.2.1 Mines d'amiante.....	22
4.2.2 Autres industries	24
4.3 Domaine agricole.....	25
4.3.1 Réglementation et politiques	25
4.3.2 Drainage	26
4.3.3 Zones d'activités limitées et surplus en phosphore	26
4.3.4 Piscicultures.....	28
4.4 Domaine forestier	30
4.4.1 Réglementation.....	30
4.5 La topographie et le climat.....	31
4.6 Problématique particulière : les écosystèmes lacustres	36
4.6.1 Le phosphore	36

4.6.2	Les cyanobactéries	37
4.6.3	Le lac William	38
4.6.4	Le lac de l'Est.....	39
4.6.5	Le lac Bécancour	40
4.6.6	Le lac à la Truite et l'étang Stater	40
4.6.7	Le lac Breeches	40
4.6.8	Le lac Sunday	41
5.	RÉSULTATS DE LA CAMPAGNE D'ÉCHANTILLONNAGE	41
5.1	Paramètres de la qualité de l'eau : concentrations, critères et variabilité	43
5.1.1	Saturation en oxygène	43
5.1.2	pH.....	44
5.1.3	Conductivité.....	45
5.1.4	Coliformes fécaux	46
5.1.5	Matières en suspension et turbidité	47
5.1.6	Nitrites-nitrates.....	49
5.1.7	Phosphore total.....	49
5.2	Charges.....	50
5.3	IQBP et diagnostic général par sections et par sous-bassins versants	57
6.	PRINCIPAUX ENJEUX.....	61
7.	REMERCIEMENTS	63
8.	RÉFÉRENCES	65
ANNEXES	69

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Paramètres analysés : description, critères de qualité de l'eau définis par le MDDEP, provenance, conséquences environnementales, limite de détection et résumé de la méthode analytique employée.	9
Tableau 2.	Historique de la qualité des eaux de surface de la Haute-Bécancour.	13
Tableau 3.	Caractéristiques et performances des stations d'épuration de la Haute-Bécancour.	15
Tableau 4.	Stations d'épuration de la Haute Bécancour et débordements des ouvrages de surverse.	17
Tableau 5.	Résultats de l'analyse d'un échantillon d'eau usée provenant du trop-plein de la station d'épuration de Thetford Mines prélevé le 24 avril 2006.	17
Tableau 6.	Portrait des installations sanitaires des 14 municipalités de la Haute-Bécancour localisées par unités cartographiques.	19
Tableau 7.	Principales industries présentes dans la Haute-Bécancour.	24
Tableau 8.	Nombre d'unités animales (u.a.) par unités cartographiques.	27
Tableau 9.	Piscicultures présentes sur le territoire d'étude.	29
Tableau 10.	Normales climatiques 1971-2000, Thetford Mines (altitude : 381 m).	35

LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Territoire d'étude : la Haute-Bécancour et ses sous-bassins versants.....	7
Figure 2.	Qualité de l'eau à l'embouchure et à la tête des bassins versants des principales rivières du Québec (IQBP ₇ 2000-2002).	12
Figure 3.	Système de roseaux épurateurs pour le traitement des eaux usées en bordure du lac Sunday.	19
Figure 4.	Artificialisation des rives du lac William (en haut à gauche), du lac Bécancour (en haut à droite), et du lac de l'Est (en bas).	20
Figure 5.	Haldes de résidus miniers aux stations d'échantillonnage SBG-3 et SBG-4.	23
Figure 6.	Déblais végétalisés à la station d'échantillonnage B-2A.	23
Figure 7.	Présence de ruminants en bordure des cours d'eau (de haut en bas) aux stations d'échantillonnage B-1, B-4 et SBD-9.	25
Figure 8.	Préservation d'une bande riveraine de végétation en milieu agricole.....	26
Figure 9.	Reprofilage de cours d'eau en amont de la station SBG-5B.	26
Figure 10.	Profil en long de la rivière Bécancour et localisation de ses principaux tributaires.....	33
Figure 11.	Périodes d'échantillonnage en lien avec les débits de la rivière Bécancour enregistrés à la station 024013 (Irlande) ainsi que les précipitations reçues à la station d'épuration de Thetford Mines pour la période du 1 ^{er} juillet au 25 octobre 2006	35
Figure 12.	Exemples d'observation de cyanobactéries.....	37
Figure 13.	Saturation en oxygène par station d'échantillonnage.....	44
Figure 14.	pH par station d'échantillonnage.	45
Figure 15.	Conductivité par station d'échantillonnage.	46
Figure 16.	Teneurs en coliformes fécaux par station d'échantillonnage.....	47
Figure 17.	Concentration de matières en suspension par station d'échantillonnage.....	48
Figure 18.	Turbidité par station d'échantillonnage.	48
Figure 19.	Concentrations en nitrites-nitrates par station d'échantillonnage.	49
Figure 20.	Concentrations en phosphore total par station d'échantillonnage.....	50
Figure 21.	Charges par station d'échantillonnage.....	52
Figure 23.	Évolution des charges médianes estimées sur le cours principal de la rivière Bécancour.....	55
Figure 24.	Portrait général de la qualité de l'eau (IQBP médian) sur le territoire par unités cartographiques.	59

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1.	
Détails des populations et pourcentage des municipalités inclus dans le territoire	71
ANNEXE 2.	
Sources des bases de données à références spatiales	73
ANNEXE 3.	
Descriptif des stations d'échantillonnage	75
ANNEXE 4.	
Échantillonnage d'un cours d'eau à gué.....	77
ANNEXE 5.	
Échantillonnage d'un cours à l'aide d'un échantillonneur	79
ANNEXE 6.	
Critères de qualité de l'eau du MDDEP pour les paramètres analysés.....	81
ANNEXE 7.	
Méthodologie détaillée pour chacun des paramètres investigués pour la qualité de l'eau	91
ANNEXE 8.	
Bilan de phosphore par municipalité sur le bassin versant de la rivière Bécancour.....	121
ANNEXE 9.	
Unités animales par municipalité sur le bassin versant de la rivière Bécancour	123
ANNEXE 10.	
Hydrogramme de la station 024003 et localisation de la station.....	125
ANNEXE 11.	
Données brutes des différents paramètres analysés en laboratoire	127
ANNEXE 12.	
Résultats bruts des charges estimées en phosphore, nitrites-nitrates, MES et coliformes fécaux	135
ANNEXE 13.	
Carte synthèse.....	139
ANNEXE 14.	
CD-ROM : rapport technique et atlas cartographique en format électronique PDF.....	143

1. INTRODUCTION

Depuis longtemps, les activités humaines exercent d'importantes pressions sur les milieux aquatiques et occasionnent une dégradation marquée de la qualité des eaux de surface. Au cours des dernières décennies, l'étalement urbain et l'intensification des activités récréatives, industrielles, agricoles et forestières ont sévèrement affecté bon nombre d'habitats fauniques et ont de plus contribué à limiter plusieurs usages liés à l'eau qui répondent notamment à des besoins humains (prises d'eau potable, villégiature, plages/baignade, sports nautiques, chasse/pêche, etc.). Les torts causés à l'environnement aquatique par les humains proviennent principalement des rejets ponctuels de contaminants industriels et domestiques, de la pollution diffuse provenant de l'épandage d'engrais et de pesticides, de l'érosion des sols et des interventions sur la morphologie des cours d'eau.

La Haute-Bécancour, région qui s'étend du lac Bécancour jusqu'à la décharge du lac William, est le secteur du bassin versant de la rivière Bécancour le plus densément peuplé. Le faible débit et la surcharge de polluants organiques et toxiques occasionnent un sérieux problème de qualité de l'eau dans cette section de rivière et cette problématique ne date pas d'hier (Bérubé, 1991). Selon le *Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec* réalisé récemment par le *ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec* (MDDEP), l'analyse de l'indice de la qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) de l'eau de la rivière Bécancour révèle que la tête du bassin versant est très dégradée comparativement à son embouchure, et ce, en partie en raison de l'absence de désinfection à la station d'épuration de Thetford Mines et des nombreux problèmes de débordement d'égouts par temps de pluie en amont du bassin (Simard, 2004).

Le lac William, situé en aval de la Haute-Bécancour, subit depuis longtemps les conséquences de cette mauvaise qualité des eaux de surface. Ce plan d'eau, le plus important du bassin versant de la rivière Bécancour, de par sa superficie et le nombre de résidents occupant ses rives, présente des indices de détérioration qui remontent à aussi loin que les années 30. En outre, c'est depuis les années 70 que les autorités gouvernementales ont diagnostiqué un problème de contamination bactériologique ainsi qu'un phénomène d'eutrophisation. Bien que les travaux d'assainissement des eaux usées de la Haute-Bécancour, effectués au milieu des années 80, aient considérablement diminué les teneurs en coliformes fécaux ainsi que la charge excessive en phosphore, le lac William, actuellement classé comme eutrophe, présente encore aujourd'hui des signes évidents de détérioration et a grand besoin que des mesures visant à assainir les eaux de ses affluents soient prises dans un avenir rapproché (Légaré 1999).

Consciente de sa part de responsabilité dans la problématique de la qualité des eaux de surface du territoire, la Ville de Thetford Mines a mandaté Canards Illimités Canada de poser un diagnostic sur les ressources et les usages de la Haute-Bécancour. L'objectif général poursuivi consiste à dresser le portrait du territoire et à accorder une attention particulière à la qualité des eaux de surface. L'objectif spécifique est d'analyser la contribution relative de chacun des sous-bassins versants au problème global de contamination de cet hydrosystème en vue de cerner les causes potentiellement responsables de cette problématique persistante. Les résultats obtenus compléteront le portrait global du territoire, lequel aidera à définir les principaux enjeux associés au monde municipal, industriel, agricole et forestier.

2. MÉTHODOLOGIE

2.1 Territoire d'étude

Le territoire d'étude correspond à la tête du bassin versant de la rivière Bécancour, ou Haute-Bécancour, qui a une superficie d'environ 640 km² et qui s'étend du lac Bécancour jusqu'à la décharge du lac William (figure 1). Représentant tout près de 25 % de la superficie totale du bassin versant de la rivière Bécancour, la Haute-Bécancour est entièrement située dans la région naturelle des Appalaches et touche à deux ensembles physiographiques distincts, soit le Coteau du lac Saint-François et les basses collines du lac William. Ce territoire à vocations multiples (urbaine, villégiature, industrielle, minière, agricole, forestière) chevauche deux régions administratives (Chaudière-Appalaches et Centre-du-Québec), trois MRC (L'Amiante, L'Érable et Arthabaska) et 14 municipalités (Thetford Mines, Adstock, Saint-Ferdinand, Saint-Joseph-de-Coleraine, Disraeli, Irlande, Sainte-Sophie-d'Halifax, Saint-Pierre-Baptiste, Saint-Adrien-d'Irlande, Saint-Julien, Saint-Jean-de-Brébeuf, Saint-Fortunat, Saints-Martyrs-Canadiens et Saint-Jacques-le-Majeur-de-Wolfestown). En 2006, la population totale de ces 14 municipalités était de 37 892 habitants, mais puisque le territoire d'étude ne couvre pas la totalité de ces municipalités, la population de la Haute-Bécancour est moindre (annexe 1).

2.2 Portrait du territoire

Pour les besoins de cette étude, la Haute-Bécancour a été subdivisée en 21 sous-bassins versants et le cours principal de la rivière Bécancour a été segmenté en quatre sections distinctes (figure 1), le tout en utilisant une version adaptée des limites des bassins versants au 1/20 000 du *Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ) du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP)*. Pour chacun des 21 sous-bassins versants et des quatre sections distinctes du cours principal de la rivière Bécancour, des statistiques ont été extraites de différentes bases de données à références spatiales : pente et altitude moyennes (MNE, MRNF, 2004), découpage administratif (SDA, MRNF, 2006), occupation du sol (Landsat-7, 2001), milieux humides (CIC, 2006), grandes affectations du territoire (BDSA, MAMR, 2006; données uniquement disponibles pour la MRC de L'Amiante), unités animales (MAPAQ, 2006) et territoires à statut particulier (MDDEP, 2005). D'autres éléments, tels que les sources potentielles de pollution (rejets d'eaux usées, installations sanitaires, industries, piscicultures) ainsi que les ententes de conservation volontaire (CRECA, 2000; ARFPC, 2003), ont été utilisés pour compléter le portrait du territoire. Les différentes cartographies réalisées ont comme source de données principales la BDTQ 1 / 20 000 (bâtiments, hydrographie, hypsométrie, réseau routier, végétation) ainsi que certaines des bases de données mentionnées précédemment. Les sources détaillées des bases de données à références spatiales sont présentées à l'annexe 2.

2.3 Campagne d'échantillonnage des eaux de surface

Une station d'échantillonnage a été localisée dans chacune des quatre sections du cours principal de la rivière Bécancour, à l'exception de la section Thetford Mines qui comporte deux stations, ainsi qu'à l'embouchure des 21 sous-bassins versants (figure 1 et annexe 3). Dans le cas de la rivière au Pin, deux autres stations ont été localisées à la confluence des deux principaux cours d'eau qui drainent ce sous-bassin versant. Ces 28 stations d'échantillonnage ont été visitées à sept reprises au cours de l'année 2006, soit les 12, 19 et 26 juillet, les 2 et 16 août, le 19 septembre et le 24 octobre. Les visites ont été effectuées au cours d'une seule et même journée (généralement entre 6 et 11 heures le matin), et ce, de l'aval vers l'amont afin d'éviter de suivre un panache de contamination.

Pour chacune des stations d'échantillonnage, deux échantillons d'eau ont été recueillis, un dans une bouteille de plastique à usage unique (1 L) préalablement rincé trois fois avec l'eau du cours d'eau, et l'autre dans une bouteille de plastique réutilisable de type *Nalgene* (250 mL), fournie par la firme Biolab (voir section suivante). Les échantillons ont été prélevés selon les directives émises par Hébert et Légaré (2000). Ainsi, dans les ruisseaux et les rivières de faible profondeur, le prélèvement a été fait à gué, au centre du cours d'eau, et au milieu de la colonne d'eau (environ 30 cm sous la surface lorsque la profondeur le permettait) en faisant face au courant (annexe 4). Lorsque la profondeur d'eau était trop importante pour réaliser le prélèvement à gué, un système de porte-bouteilles (échantillonneur) installé sur un socle lesté de plomb a été utilisé (annexe 5). Aussitôt recueillis, les échantillons ont été conservés au frais et à l'obscurité dans une glacière afin de minimiser l'activité bactérienne et ont par la suite été transférés dans le réfrigérateur du laboratoire de la station d'épuration de la Haute-Bécancour à Thetford Mines jusqu'à leur analyse subséquente réalisée dans un délai maximum de 24 heures.

2.4 Paramètres relatifs à la qualité des eaux de surface

Pour chacune des 28 stations d'échantillonnage, neuf différents paramètres relatifs à la qualité des eaux de surface ont été mesurés. Lors des visites de terrain, l'oxygène dissous et la température ont été mesurés directement dans le cours d'eau alors que la conductivité, les matières en suspension (MES), les nitrites-nitrates, le pH, le phosphore total et la turbidité ont été analysés au laboratoire de la station d'épuration de la Haute-Bécancour en utilisant l'échantillon d'eau prélevé dans la bouteille à usage unique. L'analyse de ces paramètres a été réalisée à l'aide d'instruments portatifs de mesure de qualité de l'eau de la compagnie HACH. Les valeurs analytiques minimales qui ont été attribuées à chacun des paramètres correspondent à la moitié de la limite de détection des différentes méthodes employées (Bérubé, 1991). L'échantillon d'eau recueilli dans la bouteille réutilisable a pour sa part servi au dénombrement des coliformes fécaux, qui a été réalisé par la firme Biolab de Thetford Mines, un laboratoire accrédité selon la norme ISO 17025 par le *Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec*.

Le tableau 1 présente, pour chacun des paramètres analysés, une brève description, les critères de qualité de l'eau définis par le MDDEP, la provenance, les conséquences environnementales ainsi que le résumé de la méthode analytique et/ou de l'appareil utilisé. Une description plus exhaustive des critères de qualité de l'eau du MDDEP est présentée à l'annexe 6 alors que le détail des méthodes analytiques employées (matériel, procédure et réactifs utilisés) se trouve à l'annexe 7.

2.5 Traitement des résultats

La qualité des eaux de surface des 28 stations d'échantillonnage a été qualifiée à l'aide d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) de l'eau, variant de 0 (très mauvaise qualité) à 100 (bonne qualité). Cet indice, mis au point par la *Direction du suivi de l'état de l'environnement* du MDDEP, qui l'utilise notamment pour assurer le suivi de la qualité des eaux de surface du Québec (*Réseau-rivières*), résulte de la synthèse de 10 paramètres couramment utilisés pour qualifier la qualité d'une eau de surface (coliformes fécaux, chlorophylle *a*, matière organique [DBO₅], matières en suspension [MES], ammoniac, nitrites-nitrates, saturation en oxygène [calculée à partir de la température et de l'oxygène dissous], pH, phosphore total et turbidité). Pour chaque station échantillonnée à un temps X, la valeur analytique de chaque paramètre est transformée en un sous-indice (0 à 100) à l'aide d'une courbe d'appréciation de la qualité de l'eau. Le paramètre pour lequel le sous-indice est le plus faible correspond à la variable déclassante, et la valeur de ce sous-indice représente l'IQBP. Pour une station d'échantillonnage donnée, l'IQBP correspond à la valeur médiane de tous les IQBP obtenus au cours d'une campagne d'échantillonnage.

Pour les besoins de l'échantillonnage (facilité, représentativité, etc.), l'indice peut être ajusté et calculé sur la base d'un nombre plus restreint de paramètres (Simard, 2004). Dans le cadre de la présente étude, un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique à sept paramètres (IQBP₇) a été calculé à partir des coliformes fécaux, des matières en suspension (MES), des nitrites-nitrates, de la saturation en oxygène, du pH, du phosphore total et de la turbidité. Une grille de calcul, fournie par la *Direction du suivi de l'état de l'environnement* du MDDEP, a calculé automatiquement l'IQBP en fonction des résultats obtenus pour chacun des paramètres. Une estimation de la charge annuelle pour les coliformes fécaux, les matières en suspension, les nitrites-nitrates et le phosphore total a également été calculée pour chacune des 28 stations d'échantillonnage. Les charges ont été déterminées à partir des superficies drainées à chacune des stations d'échantillonnage, du débit moyen enregistré à la station hydrométrique 024013 du *Centre d'expertise hydrique du Québec* (CEHQ) pour la période d'échantillonnage et des résultats de concentration obtenus lors de l'analyse des divers paramètres.

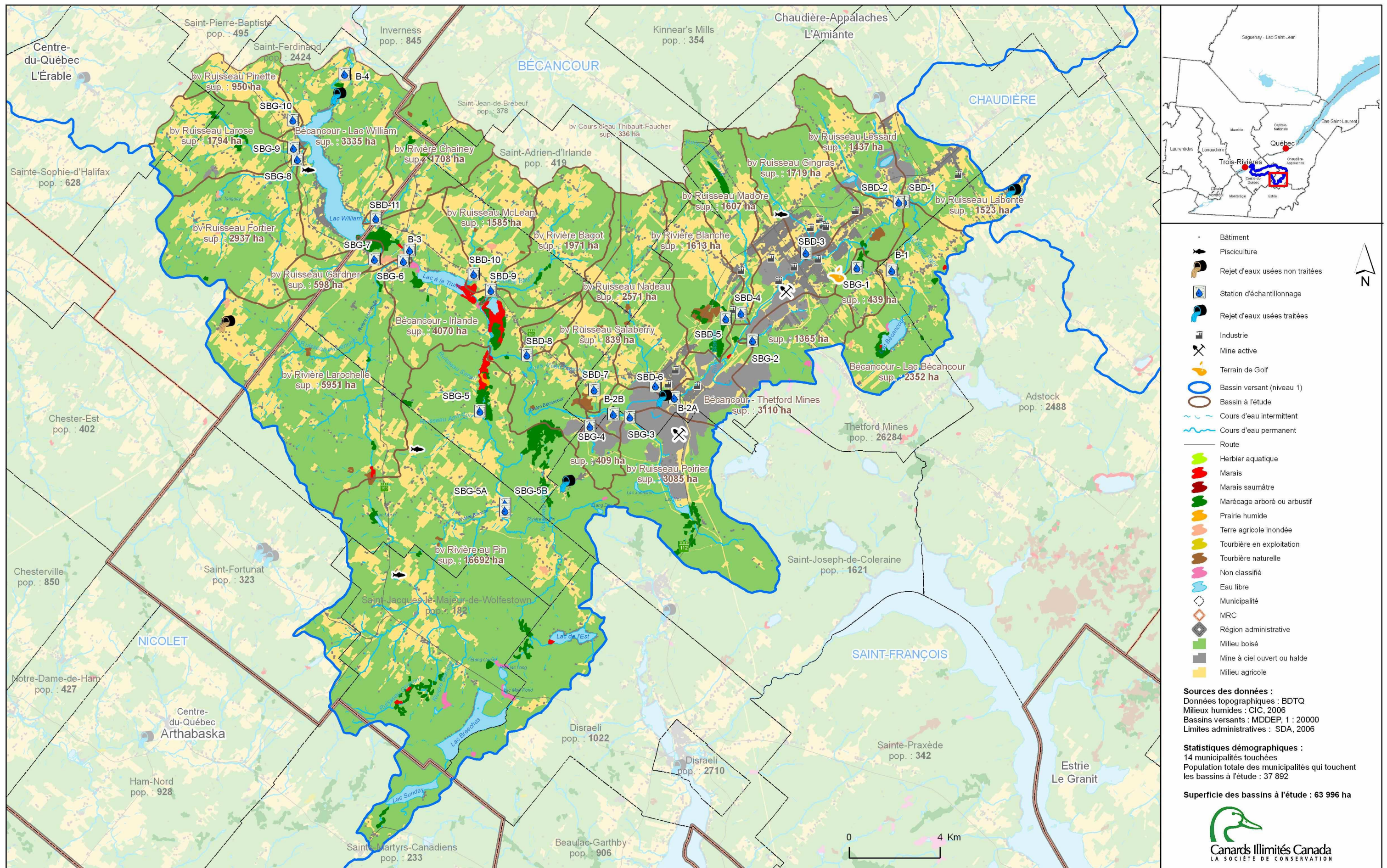


Figure 1. Territoire d'étude : la Haute-Bécancour et ses sous-bassins versants.

Tableau 1. Paramètres analysés : description, critères de qualité de l'eau définis par le MDDEP, provenance, conséquences environnementales, limite de détection et résumé de la méthode analytique employée.

Paramètre	Description[1][3]	Critère[2]	Provenance[3]	Conséquence[3][4][5][6]	Limite de détection	Méthode analytique et/ou appareil utilisé
		Valeur	Justification			
Conductivité	Mesure de la minéralisation globale de l'eau. Capacité à conduire l'électricité.	aucun		Rejets industriels Rejets miniers Rejets municipaux Ruissellement urbain	Eau de goût ou d'odeur désagréable (sodium, chlorure, sulfates, fer, manganèse)	0,01 µS/cm Sonde multiparamétrique SensION 156 (HACH)
Coliformes fécaux	Bactéries coliformes d'origine fécale provenant des humains et/ou des animaux à sang chaud. Indicateur potentiel de la présence de bactéries et virus pathogènes.	200 UFC/100 mL 1000 UFC/100 mL	Activités récréatives (contact primaire) Activités récréatives (contact secondaire)	Épandage de fumier et lisier Fosses septiques Fosses à purin défectueuses Rejets municipaux Ruissellement urbain	Gastro-entérites	2 UFC/100 mL Laboratoire Biolab inc. AACCF-02 Dénombrement des coliformes fécaux (EU)
Matières en suspension (MES)	Matières solides présentes en suspension dans l'eau composés: d'argile, de limon, de particules organiques, de plancton et d'autres organismes microscopiques, etc.	13 mg/L	Adopté par le Réseau-Rivières pour juger de la qualité	Activités agricoles Activités forestières Rejets industriels Rejets municipaux Ruissellement urbain	Dévaluation de l'aspect esthétique Protège bactéries et virus contre la désinfection	5 mg/L Spectrophotomètre DR 2800 (HACH) <i>méthode 8006</i> : Suspended solid/Photometric Method (5 to 750 mg/L) OU 4 mg/L <i>méthode adaptée de la méthode MA. 104 - S.S. 1.0 (CEAEQ)*</i> : Détermination des solides en suspension totaux et volatils dans l'eau : méthode gravimétrique *Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
Nitrites-nitrates (NO₂⁻-NO₃⁻)	Formes ioniques de l'azote trouvée dans les eaux naturelles. L'ion nitrate est la forme principale puisqu'il constitue le stade ultime de l'oxydation de l'azote.	1 mg/L	Adopté par le Réseau-Rivières pour juger de la qualité	Épandage de fumier et lisier Fosses septiques Rejets municipaux	Eutrophisation accélérée Méthémoglobinémie (nourisson)	0,1 mg/L Spectrophotomètre DR 2800 (HACH) <i>méthode 8171</i> : Nitrate/Cadmium Reduction Method (0.1 to 10 mg/L NO ₃ ⁻ -N)
pH	Mesure de l'activité des protons (ions hydrogène) dans une solution. Indique si les substances sont acides ou basiques par rapport à la neutralité d'une solution (pH=7).	6,5 à 8,5	Activités récréatives Aspects esthétiques Prévention de la contamination (eau et organismes)	Rejets industriels Rejets municipaux	Dévaluation de l'aspect esthétique Influence la toxicité de plusieurs éléments Vie aquatique compromise	non applicable Sonde multiparamétrique SensION 156 (HACH)
Phosphore total (P total)	Mesure de la totalité du phosphore contenu dans l'eau (sous forme particulaire associée à la matière organique et sous forme dissoute - ions). Élément nutritif essentiel et limitant pour les végétaux en eau douce.	0,02 mg/L (en rivière lorsqu'en amont d'un lac sans problématique) 0,03 mg/L (seuil d'eutrophisation)	Activités récréatives Aspects esthétiques Vie aquatique	Activités agricoles Fosses septiques Rejets municipaux Ruissellement urbain	Eutrophisation accélérée	0,02 mg/L (PO ₄ ³⁻) après conversion 0,003 mg/L (P total) Spectrophotomètre DR 2800 (HACH) <i>méthode 8180</i> : Phosphorus Acid Hydrolyzable Digestion SUIVI DE <i>méthode 8048</i> : Phosphorus, Reactive (Orthophosphate)/ PhosVer 3 (Ascorbic Acid) Method (0.02 to 2.50 mg/L PO ₄ ³⁻)
Saturation en oxygène (O₂ dissous)	Mesure des concentrations en oxygène dans l'eau. Résulte des facteurs physiques, chimiques et biologiques mais est généralement plus influencée par les processus biologiques (respiration, photosynthèse).	4 à 8 mg/L ou 47 à 63 % (pour T de 0 à 25°C)	Vie aquatique (effet chronique) biote d'eau froide et chaude	Activités agricoles Rejets industriels Rejets municipaux	Vie aquatique compromise	0,01 mg/L Oxymètre HQ10 Portable LDO (HACH)
Température (T°)	Facteur abiotique à l'origine des réactions cinétiques, physico-chimiques et biologiques.	aucun		Canalisation sous l'eau Rejets industriels Rejets piscicoles ¹	Vie aquatique compromise	-10 ° C Oxymètre HQ10 Portable LDO (HACH)
Turbidité	Mesure du caractère trouble de l'eau causé par les matières en suspension.	5 UTN	Adopté par le Réseau-Rivières pour juger de la qualité	Activités agricoles Activités forestières Rejets industriels Rejets municipaux Ruissellement urbain	Dévaluation de l'aspect esthétique Empêche la pénétration de la lumière Protège bactéries et virus contre la désinfection	0,01 UTN Turbidimètre portatif 2100P(HACH)

¹ Ouellet, 1998. Caractérisation des effluents de stations piscicoles québécoises

² MDDEP, 2006b. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec.

³ Hébert et Légaré, 2000. Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau, tiré du tableau 2 (adapté de U.S. EPA, 1997).

⁴ Simard, 2004. Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec.

⁵ MDDEP, 2006i. La qualité de l'eau et les usages récréatifs

⁶ Agriculture et agroalimentaire Canada, 2006. L'analyse de la qualité de l'eau.

3. QUALITÉ DES EAUX DE SURFACE

3.1 Critères de qualité de l'eau et objectifs environnementaux de rejet

Afin de protéger les écosystèmes aquatiques et les divers usages reliés à l'eau, le MDDEP a défini des critères de qualité de l'eau pour chaque contaminant (tableau 1 et annexe 6). Ces critères ont pour but de limiter les rejets de contaminants qui parviennent au milieu aquatique et, à cette fin, des objectifs environnementaux de rejet (OER) sont élaborés pour chaque source de pollution (municipale, industrielle, piscicole). Ces OER constituent les charges maximales permises des divers contaminants pouvant être déversées dans le milieu récepteur sans entraîner un dépassement des critères de qualité de l'eau. Le calcul d'un OER est basé sur les concentrations et les débits souhaités, présents et maximaux. Les OER tiennent ainsi compte des périodes de crue et d'étiage du cours d'eau, de la qualité de l'eau en amont, des rejets de l'effluent et des critères de qualité de l'eau. Il est pertinent de noter qu'une zone de mélange de 300 m est généralement requise pour assurer une dilution de l'effluent dans le milieu aquatique. Ainsi, la charge tolérable d'une source de rejet à l'effluent est en fait la différence entre la charge maximale permise et la charge déjà présente dans le système en amont, telle que présentée dans l'équation qui suit (Ouellet, 1999) :

$$\begin{aligned} \text{Charge tolérable à l'effluent (CT)} &= \text{Charge maximale (CM)} - \text{Charge en amont (CA)} \\ (Q_{CT} \times C_{CT}) &= (Q_{CM} \times \text{Critère de qualité de l'eau}) - (Q_{CM} \times C_{AM}) \end{aligned}$$

Où Q= débit
C= concentration

3.2 Survol historique et suivi gouvernemental de la qualité des eaux de surface dans la région

La Haute-Bécancour est le secteur de ce bassin versant qui a été, et qui demeure la région où la qualité de l'eau est le plus dégradée (Bérubé, 1991; Simard, 2004). De façon générale, les rivières du Québec où la qualité de l'eau est le plus détériorée ont une eau de bonne qualité en tête de bassin, puis traversent des régions à fortes activités agricoles, ce qui se solde par une eau de mauvaise qualité à l'embouchure de ces cours d'eau, comme c'est le cas pour les rivières Yamaska et l'Assomption. Par contre, comme le démontre la figure 2, l'eau à la tête du bassin versant de la rivière Bécancour est plus dégradée qu'à son embouchure (Simard, 2004).

Lorsqu'on analyse l'historique de la qualité des eaux de surface de la Haute-Bécancour depuis les années 80, on note une légère amélioration (tableau 2). En effet, dans le secteur Irlande, on remarque une diminution des concentrations de matières en suspension (MES) et de phosphore total. Bérubé (1991) mentionnait à cet égard que les odeurs nauséabondes émanant de la rivière avaient disparu, et que les causes de la diminution des MES pouvaient être liées au ralentissement des activités minières. La situation pour le secteur en aval du lac William est restée plus stable mais, comme pour le secteur Irlande, les concentrations de phosphore total ont également

diminuées. Ces observations correspondent avec l'avènement de la station d'épuration de Thetford Mines et sa modernisation technologique quant à son traitement de déphosphatation. Simard (2004) souligne cependant que la qualité de l'eau de la tête du bassin versant de la rivière Bécancour demeure mauvaise en raison de l'absence de traitement de désinfection à la station d'épuration de Thetford Mines et des importants débordements des ouvrages de surverse par temps de pluie. Ainsi, la qualité globale des eaux de surface des deux secteurs est somme toute demeurée sensiblement la même depuis les années 80, c'est-à-dire mauvaise dans le secteur Irlande et satisfaisante en aval du lac William. En outre, Boissonneault (2006) a récemment déterminé l'intégrité écologique des principaux cours d'eau du bassin versant de la rivière Bécancour à l'aide de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC); au pont du chemin de Vimy à Saint-Joseph-de-Coleraine, la rivière Bécancour est classée en « très mauvais état » (IDEC=0) alors qu'en aval du lac William, au pont du dixième rang à Saint-Ferdinand, la Bécancour est en « mauvais état » (IDEC=25).

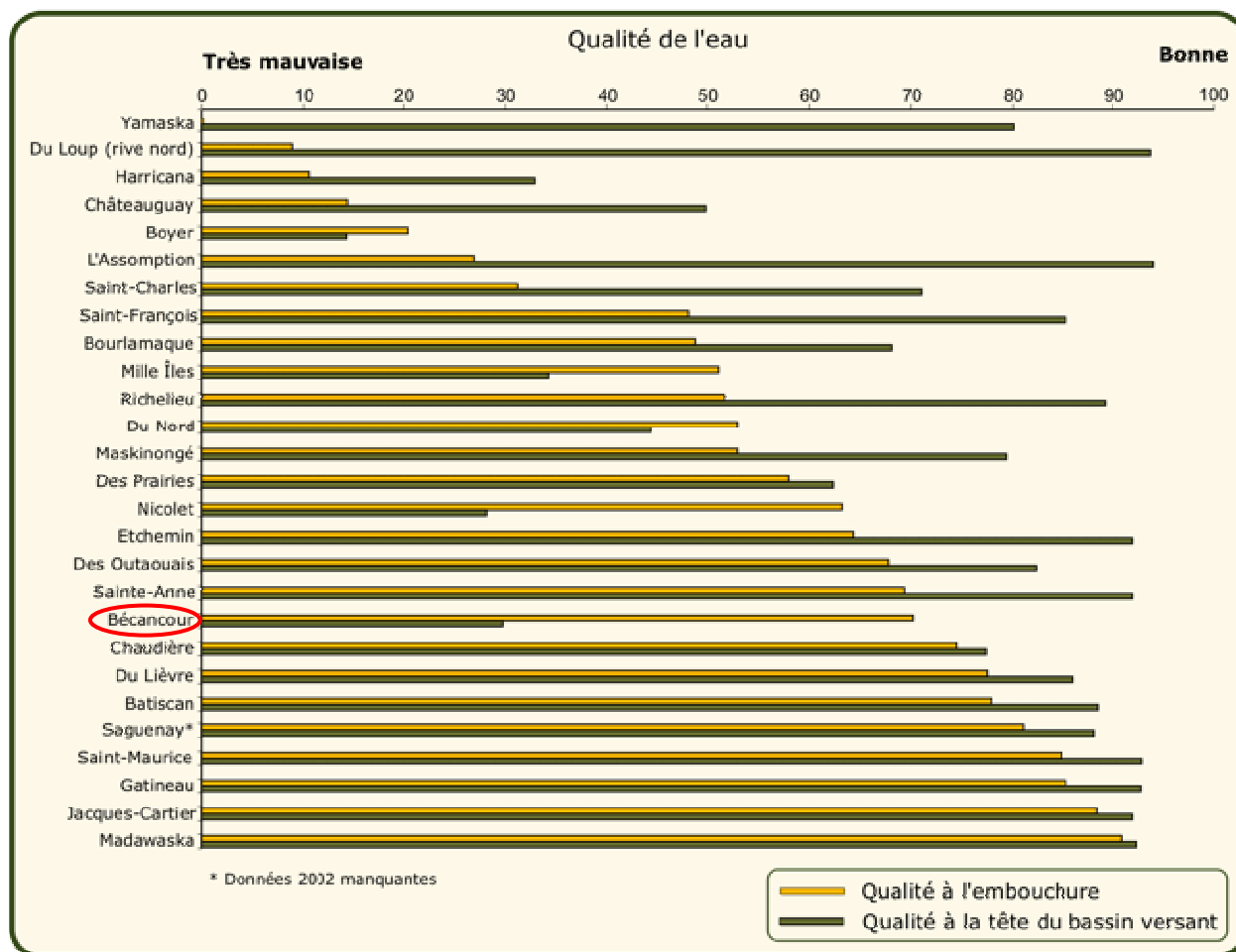


Figure 2. Qualité de l'eau à l'embouchure et à la tête des bassins versants des principales rivières du Québec (IQBP₇ 2000-2002).

Source : Simard, 2004.

Tableau 2. Historique de la qualité des eaux de surface de la Haute-Bécancour.

Paramètre	Secteur Irlande					Aval du lac William			
	médianes estivales 1979-89 ^[1]	médianes estivales 1988-89 ^[1]	médianes estivales 2000-02 ^[2]	médianes estivales 2001-03 ^[3]	médianes estivales 2004-06 ^[3]	médianes estivales 1988-89 ^[1]	médianes estivales 2000-02 ^[2]	médianes estivales 2001-03 ^[3]	médianes estivales 2004-06 ^[3]
Azote ammoniacal (mg/L)	≤ 0,23	≤ 0,23	0,24-0,50	≤ 0,23		≤ 0,23			
Chlorophylle a (mg/m3)	≤ 5,70	5,71-8,60		≤ 5,70		≤ 5,70			
Coliformes fécaux (UFC/100 mL)	> 3500	2001-3500		> 3500		≤ 200			
Conductivité (µS/cm)	360	536	477	440		206	184	198	
MES (mg/L)	14-24	≤ 6	7-13	≤ 6		≤ 6			
Nitrates-nitrites (mg/L)	0,51-1,00					≤ 0,50			
pH	8,3		8,7	8,6		7,8	7,7		
Phosphore total (mg/L)	0,101-0,200	0,051-0,100	0,031-0,500		0,051-0,100	≤ 0,030			
Turbidité (UNT)	2,4-5,2	≤ 2,3	2,4-5,2		≤ 2,3	2,4-5,2	≤ 2,3		
IQBP	mauvaise					satisfaisante			
Prise d'échantillons	2 x / mois annuel	1 x / mois mai-sept	1 x / mois mai-oct	1 x / mois mai-oct	1 x / mois mai-oct	1 x / mois mai-sept	1 x / mois mai-oct	1 x / mois mai-oct	1 x / mois mai-oct

Secteur Irlande:

station 02400005-rivière Bécancour au pont-route à 1,3 km au sud-ouest de Salaberry (Irlande)

Aval du lac William:

station 02400006-au pont-route à la sortie du lac William

¹ Bérubé, 1991.

² Simard, 2004.

³ MENV, 2005.

INDICE DE LA QUALITÉ DE L'EAU (code de couleur du Réseau-rivières)	
■ Bonne	
■ Satisfaisante	
■ Douteuse	
■ Mauvaise	
■ Très mauvaise	

4. PROBLÉMATIQUES ENVIRONNEMENTALES

4.1 Domaine municipal

Les problématiques relevant des municipalités concernent principalement le rejet des eaux usées des communautés urbaines et rurales. La question du traitement des eaux usées sera abordée ici en deux volets : les stations d'épuration pour les citadins et les installations sanitaires pour les villageois. La problématique de l'artificialisation des rives sera aussi explorée en raison des pressions qu'elle engendre sur le milieu hydrique.

4.1.1 Stations d'épuration

Quatre stations d'épuration des eaux usées sont présentes sur le territoire de la Haute-Bécancour. Elles sont situées, de l'amont vers l'aval, à Adstock, Thetford Mines, Saint-Joseph-de-Coleraine et Saint-Ferdinand. Le type de traitement pour chacune des stations diffère et comme nous le suggèrent les données du tableau 3, toutes les stations permettent de réduire de leur affluent les charges en DBO₅ (demande biologique en oxygène), en matières en suspension (MES) et en phosphore total (non disponible pour la station de Saint-Joseph-de-Coleraine). En ce qui concerne la station d'Adstock, nouvellement mise en opération (janvier 2005), aucune donnée n'est disponible, car la station ne détient pas encore d'avis de conformité du *ministère des Affaires municipales et des Régions du Québec* (MAMR).

Tableau 3. Caractéristiques et performances des stations d'épuration de la Haute-Bécancour.

Source : Adapté de Laurin, 2006.

Caractéristique de la station (MDDEP, 2006)	Station							
	Adstock	Thetford Mines	Saint-Joseph-de-Coleraine	Saint-Ferdinand				
Numéro de la station	31056-1	27220-1	31045-1	27350-1				
Type de traitement	Étangs aérés (parois verticales)	Boues activées (réacteurs biologiques séquentiels)	Filtre intermittent à recirculation	Étangs aérés				
Mise en opération de la station	janv-05	oct-86	janv-96	nov-85				
Population desservie (conception)	173	30 475	156	1 460				
Débit moyen (conception) en m ³ /jour	66	19700	42,5	1075				
DBO ₅ moyenne (conception) en kg/jour	10	1970	7,8	370				
Matières en suspension (conception) en kg/jour	n/d	2266	9,3	185				
Phosphore total (conception) en kg/jour	n/d	99	0,3	4,2				
Déphosphatation	non	oui	non	oui				
Désinfection	non	non	non	non				
Filtration	non	non	non	non				
Ouvrage(s) de surverse	0	30	2	2				
Performance de la station en 2005 (Laurin, 2006)								
	affluent	effluent	affluent	effluent	affluent	effluent	affluent	effluent
Débit moyen en m ³ /jour	n/d	n/d	23 368,3	23 368,3	55,4	55,4	771,1	771,1
DBO ₅ en kg/jour	n/d	n/d	1 361,9	125,8	2,1	0,2	70,0	6,7
Matières en suspension en kg/jour	n/d	n/d	1 925,4	147,8	1,6	0,3	78,5	16,1
Phosphore total en kg/jour	n/d	n/d	50,87	6,15	n/d	n/d	1,91	0,49

La station d'épuration de Thetford Mines détient un traitement tertiaire de déphosphatation annuelle, tout comme la station de Saint-Ferdinand. Ce traitement ne constitue pas une désinfection des eaux proprement dite. À cet effet, la mauvaise qualité bactériologique des eaux à la tête du bassin versant de la Bécancour serait attribuable à l'absence de désinfection à la station de Thetford Mines, ainsi qu'aux problèmes de débordements des ouvrages de surverse¹ (Simard, 2004). Au cours des dernières années, le manque d'efficacité du traitement de déphosphatation à la station d'épuration de Thetford Mines a amené des rejets en phosphore de 1,0 mg/L ou plus dans le milieu aquatique. Toutefois, depuis 2003, la modernisation de la technologie employée a ramené les concentrations de phosphore rejeté en deçà des exigences gouvernementales (Alexandre Meilleur, com. pers. 2006). En effet, selon la politique municipale de la Ville de Thetford Mines, le standard de rejet en phosphore est de 0,3 mg/L tandis que les exigences gouvernementales imposent un rejet de 0,8 mg/L (Ville de Thetford Mines, 2005). Il faut bien comprendre que ces exigences sont au-delà des critères de qualité de l'eau pour les eaux de surface (tableau 1) puisqu'on considère le pouvoir de dilution des cours d'eau. Ainsi, un contaminant ayant une concentration X dans un effluent voit sa concentration diminuer au fur et à mesure qu'il se mélange au milieu récepteur (section 3.1). Par contre, lorsqu'une diminution prononcée du débit survient dans le milieu naturel, le pouvoir de dilution est lui aussi amoindri, en dépit des objectifs environnementaux de rejet (OER). Bérubé (1991) mentionne d'ailleurs que les valeurs élevées de phosphore total enregistrées lors d'une campagne d'échantillonnage seraient probablement attribuables au peu de dilution offerte par la rivière Bécancour au cours de l'été en raison du faible débit de la rivière dans cette région.

Les rapports des années 2001 à 2005 produits par le MAMR et intitulés *Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux* nous renseignent également sur le nombre de débordements qu'il y a eu au cours de l'année et la durée de ceux-ci² (tableau 4). Les stations qui comprennent des ouvrages de surverse sont les stations de Saint-Joseph-de-Coleraine, Thetford Mines et Saint-Ferdinand. Il n'y a pas de problème de débordements apparent à la station de Saint-Ferdinand puisqu'il n'y a eu que quatre débordements enregistrés en 2002, deux en 2003 et un autre en 2005, tous survenus en cas d'urgence. Par contre, la station de Saint-Joseph-de-Coleraine n'a pas une cote aussi bonne. En effet, le nombre de débordements de 2001 à 2005 se chiffrait respectivement à 71, 113, 80, 25 et 56. De plus, les notes délivrées de 2002 à 2005 pour le respect de l'exigence en ce qui a trait aux ouvrages de surverse étaient de 0 %. La cause des débordements serait majoritairement imputable à une raison « autre »³ et à la fonte des neiges au printemps pour les années 2002 à 2004, tandis que des événements pluvieux seraient en majeure partie à l'origine des débordements de 2005. Quant à la station de Thetford Mines, les débordements revêtent une importance capitale en raison de leur fréquence élevée, de l'augmentation de cette dernière depuis 2002 (respectivement 576, 616, 771 et 880 débordements ont été enregistrés pour les années 2002 à 2005) et parce que le nombre d'ouvrages de surverse (30) est beaucoup plus important que pour les deux autres stations. Pour l'année 2005, où la fréquence des débordements est la plus grande, une durée de 1 928 heures a été compilée pour 196 débordements (le nombre entre crochets dans le tableau 4). Par ailleurs, comme ce fut le cas en 2002-2003, quelques débordements par temps sec ont eu lieu. Ces débordements ne sont pas tolérés, au sens où il en résulte une baisse « quantifiée » de performance dans les rapports gouvernementaux. Pour ce qui est de la majorité des débordements, la pluie en était la principale cause. Il est bien évident que même si les instances gouvernementales tolèrent les débordements en temps de pluie, de fonte ou en situation d'urgence, peu importe la cause, les conséquences des débordements sur les écosystèmes sont majeures. Il suffit de regarder les données du tableau 3 en ce qui a trait à la qualité de l'eau de l'affluent de la station d'épuration de Thetford Mines pour constater

¹ Le terme « ouvrage de surverse », couramment utilisé, désigne un ouvrage d'interception des eaux usées ou pluviales. Cette installation est constituée de deux parties complémentaires. La première partie qualifiée d'ouvrage de contrôle permet aux eaux usées d'être dirigées, la majeure partie du temps, vers la station d'épuration. La deuxième partie constitue le trop-plein qui permet d'évacuer vers le milieu naturel l'excédent ou la totalité des eaux qui ne peuvent être dirigées vers la station d'épuration, sous certaines conditions particulières (urgence, fonte de neige, pluies abondantes ou inondation) (COGESAF, 2006).

² Note : La durée des débordements est parfois seulement indiquée pour un nombre X de débordements et non pas pour la totalité des débordements enregistrés. Le nombre de débordements associés à la durée est indiqué entre parenthèses dans le tableau 1.

³ Autre que lors d'événements de pluie, de fonte, une situation d'urgence ou par temps sec.

les quantités importantes de DBO₅, de MES et de phosphore parvenant dans les milieux aquatiques lors des débordements. En outre, les résultats de l'analyse d'un échantillon d'eau usée provenant du trop-plein de la station d'épuration de Thetford Mines prélevé le 24 avril 2006 et fournis par les *Services techniques et environnement* de la Ville font aussi état de cette situation (tableau 5).

Tableau 4. Stations d'épuration de la Haute Bécancour et débordements des ouvrages de surverse.

Source : Adapté de Laurin et Beaumont. Rapport 2001-2005.

Station	Ouvrage de surverse		Nombre de débordements et durée approximative									
	Resp. rejet ¹	Note ²	Pluie		Fonte		Urgence		Autre		Temps sec	
			N	Durée (h)	N	Durée (h)	N	Durée (h)	N	Durée (h)	N	Durée (h)
<i>Thetford Mines (Black Lake)</i>												
2001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2002	18	81%	419	390 [57]	113	658 [44]	9	?	14	112 [11]	21	?
2003	8	65%	445	874 [75]	112	587 [44]	22	2 [2]	1	?	36	?
2004	10	74%	633	436 [63]	87	379 [23]	51	144 [12]	0	0	0	0
2005	11	74%	748	1928 [196]	112	367 [45]	20	35 [5]	0	0	0	0
<i>Saint-Joseph-de-Coleraine</i>												
2001	2	100%	0	0	0	0	0	0	71	1373	0	0
2002	0	0%	2	1	26	448	1	2	84	1453	0	0
2003	0	0%	6	40	49	1004	2	2	23	304 [18]	0	0
2004	0	0%	14	77	8	85	1	1	2	1	0	0
2005	0	0%	40	462	13	250 [11]	3	23	0	0	0	0
<i>Saint-Ferdinand (Bernierville)</i>												
2001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2002	2	100%	0	0	0	0	4	74	0	0	0	0
2003	2	100%	0	0	0	0	2	1 [1]	0	0	0	0
2004	2	100%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2005	2	100%	0	0	0	0	1	?	0	0	0	0

¹ : Nombre d'ouvrages respectant l'exigence de rejet

² : Note délivrée pour le respect de l'exigence concernant les ouvrages de surverse

[] : Le nombre entre crochets est le nombre de débordements pour lequel une durée a été enregistrée

Les débordements concernant la station d'épuration de Thetford Mines surviennent lorsque la quantité d'eau usée dirigée vers la station est limitée par les ouvrages de surverse, situés dans les zones de plus grande confluence. Par temps sec, ces ouvrages acheminent généralement 100 % des eaux usées dans les intercepteurs intermédiaires, lesquels rejoignent l'intercepteur principal jusqu'à la station d'épuration. Par contre, par temps de pluie, les ouvrages de surverse limitent la quantité d'eau usée dirigée vers la station et c'est à ce moment que surviennent des débordements. Le réseau de collecte des eaux usées de Thetford Mines est de type gravitaire et est constitué en bonne partie d'égouts unitaires. Les eaux sanitaires et les eaux pluviales circulent donc dans les mêmes canalisations avant d'être acheminées jusqu'à la station, ce qui cause

Tableau 5. Résultats de l'analyse d'un échantillon d'eau usée provenant du trop-plein de la station d'épuration de Thetford Mines prélevé le 24 avril 2006.

Paramètre	Valeur	Unité
Azote ammoniacal	4,5	mg N/L
Coliformes fécaux	1 200 000	UFC/100 mL
Conductivité	830	µS/cm
Matières en suspension	55	mg/L
Nitrites-nitrates	0,86	mg N/L
pH	8,16	
Phosphore total	1,7	mg P/L
Turbidité	22	UTN

des débordements en temps de pluie. Certaines conduites d'égouts sont de type « pseudo-séparatif » en ce sens que les eaux pluviales sont séparées des eaux sanitaires, mais souvent jumelées aux eaux qui s'écoulent des toitures et des fondations des établissements. Seules les nouvelles résidences bénéficient de conduites de type séparatif, mais pour le moment, leur nombre demeure négligeable (Alexandre Meilleur, com. pers. 2006).

Devant ces constats, la Ville de Thetford Mines rénove peu à peu son réseau d'aqueduc et sépare les conduites de type « pseudo-séparatif » dans le but d'enlever progressivement des ouvrages de surverse. Les « sous-bassins » du réseau d'aqueduc pour lesquels les réseaux sont à 100 % unitaires sont difficilement modifiables et resteront donc fort probablement tels quels. De plus, une étude hydraulique des infrastructures est en cours afin d'évaluer les débits à même les conduites, les fluctuations en période d'étiage et de crue ainsi que les impacts sur les débordements (Alexandre Meilleur, com. pers. 2006).

4.1.2 Installations sanitaires

Les installations sanitaires en mauvais état ainsi que l'absence pure et simple d'installations sanitaires sont des facteurs pouvant contribuer à la dégradation du milieu aquatique. En effet, la déficience de certaines fosses septiques dans la région a été signalée comme étant l'une des causes de l'eutrophisation du Lac William (Vallée, 1997, cité par Morin et Boulanger, 2005). En vertu du *Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées* de la *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE), l'entretien de toute installation sanitaire incombe au propriétaire. Donc, seuls les propriétaires d'un système de traitement primaire, secondaire ou tertiaire (articles 11.1, 16.1, 87.7, 87.13) sont tenus en tout temps de faire un entretien annuel minimal de leur installation et de remettre une copie du rapport au MDDEP. L'exécution du règlement en lui-même est du devoir de la municipalité (Publications du Québec, 2006c). En raison des risques de contamination bactériologique des eaux souterraines (et donc les puits d'eau potable) ainsi que des eaux de surface que peuvent représenter les installations sanitaires déficientes, certaines municipalités ont instauré un programme de surveillance des fosses septiques. Un mouvement généralisé au Québec semble promouvoir la vidange des fosses septiques à tous les deux ans pour les résidences permanentes et à tous les quatre ans pour les résidences saisonnières, le tout combiné avec une inspection des installations.

Sur le territoire d'étude, la plupart des municipalités sont concernées par la problématique des installations sanitaires et le tableau 6 présente l'ensemble des données disponibles colligées par unités cartographiques. La Ville de Thetford Mines et les municipalités de Saint-Ferdinand et de Saint-Joseph-de-Coleraine bénéficient d'un réseau d'égouts. Plusieurs résidences situées en dehors des secteurs urbains de Thetford Mines et de Saint-Ferdinand sont contre dotées d'installations sanitaires alors qu'à Saint-Joseph-de-Coleraine, l'ensemble des résidents sont raccordés au réseau d'égouts de la municipalité. La grande majorité des municipalités sur le territoire émettent les mêmes recommandations quant à la vidange des installations, mais celle-ci se fait sur une base volontaire. Il n'y a que la Paroisse de Saints-Martyrs-Canadiens et la Ville de Thetford Mines qui obligent la vidange pour toute ancienne ou nouvelle résidence. La Ville de Thetford Mines oblige une vidange à tous les deux ans pour les résidents permanents et saisonniers et à tous les ans pour les résidents en bordure de lac. Par ailleurs, à Saints-Martyrs-Canadiens, le seul complexe résidentiel se trouvant sur le territoire d'étude est le Camp Beauséjour, en bordure du lac Sunday. Ouvert à l'année, ce camp n'est pas problématique puisque 100 % des eaux usées sont traitées par un système de roseaux épurateurs (figure 3) (Pierre L. Ramsay, com. pers. 2006). Pour les autres municipalités, toute rénovation majeure ou nouvelle construction requiert une inspection et un certificat de conformité en vertu de la réglementation de la LQE. Cependant, les vieilles installations sanitaires ne sont pas assujetties à la LQE, en ce sens qu'elles ne sont pas systématiquement vérifiées à moins que des plaintes en raison, par exemple, d'odeurs nauséabondes ne parviennent à la municipalité. Ces vieilles installations sont d'autant plus problématiques qu'avant la venue de la nouvelle réglementation, la superficie des terrains ne tenait pas compte de la taille des installations (Michelle Lacroix, com. pers. 2006). Pour certaines résidences, la superficie des terrains est tellement petite que ces dernières doivent être

vidangées à tous les 3 mois (Réjean Gouin, com. pers. 2006). Par ailleurs, les données disponibles du tableau 6 révèlent que la majorité des installations sanitaires sur le territoire sont conformes. Toutefois, il faut faire attention à l'utilisation du vocable « conforme » en ce sens que la conformité, dans certains cas (notamment à Saint-Jacques-le-Majeur-de-Wolfestown), va de pair avec la réglementation qui prévalait à l'époque. Ainsi, pour les résidences relativement âgées, on peut s'interroger sur la conformité actuelle de leurs installations. Le tableau 6 fait également état de l'absence d'installations sanitaires à plusieurs endroits sur le territoire. En effet, certaines résidences qui ne sont pas raccordées à un réseau d'égouts ne possèdent aucune installation sanitaire. À titre d'exemple, sept résidences situées à Sainte-Sophie-d'Halifax sont munies de puisards (structures retenant la matière solide pour décantation, mais souvent l'eau s'infiltre et il y a alors un rejet direct d'eau usée dans le fossé), et douze résidences à Saint-Ferdinand forment un réseau privé de collecte des eaux usées qui sont rejetées directement dans le cours d'eau avoisinant (figure 1). Enfin, un sérieux coup de barre s'impose pour plusieurs municipalités qui ne détiennent pas de registre, ou encore qui n'ont pas d'information à jour. En effet, les données



Figure 3. Système de roseaux épurateurs pour le traitement des eaux usées en bordure du lac Sunday.

Photo : Marie-Eve Masi, CIC, 10 nov. 2006.

Tableau 6. Portrait des installations sanitaires des 14 municipalités de la Haute-Bécancour localisées par unités cartographiques.

Unité cartographique <i>Municipalité</i>	Nombre de résidences									
	Raccordées au réseau		Avec installations sanitaires						Sans raccord. Sans instal.	
			Conformes		NC ou NV		Pas d'infos	Date moyenne		
	Sais.	Perm.	Sais.	Perm.	Sais.	Perm.			Sais.	Perm.
Bécancour - Lac Bécancour										
<i>Adstock</i>	0	0	7	92	0	0	0	1986	0	2
<i>Theftord Mines</i>	nég.	0	nég.	72	nég.	10	10	1988	0	0
Bécancour - Theftord Mines										
<i>Theftord Mines</i>	0	4945	nég.	13	nég.	6	25	1988	0	0
Bécancour - Irlande	N/D									
<i>Irlande</i>	N/D									
Bécancour - Lac William	N/D									
<i>Saint-Ferdinand</i>	N/D									
Ruisseau Labonté										
<i>Adstock</i>	0	23	0	20	0	0		1985	0	1
<i>Theftord Mines</i>	nég.	683	nég.	N/D	nég.	N/D	15	1988	0	0
Ruisseau Lessard										
<i>Theftord Mines</i>	nég.	30	nég.	113	nég.	37	10	1988	0	0
Ruisseau Gingras										
<i>Theftord Mines</i>	N/D	2005	N/D	2	N/D	10	13	1988	0	0
Ruisseau Madore										
<i>Theftord Mines</i>	nég.	261	nég.	46	nég.	35	13	1988	0	0
Rivière Blanche										
<i>Theftord Mines</i>	nég.	312	nég.	9	nég.	44	15	1988	0	0
Ruisseau Nadeau										
<i>Saint-Adrien-d'Irlande</i>	0	0	9	17	N/D	N/D		1984	N/D	N/D
<i>Theftord Mines</i>	nég.	948	nég.	24	nég.	12	13	1988	0	0
Ruisseau Salaberry										
<i>Irlande</i>	N/D									
<i>Theftord Mines</i>	nég.	0	nég.	N/D	nég.	N/D	20	1988	0	0
Cours d'eau Thibeault-Faucher										
<i>Irlande</i>	N/D									
Rivière Bagot										
<i>Irlande</i>	N/D									
<i>Saint-Adrien-d'Irlande</i>	0	0	4	16	N/D	N/D		1984	N/D	N/D
Ruisseau McLean										
<i>Irlande</i>	N/D									
<i>Saint-Adrien-d'Irlande</i>	0	0	1	7	N/D	N/D		1984	N/D	N/D
Rivière Chainey										
<i>Irlande</i>	N/D									
<i>Saint-Adrien-d'Irlande</i>	0	0	1	0	N/D	N/D		1984	N/D	N/D
<i>Saint-Ferdinand</i>	N/D									
<i>Saint-Jean-de-Brébeuf</i>	0	0	0	1	0	0		1994	1	1
Sans nom (amont Theftord Mines)										
<i>Theftord Mines</i>	nég.	0	nég.	3	nég.	N/D	65	1988	0	0
Sans nom (Theftord Mines)										
<i>Theftord Mines</i>	nég.	256	nég.	20	nég.	3	58	1988	0	0
Ruisseau Poirier										
<i>Saint-Joseph-de-Coleraine</i>	N/D	N/D	0							
Sans nom (aval Theftord Mines)										
<i>Saint-Joseph-de-Coleraine</i>	N/D	N/D	0							
Rivière au Pin										
<i>Disraeli</i>	N/D									
<i>Irlande</i>	N/D									
<i>Saint-Julien</i>	N/D									
<i>Saint-J-le-M-de-W & Saint-Fortunat</i>	0	0	126*					1990	0	0
<i>Saint-Joseph-de-Coleraine</i>	N/D	N/D	0							
<i>Saints-Martyrs-Canadiens</i>	Camp Beauséjour raccordé au système de traitement par roseaux épurateurs									
Rivière Larochelle										
<i>Irlande</i>	N/D									
<i>Saint-Julien</i>	N/D									
<i>Saint-Ferdinand</i>	N/D									12
Ruisseau Gardner										
<i>Irlande</i>	N/D									
<i>Saint-Ferdinand</i>	N/D									
Ruisseau Fortier										
<i>Saint-Ferdinand</i>	N/D									
Ruisseau Larose										
<i>Saint-Ferdinand</i>	N/D									
<i>Sainte-Sophie-d'Halifax</i>	0	0	0	4	1	3		2000	4	3
Ruisseau Pinette										
<i>Saint-Ferdinand</i>	N/D									
<i>Saint-Pierre-Baptiste</i>	0	0	0	2	0	3		1998	0	1

NC ou NV: Non conformes ou non vérifiées

N/D: Non disponible

nég.: négligeable

* toutes conformes aux lois en vigueur de l'époque

non disponibles (N/D) sont actuellement tellement nombreuses qu'il est impossible de dresser un portrait de l'état des installations sanitaires par unités cartographiques. Toutefois, dans l'optique d'évaluer la contribution potentielle des installations déficientes à la dégradation de la qualité de l'eau sur le territoire d'étude, un registre complet et à jour devra être monté.

4.1.3 Artificialisation des rives

Toute modification par l'humain du caractère naturel des rives d'un cours d'eau ou d'un plan d'eau a un impact non négligeable sur la qualité des eaux de surface et des habitats aquatiques et riverains. Les fonctions de la bande riveraine sont multiples: *rempart contre l'érosion*, en stabilisant le sol et les rives tout en facilitant l'infiltration d'eau; *barrière filtrante*, en limitant les apports de sédiments, de fertilisants et de pesticides vers les plans d'eau; *écran protecteur*, en prévenant le réchauffement excessif de l'eau et en protégeant l'intégrité du milieu aquatique; *habitat faunique et floristique*, en constituant un corridor de déplacement pour la faune et en servant d'abri et d'alimentation à plusieurs espèces (MDDEP, 2006f). Parmi les éléments artificiels construits dans le milieu riverain et dont les répercussions ont pour effet de détériorer la qualité des eaux de surface, citons les remblais, les empièvements, les murets de bois ou de béton, les quais et débarcadères, les abris à bateau, les chemins d'accès, les maisons et la pelouse (RAPPEL, 2006).

Certains des plans d'eau présents sur le territoire d'étude sont aux prises, à divers degrés, avec une problématique d'artificialisation des rives. C'est le cas notamment des lacs Bécancour et William (Légaré, 1999) ainsi que du lac de l'Est (RAPPEL *et al.*, 2004) (figure 4). De plus, il semble que certains segments de la partie amont de la rivière Bécancour et des ruisseaux Lessard et Labonté soient également touchés (Kedney et Bolduc, 2005). Cependant, la Ville de Thetford Mines aurait comme objectif de reboiser la totalité des segments des cours d'eau cités précédemment (Renauld Lamontagne, com. pers. 2006).



Figure 4. Artificialisation des rives du lac William (en haut à gauche), du lac Bécancour (en haut à droite) et du lac de l'Est (en bas).

Photo : Marie-Eve Masi et Dominic Bourget, CIC, 9 juin 2006.

4.1.4 Terrains de golf

L'implantation et l'entretien d'un terrain de golf amènent des pressions supplémentaires sur l'environnement et peuvent affecter la qualité des eaux de surface. Le territoire d'étude comporte un terrain de golf qui est situé dans la section Thetford Mines du cours principal de la rivière Bécancour (figure 1). Les impacts possibles de ce terrain de golf sur le milieu ambiant ne sont pas documentés. Par contre, une étude belge (Verneirt, 2000) sur les incidences environnementales du golf relate quelques faits intéressants. Le ruissellement de surface et l'eau de drainage, contenant, entre autres, des engrais et des pesticides, constituent les principales sources potentielles de modification de la qualité de l'eau, notamment de risque d'eutrophisation. Pour un 18 trous d'une superficie de 60 hectares, les charges annuelles d'engrais et de pesticides sont estimées à environ 1 040 kg d'azote, 525 kg de phosphore et 60 kg de matière active de pesticides. Toutefois, l'auteur mentionne également que des études internationales auraient démontré que moins de 1 % des nitrates et phosphates appliqués se perdent par percolation, le reste étant retenu et assimilé par la couche de gazon. Pour éviter les effets délétères liés aux différentes charges, il est recommandé d'avoir recours à un décompactage mécanique régulier, une végétation dense de gazon, un arrosage efficace plutôt qu'excessif, des zones tampons, des engrais à action lente et la plantation de roseaux pour une épuration à petite échelle des eaux de drainage. Par ailleurs, il évoque la problématique du ruissellement de surface comme étant « plus épineuse » mais qui peut toutefois être amoindrie moyennant un aménagement adéquat. Outre le désherbage chimique, le gazon est régulièrement traité de façon mécanique (tonte, scarification, aération, « slicing ») et les besoins en irrigation sont non négligeables. À titre d'exemple, toujours pour un 18 trous de 60 hectares, les verts sont tondu quatre à sept fois par semaine, et les départs ainsi que les verts requièrent à eux seuls 11 200 m³ d'eau par année. L'eau d'irrigation peut, selon les circonstances, être d'origine souterraine, surfacique ou peut même provenir parfois du réseau de distribution. Parmi les autres perturbations environnementales associées aux terrains de golf, on compte la possibilité de compactage du sol, d'érosion, de contamination des eaux souterraines, de perturbation et de perte de biotope pour la faune et la flore.

4.2 *Domaine industriel*

Malgré la diminution des activités minières dans la région au cours de dernières décennies, le paysage de la Haute-Bécancour demeure fortement marqué par cette industrie. À cet effet, la plus grande intervention faite sur le territoire en vue d'exploiter la mine de Black Lake est sans contredit l'assèchement du lac Noir suivi du détournement de la rivière Bécancour sur un peu plus de 2 000 m, afin de permettre l'évacuation des sédiments vaseux (Mailhot, 2004). Cette intervention est d'ailleurs à l'origine de la création de l'étang Stater qui servait de bassin de sédimentation. Suite au déclin de l'industrie de l'amiante, l'économie de la région s'est quelque peu transformée pour laisser plus de place aux industries de transformation secondaire (MDDEP, 2006a). En outre, certaines industries présentes sur le territoire font l'objet de suivi et doivent faire état au gouvernement de l'analyse de leurs rejets, lesquels sont susceptibles d'affecter les cours d'eau.

4.2.1 Mines d'amiante

En dépit du ralentissement marqué du secteur de l'amiante dans la région depuis 1982, la Ville de Thetford Mines est encore aujourd'hui réputée pour ses activités minières. En 2004, on comptait trois mines d'amiante en phase d'exploitation au Québec, dont deux situées dans la région de Thetford Mines et une à Asbestos. Sur le territoire d'étude, les deux mines en fonction sont la mine Bell (Mines d'amiante Bell ltée) et la mine Black Lake (Lac d'Amiante du Québec ltée) (figure 1), toutes deux étant la propriété de Lab Chrysotile inc. (MDDEP, 2006a).

En raison des répercussions négatives de l'exploitation minière sur l'environnement, le MDDEP assujettit le secteur de l'industrie minérale et de première transformation des métaux au *Programme de réduction des rejets industriels* (PRRI). En vigueur depuis 1988, le PRRI permet la surveillance des mines d'amiante en raison du volet *traitement du minerai*, différent du volet *extraction du minerai* (Bernard Gaboury, com. pers. 2006). Parallèlement au PRRI, la *Directive 019* sur les industries minières vise à faire respecter les exigences de l'article 22 de la LQE. De manière plus explicite, cette directive s'applique aux travaux de mise en valeur, d'extraction et de traitement du minerai. Toutefois, il semblerait qu'aucune des deux mines appartenant à Lab Chrysotile inc. ne soit soumise aux exigences des rejets liquides de la *Directive 019* puisque aucun effluent minier liquide n'est généré. En effet, le traitement du minerai d'amiante ne requiert pas l'utilisation d'eau. Après avoir été extrait, le minerai est concassé, acheminé à l'usine où il est broyé et par la suite séché. La classification des fibres d'amiante se fait par un système d'aspirateurs et de tamis (MDDEP, 2006a).

Ainsi, la pollution associée à l'exploitation des sites miniers d'amiante serait moindre à priori. Deux types de contamination aquatique seraient susceptibles d'engendrer des effets néfastes sur les cours d'eau. Il s'agit, en premier lieu, des eaux d'exhaure, c'est-à-dire les eaux de ruissellement et d'infiltration baignant au fond de la mine à ciel ouvert puis pompées vers la surface pour maintenir la mine à sec. Ces eaux seraient dirigées dans des bassins de sédimentation puis, ultimement, dans les cours d'eau (MDDEP, 2006h). Une problématique importante soulevée dans la littérature à propos du pompage des eaux est l'acidification du milieu environnant. Toutefois, l'amiante n'étant pas un métal mais plutôt un minéral industriel, le drainage acide ne serait pas une conséquence potentielle néfaste sur l'écosystème. À ce sujet, le MDDEP (2006a) cite une campagne de caractérisation menée en 1994 et effectuée par *l'Association des mines d'amiante du Québec*. Cette campagne aurait démontré que les eaux d'exhaure sont, de manière générale, alcalines allant parfois même jusqu'à dépasser un pH de 9,5, ce dernier étant le seuil supérieur du critère de protection de la vie aquatique pour une toxicité aiguë chez les organismes (MDDEP, 2006b). Dans un

deuxième temps réside la problématique des haldes de résidus miniers⁴ (figure 5). La nature des contaminants associés à ces haldes n'est pas listée dans la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MDDEP, 2006d). Ce qui aurait été constaté avec les années, c'est l'accumulation de résidus de fibres d'amiante lessivés dans les cours d'eau, lesquels contribuent à augmenter les concentrations de matières en suspension. De plus, des métaux emprisonnés dans le socle rocheux, bien que n'étant pas le sujet de l'exploitation minière, auraient aussi pu contribuer à contaminer le milieu avec le lessivage des haldes. En effet, les concentrations élevées de magnésium, de nickel, de chrome et de cuivre trouvées dans les eaux de la région lors de campagne d'échantillonnage, seraient attribuables à cette problématique (Bérubé, 1991). L'auteur signale également que la toxicité de ces éléments serait contrebalancée par la dureté de l'eau de cette région. Toutefois, les métaux, lorsqu'emprisonnés dans le socle rocheux, même de provenance naturelle, n'auraient pas le même impact environnemental que lorsqu'ils se trouvent dans un concassé de particules hétérogènes, dont les fines⁵ peuvent être entraînées dans les cours d'eau (Bernard Gaboury, com. pers. 2006). Nous pouvons déjà nous interroger sur la disponibilité « véritable » de ces métaux pour les organismes aquatiques, à savoir si elle est plus faible ou plus grande et quels peuvent être les effets toxiques qui y sont reliés. Pour le moment, la littérature ne révèle rien à ce propos.



Figure 5. Haldes de résidus miniers aux stations d'échantillonnage SBG-3 et SBG-4.

Photos : Dominic Bourget, CIC, 19 juillet 2006.

Dans le but de limiter les risques d'érosion des haldes de résidus miniers, les instances municipales ont débuté la végétalisation des déblais dans les années 70 (figure 6). Par contre, en raison du pH alcalin de ces résidus miniers, la colonisation par les végétaux serait compromise (Arbour, 1994, cité par Morin et Boulanger, 2005). Bérubé (1991) mentionne également que depuis le ralentissement de l'industrie minière à Thetford Mines (1982), les terrils fins se seraient encroûtés et durcis en surface. On parle même d'une membrane naturelle de recouvrement d'environ 20 cm d'épaisseur quasi imperméable et très résistante⁶, ce qui permettrait de limiter l'érosion. Pourtant, comme en témoignent les photos prises sur le terrain, il y a bel et bien des signes évidents d'érosion dans le paysage minier (figure 5).



Figure 6. Déblais végétalisés à la station d'échantillonnage B-2A.

Photo : Dominic Bourget, CIC, 19 juillet 2006.

⁴ Tas constitués avec les déchets de triage et de lavage d'une mine métallique. (Le grand dictionnaire terminologique)

⁵ Poudre minérale dont les éléments sont de dimension inférieure à 80 microns, utilisée comme charge de remplissage pour augmenter la compacité d'un granulat, d'un béton, d'un enrobé. (Grand dictionnaire terminologique)

⁶ L'auteur cite une communication personnelle avec P. Marois du Centre spécialisé en technologie minérale.

4.2.2 Autres industries

En plus de sa vocation minière, la Haute-Bécancour est caractérisée par une économie essentiellement constituée d'industries œuvrant dans le secteur de la fabrication de matériel de transport, de la transformation du métal et de la production d'aliments et de boissons (Morin et Boulanger, 2005). Les principales industries présentes sur le territoire et suivies par le MDDEP sont présentées au tableau 7 et illustrées à la figure 1. Elles sont toutes situées à Thetford Mines, à l'exception de la mine Black Lake de *Lab Chrysotile inc.*, dont il a été question précédemment, localisée sur le territoire de Saint-Joseph-de-Coleraine. Sur les 17 industries, quatre ne sont pas raccordées aux égouts de la Ville de Thetford Mines : *Lab Chrysotile inc (mines Bell et Black Lake)* et *Les Sables Olimag inc.*, puisqu'ils ne génèrent aucun effluent, ainsi qu'*Alumica Canada inc.*, qui, à l'instar de *Les Sables Olimag inc.*, ont des eaux de précipitation recueillies et accumulées dans une cuvette de rétention pour caractérisation avant leur rejet dans le réseau pluvial de la Ville. La liste du tableau 7 fait seulement état des industries pour lesquelles le Ministère détient un dossier. Comme le suggéraient Morin et Boulanger (2005), ceci laisse supposer que les industries de petites et de moyennes envergures ne font pas l'objet de suivi puisque leurs rejets sont moins importants que ceux des grandes industries. À cet effet, certaines entreprises québécoises (petites et moyennes) ne possèdent toujours pas les équipements requis pour traiter leurs rejets, leurs eaux usées étant acheminées directement aux usines d'épuration, ajoutant une charge supplémentaire à traiter mais pour laquelle les usines n'ont pas été conçues, puisqu'il s'agit de rejets industriels (BAPE, 2000). Par ailleurs, selon le portrait antérieur du bassin versant de la Bécancour, aucune des industries retenues pour des interventions d'assainissement et pour étude en 1989 ne figure au sein de la liste présentée ci-dessous (Bérubé, 1991), les dossiers de ces industries étant, à cette époque, à l'étude ou en cours de travaux.

Tableau 7. Principales industries présentes dans la Haute-Bécancour.

Source : MDDEP, 2006.

Nom de l'entreprise	Description des activités	Raccordement
Acrylique Weedon inc.	Fabrication de baignoires et de douches	OUI
Alumica Canada inc.	Fabrication d'aluminate de chaux	NON*
Bilco Buanderie Industrielle ltée	Service de buanderie et d'entreposage de fourrures	OUI
CIF Métal ltée	Fonderie d'aluminium et zinc-aluminium	OUI
Fonderie des Appalaches inc. (Fonderie de Thetford)	Fonderie	OUI
Fromagerie La Bourgade inc.	Fromagerie	OUI
Granirex inc.	Fabrication de surfaces de quartz	OUI
Jacques Lauréat Pièces D'Autos	Cimetière d'autos	OUI
Lab Chrysotile inc. (Mine Bell)	Extraction minière	NON†
Lab Chrysotile inc. (Mine Black Lake)	Extraction minière	NON†
Les Industries Fournier inc.	Fabrication d'équipements mécaniques	OUI
Les Sables Olimag inc.	Fabrication d'abrasif pour nettoyage par jet d'abrasif	NON‡
Les Technologies Fibrox ltée	Fabrication de laine de roche	OUI
Mégantic Métal	Recyclage de métaux	Non disponible
Métallurgie Castech inc.	Fonderie	OUI
Prolab Technologies inc.	Fabrication de produits chimiques et de lubrifiants	OUI
Robert Bolduc	Cimetière d'autos	OUI

*Les eaux de précipitation sont dirigées vers un réservoir d'accumulation placé dans la cuvette de rétention pour caractérisation avant rejet au réseau pluvial de la ville. Séparateur eau/huile présent.

†Sites ne faisant pas l'objet de l'évaluation de la conformité environnementale selon la Directive 019 car ceux-ci n'ont aucun effluent.

‡Aucun effluent. Les eaux de précipitation sont recueillies et caractérisées avant leur rejet au réseau pluvial de la ville.

4.3 Domaine agricole

Dans la majorité des régions méridionales du Québec, l'agriculture, qui était autrefois extensive, est devenue intensive en raison de l'accroissement de la population et de la recherche de hauts rendements. Bien que l'agriculture ne soit pas dominante dans le territoire d'étude, elle pose tout de même des problématiques d'ordre environnemental : détérioration des sols, contamination de l'eau de surface et de l'eau souterraine, émission d'odeurs, dégradation d'habitats et appauvrissement de la biodiversité. Les principales sources à l'origine de ces problématiques sont la mauvaise gestion des fertilisants, les pesticides, les pratiques culturales et les activités de drainage (MENV, 2003). De façon générale, les concentrations d'azote, de phosphore et de matières en suspension contenues dans les eaux de surface augmentent avec la proportion du bassin versant qui est en culture à grande interligne (maïs, soya, pomme de terre, betterave, légumes, haricots, pois, tabac, lentilles, tournesol) ainsi qu'avec la densité animale présente dans le bassin versant (Gangbazo, 2000).

4.3.1 Réglementation et politiques

Au Québec, les normes en matière de rejets agricoles susceptibles d'altérer la qualité de l'environnement sont en partie régies par le *Règlement sur les exploitations agricoles* (REA). Ce dernier se rattachant à la loi qui l'a créé, soit la *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE), vise à minimiser les impacts des productions animales et végétales sur les ressources eau et sol (MENV, 2003; Publications du Québec, 2006b). Pour satisfaire aux exigences du REA, notamment sur la gestion du phosphore, des clubs-conseils en agroenvironnement aident les agriculteurs à élaborer leurs *Plans agroenvironnementaux de fertilisation* (PAEF), lesquels visent la réduction des pertes d'éléments nutritifs (azote et phosphore) dans l'environnement par de meilleures gestions des fertilisants. À cet effet, les PAEF constitueraient l'une des pratiques de gestion agroenvironnementales les plus significatives quant à la réglementation environnementale québécoise depuis les 20 dernières années (MENV, 2003). L'accès des animaux de ferme aux cours et aux plans d'eau est l'un des aspects régis par le REA qui stipule que, sauf dans le cas de traverse à gué, il est interdit de donner accès aux animaux aux cours et aux plans d'eau ainsi qu'à leur bande riveraine. Pourtant, la présence de ruminants dans certains cours d'eau du territoire d'étude a été constatée à plusieurs reprises lors de la campagne d'échantillonnage (figure 7) et signalée dans plusieurs ouvrages (Pedneau et Bolduc, 2004, Kedney et Bolduc, 2005).

Dans le milieu agricole, la *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables* joue un rôle particulier, car elle est intégrée dans la LQE et prend, de ce fait, un certain poids légal. Cette politique préconise la préservation d'une bande riveraine non cultivée de trois mètres depuis la ligne des hautes eaux. Toutefois, s'il y a présence d'un talus situé à moins de trois mètres, la largeur de la bande de végétation à conserver doit inclure un minimum d'un



Figure 7. Présence de ruminants en bordure des cours d'eau (de haut en bas) aux stations d'échantillonnage B-1, B-4 et SBD-9.

Photos : Dominic Bourget, CIC, 19 juillet 2006.

mètre sur le haut du talus, comme nous l'indique la figure 8 (Publications du Québec, 2006a). Cette politique relève des compétences municipales, et c'est par le biais des schémas d'aménagement des MRC de l'Amiante et de l'Érable que certaines réglementations, quant au zonage agricole, peuvent être émises. Dans son document intitulé *Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec*, le MENV mentionnait « que rien ne laissait entrevoir que les dispositions de ladite politique soient intégrées de manière systématique dans les schémas d'aménagement des MRC et dans les règlements d'urbanisme de chaque municipalité, puis appliquées et contrôlées ». D'ailleurs, on constate dans le milieu agricole de la Haute-Béancour certaines portions de cours d'eau qui sont dépourvues de bande riveraine (photo du haut, figure 7).

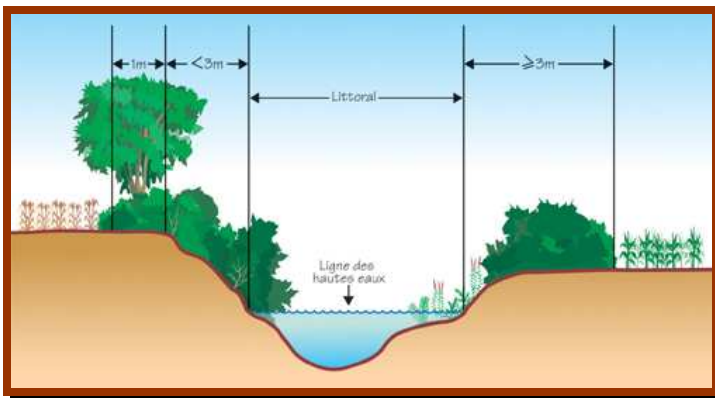


Figure 8. Préservation d'une bande riveraine de végétation en milieu agricole.

Source : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rives/agricole/index.htm>

4.3.2 Drainage

Le drainage est utilisé pour accélérer l'évacuation des eaux qui ruissellent sur les terres agricoles et ainsi favoriser la productivité des sols. À l'échelle de la province, le drainage agricole compte plus de 25 000 km de cours d'eau reprofilés, redressés et recalibrés et cela, sans compter les zones marécageuses qui ont été asséchées en vue de favoriser l'implantation de cultures (MENV, 2003). Ces interventions sur la morphologie des cours d'eau accentuent les problèmes associés aux crues et aux étiages et détruisent les habitats fauniques riverains et aquatiques. Bien que certaines interventions néfastes soient pratiquées sur le territoire d'étude, comme l'indique l'exemple de reprofilage d'un cours d'eau à la figure 9, rien n'indique que les interventions de drainage effectuées pour les besoins de l'agriculture soient une problématique importante sur le territoire de la Haute-Béancour.



Figure 9. Reprofilage de cours d'eau en amont de la station SBG-5B.

Photo : Dominic Bourget, CIC, 17 mai 2006.

4.3.3 Zones d'activités limitées et surplus en phosphore

Pour un territoire donné, lorsque la quantité de phosphore produite par les animaux de ferme excède la capacité de support des sols, c'est-à-dire lorsque les cultures pratiquées sur ce même territoire ne peuvent prélever tout le phosphore contenu dans les déjections animales épandues, on classe alors le territoire comme étant une *zone d'activité limitée* (ZAL). Les municipalités classées ZAL sont les plus susceptibles de connaître des problèmes de pollution de l'eau et c'est pourquoi des contraintes particulières, telles que l'interdiction d'implanter de nouvelles porcheries, leur sont imposées. Sur le territoire de la Haute-Béancour, les municipalités affectées sont : Adstock, la paroisse de Disraeli, Saint-Adrien-d'Irlande, Saint-Fortunat, Sainte-Sophie-d'Halifax et Thetford Mines. De plus, en vertu du REA, les municipalités appartenant à une autre catégorie doivent répondre à des exigences relatives à l'élevage porcin et aux augmentations de cheptel; il s'agit des municipalités comprises à l'intérieur d'un bassin versant considéré dégradé. Puisque c'est le cas pour le bassin versant de la rivière Béancour, les municipalités suivantes figurent au sein de la liste : Irlande, Saint-Ferdinand, Saint-Jacques-le-Majeur-de-Wolfestown, Saint-

Joseph-de-Coleraine et Saints-Martyrs-Canadiens (Publications du Québec, 2006c). On trouve aux annexes 8 et 9 des cartographies produites par le MDDEP qui illustrent le bilan de phosphore ainsi que les unités animales par municipalité sur l'ensemble du bassin versant de la rivière Bécancour. Les municipalités qui affichent un surplus en phosphore sont celles mentionnées plus haut comme étant des ZAL, à l'exception de Thetford Mines dont le bilan en phosphore n'a pas été validé (données de 2002). La plupart des municipalités sur le territoire de la Haute-Bécancour ont des densités animales variant de 1,0 à 2,0 u.a/ha cultivé; toutefois, Saint-Adrien-d'Irlande et Saints-Martyrs-Canadiens affichent des densités inférieures à 0,5 u.a/ha cultivé, alors que Black Lake et Saint-Joseph-de-Coleraine ont des densités animales supérieures à 2,0 u.a/ha cultivé (données de 2001). La municipalité de Saint-Adrien-d'Irlande a par ailleurs déposé un mémoire dans le cadre de la *Commission sur le développement durable de la production porcine au Québec*, menée par le *Bureau d'audiences publiques sur l'environnement* (BAPE), selon lequel l'implantation de nouvelles porcheries sur son territoire serait préjudiciable à l'environnement, apportant une charge d'azote supplémentaire aux eaux de surface et souterraines, ainsi qu'une contamination potentielle des puits d'eau potable (Gravel, 2003). Afin d'illustrer le lien entre les risques potentiels de contamination des eaux de surface des différents sous-bassins versants et sections du cours principal de la rivière Bécancour et le nombre d'unités animales présentes sur le territoire, le tableau 8 présente les données du MAPAQ (Québec, 2006) résumées par unités cartographiques. On remarque, dans un premier temps, qu'il n'y a aucune production de volailles et que la production animale est majoritairement bovine avec, dans une moindre mesure, de l'élevage porcin. Le sous-bassin versant de la rivière au Pin est celui qui renferme le plus d'unités animales (2 257), suivi du sous-bassin de la rivière Larochelle (1 358) et de celui du ruisseau Fortier (997).

Tableau 8. Nombre d'unités animales (u.a.) par unités cartographiques.

Source : Québec, 2006.

Unité cartographique	Station(s) d'échantillonnage	Bovins	Porcs	Volailles	Autres	Total
		(u.a.)	(u.a.)	(u.a.)	(u.a.)	(u.a.)
Rivière au Pin	SBG-5, -5A, -5B	1 512	680	0	65	2 257
Rivière Larochelle	SBG-6	869	442	0	47	1 358
Ruisseau Fortier	SBG-8	636	361	0	0	997
Ruisseau McLean	SBD-10	722	0	0	5	727
Rivière Chainey	SBD-11	382	260	0	0	642
Bécancour- Irlande	B-3	565	0	0	14	579
Rivière Bagot	SBD-9	490	0	0	36	526
Rivière Blanche	SBD-5	522	0	0	0	522
Bécancour- Lac William	B-4	328	175	0	0	503
Ruisseau Labonté	SBD-1	195	220	0	48	463
Ruisseau Madore	SBD-4	360	0	0	1	361
Bécancour-Lac Bécancour	B-1	95	201	0	2	298
Ruisseau Salaberry	SBD-7	253	0	0	6	259
Ruisseau Nadeau	SBD-6	250	0	0	4	254
Ruisseau Larose	SBG-9	226	0	0	0	226
Ruisseau Lessard	SBD-2	53	152	0	0	205
Ruisseau Gingras	SBD-3	163	0	0	28	191
Ruisseau Pinette	SBG-10	125	0	0	0	125
Sans nom (amont Thetford Mines)	SBG-1	27	0	0	0	27
Cours d'eau Thibeault-Faucher	SBD-8	24	0	0	0	24
Bécancour-Thetford Mines	B-2A, -2B	0	0	0	0	0
Sans nom (Thetford Mines)	SBG-2	0	0	0	0	0
Ruisseau Poirier	SBG-3	0	0	0	0	0
Sans nom (aval Thetford Mines)	SBG-4	0	0	0	0	0
Ruisseau Gardner	SBG-7	0	0	0	0	0
Total pour la Haute-Bécancour		7 797	2 491	0	256	10 544

4.3.4 Piscicultures

Les impacts des piscicultures sur la qualité des eaux de surface peuvent sembler à priori anodins, par contre, les rejets, particulièrement riches en phosphore, peuvent contribuer à la dégradation des cours d'eau, comme ce fut le cas pour le lac William (section 4.6.3.). D'une manière générale, les rejets d'un établissement piscicole contribuent à la dégradation de la qualité de l'eau par un apport supplémentaire d'azote, de phosphore et de matières en suspension, une diminution de la quantité d'oxygène et un changement dans le pH et la température de l'eau (Ouellet, 1998). L'introduction de maladies ou de nouvelles espèces dans le milieu naturel peuvent aussi constituer d'autres conséquences néfastes pour les espèces indigènes présentes (Ouellet, 1999). Quant aux produits chimiques utilisés par les pisciculteurs, leurs répercussions sur la faune aquatique restent peu documentées (TFAED, 2003).

Dans le but d'évaluer les impacts des piscicultures sur le milieu aquatique, le MAPAQ a produit une étude sur la caractérisation des effluents de cinq piscicultures québécoises (Ouellet, 1998). Pour la période estivale, les concentrations de divers paramètres ont été enregistrées à l'affluent et à l'effluent de l'étang de sédimentation, ainsi que dans le cours d'eau récepteur, à environ 50 m en amont de l'émissaire de la station piscicole et à environ 300 m en aval de ce même émissaire. Les résultats mettent surtout de l'avant l'importance du phosphore, puisque de tous les paramètres, ces rejets sont les seuls à dépasser les critères de qualité d'eau du MDDEP (tableau 1). Les augmentations de concentrations amont/aval en rivière les plus marquées étaient pour l'azote ammoniacal et pour le phosphore total. Les concentrations naturelles moyennes trouvées en amont des émissaires étaient de 0,02 mg/L pour le phosphore et de 0,05 mg/L pour l'azote. En revanche, des concentrations moyennes de 0,05 mg/L pour le phosphore et de 0,26 mg/L pour l'azote ont été enregistrées à 300 m en aval des émissaires. L'étude se prononce à l'effet que les rejets piscicoles ont les plus faibles concentrations en divers contaminants lorsqu'on les compare aux rejets municipaux et industriels. Par contre, en raison des débits importants des rejets piscicoles, ces charges supplémentaires ne doivent pas être négligées, et ce, particulièrement pour les milieux déjà enrichis. On mentionne également que l'efficacité des étangs de sédimentation pourrait être améliorée. Des taux d'enlèvement moyens de seulement 15 % pour le phosphore et 35 % pour les MES ont été enregistrés (Ouellet, 1998).

Depuis 2002, le nouveau cadre québécois en matière de gestion aquacole se nomme la *Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce au Québec* (STRADDAQ). Cette stratégie vise, d'une part, la conciliation et l'acceptabilité sociale du développement économique de l'industrie piscicole et, d'autre part, la protection du milieu aquatique par la mise en œuvre de directives environnementales quant à la gestion des piscicultures. Les trois partenaires majeurs qui y collaborent sont l'*Association des aquaculteurs du Québec* (AAQ), le *ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec* (MDDEP) et le *ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec* (MAPAQ) (TFAED, 2003). La production de poissons d'élevage en eaux douces au Québec a connu une ascension florissante depuis les années 80 et une baisse notable d'environ 25 % de 1998 à 2002 (MAPAQ, 2004). En dépit de ce constat, la production en eau douce se chiffrait à 74 % de l'aquaculture québécoise en 2001. Encore aujourd'hui, elle constitue la pierre angulaire des activités piscicoles. Les trois partenaires sont d'accord pour dire que les prochaines années seront marquées par une demande grandissante dans ce secteur, notamment pour la pêche récréative, mais également, par une préoccupation sérieuse à l'égard de la qualité de l'eau des milieux récepteurs, étant donné les charges supplémentaires de nutriments que cela implique. La base des appréhensions du MDDEP concerne l'eutrophisation des milieux aquatiques, et aucune réglementation environnementale sur les rejets piscicoles n'a été émise par ce ministère. La réglementation actuelle adoptée par le MAPAQ est surtout conçue pour gérer l'ensemencement et protéger l'intégrité des espèces indigènes (Guy Ouellet, com. pers. 2006). Les objectifs de la STRADDAQ à l'égard de l'industrie piscicole sont : la diminution globale de 40 % des rejets en phosphore par l'adoption d'une norme de rejet de 4,2 kg de phosphore par tonne de production, la sensibilisation des pisciculteurs, l'amélioration des infrastructures de production, la recherche et le développement dans ce domaine et l'encadrement des industries piscicoles par les trois partenaires majeurs impliqués. La date

ultime à laquelle l'ensemble de la stratégie devrait être terminée est 2014. Il faut toutefois noter que seules les directives du STRADDAQ seront mises en œuvre si et seulement si les pisciculteurs y adhèrent puisque l'adhésion est sur une base volontaire. Certains dossiers piscicoles figurent au sein d'une liste prioritaire, la plupart des industries concernées produisant plus de cinq tonnes de poissons par année. Les pisciculteurs qui adhéreront à la STRADDAQ auront une cible environnementale de rejet (CER) propre à chacun exprimée en termes de concentrations et de charges pour faciliter le suivi des différents paramètres et devront obtenir un nouveau certificat d'autorisation pour leur établissement auprès du MDDEP. Les membres partenaires se réservent le droit de réévaluer toute pisciculture dont les impacts environnementaux sont jugés majeurs et de prendre les mesures qui s'imposent pour remédier à la situation. Une attention spéciale sera portée pour tout rejet se déversant en amont de milieux fragiles, comme les lacs. À l'heure actuelle, le rejet annuel moyen d'une industrie piscicole est estimé à 7,2 kg de phosphore par tonne de production (TFAED, 2003).

Sur le territoire d'étude, quatre piscicultures sont en opération (tableau 9 et figure 1). Les données tirées de Morin et Boulanger (2005) révèlent que deux d'entre elles n'ont pas de certificat d'autorisation délivré par le MDDEP pour leur établissement piscicole, et ce, malgré qu'elles aient une production annuelle supérieure à 10 tonnes/an. En vertu de la *Loi sur les pêcheries commerciales et la récolte commerciale de végétaux aquatiques*, l'une des entreprises ne détient pas de permis du MAPAQ puisque ses activités (étang d'élevage) n'en requièrent pas. De plus, deux des trois entreprises qui détiennent un permis du MAPAQ participent à la STRADDAQ. Il est à noter que la production annuelle en tonnes métriques de poissons et la charge en phosphore total sont toutes deux des estimations qui ont été faites à partir des renseignements fournis par le MAPAQ (2006b). La charge correspondant à la production inférieure à une tonne métrique (tm) est basée sur une production de 0,5 tm et pour les trois établissements détenant un permis du MAPAQ. Les productions ont été partagées selon que l'ensemble des entreprises représente une charge approximative de 46 tm et que l'une d'entre elles a une production estimée à 10 tm. Les charges correspondantes sont le produit de la production annuelle et de l'apport moyen des rejets piscicoles mentionné ci-dessus, soit 7,2 kg de phosphore par tonne métrique de production. Enfin, pour cette zone territoriale, le *Règlement sur l'aquaculture et la vente des poissons (Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune)* autorise le transport et l'ensemencement de deux espèces utilisées par les pisciculteurs de la région, soit l'omble de fontaine et la truite arc-en-ciel (MAPAQ, 2006a).

Tableau 9. Piscicultures présentes sur le territoire d'étude.

Source : Morin et Boulanger, 2005; MAPAQ, 2006b.

Nom de l'établissement	Unité cartographique	Point de rejet	Production annuelle [†]	Charge de phosphore total [‡]	Permis du MAPAQ	Certificat d'autorisation du MDDEP
			(tonne métrique de poissons)	(kg/an)		
Pourvoy'air	Lac William	Lac William	< 1	4	NON*	OUI
Pisciculture Yvon Nadeau	Ruisseau Gingras	Ruisseau de l'Aqueduc	≈ 18	128	OUI	OUI
Pisciculture Goucan S.N.C.	Rivière au Pin	Rivière au Pin	≈ 18	128	OUI	NON
Ferme Sopier Enr.	Rivière au Pin	Rivière Blanche	≈ 10	72	OUI	NON

*Non requis pour les activités de l'entreprise

[†]MAPAQ, 2006.

[‡]Charge estimée de phosphore total = production annuelle x 7,2 kg de P tot/tm de production (STRADDAQ)

4.4 Domaine forestier

L'exploitation forestière, lorsque trop importante ou réalisée dans des endroits « fragiles », est une opération qui contribue largement à bouleverser les écosystèmes. À cet effet, le déboisement à des fins de changement de vocation, majoritairement tournée vers l'agriculture et quelques fois, le développement urbain, ne semble pas être une problématique majeure dans la Haute-Bécancour. Malgré cela, les coupes forestières engendrent diverses pressions sur le milieu aquatique : amplification des crues et des étiages, remontée de la nappe phréatique à certains endroits, réduction locale de la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol entraînant une augmentation du ruissellement, accroissement de l'érosion et augmentation du transport des particules de sol, réchauffement des cours d'eau, diminution des concentrations en oxygène dissous dans les cours d'eau et méthylation du mercure⁷ dans le biote aquatique (BAPE, 2000). Toutes ces conséquences sont directement ou indirectement causées par les travaux sylvicoles tels que la préparation et l'entretien du terrain, les traitements commerciaux et non commerciaux, le drainage et la voirie forestière. Le drainage forestier est d'ailleurs réputé pour être l'activité d'aménagement la plus susceptible d'influencer la qualité de l'eau (MDDEP, 2006e). Sur le territoire de l'Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de la Chaudière, 424 km linéaires de fossé ont été réalisés en 1993, avant de diminuer et de se stabiliser à environ 83 km par année entre 1996 et 2001 (ARFPC, 1998). Sur le territoire de la MRC de L'Amiante seulement, 23 km linéaires de fossés répartis sur une trentaine de sites ont en moyenne été réalisés annuellement de 2002 à 2005 par l'entremise du Programme d'aide à la mise en valeur des forêts privées de l'Agence Chaudière (Andréanne Désy, com. pers. 2006). En outre, on évoque l'application de phytocides comme étant un élément perturbateur de l'écosystème, bien que cette activité ne soit plus subventionnée depuis 2001 (MDDEP, 2006e).

4.4.1 Réglementation

La réglementation en vigueur quant à la protection des cours d'eau des trois MRC du territoire d'étude consiste en des règlements de contrôle intérimaire (RCI), lesquels diffèrent légèrement entre eux. La MRC de l'Amiante a défini deux types d'aires de protection : une aire rapprochée de 0 à 300 m et une aire éloignée de 300 à 500 m. Tout prélèvement forestier dans ces aires ne doit pas excéder 40 % du volume de bois commercial, et ce, par période de cinq ans. De plus, les travaux de coupe à blanc par bande ou par trouée sont permis seulement dans l'aire de protection éloignée. Un périmètre d'urbanisation et une cartographie des aires de protection en périphérie des lacs de villégiature indiquent un périmètre de protection de 500 m autour des différents secteurs urbanisés du territoire et autour du lac à la Truite, du lac Bécancour et de la partie Nord/Nord-Ouest du lac Breeches, depuis sa naissance jusqu'à son embouchure. Par ailleurs, une cartographie des pentes fortes de la région montre que les secteurs concernés sont les collines de Saint-Jacques-le-Majeur-de-Wolfestown à la frontière des limites administratives de Saint-Julien, le secteur de Saint-Joseph-de-Coleraine non loin de l'étang Dry et du lac Johnston, puis un secteur au nord du lac de l'Est dans la paroisse de Disraeli. Dans les pentes fortes, un prélèvement uniforme de 30 % du volume de bois commercial est autorisé pour une période de cinq ans (MRC de l'Amiante, 2005). Les RCI pour les MRC de l'Érable et Arthabaska établissent une bande de protection riveraine de 20 m où, là aussi, des prélèvements forestiers sont autorisés si ces derniers n'excèdent pas 40 % du volume de bois commercial mais à la différence qu'ils ne peuvent se faire en deçà d'une période de dix ans. Il en va de même pour les secteurs établis comme ayant des pentes fortes. Ainsi, les autres secteurs protégés sont les lacs Sunday et William et les berges de la Bécancour pour la portion du territoire comprise dans la région du Centre-du-Québec (MRC de l'Érable, 2003 et MRC d'Arthabaska, 2003). D'autres spécifications quant aux normes sur le drainage, sur les types de coupe et sur les cas d'exception font également l'objet des RCI respectifs.

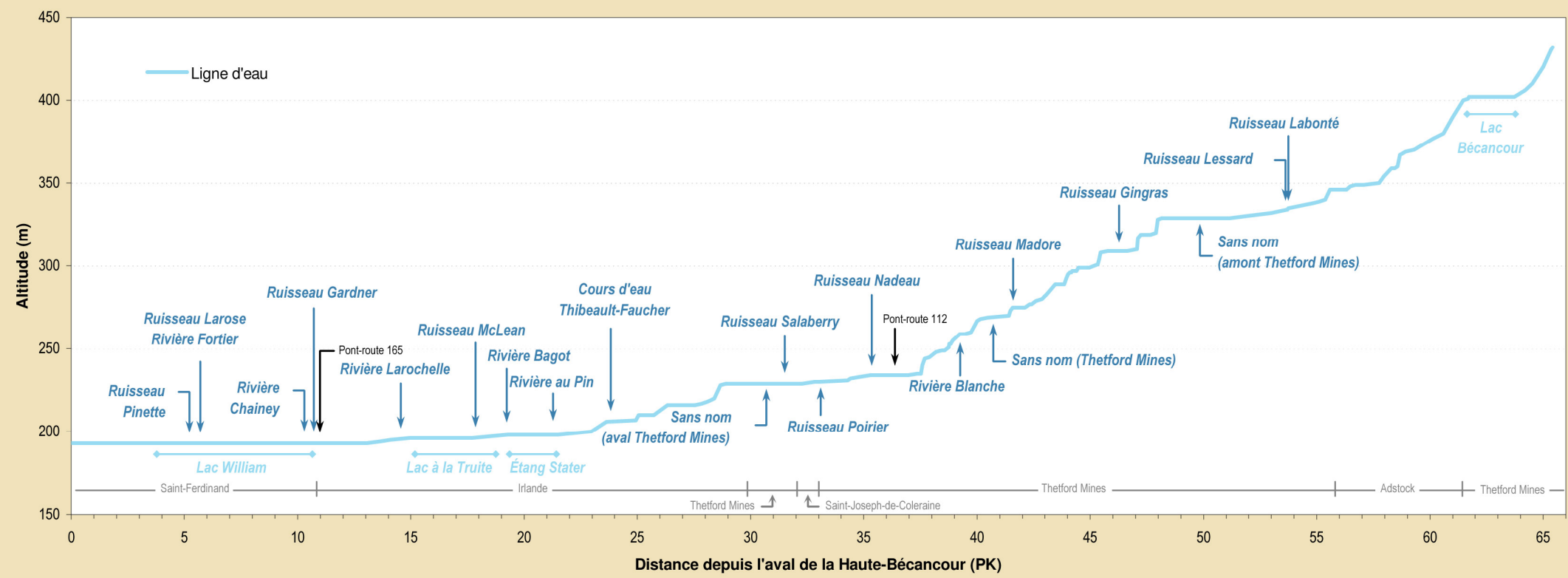
⁷ Activité microbienne qui transforme le mercure contenu dans la matière organique en décomposition en un composé toxique, le méthylmercure ((CH₃)₂Hg), qui s'accumule le long de la chaîne alimentaire. (Grand dictionnaire terminologique)

4.5 La topographie et le climat

Les pentes fortes qui caractérisent les Appalaches dans la Haute-Bécancour rendent les sols de cette région particulièrement propices à l'érosion et peuvent ainsi contribuer à la dégradation de la qualité des cours d'eau par l'apport d'importantes charges sédimentaires. Sur le territoire d'étude, le cours principal de la Bécancour passe d'une altitude de 432 m à l'amont du ruisseau alimentant le lac Bécancour (402 m) à une altitude de 193 m à la sortie du lac William, tout juste en aval du pont route du dixième rang. Le profil en long de la rivière Bécancour, illustré à la figure 10, peut nous aider à comprendre la dynamique d'écoulement des eaux de surface relativement à la pente du cours d'eau et aux risques d'érosion qui y sont associés. Ainsi, plus la dénivellation est importante et plus le cours d'eau est susceptible d'entraîner rapidement une plus grande quantité de polluants, qui plus est, lors de périodes pluvieuses. Par ailleurs, la perméabilité des dépôts meubles est un autre facteur qui influe sur le drainage du territoire. L'effet combiné d'un sol faiblement perméable avec un relief accidenté permettrait un ruissellement rapide des eaux; ce serait notamment le cas du territoire de Saint-Adrien-d'Irlande (Gravel, 2003).

En ce qui a trait aux autres facteurs régis par le climat, les précipitations, les variations de débit et le cycle saisonnier des périodes de crue et d'étiage accélèrent ou décélèrent les phénomènes de ruissellement et d'érosion et, de cette manière, influencent eux aussi la qualité de l'eau d'une région donnée. Lors d'événements pluvieux, une plus grande quantité de particules de sol ruissellent vers les cours d'eau et augmentent la quantité de matières en suspension (MES), la turbidité et les concentrations de phosphore. Ce phénomène est d'autant plus accentué lors de la fonte printanière. En période d'étiage, lorsque le niveau d'eau en rivière est à son plus bas, les concentrations de certaines substances sont généralement plus élevées. Par contre, en période de crue, l'inverse n'est pas toujours vrai. Certaines substances sont diluées dans un plus grand volume d'eau, en raison des crues, alors que d'autres seront présentes dans le milieu en concentrations plus élevées, en raison d'un ruissellement plus important et donc, d'une plus grande quantité de matière apportée au cours d'eau. Les substances qui proviennent d'un processus d'érosion et qui affichent des concentrations plus élevées lors d'un ruissellement plus important sont les éléments d'origine géologique tels que les MES, les métaux et les éléments qui y sont liés comme le phosphore. Les polluants qui voient leurs concentrations diminuer en période de crue sont ceux d'origine urbaine ou industrielle, rejetés dans les cours d'eau de manière constante et régulière (Simard, 2004).

Une des particularités du territoire d'étude est que la variation saisonnière des débits de la rivière Bécancour est très marquée. À titre d'exemple, en 1989, des débits fluctuant de 488 m³/s (en période de crue) à 3 m³/s (en période d'étiage) ont été enregistrés sur le territoire (Bérubé, 1991). Ce même auteur mentionne également que le régime hydrologique de la Bécancour est semi-torrentiel, c'est-à-dire que les crues passent rapidement dans le système et ne durent habituellement que quelques jours. Le régime d'écoulement est aussi qualifié de naturel parce qu'il ne subit pas de modifications suite à la présence de digues ou de barrages (CEHQ, 2006a). L'hydrogramme de la station 024003, située à l'extérieur du territoire étudié, à 2,1 km en amont de la rivière Palmer, montre les périodes de crue et d'étiage dans le bassin versant de la rivière Bécancour (annexe 10). La principale période de crue survient suite à la fonte des neiges, couvre les mois de mars à mai et atteint son apogée en avril. Une période moins importante est également enregistrée de septembre à octobre. Les étiages, quant à eux, se produisent lors des mois de février et juillet, la première période survenant avant la fonte printanière et la deuxième, en période estivale, où les précipitations sont moins abondantes.



- Route principale
- Route secondaire
- ◇ MRC
- ◇ Région administrative
- ◇ Municipalité
- ~ Cours d'eau intermittent
- ~ Cours d'eau permanent
- Eau libre
- Bassin versant Rivière Bécancour



Sources des données :
 Milieux humides : CIC
 Bassins versants : MDDEP, 1 : 20000
 Hydrographie et transport : BDTQ
 Limites administratives : SDA, 2006

Statistiques démographiques :
 14 municipalités touchées
 Population totale des municipalités qui touchent les bassins à l'étude : 37 892

Superficie des bassins à l'étude : 63 996 ha



Figure 10. Profil en long de la rivière Bécancour et localisation de ses principaux tributaires.

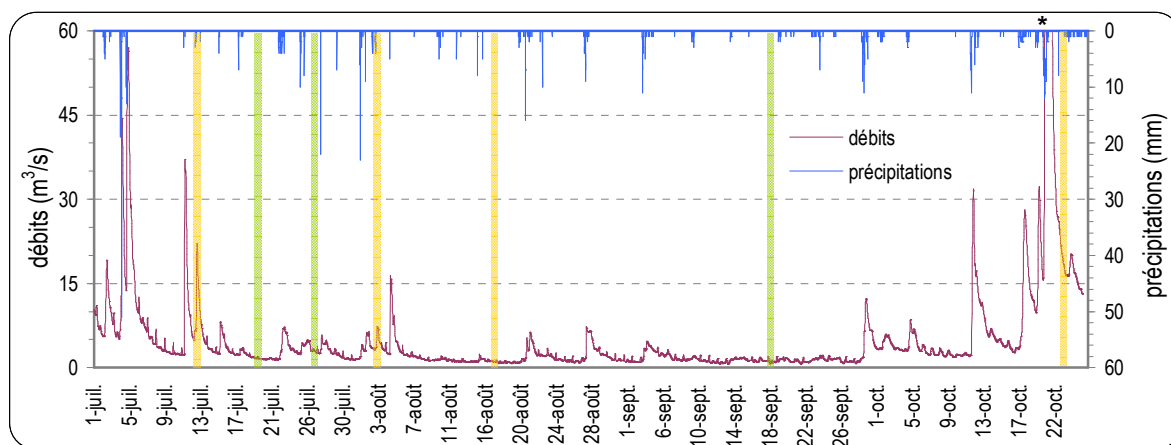
Les précipitations dans la région de Thetford Mines sont plus abondantes pendant la période estivale et totalisent annuellement environ 1 300 mm (tableau 10). Comme exposé précédemment, la Bécancour est en période d'étiage au cours de l'été. Conséquemment, le faible débit de la rivière, combiné avec les problèmes de débordements des ouvrages de surverse de la station d'épuration de Thetford Mines lors des événements de pluie, accentue les problèmes de qualité de l'eau dans la région.

Tableau 10. Normales climatiques 1971-2000, Thetford Mines (altitude : 381 m).

Source : Adapté d'Environnement Canada, 2006.

Statistique	Donnée mensuelle												Total
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	
<i>Température</i>													
Moyenne quotidienne (°C)	-12,1	-10,5	-4,5	3,1	11,1	15,9	18,4	17,3	12,1	6,1	-0,9	-8,5	-
<i>Précipitation</i>													
Chutes de pluie (mm)	24	16	36	60	104	120	126	148	113	99	62	35	942
Chutes de neige (cm)	82	66	57	25	2	0	0	0	0	4	39	81	356
Précipitation totale (mm)	106	83	93	85	106	120	126	148	113	103	100	115	1297
<i>Nb de jours avec précipitation</i>													
≥ 0,2 mm	18,4	15,4	15,4	13,9	14,9	15,2	14,9	14,6	15,0	15,7	17,7	19,0	190,3
≥ 5 mm	7,5	6,1	6,6	6,4	6,7	7,5	7,1	7,5	6,7	6,7	7,6	8,4	84,8
≥ 10 mm	3,8	2,7	3,2	3,1	3,7	4,3	4,5	4,8	4,0	3,8	3,5	3,9	45,2
≥ 25 mm	0,4	0,3	0,4	0,3	0,7	0,7	1,0	1,5	0,9	0,6	0,3	0,4	7,5

Afin de mettre en lien la campagne d'échantillonnage avec les débits de la Bécancour ainsi que les précipitations reçues dans la région, la figure 11 montre l'évolution du régime hydrologique de la rivière Bécancour à la station 024013 (CEHQ, 2006b) ainsi que les précipitations enregistrées à la station d'épuration de Thetford Mines pour la période allant du 1^{er} juillet au 25 octobre 2006. Les quatre périodes d'échantillonnage suivantes ont été marquées par des épisodes de débordements à la station d'épuration (le débit moyen de la rivière pour chaque période figurant entre parenthèses) : le 12 juillet (7,26 m³/s), le 2 août (5,59 m³/s), le 16 août (1,30 m³/s) et le 24 octobre (16,84 m³/s). Aucun débordement n'a été observé pour les 3 autres périodes : le 19 juillet (2,13 m³/s), le 26 juillet (4,36 m³/s) et le 19 septembre (1,53 m³/s). Par ailleurs, la dernière période d'échantillonnage a été précédée d'une importante chute de précipitations où des débits maximaux de 150 m³/s ont été enregistrés. Des débits avoisinant les 400 m³/s ont également été enregistrés dans la nuit du 21 octobre. Par contre, ces données sont douteuses en raison du dénivèlement de l'appareil de mesure probablement survenu lors de la crue du 20-21 octobre. Les données sont donc approximatives, l'erreur a été répartie de façon linéaire pour toute la période couverte par l'hydrogramme (François Godin, com. pers. 2006).



■ Aucun débordement à l'usine d'épuration de Thetford Mines pour les périodes d'échantillonnage (19 et 26 juil, 19 sept.)

■ Débordement(s) à l'usine d'épuration de Thetford Mines pour les périodes d'échantillonnage (12 juil, 2 et 16 août, 24 oct.)

* max ~ 150 m³/s, 2006-10-21 (00:00) à 2006-10-21 (11:45): max ~ 400 m³/s par contre données douteuse. (Source: CEHQ, 2006.)

Figure 11. Périodes d'échantillonnage en lien avec les débits de la rivière Bécancour enregistrés à la station 024013 (Irlande) ainsi que les précipitations reçues à la station d'épuration de Thetford Mines pour la période du 1^{er} juillet au 25 octobre 2006.

4.6 Problématique particulière : les écosystèmes lacustres

La Haute-Bécancour recèle plusieurs plans d'eau dont les principaux sont, en ordre décroissant de superficie, les lacs William, Breeches, à la Truite, Sunday, de l'Est et Bécancour. Deux d'entre eux, les lacs William et de l'Est, sont aux prises avec des problèmes d'eutrophisation (Morin et Boulanger, 2005). En outre, le lac Bécancour est à la limite d'être classé eutrophe et pourrait potentiellement devenir problématique si l'activité humaine y est amplifiée (Simoneau *et al.*, 2004). L'eutrophisation peut être définie comme le processus d'enrichissement d'un plan d'eau causé par une augmentation des apports en éléments nutritifs. En conditions normales, le phosphore limite la productivité en eau douce et constitue donc la cause majeure d'eutrophisation de la plupart des rivières et des lacs perturbés par la pollution (Horne et Goldman, 1994). Ce phénomène, de prime abord naturel, accélère la croissance des végétaux aquatiques et peut conséquemment : diminuer l'apport d'oxygène dans l'eau, entraîner la mortalité des poissons (notamment en causant l'asphyxie de leurs œufs par la croissance excessive du périphyton) et compromettre les activités récréatives telles que la pêche, la baignade et les autres loisirs nautiques. L'évidence visible la plus typique d'une situation d'eutrophisation est la présence de blooms de cyanobactéries à la surface de l'eau. Communément appelées algues bleu-vert, les cyanobactéries peuvent libérer des toxines néfastes pour la santé humaine et animale (Blais, 2006).

4.6.1 Le phosphore

Au Québec, les critères de qualité de l'eau relatifs au phosphore semblent être peu à peu remis en question. En effet, certains scientifiques disent qu'ils ne sont pas représentatifs ou encore pas assez sévères (Moreault, 2006). À l'heure actuelle, les critères québécois de qualité de l'eau pour le phosphore s'inspirent du nouveau cadre canadien proposé en 2003 par le *Conseil canadien des ministres de l'Environnement* (CCME). Ce cadre se base sur les niveaux trophiques des divers milieux aquatiques (oligotrophe, mésotrophe, eutrophe). Pour faire un bref rappel sur les critères québécois, les concentrations recommandées dans les ruisseaux et les rivières ne doivent pas être supérieures à : 0,03 mg/L pour les cours d'eau qui ne s'écoulent pas vers un lac, 0,02 mg/L pour les cours d'eau qui s'écoulent vers un lac qui a ou avait une concentration naturelle entre 0,01 et 0,02 mg/L ou encore dont le contexte environnemental n'est pas problématique (milieu mésotrophe) et, finalement, 0,01 mg/L pour les cours d'eau alimentant un lac dont la concentration naturelle se trouve ou se trouvait en deçà de 0,01 mg/L (milieu oligotrophe). Ainsi, en vertu de ces critères, tout nouvel apport de phosphore introduit dans un plan d'eau combiné avec la concentration naturelle du milieu ne devrait pas excéder les limites suggérées. Or, pour la partie du territoire qui nous concerne, située sur le plateau appalachien, une estimation de la teneur naturelle du milieu a été établie à 0,011 mg/L. Cette valeur fait référence au concept des valeurs par écorégion faisant l'objet des critères américains de qualité de l'eau. Toutefois, la différence entre les critères québécois et l'approche américaine est qu'au Québec, les critères de qualité de l'eau ne tiennent pas en compte les valeurs de référence par écorégion, puisque les critères sont les mêmes pour pratiquement tout le territoire québécois, peu importe la géologie caractéristique des basses-terres du Saint-Laurent, des Appalaches et du Bouclier canadien. Le MDDEP, dans l'optique d'évaluer l'approche par écorégion, a mené un premier exercice exploratoire et a appliqué le modèle américain pour le territoire québécois. Pour les Appalaches, il en ressort que les données historiques de qualité de l'eau provenant de la *Banque de données sur la qualité du milieu aquatique* (BQMA) tendent à soutenir les valeurs de référence de 0,011 mg/L, tandis que les résultats obtenus par le projet-Phosphores traces 2001-2002, dont l'objectif était de mesurer les plus faibles concentrations possible de phosphore dans tous les milieux, suggèrent que la valeur de référence pourrait être abaissée à 0,008 ou 0,007 mg/L. Dans la mesure où le rôle des critères de qualité de l'eau est d'établir une concentration maximale afin d'éviter des effets délétères sur le milieu aquatique, l'étude conclut en mentionnant qu'il est opportun et faisable de considérer l'approche par écorégion pour les rivières mais non pas pour les lacs, ceux-ci étant trop influencés par des facteurs qui leur sont propres comme le ratio *taille du lac/taille du bassin versant*, la présence de milieux humides en amont et l'absence d'oxygène en profondeur. L'étude mentionne également que cet-

te approche reste à être démontrée en raison notamment de la clarification des concepts de base que cela impose. Par contre, les critères actuels généralisés en fonction des niveaux trophiques seraient pratiques au point de vue de la gestion et de l'administration des apports en phosphore mais dépourvus de justifications scientifiques (Berryman, 2006).

4.6.2 Les cyanobactéries

Les cyanobactéries sont des organismes microscopiques qui vivent dans la colonne d'eau et qui font de la photosynthèse grâce au pigment de Chlorophylle *a* qu'elles renferment. C'est pourquoi elles sont aussi connues sous l'appellation « algues bleu-vert ». À l'œil nu, ces organismes « mi-algues, mi-bactéries » sont invisibles. Par contre, en présence d'une grande quantité de phosphore et de lumière, une floraison survient, ou bloom, au point où la densité rend le phénomène visible à l'œil nu. La présence de cyanobactéries peut ainsi être observable en raison de la couleur verdâtre ou rougeâtre des eaux, ou encore sous la forme d'écumes le long des rivages (figure 12b). À cet effet, le guide d'identification produit par le MDDEP montre beaucoup d'exemples d'observation de cyanobactéries afin de faciliter la distinction entre ces dernières et les autres végétaux présents dans les écosystèmes aquatiques. La raison pour laquelle l'observation des cyanobactéries diffère par endroits est la flottabilité de certaines espèces, c'est-à-dire la capacité de se déplacer verticalement dans la colonne d'eau. Les cyanobactéries se placent ainsi à des profondeurs où les conditions leur sont favorables (lumière, phosphore, etc.) (Blais, 2006). Généralement, les blooms de cyanobactéries apparaissent à la surface de l'eau pendant la nuit, ne pouvant ajuster leur flottabilité en l'absence de lumière, puis disparaissent dans la colonne d'eau pendant le jour sous l'effet du vent (Santé Canada, 2004). Sur le territoire, des blooms de cyanobactéries ont été constatés au lac William (figure 12c).

Le problème avec les cyanobactéries est qu'elles présentent un danger pour la santé humaine et animale. Environ 50 à 70 % des proliférations de cyanobactéries renfermeraient des espèces toxiques. Ces espèces produisent des toxines, appelées cyanotoxines, qui peuvent nuire potentiellement à la santé des usagers. Certaines causent des irritations (endotoxines), peuvent attaquer le foie (hépatotoxines) ou même le système nerveux (neurotoxines). Notamment, les microcystines provenant de la souche *Microcystis aeruginosa* sont reconnues pour être les cyanotoxines que l'on trouve le plus fréquemment dans l'eau et qui causeraient le plus d'intoxication. Celles-ci peuvent survivre dans



a) Sous forme de brouillard près du rivage
<http://www.ac-rennes.fr/pedagogie/svt/qfmanipsvt.htm>



b) Écume cyanobactérienne
(Baie Missisquoi)
Photo : Martin Mimeault, MENV, septembre 2001
http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/cyanobacteries/index.htm



c) Floraison en surface
(Particules en suspension au lac William)
Photo : Sylvie Blais, MENV, octobre 2000.
http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/cyanobacteries/index.htm

Figure 12. Exemples d'observation de cyanobactéries.

les eaux froides et les eaux tièdes, puis tolérer des changements importants dans la physico-chimie de l'eau comme le pH. De plus, les microcystines sont bioaccumulées chez divers organismes. Elles ont été observées surtout dans les tissus viscéraux des poissons, dans les mollusques et les crustacés. L'intoxication des animaux par les cyanobactéries touche autant les espèces domestiques que sauvages (Santé Canada, 2004). Dans deux villages français, on rapporte que dix chiens sont morts des suites d'une intoxication de cyanobactéries, moins d'une heure après avoir pataugé et ingéré de l'eau de rivière (Chesnais, 2005). Les cyanobactéries ont également été impliquées dans l'empoisonnement de kangourous, de rongeurs, d'amphibiens, de chauve-souris, d'oiseaux migrateurs et de zooplancton en Australie (DNRMW, 2005). Une étude sur les causes d'une maladie neurologique, la « myélinopathie vacuolaire aviaire (MVA) » (« *Avian Vacuolar Myelinopathy* » en anglais), chez les canards colverts, révèle qu'il y aurait un lien de cause à effet entre la végétation aquatique et la maladie de la MVA. Comme des cyanobactéries ont été auparavant trouvées sur des feuilles d'une espèce d'algue aquatique (*Hydrilla verticillata*), les auteurs ont exposé à plusieurs reprises les canards colverts à ladite espèce d'algue et à des souches cyanobactériennes. L'étude ne peut rien conclure quant à l'effet direct des cyanobactéries dans la maladie de la MVA mais démontre que les canards ont eu des lésions neurologiques suite à une exposition aux algues *H. verticillata* (Birrenkott et al., 2004). À l'international, des cas d'allergies ou d'intoxications chez les humains ont été répertoriés en Angleterre, aux États-Unis, au Zimbabwe, en Australie, au Brésil et au Portugal (Bouaïcha, 2001). Au Québec, le MDDEP rappelle que les risques sanitaires sont liés à la pratique d'activités récréatives, au contact direct de l'eau et à la consommation d'organismes aquatiques pêchés à même le milieu. Les enfants sont les plus à risques puisqu'ils sont plus souvent en contact avec l'eau. Les sources d'eau potable comme les puits artésiens peuvent être également ciblés, lorsqu'ils sont situés à proximité d'un milieu aquatique (Blais, 2006).

Puisque la présence de cyanobactéries a été signalée dans plus de 80 milieux aquatiques sur le territoire québécois et qu'aucune norme quant aux cyanobactéries ne figure dans le *Règlement sur la qualité de l'eau potable*, un suivi de six stations de production d'eau potable a été mené par le MDDEP de 2001 à 2003. Les stations de Plessisville et de Daveluyville ont été échantillonnées pour le suivi des cyanobactéries dans la rivière Bécancour. D'une manière générale, la présence de cyanobactéries a été confirmée dans 98 % des échantillons d'eau brute, dans les prises d'eau situées dans les parties inférieures des systèmes aquatiques, ainsi que dans l'eau traitée à des concentrations toutefois inférieures à la recommandation canadienne de 1,5 µg/L de microcystine-LR. Les auteurs ont évalué le nombre d'échantillons d'eau brute présentant des concentrations supérieures à 2 000 cellules/mL, seuil critique où la présence de cyanobactéries ne peut être négligée⁸. Pour les stations situées sur la rivière Bécancour, sur un total moyen de neuf échantillons par année, 17 % à 60 % des échantillons dénotaient plus du seuil critique de cyanobactéries. De plus, les médianes annuelles montrent qu'il y a eu une augmentation des concentrations de 2001 à 2003, soit une variation de 500 à 2 008 cellules/mL à Daveluyville et de 817 à 3 692 cellules/mL à Plessisville. Au total, dix espèces considérées à potentiel toxique ont été prélevées. Des cyanotoxines ont également été détectées. À cet effet, l'étude révèle que dans les échantillons où figuraient des cyanotoxines, une ou plusieurs espèces à potentiel toxique avaient été relevées. En revanche, la présence de cyanobactéries, potentiellement toxiques ou non, n'était pas corrélée avec les concentrations totales de cyanotoxines détectées. Malgré cette dernière observation, les auteurs évoquent le risque résiduel associé aux concentrations importantes de cyanobactéries (Robert et al., 2004).

4.6.3 Le lac William

Le lac William, situé dans la partie aval du territoire d'étude, est le plus grand lac de la Haute-Bécancour avec une superficie de 4,92 km² et une profondeur maximale de 30 m. Il est classé comme un lac eutrophe, c'est-à-dire très productif où les concentrations en phosphore total sont supérieures à 0,02 mg/L. De manière générale, les lacs eutrophes, caractérisés par leur abondance de plantes aquatiques et l'absence d'oxygène en profondeur, ne peuvent

⁸ Les auteurs citent : Bartram et al. (1999).

recycler la matière organique produite par les algues et autres débris animaux puisque celle-ci excède la capacité du milieu. Cette matière excédante sédimente alors au fond du lac, réduisant encore plus la disponibilité de l'oxygène en profondeur (Simoneau *et al.*, 2004). Aujourd'hui reconnue pour être de qualité suffisante pour la baignade et pour la villégiature et l'alimentation en eau brute, le lac William aurait commencé à se détériorer dans les années 30, alors que des blooms de cyanobactéries étaient observés à partir des années 70. La pollution bactériologique et les apports importants en phosphore ont peu à peu diminué suite à la mise en opération des stations d'épuration sur le territoire au milieu des années 80. Par contre, l'eutrophisation du lac se poursuit encore, et ce, en raison des charges importantes de phosphore et en dépit du traitement de déphosphatation de l'usine d'épuration de Thetford Mines (Légaré, 1999). On rapporte également qu'une accumulation de phosphore dans les sédiments du lac est susceptible de contribuer à la formation des blooms d'algues sporadiques. Ce même auteur estime qu'en 1999, les apports en phosphore dans le lac William étaient de 28 tonnes par année et provenaient : de la rivière Bécancour (58 %), de la station d'épuration de Thetford Mines (18 %), des riverains et autres tributaires du lac (15 %), et finalement d'une pisciculture en bordure du lac qui est aujourd'hui fermée (9 %). De plus, l'auteur rapporte que 89,5 % des berges sont artificialisées et il mentionne que sur les 400 résidences de villégiature, il y aurait 250 résidences qui ne seraient pas raccordées aux égouts municipaux. Outre le phosphore, la pollution bactérienne et les apports d'azote seraient tous deux imputables aux débordements de la station d'épuration de Thetford Mines et aux activités agricoles dans le sous-bassin. L'auteur conclut que pour assister à une amélioration de la qualité de l'eau, une diminution de 60 % des apports en phosphore s'impose. Une autre étude sur le lac William arrive aux mêmes constats mais avec des statistiques différentes (EXXEP Environnement, 2005). En vue d'une amélioration de la condition du lac William, l'étude mentionne que les charges en phosphore devraient être diminuées de 90 %. Par ailleurs, un portrait plus exhaustif de la quantification et de la provenance des apports en phosphore est établi. Ainsi, en ordre décroissant les sources sont : la rivière Bécancour (85,6 %), l'agriculture (6,3 %), l'apport des sédiments en condition anoxique (4,3 %), la population urbaine (1,2 %), les sols affectés aux résidences riveraines (0,9 %), la forêt non perturbée (0,9 %), les précipitations (0,4 %), la population saisonnière (0,3 %), la forêt en coupe totale (0,2 %), les zones en friche (0,1 %) et, dans une moindre mesure, les milieux humides. Il est pertinent de noter que pour ces deux études, la méthode pour le calcul des apports en phosphore était la même, soit celle mise au point au début des années 80 par le *Service de la qualité des eaux du ministère des Richesses naturelles*⁹.

4.6.4 Le lac de l'Est

De moindre envergure que le lac William, le lac de l'Est a une superficie de 0,83 km² et une profondeur maximale de 18 m. Plusieurs indices ont amené les riverains du lac de l'Est à constater sa détérioration progressive. Une accumulation de sédiments et la présence de plantes envahissantes comme le potamot à larges feuilles et le myriophylle à épi en font partie. Deux études abordent les problématiques environnementales particulières au lac de l'Est et révèlent essentiellement la même chose. La problématique principale concerne l'érosion des fossés forestiers et des fossés de route. En apportant une charge importante de sédiments dans les eaux du lac, la matière organique qui y est associée se décompose et contribue de cette manière à l'eutrophisation par la croissance des algues, la diminution des quantités d'oxygène disponible et, conséquemment, une baisse de la survie des poissons. La première étude évoque le fait que le bassin versant immédiat du lac de l'Est (7,6 km²) est majoritairement forestier et que plusieurs coupes forestières ont été pratiquées dans le sud du bassin (RAPPEL *et al.*, 2004). Un seul ruisseau coule en milieu agricole essentiellement constitué de pâturages pour le bétail ou les bisons. Malgré les efforts de revégétalisation faits par le RAPPEL, dans le cadre de leur programme de renaturalisation des rives, près de 62 % de la zone habitée des rives est artificialisée. De plus, un problème est dénoncé quant à la renaturalisation de certains sites; il s'agit de l'inefficacité du rôle des bandes riveraines en raison de leur faible largeur. On mentionne également que les résidences situées aux abords du lac ne sont pas branchées au réseau d'égouts. Sur les 110 installations

⁹ Les deux études sur le lac William citent Alain et Le Rouzès, 1979.

septiques visitées, sept constituent une menace potentielle pour non-conformité et 26 d'entre elles ne répondent pas au critère du 1,80 m au-dessus de la ligne des hautes eaux, émis dans le *Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées*. Par contre, la population étant majoritairement saisonnière (86 %), les risques deviennent moins importants. Il est également mentionné que le lac est presque entièrement encerclé par le réseau routier, comportant certains tronçons localisés à l'intérieur de fortes pentes. La deuxième étude corrobore les faits précédents à l'aide d'une caractérisation biophysique des tributaires du lac de l'Est (Pedneau et Bolduc, 2004). La majorité des tributaires reçoivent les eaux d'écoulement de plusieurs fossés forestiers et/ou de routes. Par conséquent, on retrouve beaucoup de sédiments à l'embouchure de certains tributaires. De plus, concernant le ruisseau essentiellement localisé en milieu agricole, il semblerait que les animaux aient libre accès au cours d'eau.

4.6.5 Le lac Bécancour

Le lac Bécancour, avec sa superficie de 0,83 km² et sa profondeur maximale de 2 m, est classé par le MDDEP comme étant un lac à la limite supérieure de la classe mésotrophe (lac mésotrophe-eutrophe), où les concentrations en phosphore total varient entre 0,01 et 0,02 mg/L. Sa faible transparence, qui le classe parmi les lacs eutrophes, serait causée par sa teneur élevée en carbone organique dissous qui donne aux eaux une coloration prononcée. La portion amont du lac Bécancour est en effet caractérisée par la présence d'un vaste marécage, ce qui constitue une importante source de matière organique. Le type de lac auquel appartient le lac Bécancour a rarement une problématique de prolifération d'algues microscopiques, puisque les apports en éléments nutritifs sont mobilisés et recyclés par les végétaux existants, à moins que les activités anthropiques aux abords de ce lac n'augmentent et accélèrent le processus d'eutrophisation (Marc Simoneau, com. pers. 2006).

4.6.6 Le lac à la Truite et l'étang Stater

Le lac à la Truite a une superficie de 1,35 km² et une profondeur maximale de 2 m. En amont du lac à la Truite, on trouve l'étang Stater (ou lac aux Souches), lequel constitue l'un des plus importants milieux humides de la Haute-Bécancour, tant par sa superficie que par sa diversité biologique. Les quantités importantes d'éléments nutritifs en provenance de la rivière Bécancour en amont contribueraient à la croissance du phytoplancton dans les eaux de l'étang Stater et du lac à la Truite (Légaré, 1999). D'ailleurs, l'étang Stater serait à un stade d'eutrophisation avancé, entraînant la mobilisation de l'oxygène pour décomposer les grandes quantités de matière organique qui s'y trouvent (Bertrand, 1981, cité par Morin et Boulanger, 2005). L'auteur mentionne de plus que l'étang Stater remettrait le phosphore en circulation, alors que le lac à la Truite agirait comme un piège à nutriments. Plus récemment, une étude en cours commandée par le MRNF révèle que le profil vertical d'oxygène dissous dans le lac à la Truite pourrait indiquer une anoxie en profondeur. Les concentrations enregistrées depuis la surface jusqu'au fond passeraient de 9 mg/L à 1 mg/L. Il est encore trop tôt pour se prononcer sur la signification et la portée environnementale de cette observation, puisque les autres données physico-chimiques n'ont pas encore été traitées. Toutefois, il semble qu'une chute aussi drastique du taux d'oxygénation le long d'une colonne d'eau de seulement 2 m témoignerait d'une décomposition intense de matière organique (Luc Major, com. pers. 2006).

4.6.7 Le lac Breeches

D'une superficie de 2,23 km² et d'une profondeur maximale de 31 m, le lac Breeches se classe au deuxième rang parmi les plus grands et les plus profonds plans d'eau de la Haute-Bécancour. Aux abords du lac, il n'y a qu'une quarantaine de résidences de villégiature et les rives du lac ne sont que faiblement artificialisées (5,4 %) (Roberge *et al.*, 2005). Dans cette étude portant sur la caractérisation ichtyologique du lac Breeches, les auteurs mentionnent la présence du touladi, une espèce rare dans les lacs du sud québécois. Les concentrations en oxygène dissous sont

supérieures aux besoins du touladi et le lac ne présente pas de problème d'anoxie en profondeur. L'étude mentionne que les données physico-chimiques obtenues portent à croire que le lac Breeches est oligotrophe, donc peu enrichi en éléments nutritifs, plutôt profond et offrant une bonne transparence. L'eau y est par conséquent de bonne qualité et généralement sans problématique reliée aux plantes aquatiques et aux algues microscopiques nuisibles.

4.6.8 Le lac Sunday

Le lac Sunday d'une superficie de 0,85 km² possède une bathymétrie qui lui donne l'aspect d'une cuvette. Il est le plus profond lac sur le territoire d'étude avec une profondeur maximale de 46 m. Puisqu'il est situé à la tête du bassin versant de la rivière au Pin, il est très peu soumis aux pressions humaines, d'autant plus qu'il est privé. En effet, ce plan d'eau appartient aux *Frères du Sacré-Cœur* qui y opèrent un camp de vacances ouvert à l'année, le *Camp Beauséjour*. Or, depuis trois ans, ces derniers ont mis en opération un système de traitement par roseaux épurateurs qui traiteraient 100 % des eaux usées (Pierre L. Ramsay, com. pers. 2006). Le MDDEP a d'ailleurs accordé la note « excellente » au lac Sunday quant à la classification de sa qualité bactériologique pour la baignade (MDDEP, 2006c).

5. RÉSULTATS DE LA CAMPAGNE D'ÉCHANTILLONNAGE

Dans un premier temps, cette section présente, pour chacune des stations d'échantillonnage, les mesures de concentrations obtenues pour les divers paramètres analysés afin de voir si la qualité de l'eau est conforme ou non aux critères de qualité définis par le MDDEP et pour de comparer la qualité de l'eau entre chacune des unités cartographiques. Dans un deuxième temps, des estimations de charges annuelles en phosphore total, en nitrites-nitrates, en coliformes fécaux et en matières en suspension sont présentées afin d'évaluer la contribution relative de chacun des sous-bassins versants à la contamination de la Haute-Bécancour, ainsi que pour visualiser l'évolution des charges le long du cours principal de la rivière Bécancour. Ces résultats sont présentés sous la forme de graphiques de type « box plot » en utilisant les cinq valeurs suivantes : le minimum, le premier quartile correspondant à 25 % des observations (ligne inférieure de la boîte), la médiane (point), le troisième quartile correspondant à 75 % des observations (ligne supérieure de la boîte) et le maximum. Les stations d'échantillonnage en abscisse sont illustrées de l'amont vers l'aval (les stations d'échantillonnage correspondant aux sections du cours d'eau principal de la rivière Bécancour sont en gras) afin d'illustrer l'évolution des divers paramètres dans l'hydrosystème. Pour les estimations de charges annuelles, des cartes illustrant les valeurs médianes sont également présentées. Par ailleurs, les résultats bruts des concentrations et des charges estimées sont présentés aux annexes 11 et 12. Enfin, une synthèse des résultats obtenus est exposée sous la forme d'une carte présentant les indices de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) médians de chacune des unités cartographiques. Les détails des IQBP obtenus sont également présentés dans l'atlas cartographique qui accompagne ce rapport technique.

5.1 Paramètres de la qualité de l'eau : concentrations, critères et variabilité

5.1.1 Saturation en oxygène

La saturation en oxygène sur le territoire d'étude n'est pas problématique puisque l'ensemble des résultats respecte le critère de qualité de l'eau, les valeurs minimums étant associées à des effets chroniques chez un biote d'eau froide étant de 54 % pour une température variant de 0 à 15°C et de 63 % pour une température de 25°C (figure 13). La plupart des stations d'échantillonnage ont une médiane qui varie entre 80 et 95 % à l'exception des stations SBG-1 (sans nom - amont Theftord Mines) et B-4 (décharge du lac William), pour lesquelles la médiane est inférieure à 80 %. Pour rappeler quelques informations relatives à ce paramètre de qualité de l'eau (tableau 1), les facteurs qui peuvent contribuer à une baisse de la saturation en oxygène sont les activités agricoles ainsi que les rejets industriels et municipaux. Il est à noter également que la saturation en oxygène est régie par des facteurs physiques, chimiques et biologiques, mais est généralement plus influencée par les processus biologiques tels que la respiration et la photosynthèse.

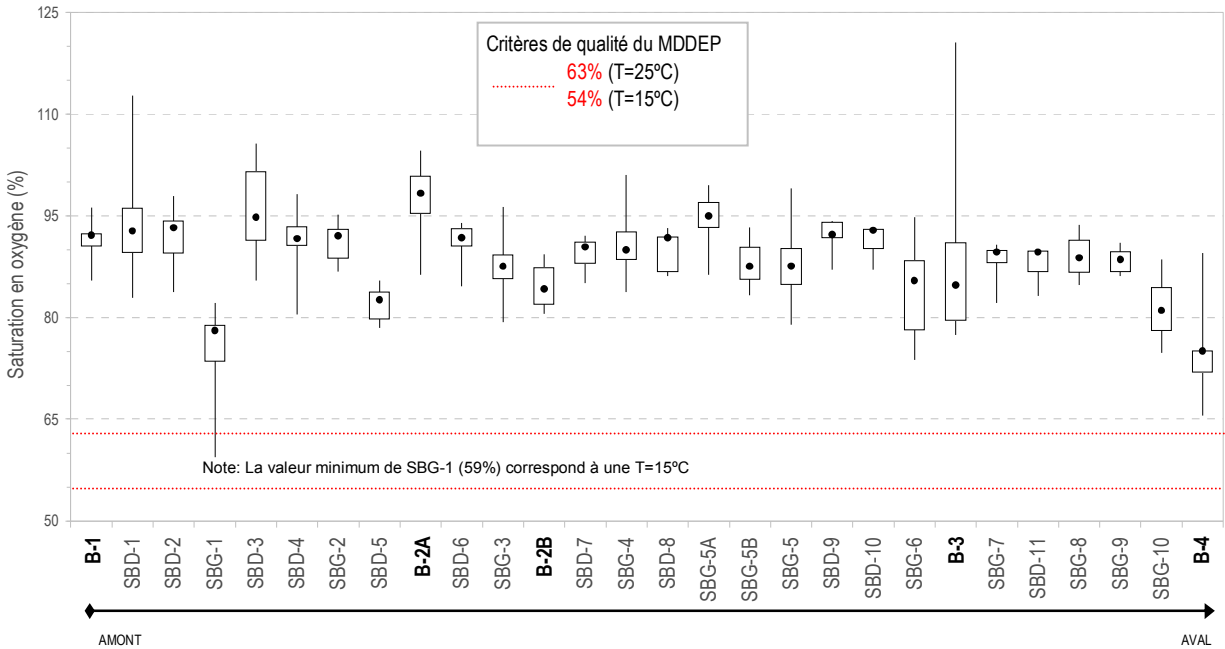


Figure 13. Saturation en oxygène par station d'échantillonnage.

5.1.2 pH

Les eaux dans l'ensemble de la Haute-Bécancour sont alcalines, la valeur des médianes avoisinant et dépassant même parfois un pH de 8 (figure 14). Le critère de qualité de l'eau concernant le pH propose un intervalle variant entre 6,5 et 8,5 pour les activités récréatives, les aspects esthétiques de l'eau et la prévention de la contamination. Ainsi, toute valeur située au-dehors de ces bornes ne respecte pas le critère. Les stations SBG-3 (ruisseau Poirier) et SBG-4 (sans nom - aval Thetford Mines) ont des pH médians supérieurs à neuf, ces stations correspondant aux portions de territoire fortement marquées par les activités minières. De plus, trois des quatre stations situées sur le cours d'eau principal de la rivière Bécancour dépassent elles aussi les critères de qualité de l'eau avec des valeurs médianes supérieures à 8,5. Ces observations corroborent les résultats et conclusions antérieures affirmant que les résidus miniers ont un pH alcalin et contribuent à augmenter le pH naturel des eaux de surface (tableau 2 et section 4.2.1).

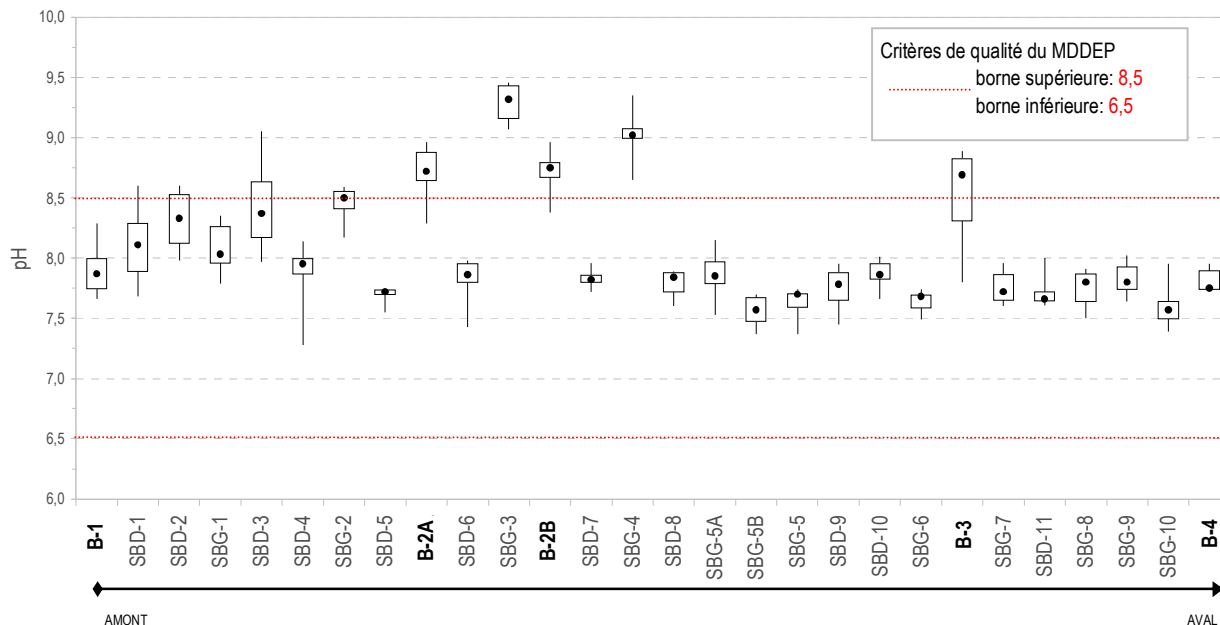


Figure 14. pH par station d'échantillonnage.

5.1.3 Conductivité

D'une manière générale, la conductivité sur le territoire d'étude est relativement élevée en amont, puis diminue drastiquement en aval de la portion minière du territoire, une plus grande variabilité étant associée aux stations d'échantillonnage où les valeurs sont les plus élevées (figure 15). À la tête du bassin, soit à la station B-1 (décharge du lac Bécancour), la conductivité médiane est inférieure à 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tandis que les trois premiers sous-bassins versants qui se jettent dans la Bécancour ont des médianes approximatives variant entre 400 et 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Les médianes les plus élevées sont pour les stations SBG-3 (ruisseau Poirier) (619 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et SBG-4 (sans nom - aval Thetford Mines) (808 $\mu\text{S}/\text{cm}$), situées en territoire minier. À cet effet, Bérubé (1991) mentionnait que les eaux de la région avaient une teneur élevée en magnésium, en nickel, en chrome et en cuivre, ceci étant attribuable au lessivage du socle rocheux des mines. Il n'existe pas de critère de qualité de l'eau pour la conductivité, par contre les barèmes de conductivité suivants en $\mu\text{S}/\text{cm}$ sont émis à l'endroit de l'eau potable : < 23 pour une eau pure, 100 à 200 pour une eau douce peu minéralisée, 250 à 500 pour une eau de minéralisation moyenne et 1 000 à 2 500 pour une eau très minéralisée (<http://grenoble.eau.pure.free.fr/eaupure.htm>).

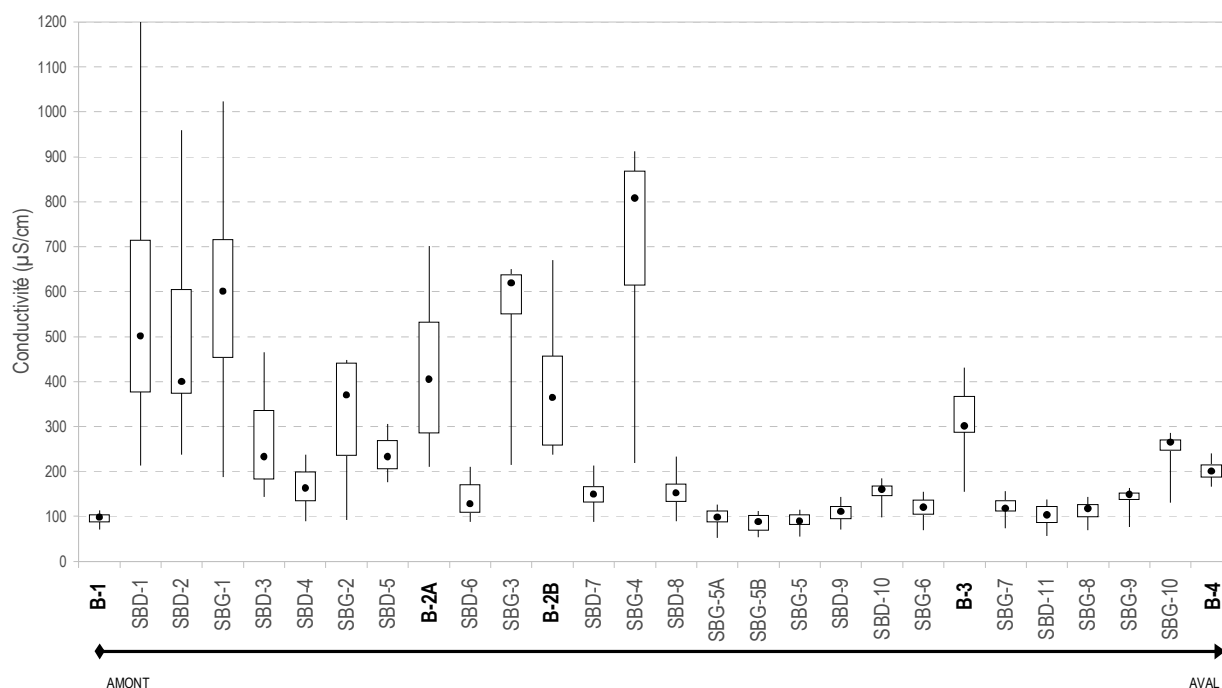


Figure 15. Conductivité par station d'échantillonnage.

5.1.4 Coliformes fécaux

La teneur en coliformes fécaux dans les eaux de surface de la Haute-Bécancour semble être problématique (figure 16). À première vue, si l'on considère les valeurs médianes, plusieurs stations d'échantillonnage respectent le premier critère de qualité de l'eau de 200 UFC/100 mL pour les activités récréatives (contact primaire). Cependant, il n'y a que la station SBG-4 (sans nom - aval Thetford Mines) pour qui l'ensemble des valeurs sont inférieures à ce critère, soit une médiane de 5 UFC/100 mL et une valeur extrême de 120 UFC/100 mL. En faisant fi des valeurs extrêmes, les valeurs de quartiles 25 à 75 inférieures à ce critère ne sont que pour les stations B-1 (décharge du lac Bécancour), SBG-3 (ruisseau Poirier) et B-4 (décharge du lac William). Le deuxième critère de qualité pour les activités récréatives (contact secondaire) est de 1 000 UFC/100 mL. Les stations pour lesquelles les valeurs médianes sont au-dessus de ce critère sont SBG-2 (sans nom - Thetford Mines) (2 000 UFC/100 mL), B-2A et B-2B (Thetford Mines - amont et aval de la station d'épuration) (respectivement 1 600 et 5 600 UFC/100 mL). Par contre, ce critère est dépassé pour six autres stations si l'on considère le quartile 75, et globalement, 19 stations sur les 28 échantillonnées ont des valeurs extrêmes qui lui sont supérieures. Les déjections humaines et animales sont les seules sources significatives de coliformes fécaux dans le milieu aquatique et, à cet effet, il faut signaler les problématiques de déficience ou même d'absence d'installations sanitaires ainsi que le libre accès du bétail aux cours d'eau (sections 4.1.2 et 4.3.1.). En ce qui a trait aux résultats des stations d'échantillonnage B-2A et B-2B qui sont situées à Thetford Mines sur le cours principal de la rivière Bécancour, les débordements des ouvrages de surverse de la station d'épuration de la Haute-Bécancour et l'absence de désinfection dans le traitement des eaux usées à cette station apparaissent comme des sources évidentes de contamination bactériologique (section 4.1.1).

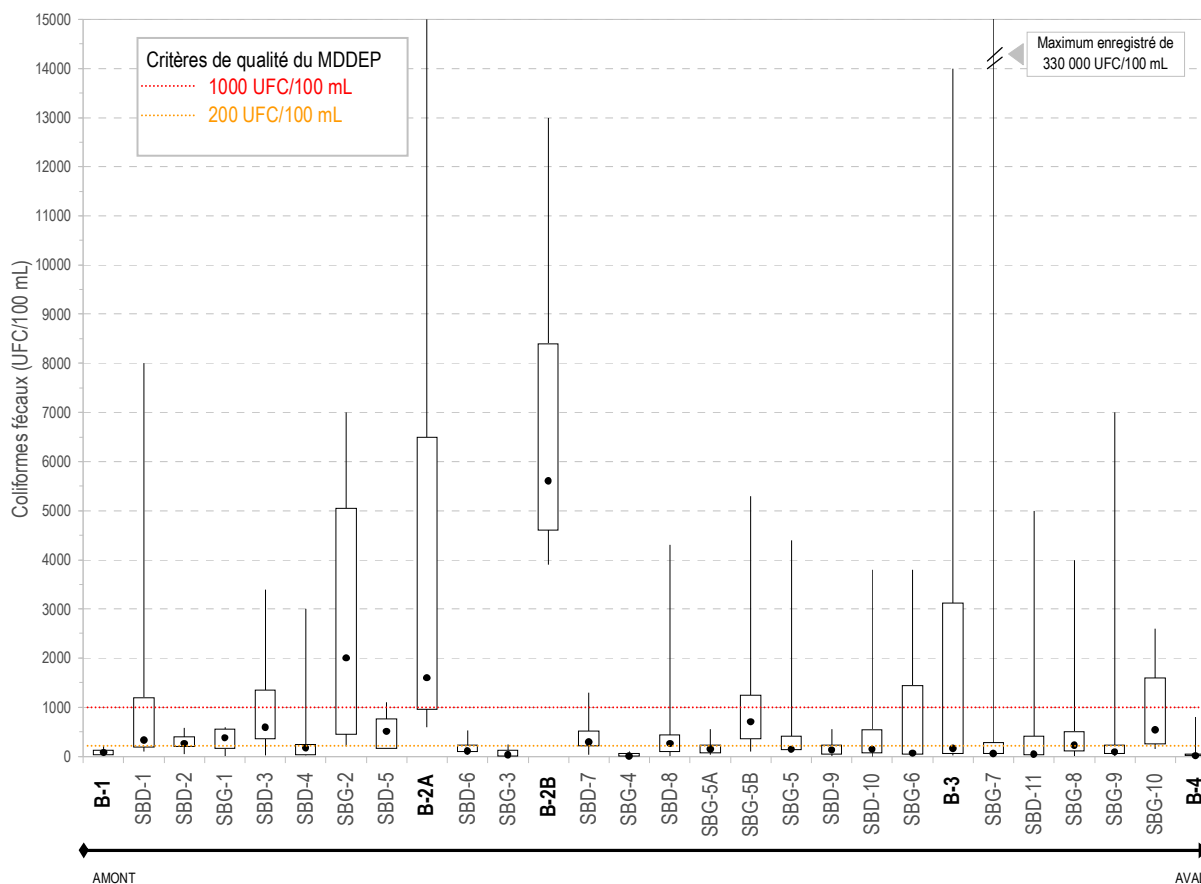


Figure 16. Teneurs en coliformes fécaux par station d'échantillonnage.

5.1.5 Matières en suspension et turbidité

Certaines des stations d'échantillonnage sur le territoire ont des mesures de matières en suspension (MES) (figure 17) et de turbidité (figure 18) situées au-dessus des critères définis par le MDDEP, lesquels sont de 13 mg/L pour les MES et de 5 UTN pour la turbidité. Ces deux paramètres sont traités ensemble puisque les mesures de turbidité dépendent beaucoup de celles des MES, comme le suggèrent les figures 17 et 18. Les valeurs obtenues en B-3 (Irlande - décharge du lac à la Truite) (MES = 12,20 mg/L; turbidité = 28 UTN) sont supérieures à l'ensemble des stations échantillonnées. Les concentrations particulièrement élevées de MES dans la rivière Larochelle (SBG-6) (16 mg/L), dont la jonction avec la rivière Bécancour n'était située qu'à 260 mètres en amont de la station B-3, sont probablement en partie responsables de ces résultats. Par ailleurs, les valeurs médianes de MES et de turbidité dans le sous-bassin versant du ruisseau Poirier (SBG-3) (MES = 5,15 mg/L; turbidité = 16 UTN), où l'on trouve la mine à ciel ouvert Black Lake, sont supérieures aux critères de qualité de l'eau. Globalement, on constate que les stations pour lesquelles les valeurs de MES et de turbidité sont les plus importantes sont soit situées en territoire minier, soit localisées dans une zone de pente faible où s'accumulent les apports provenant de l'amont, soit les deux à la fois.

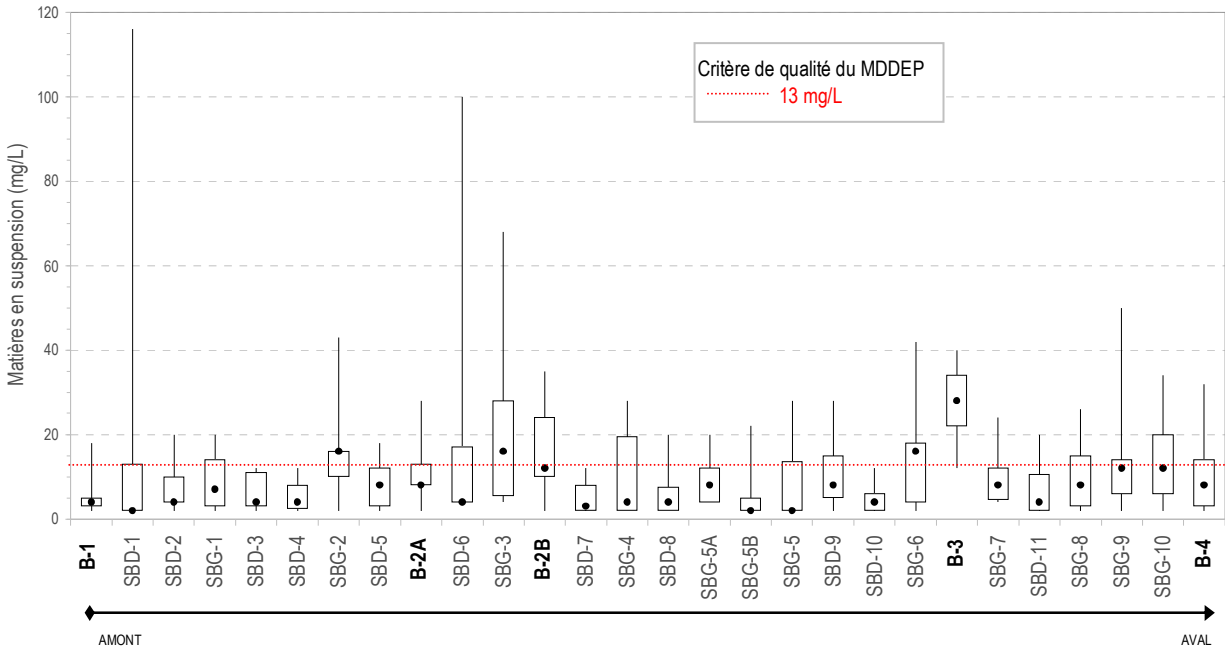


Figure 17. Concentration de matières en suspension par station d'échantillonnage.

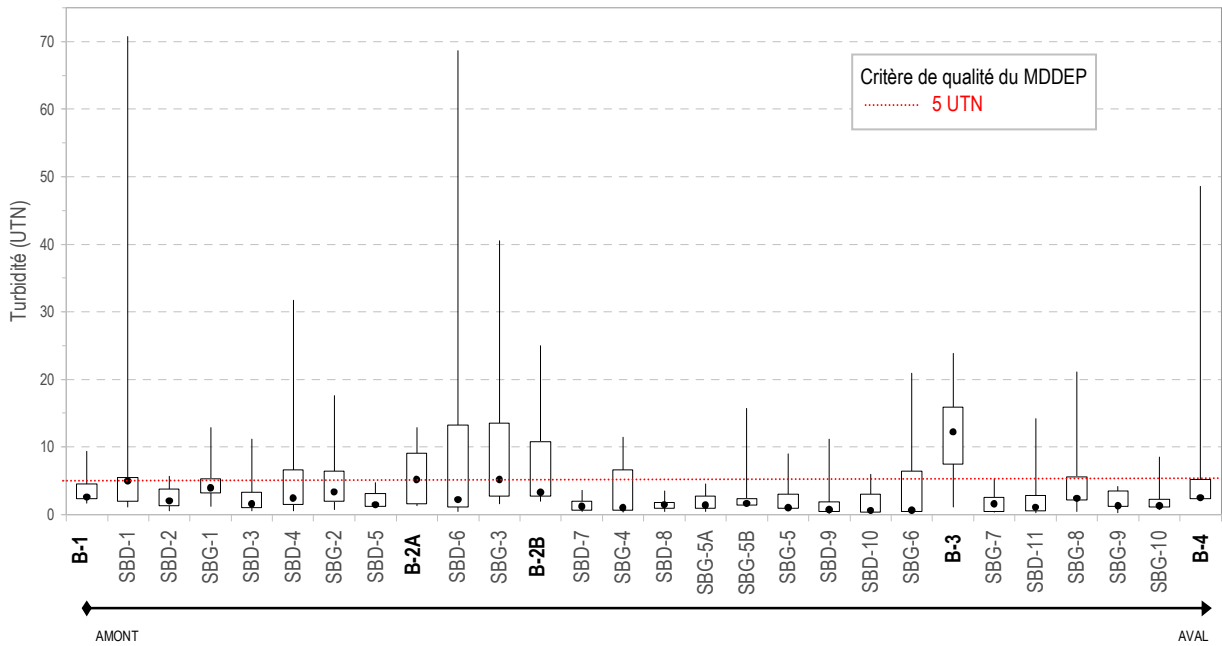


Figure 18. Turbidité par station d'échantillonnage.

5.1.6 Nitrites-nitrates

Les résultats des nitrites-nitrates ne révèlent pas de problématique particulière sur le territoire d'étude (figure 19). Le critère de qualité de l'eau est de 1,0 mg/L et tous les résultats sont égaux ou en deçà de ce critère, à l'exception de deux valeurs extrêmes pour les stations SBD-5 (rivière Blanche) (1,27 mg/L) et SBG-3 (ruisseau Poirier) (1,67 mg/L) qui affichent toutes deux une variabilité plus importante que les autres stations. La provenance de rejets azotés est multiple : épandage de fumier et de lisier, installations sanitaires et rejets municipaux.

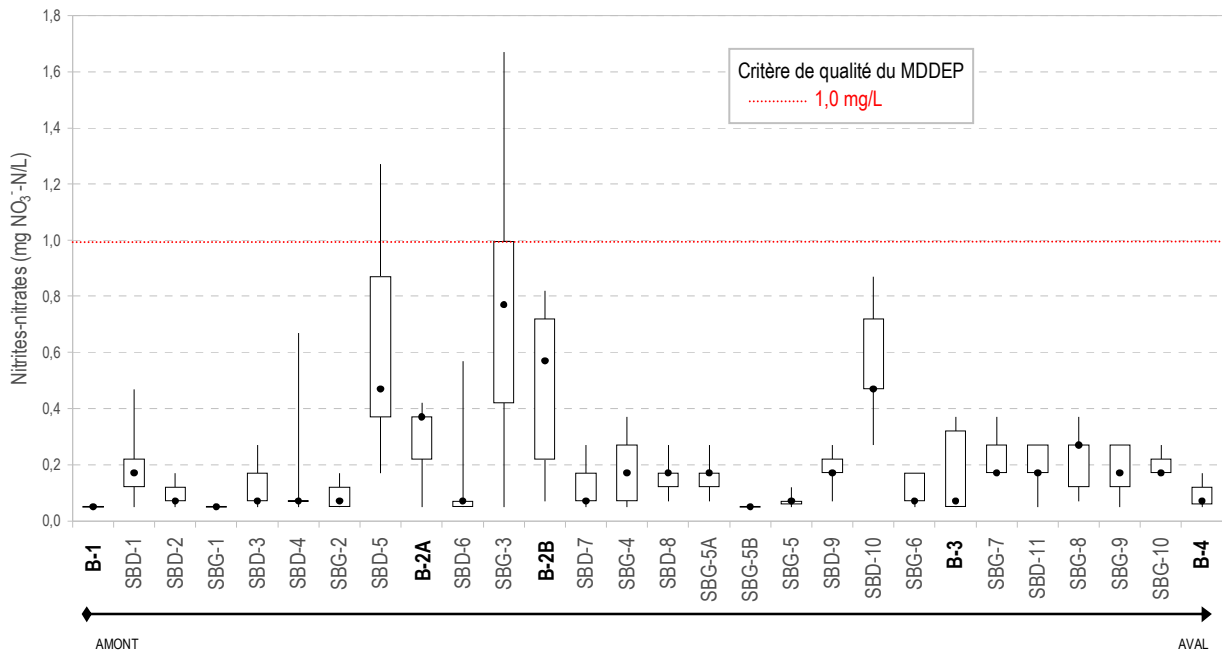


Figure 19. Concentrations en nitrites-nitrates par station d'échantillonnage.

5.1.7 Phosphore total

Les concentrations de phosphore total dans les eaux de surface de la Haute-Bécancour sont plutôt élevées (figure 20). Le critère de qualité de l'eau en rivière pour la prévention de l'eutrophisation en présence de plans d'eau déjà enrichis est de 0,02 mg/L (tableau 1). Lorsque l'on regarde l'ensemble des résultats, toutes les stations d'échantillonnage ont des valeurs extrêmes supérieures à ce critère, et la moyenne des médianes de l'ensemble des stations d'échantillonnage est de 0,03 mg/L. En outre, 20 des 28 stations ont une valeur médiane située au-delà de ce même critère. À l'inverse, les stations qui ont des valeurs médianes de concentration de phosphore inférieures à 0,02 mg/L sont SBD-2 (ruisseau Lessard), SBD-3 (ruisseau Gingras), SBD-4 (ruisseau Madore), SBD-6 (ruisseau Nadeau), SBD-7 (ruisseau Salaberry), SBG-4 (sans nom - aval Thetford Mines), SBG-5B (rivière au Pin - amont de la rivière Blanche) et B-4 (décharge du lac William). Globalement, on remarque que la problématique de surplus de phosphore dans les eaux de surface de la Haute-Bécancour touche très certainement la portion amont du territoire, laquelle correspond grosso modo à la Ville de Thetford Mines. Cependant, cette problématique est tout aussi présente en aval de ce centre urbain, et ce, indépendamment de la contribution de la Ville de Thetford Mines à cette contamination.

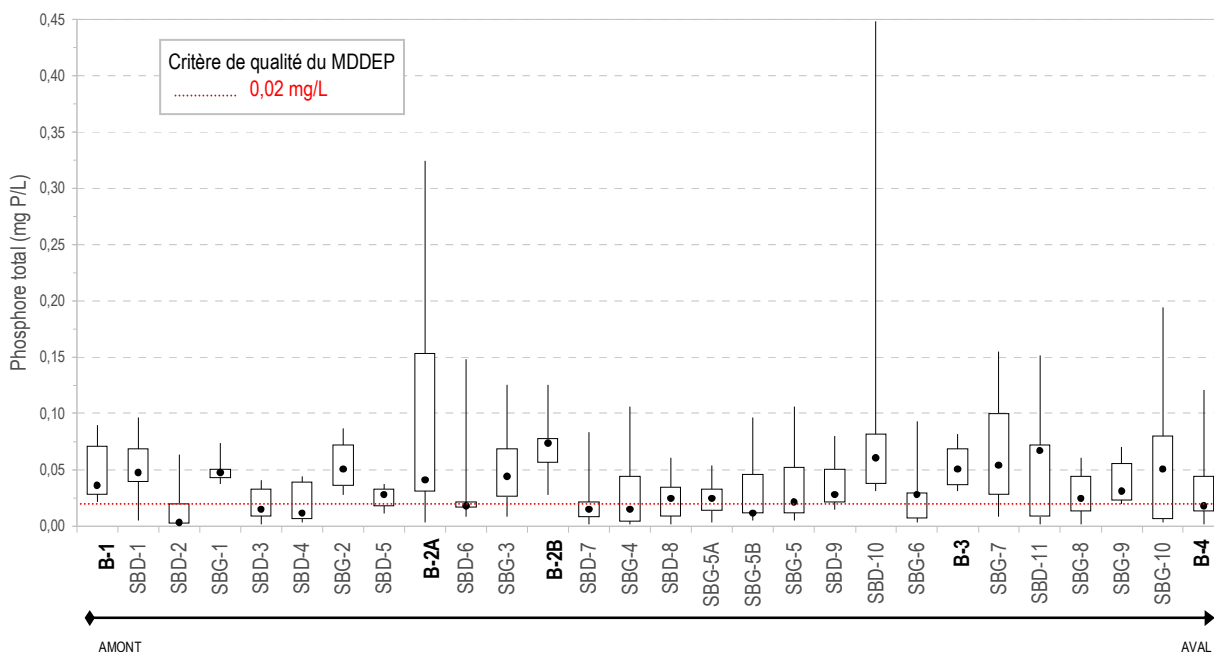


Figure 20. Concentrations en phosphore total par station d'échantillonnage.

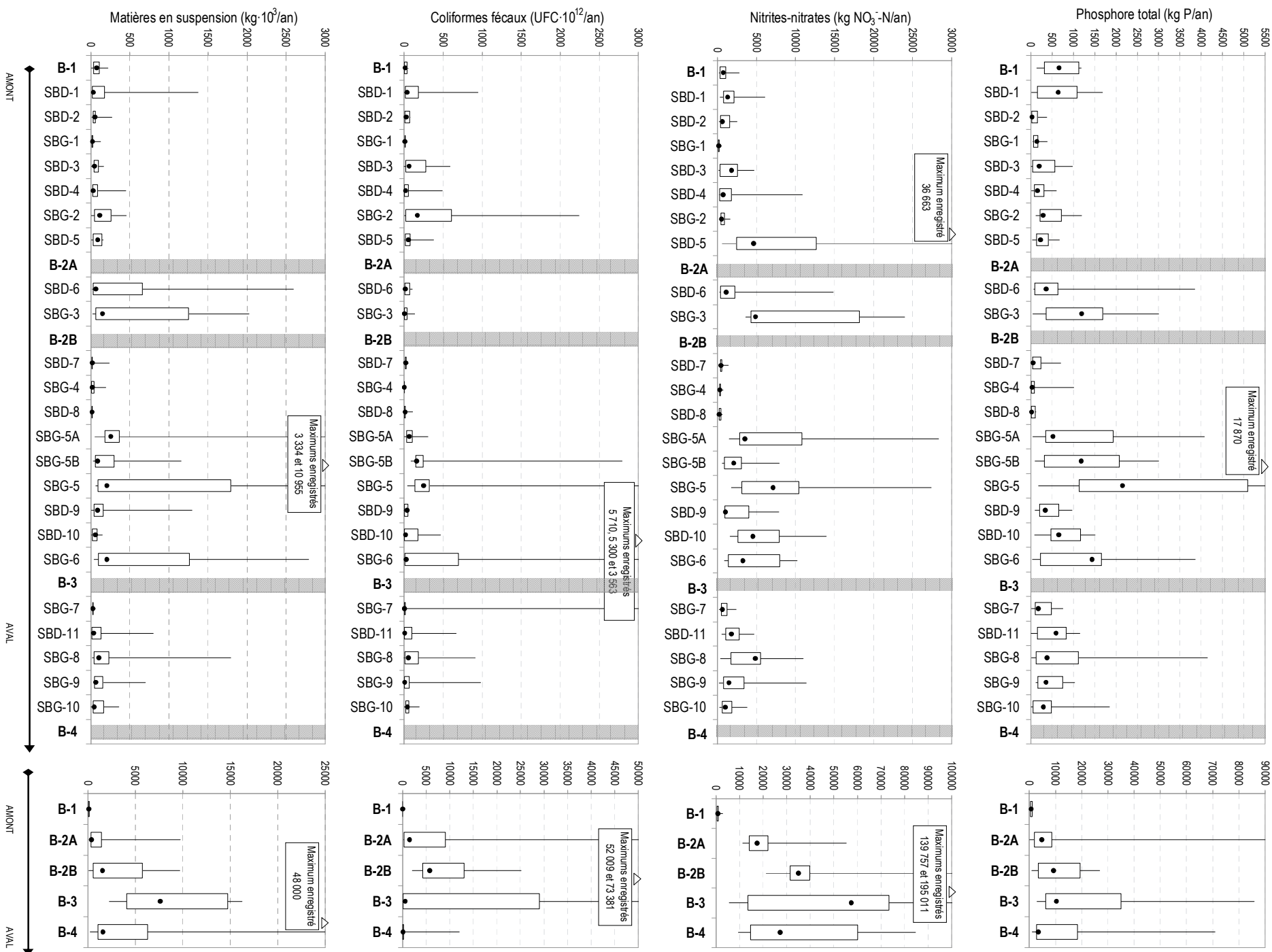
5.2 Charges

D'une manière générale, les charges estimées en phosphore, en nitrites-nitrates, en coliformes fécaux et en matières en suspension varient énormément dans le temps et sur l'ensemble du territoire, mais certaines unités cartographiques présentent un profil plus stable (figure 21). Une illustration cartographique des charges estimées médianes pour les 21 sous-bassins versants est également présentée à la figure 22 et fait état du poids relatif de chacun à la contamination globale de la Haute-Bécancour. À cette fin, la première section du cours principal de la rivière Bécancour (lac Bécancour) a été traitée comme un sous-bassin versant (donc 22 sous-bassins versants au total), étant donné que comme les autres sous-bassins, elle constitue une unité indépendante en ce sens qu'elle ne subit pas l'influence des autres unités cartographiques. Dans cette cartographie, un code de couleurs variant du blanc au rouge a été employé, le blanc correspondant à la charge médiane minimale et le rouge, à la charge médiane maximale. Ainsi, si l'on fait abstraction du cours principal de la rivière Bécancour (à l'exception de la première section, celle du lac Bécancour) et qu'on ne considère que les sous-bassins versants, les charges estimées médianes les plus importantes proviennent, pour le phosphore : de la rivière au Pin (2 147 kg/an), de la rivière Larochelle (1 433 kg/an) et du ruisseau Poirier (1 190 kg/an); pour les nitrites-nitrates : de la rivière au Pin (7 090 kg/an), du ruisseau Poirier (4 849 kg/an), du ruisseau Fortier (4 813 kg/an), de la rivière Blanche (4 599 kg/an) et du ruisseau McLean (4 519 kg/an); pour les MES : des rivières au Pin (203 kg x 10³/an), Larochelle (203 kg x 10³/an) et du ruisseau Poirier (147 kg x 10³/an); et pour les coliformes fécaux : de la rivière au Pin (248 UFC x 10¹²/an), du ruisseau sans nom - Thetford Mines (166 UFC x 10¹²/an) et du ruisseau Gingras (62 UFC x 10¹²/an). Il est pertinent de mentionner ici qu'aucune unité animale n'a été répertoriée dans le sous-bassin versant du ruisseau sans nom - Thetford Mines, bien qu'il occupe le deuxième rang en ce qui a trait à l'importance de la charge estimée en coliformes fécaux, ce qui laisse supposer qu'il y a une problématique d'installations sanitaires dans ce sous-bassin. En outre, il est intéressant de noter que les rejets de la pisciculture présente dans le sous-bassin versant du ruisseau Gingras contribuent pour 65 % (128/196 kg/an) de la charge médiane estimée en phosphore total de cette unité cartographique, alors que les rejets de la pisciculture située dans le sous-bassin versant de la rivière Blanche (rivière

au Pin) représentent 25 % (128/517 kg/an) de la charge estimée médiane de ce sous-bassin. Pour ce qui est des deux autres piscicultures présentes sur le territoire, leurs contributions respectives sont beaucoup plus marginales.

Si l'on regarde maintenant l'évolution des charges estimées des quatre mêmes paramètres sur le cours principal de la rivière Bécancour, on remarque une augmentation depuis la décharge du lac Bécancour (B-1) jusqu'à la décharge du lac à la Truite (B-3), puis une diminution à l'exutoire du lac William (B-4), à l'exception des coliformes fécaux qui diminuent à partir de la décharge du lac à la Truite (B-3) (figures 21 et 23). En amont de la station d'épuration de Thetford Mines mais en aval des ouvrages de surverse (station B-2A), les charges estimées médianes sont de 4 687 kg/an de phosphore total, de 17 336 kg/an de nitrites-nitrates, de 352 kg x 10³/an de MES et de 1 436 UFC x 10¹²/an de coliformes fécaux. En aval de la station d'épuration (station B-2B), qui correspond grosso modo à la sortie de la Ville de Thetford Mines, les charges en phosphore (9 194 kg/an) et en nitrites-nitrates (34 963 kg/an) doublent et celles en MES (1 504 kg x 10³/an) et en coliformes fécaux (5 713 UFC x 10¹²/an) sont quatre fois plus élevées que les charges estimées médianes en amont de la station d'épuration (B-2A). Bien qu'on ait, entre les stations B-2A et B-2B, les sous-bassins versants des ruisseaux Nadeau (SBD-6) et Poirier (SBG-3), ces données suggèrent que la contribution de la station d'épuration de Thetford Mines à la contamination de la Haute-Bécancour est très importante. Globalement, si l'on soustrait les valeurs estimées pour le sous-bassin versant du ruisseau Poirier de celles estimées en B-2B, étant donné que le ruisseau Poirier est majoritairement sur le territoire de la municipalité de Saint-Joseph-de-Coleraine, on peut probablement évaluer que ces charges estimées médianes représentent la contribution de la Ville de Thetford Mines à la contamination de la Haute-Bécancour : phosphore total = 8 004 kg/an; nitrites-nitrates = 30 267 kg/an; MES = 1 429 kg x 10³/an; coliformes fécaux = 5 712 UFC x 10¹²/an. À l'entrée du lac William, la charge estimée médiane en phosphore se chiffre à 10 325 kg/an, celles en nitrites-nitrates et en MES augmentent respectivement à 57 345 kg/an et à 7 599 kg x 10³/an, tandis que les coliformes fécaux diminuent d'un facteur 10, pour s'établir à 507 UFC x 10¹²/an. Enfin, à la sortie du lac William, les charges estimées médianes des quatre paramètres diminuent nettement (phosphore total = 3 409 kg/an; nitrites-nitrates = 27 181 kg/an; MES = 1 553 kg x 10³/an; coliformes fécaux = 39 UFC x 10¹²/an). Ces observations suggèrent que les apports en éléments nutritifs, en MES et en coliformes fécaux sont utilisés et/ou sédimentent dans le lac William. Ces résultats corroborent les observations effectuées dans le cadre d'autres études abordant la problématique du lac William (Bérubé, 1991; Légaré, 1999; EXXEP, 2005).

Figure 21. Charges par station d'échantillonnage.



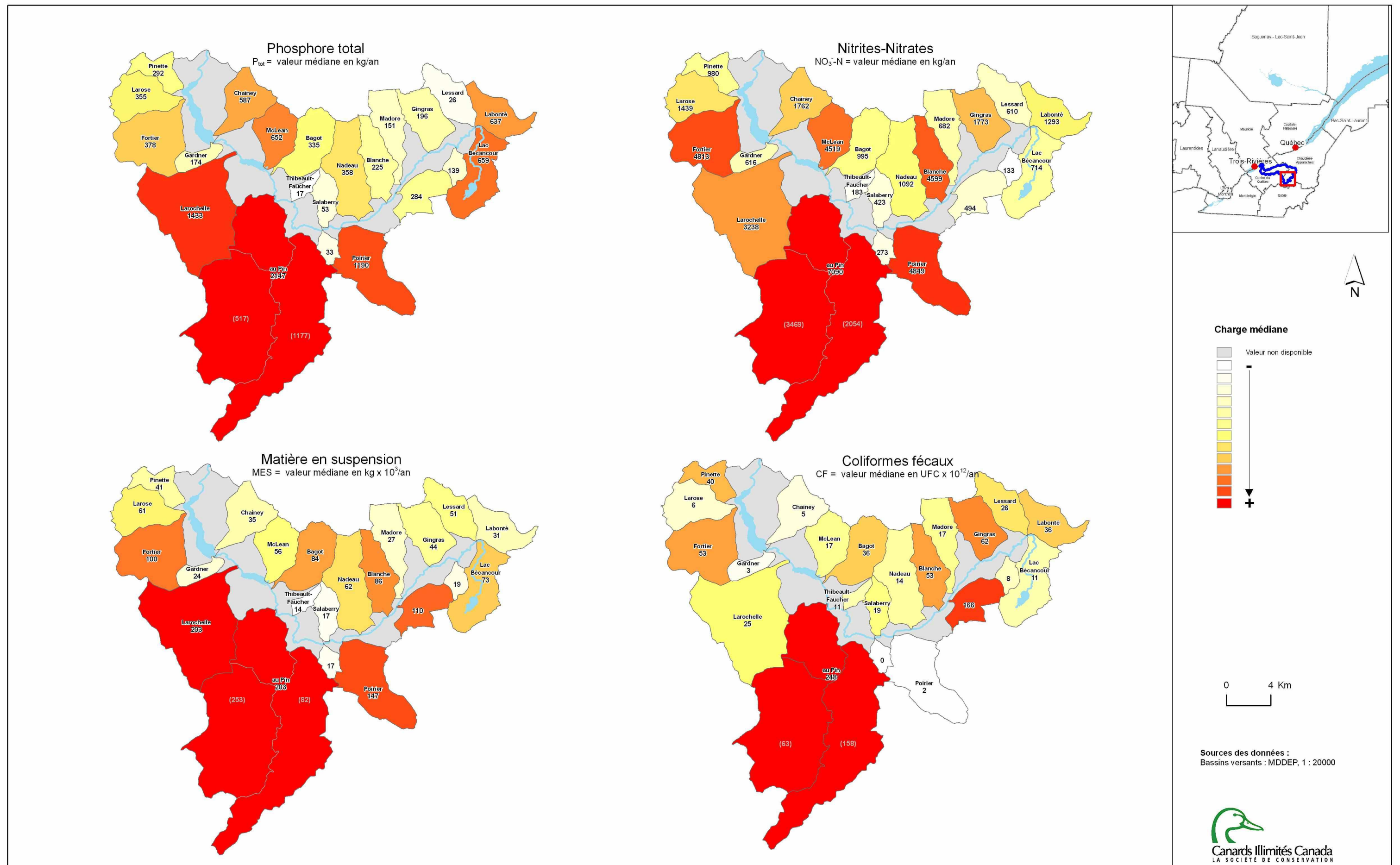


Figure 22. Synthèse de l'estimation des charges médianes par sous-bassins versants.

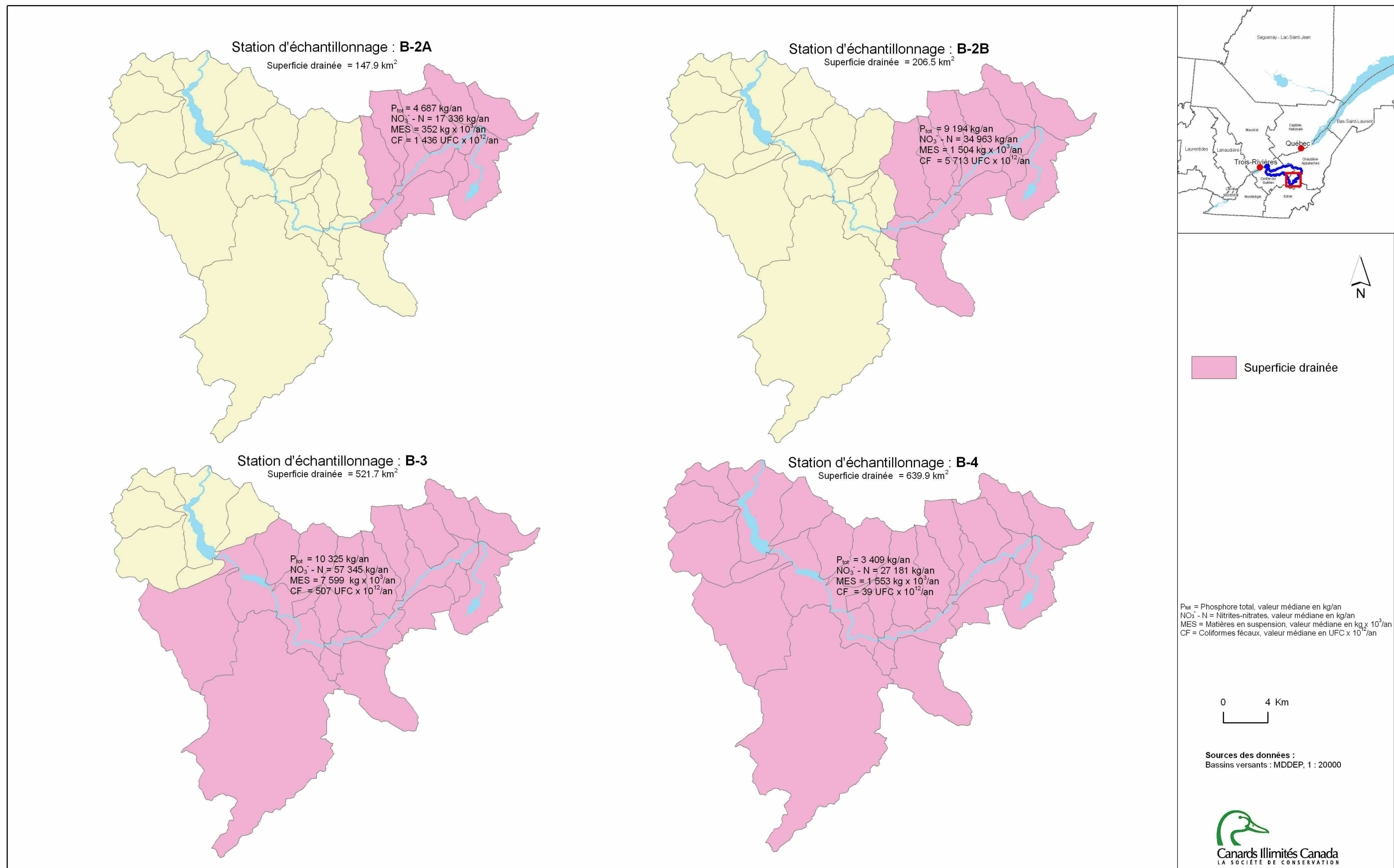


Figure 23. Évolution des charges médianes estimées sur le cours principal de la rivière Bécancour.

5.3 IQBP et diagnostic général par sections et par sous-bassins versants

Globalement, la qualité de l'eau à l'échelle des différentes unités cartographiques est illustrée à la figure 24 à l'aide de l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) médian ainsi que la classe de qualité qui y est associée. Les différentes classes sont présentées selon le même code de couleur utilisé par le Réseau-rivières (MDDEP): « très mauvaise » (0-19) en rouge, « mauvaise » (20-39) en orange, « douteuse » (40-59) en jaune, « satisfaisante » (60-79) en vert et « bonne » (80-100) en bleu. Le sous-bassin versant du ruisseau Nadeau (81) est le seul sous-bassin dont la qualité de l'eau est classée « bonne ». Les sous-bassins dont la qualité de l'eau est classée « satisfaisante » sont, en ordre décroissant d'IQBP, le cours d'eau Thibeault-Faucher (71), la rivière Bagot (69), les ruisseaux Lessard (68), Madore (68), Fortier (66), Larose (63) et Salaberry (63), ainsi que la rivière Blanche (63) située dans le sous-bassin versant de la rivière au Pin. Ceux dont la qualité est « douteuse » sont les plus nombreux : la rivière au Pin, aval (59) et amont (57), la rivière Blanche (58), les ruisseaux Gingras (55), McLean (55) et Labonté (50), la section du lac Bécancour (50), la rivière Larochelle (48), le ruisseau sans nom amont - Thetford Mines (48), la rivière Chainey (47), la section du lac William (46), le ruisseau sans nom - Thetford Mines (41) et les ruisseaux Gardner (41) et Pinette (40). Une classe de qualité « mauvaise » est attribuée aux sous-bassins des ruisseaux sans nom aval - Thetford Mines (37) et Poirier (30) ainsi qu'à la section Irlande (25). La qualité de l'eau de la section Thetford Mines de la Bécancour est quant à elle classée « très mauvaise », l'IQBP le plus bas étant calculé pour la station B-2B (2) située en aval du rejet de la station d'épuration. La qualité de l'eau en tête de bassin est donc, dès sa sortie du lac Bécancour, de qualité « douteuse », se détériore drastiquement jusqu'à une qualité « très mauvaise » lors de son cheminement dans la Ville de Thetford Mines, reste de « mauvaise » qualité jusqu'à son arrivée au lac William et ressort de ce dernier avec une qualité « douteuse ».

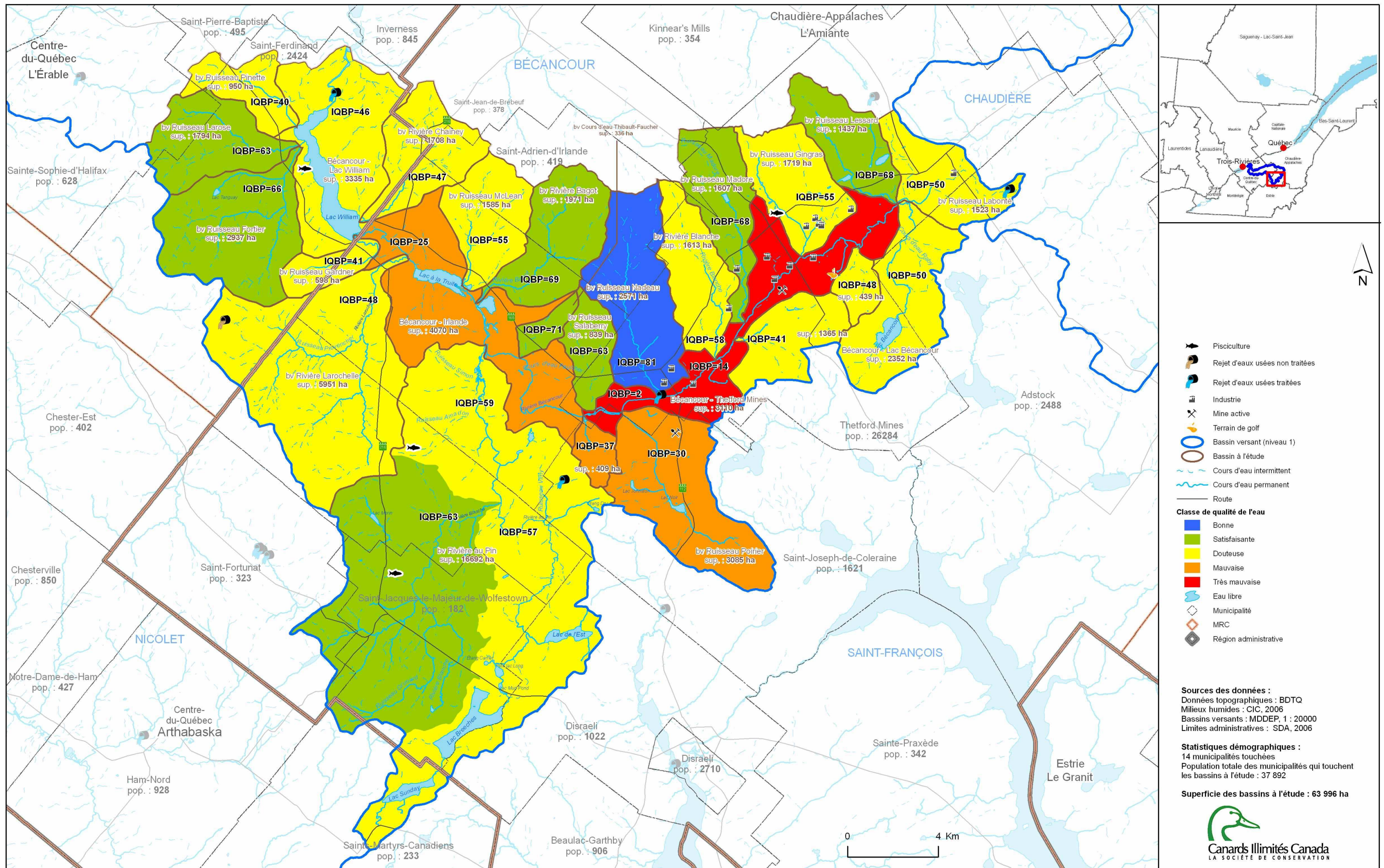


Figure 24. Portrait général de la qualité de l'eau (IQBP médian) sur le territoire par unités cartographiques.

6. PRINCIPAUX ENJEUX

Ce diagnostic a permis de constater que la problématique de contamination des eaux de surface de la Haute-Bécancour concerne l'ensemble du territoire. Bien que Thetford Mines, un important centre urbain situé en tête de bassin versant, ait une grosse part de responsabilité dans cet état de fait, force est de constater que l'ensemble des intervenants présents sur le territoire devront se prendre en main pour que l'on puisse observer une amélioration notable de la qualité des eaux de surface de la Haute-Bécancour. En effet, la problématique étant relativement bien connue, il devient maintenant impératif et urgent de prendre en considération les recommandations émises dans les études antérieures (Bérubé, 1991; Légaré, 1999) au même titre que les enjeux qui ressortent de la présente étude et d'adopter une véritable stratégie d'intervention, laquelle devra cibler des actions concrètes.

Dans le domaine municipal, les enjeux liés à l'amélioration de la qualité des cours d'eau revêtent une importance capitale afin que la Haute-Bécancour voit son sort amélioré. La gestion des eaux usées est fort probablement l'aspect sur lequel les instances municipales devront investir le plus d'efforts à court, à moyen et à long terme. Le rendement des stations d'épuration présentes sur le territoire, en particulier celles de Thetford Mines et de Saint-Joseph-de-Coleraine, doit être amélioré en ce sens que les débordements par les ouvrages de surverse doivent diminuer significativement, voire même être éliminés. Également, l'absence de désinfection dans l'ensemble des quatre stations d'épuration présentes sur le territoire constitue une lacune majeure en ce qui a trait à la contamination bactériologique dans la Haute-Bécancour. En outre, le manque, l'absence ou tout simplement le refus de collecter et de diffuser les informations concernant les installations sanitaires (présence/absence, conformité/non conformité) représentent certainement l'élément le plus sous-estimé, mais néanmoins l'un des plus importants lorsque l'on aborde la question de la gestion des eaux usées municipales. L'ensemble des municipalités concernées aurait tout intérêt à instaurer des projets visant à colliger et à consigner dans un registre les informations relatives à l'ensemble des installations sanitaires présentes sur leur territoire pour qu'ensuite puissent être mis sur pied des incitatifs visant à corriger les situations problématiques. Enfin, l'artificialisation des rives des lacs de villégiature, en particulier les lacs William, de l'Est et Bécancour, est un phénomène qui se poursuit, les municipalités continuant d'autoriser la construction de bâtiments et d'autres structures dans la zone riveraine, ou fermant simplement les yeux sur les situations d'infractions.

En ce qui a trait au secteur agricole, il est nécessaire que les différentes instances concernées par l'application de la *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables* et du *Règlement sur les exploitations agricoles* veillent au respect des bandes riveraines pour tous les types de cours d'eau (intermittents et permanents) ainsi qu'à l'élimination du libre accès des animaux de ferme aux cours d'eau, afin de limiter la pollution d'origine agricole qui parvient dans le milieu aquatique. En outre, il est pour le moment difficile d'obtenir des informations spécifiques à la région de la Haute-Bécancour, à savoir si la sensibilisation des agriculteurs, quant aux pratiques agroenvironnementales limitant les apports excédentaires d'azote et de phosphore, et le lessivage des pesticides vers les milieux aquatiques, est bel et bien effective. À titre de rappel, une meilleure gestion des engrais par l'épandage du lisier par rampe, la diminution de l'épandage post-récolte, le stockage des déjections animales dans des structures étanches et l'utilisation de phytase et d'engraissement multiphase pour la production porcine devraient limiter les apports d'éléments nutritifs.

Par ailleurs, mentionnons que dans le domaine industriel, la mine à ciel ouvert Black Lake semble contribuer de façon non négligeable à la contamination de la Haute-Bécancour. En effet, le sous-bassin versant du ruisseau Poirier amène d'importantes charges en phosphore, en nitrites-nitrates et en matières en suspension, et cette mine semble être la seule source potentielle de pollution dans cette unité cartographique. L'autre mine active sur le territoire, la

mine Bell, située sur les rives du cours principal de la rivière Bécancour à Thetford Mines, a peut-être également un rôle à jouer dans la contamination de la Haute-Bécancour, mais la présente étude ne permet pas de la quantifier.

Enfin, dans le domaine forestier, les ponceaux mal aménagés, le non-respect des bandes riveraines, l'exploitation de certains types de peuplements forestiers tels que les cédrières humides, ainsi que le drainage des milieux humides forestiers, sont tous des pratiques susceptibles d'influencer négativement la qualité de l'eau. La protection et la restauration des milieux humides en zones forestières, mais également en milieux industriel, agricole et urbain, constituent par ailleurs d'excellents moyens de contribuer à l'amélioration de la qualité des écosystèmes aquatiques. En effet, les milieux humides filtrent et purifient les eaux de surface, réduisent l'érosion et atténuent les effets des périodes de crue et d'étiage.

7. REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier M. Guy Pustelnik de l'Établissement public territorial du bassin de la Dordogne (EPIDOR) pour ses précieux conseils lors de la phase initiale du projet, ainsi que M. Alain Rousseau de l'Institut national de la recherche scientifique (INRS) pour sa collaboration tout au long de cette étude. Nos remerciements s'adressent aussi à MM. Marc Simoneau, René Therreault et Serge Hébert ainsi qu'à M^{me} Suzanne Mainville de la Direction du suivi de l'état de l'environnement du MDDEP pour leur support technique, leur grande disponibilité et l'expertise qu'ils ont partagée avec nous tout au long de la réalisation de ce projet. L'aide de maintes personnes-ressources qui nous ont divulgué certaines informations et les ont préalablement traitées lorsque nécessaire a également été très appréciée : MM. François Godin et Louis Hébert du Centre d'expertise hydrique du Québec (MDDEP), M^{mes} Marylène Giroux (MDDEP), France Lamy et Martine Ouellet (MAPAQ) ainsi que MM. Jean-François Guay (MAPAQ), Luc Major (MRNF), Guy Ouellet (MAPAQ) et Louis Roy (MDDEP) des différentes directions régionales de la Chaudière-Appalaches, sans oublier toutes les personnes responsables au sein des multiples paroisses, municipalités ou villes, plus particulièrement M^{mes} Solange Bolduc Dostie (Saint-Jean-de-Brébeuf), Sylvie Gagnon (Saint-Fortunat et Saint-Jacques-le-Majeur-de-Wolfestown), Ghislaine Leblanc (Saint-Adrien-d'Irlande), Céline Roy (Irlande) et Renée Vachon (Adstock) ainsi que MM. Yannick Faucher (Saint-Pierre-Baptiste et Sainte-Sophie-d'Halifax) et André Fortin (Thetford Mines). Merci à MM. Yvan Faucher et Alexandre Meilleur de la Ville de Thetford Mines, à M. Denis Ouellet du Cégep de Thetford Mines, ainsi qu'à M. Simon Lemieux du Groupe de concertation du bassin versant de la Rivière Bécancour (GROBEC) pour leur collaboration. Nous voulons également remercier tous les membres du personnel de Canards Illimités Canada qui ont, de près ou de loin, contribué à la réalisation de la présente étude. Ce projet a été financé par la Ville de Thetford Mines et Canards Illimités Canada.

8. RÉFÉRENCES

- Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de la Chaudière (ARFPC). 1998, *Plan de protection et de mise en valeur*, 93 p. et 18 annexes.
- Agriculture et Agroalimentaire Canada. 2006. *L'analyse de la qualité de l'eau*, Consulté le 12 août 2006. http://www.agr.gc.ca/pfra/water/wtesting_f.htm
- Berryman, D. 2006. *Établir des critères de qualité de l'eau et des valeurs de référence pour le phosphore, selon les écorégions : opportunité, faisabilité et premier exercice exploratoire*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. ISBN 2-550-46503-2, Envirodoq n° ENV/2005/0239, collection n° QE/167, 32 p. et deux annexes.
- Bérubé, P. 1991. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Bécancour, 1979-1989*, Québec, ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, envirodoq n° EN910401, rapport n° QEN/QE-73-E, 188 p., 14 annexes.
- Birrenkott, A.H., Wilde, S.B., Hains, J.J., Fischer, J.R., Murphy, T.M., Hope, C.P., Parnell, P.G., Bowerman, W.W. 2004. *Establishing a food-chain link between aquatic plant material and avian vacuolar myelinopathy in Mallards (Anas platyrhynchos)*, Journal of Wildlife Diseases, 40 (3), p. 485-492.
- Blais, S., 2006. *Guide d'identification des fleurs d'eau de cyanobactéries. Comment les distinguer des végétaux observés dans nos lacs et nos rivières*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN-13 : 978-2-550-47599-6 (version imprimée), ISBN-10 : 2-550-47599-2 (version imprimée), 52 p. (incluant 3 ann.).
- Boissonneault, Y. 2006. *Intégrité écologique des principaux cours d'eau du bassin versant de la rivière Bécancour déterminée par l'indice IDEC, rapport complet*, Rapport déposé au Groupe de concertation du bassin versant de la rivière Bécancour (GROBEC), 37 pages et deux annexes.
- Bouaïcha, N. 2001. *Impact sanitaire des toxines de cyanobactéries en milieu d'eau douce*, Revue française des laboratoires, Octobre 2001, n° 336, p. 39-46.
- Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE). 2000. *L'eau, ressource à protéger, à partager et à mettre en valeur – Tome 1*, Rapport de la commission sur la gestion de l'eau au Québec, Rapport 142, 478 p. <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/archives/eau/rapport.htm>
- Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ). 2006a. *Station n° 024003*, Suivi hydrologique de différentes stations hydrométriques. <http://www.cehq.gouv.qc.ca/suivihydro/graphique.asp?NoStation=024003>
- Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ). 2006b. *Mesures des débits pour la Station n° 024013*, période du 1^{er} juin au 25 octobre 2006, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.
- Chesnais, E. 2005. *Alerte aux algues bleues*, Que Choisir, Publié par l'Union fédérale des consommateurs, Juillet-août 2005, n° 428., p. 16-23.
- COGESAF, 2006. *Analyse du bassin versant de la rivière Saint-François*, 255 p.
- Dept. of Natural Resources, Mines and Water (DNRMW). 2005. *Other blue-green algae effects*. Water management, Queensland Government, Australia, Consulté le 24 août 2006. http://www.nrm.qld.gov.au/water/blue_green/other_effects.html
- Environnement Canada. 2006. *Normales climatologiques, 1971-2000*, Centre climatologique canadien, Direction de l'information climatologique.
- EXXEP Environnement. 2005. *Projet d'exploitation de l'aquifère d'Irlande : Évaluation de la capacité de support du Lac William*, n° de référence : AL-0416. 27 p. et neuf annexes.
- Gangbazo, G. 2000. *Relations empiriques entre les utilisations du territoire agricole et la qualité de l'eau des rivières*, Vecteur Environnement, 33 (2) : 42-49.

- Gravel, B. 2003. *Étude d'impact environnemental sur l'implantation de porcheries sur le territoire de la municipalité de Saint-Adrien d'Irlande*, Pour la municipalité de Saint-Adrien d'Irlande, dans le cadre de la Commission sur le développement durable de la production porcine au Québec, Bureau des audiences publiques en environnement, 45 p.
- Hébert, S. et S. Légaré, 2000. *Suivi de la qualité des rivières et 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 trois annexes.
- Horne, A. J. et C. R. Goldman, 1994. *Limnology, 2nd Edition*. McGraw-Hill, Inc. New York, 576 p.
- Kedney, G. et F. Bolduc. 2005. *Plan de mise en valeur des habitats aquatiques de la rivière Bécancour (section amont)*, Rapport présenté par Pro Faune au Regroupement des chasseurs et pêcheurs de la MRC de l'Amiante, 46 p. et quatre annexes.
- Laurin, M. et J.-P. Beaumont. *Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour les années 2001, 2002, 2003, 2004, 2005*, Année 2001 : ISBN 2-550-40607-9, Année 2002 : ISBN 2-550-41514-0, Année 2003 : ISBN 2-550-42961-3, Année 2004 : ISBN 2-550-44971-1, Année 2005 : ISBN-10 : 2-550-47470-8, Service du suivi des infrastructures, Direction des infrastructures, ministère des Affaires municipales et des Régions.
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/municipal.htm>
- Légaré, S. 1999. *Étude de la qualité de l'eau du lac William*. Rapport préliminaire, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, Rapport déposé dans le cadre de la Consultation sur le développement durable de la production porcine au Québec, bureau des audiences publiques en environnement, 20 p. et une annexe.
- Mailhot, A., M. Nepton, A. Simard et J.P. Villeneuve, 2004. *Étude de la problématique du niveau du lac Joseph*, INRS-Eau, Terre et Environnement, Rapport n° R-724, 77 p.
- Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ). 2004. *Rapp. sur les missions d'évaluation de la technologie danoise pour l'élevage en eau douce des salmonidés*, En collaboration avec Pêches et Océans Canada et l'Université Laval, 46 p. et deux annexes.
- Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ). 2006a. *Choix de l'espèce*, Pêche et aquaculture commerciales, Aquaculture en eau douce, Conception de projets, Consulté le 8 septembre.
<http://www.mapaq.gouv.qc.ca/Fr/Peche/aquaculture/analyseconceptionprojet/choixespece/>
- Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ). 2006b. *Demande d'information sur des établissements piscicoles*, Direction régionale de l'Estuaire et des eaux intérieures.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). 2006a. *Bilan annuel de conformité environnementale du secteur minier-2004*, Direction des politiques de l'eau, Service des eaux industrielles, Québec, ISBN : 2-550-47112-1, 19 p. et six annexes.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). 2006b. *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec*, Consulté le 26 juin 2006.
http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). 2006c. *Liste des plages admissibles pour la région administrative du Centre-du-Québec*, Consulté le 1^{er} août 2006.
http://www.mddep.gouv.qc.ca/regions/region_17/liste_plage17.asp
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). 2006d. *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés-Sites miniers-Annexe 1*, Consulté le 5 juillet 2006.
http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/sites_miniers.htm
http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_1.htm

- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). 2006e. *Portrait régional de l'eau : Chaudières-Appalaches (Région administrative 12)*, Consulté le 14 juin 2006.
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/regions/region12/index.htm>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). 2006f. *Protégez les rives et le littoral de votre cours d'eau, ça rapporte!* Consulté le 14 août 2006.
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rives/agricole/index.htm#protegez>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). 2006g. *La qualité de l'eau et les usages récréatifs*, Consulté le 12 août 2006.
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/recreative/qualite.htm>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). 2006h. *Liste des industries présentes sur le territoire de la Haute-Bécancour en Chaudière-Appalaches*, Centre de contrôle environnemental de la Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches, Région Chaudière-Appalaches, Secteur industriel.
- Ministère de l'Environnement (MENV). 2003. *Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec*, Direction des politiques du secteur agricole, ministère de l'Environnement, Québec, Envirodoq ENV/2003/0025, 143 p.
- Ministère de l'Environnement (MENV). 2005. *Banque de données sur la qualité du milieu aquatique*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'Environnement.
- Moreault, É. 2006. *Le syndrome du castor-Les lacs en danger de mort à cause des proprios installés sur les berges - des lois ignorées, des sanctions dérisoires - Les riverains mis à contribution*, Zoom Les lacs étouffent, Le Soleil, Édition du lundi 3 juillet 2006, p.6-7.
- Morin, P. et F. Boulanger. 2005. *Portrait de l'environnement du bassin versant de la rivière Bécancour*, Rapport produit par *Envir-Action* pour le Groupe de concertation du bassin de la rivière Bécancour (GROBEC), 184 p.
- Municipalité régionale de comté (MRC) de l'Amiante. 2005. *Règlement numéro 86 ayant pour but d'assurer la protection du couvert forestier et de favoriser l'aménagement durable de la forêt privée*.
<http://www.mrcdelamiantec.ca/FichiersUpload/Documents/20051017134929Reglement86pages1a15.pdf>
- Municipalité régionale de comté (MRC) d'Arthabaska. 2003. *Règlement numéro 183 relatif au contrôle intérimaire de la Municipalité régionale de comté d'Arthabaska à l'occasion de l'élaboration du schéma d'aménagement, deuxième génération, aux fins d'établir des normes de déboisement et de modifier le règlement numéro 119 et ses amendements*.
http://www.afbf.qc.ca/pdf/RCI_ART.pdf
- Municipalité régionale de comté (MRC) de l'Érable. 2003. *Règlement de contrôle intérimaire numéro 242 de la Municipalité régionale de comté de l'Érable*.
http://www.afbf.qc.ca/pdf/RCI_ERA.pdf
- Ouellet, G. 1998. *Caractérisation des effluents de stations piscicoles québécoises*, Document de travail. Direction générale des pêches et de l'aquaculture commerciales, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ). 38 p.
- Ouellet, G. 1999. *Les rejets des stations piscicoles et leurs impacts environnementaux*, Document de travail. Direction générale des pêches et de l'aquaculture commerciales, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), 42 p.
- Pedneau, J. et J. Bolduc. 2004. *Diagnose écologique du lac de l'Est*, Aménagements natur'eau lac pour l'Association sportive et de bienveillance du lac de l'Est, 36 p. et cinq annexes.
- Publications du Québec. 2006a. *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables (c. Q-2, r.17.3)*, Loi sur la qualité de l'environnement (LQE),
http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R17_3.htm
- Publications du Québec. 2006b. *Règlement sur les exploitations agricoles (c. Q-2, r.11.1)*, Loi sur la qualité de l'environnement (LQE), En ligne à :
http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R11_1.HTM

- Publications du Québec. 2006c. *Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées (c. Q-2, r.8)*, Loi sur la qualité de l'environnement (LQE), En ligne à :
http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R8.HTM
- Québec. 2006. *Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation*, Direction générale des affaires régionales, direction régionale de la Chaudière-Appalaches, GIRMA (Gestion Intégrée des ressources en milieu agricole), « Fiches d'enregistrement des exploitations agricoles », format dénominalisé.
- RAPPEL. 2006. *Artificialisation des rives*. Site Internet, Consulté le 10 juillet 2006.
<http://www.rappel.qc.ca/Rartificialisation.html>
- RAPPEL et Association Sportive et de Bienveillence du lac de l'Est. 2004. *Diagnostic environnemental global du bassin versant du lac de l'Est*, Document de travail préliminaire, 30 p.
- Roberge, J., L. Major, P.Y. Collin et G. Rondeau. 2005. *Caractérisation ichtyologique du lac Breeches et état de la population de touladis (Salvelinus namaycush) en 2001-2002*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de la Chaudière-Appalaches, Québec, 45p.
- Robert, C., H. Tremblay et C. Deblois, 2004. *Cyanobactéries et cyanotoxines au Québec: suivi à six stations de production d'eau potable (2001-2003)*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, envirodoq : ENV/2005/0099, 58 p. et trois annexes.
- Santé Canada, 2004. *Les algues bleues (cyanobactéries) et leurs toxines*. « Votre Santé et vous », bulletin d'information produit par la Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Consulté le 24 août 2006.
http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/water-eau/drink-potab/cyanobacteria-cyanobacteries_f.html
- Simard, A. 2004. *Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP).
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/global-2004/index.htm>
- Simoneau, M., L. Roy et M. Ouellet. 2004. *Info-lacs – Résultats de l'année 2003*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° ENV/2004/0374, rapport N°QE/152, 14 p.
- Table filière de l'Aquaculture en eau douce du Québec (TFAED). 2003. *Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce au Québec*, gouvernement du Québec, 21 p.
- Vermeir, M. 2000. *Le golf, une étude des incidences sur l'environnement*, Étude réalisée pour la Fédération Royale Belge de Golf. En ligne à :
www.golfenvironnementeurope.org/11%20GEE%20tech%20library/environmental-%20french.pdf
- Ville de Thetford Mines. 2005. *Politique municipale de gestion durable de l'eau*. 48 p.

ANNEXES

Annexe 1.

Détails des populations et pourcentage des municipalités inclus dans le territoire

Municipalité	Désignation	MRC	Région administrative	Population	% de la population totale	Superficie (ha)	Superficie incluse dans le territoire (ha)	% inclus dans le territoire
Adstock	Municipalité	L'Amiante	Chaudière-Appalaches	2 488	6,6	30583	1711	5,6
Disraeli	Paroisse	L'Amiante	Chaudière-Appalaches	1 022	2,7	9750	1827	18,7
Irlande	Municipalité	L'Amiante	Chaudière-Appalaches	988	2,6	11207	11207	100,0
Saint-Adrien-d'Irlande	Municipalité	L'Amiante	Chaudière-Appalaches	419	1,1	5302	3687	69,5
Saint-Ferdinand	Municipalité	L'Érable	Centre-du-Québec	2 424	6,4	14272	10154	71,1
Saint-Fortunat	Municipalité	L'Amiante	Chaudière-Appalaches	323	0,9	7663	526	6,9
Saint-Jacques-le-Majeur-de-Wolfestown	Paroisse	L'Amiante	Chaudière-Appalaches	182	0,5	6160	5997	97,4
Saint-Jean-de-Brébeuf	Municipalité	L'Amiante	Chaudière-Appalaches	378	1,0	7948	685	8,6
Saint-Joseph-de-Coleraine	Municipalité	L'Amiante	Chaudière-Appalaches	1 621	4,3	13453	4256	31,6
Saint-Julien	Municipalité	L'Amiante	Chaudière-Appalaches	407	1,1	8280	7613	91,9
Saint-Pierre-Baptiste	Paroisse	L'Érable	Centre-du-Québec	495	1,3	8366	165	2,0
Sainte-Sophie-d'Halifax	Municipalité	L'Érable	Centre-du-Québec	628	1,7	9218	572	6,2
Saints-Martyrs-Canadiens	Paroisse	Arthabaska	Centre-du-Québec	233	0,6	11773	886	7,5
Thetford Mines	Ville	L'Amiante	Chaudière-Appalaches	26 284	69,4	22765	14694	64,5
TOTA:				37 892	100,0		63 980	

Annexe 2.

Sources des bases de données à références spatiales

Données extraites sous forme de statistiques

Pente et altitude moyennes

Modèle numérique d'élévation (MNE)

Source : ministère des Ressources naturelles et de la faune (MRNF), 2004

Découpage administratif

Système sur les découpages administratifs (SDA)

Source : ministère des Ressources naturelles et de la faune (MRNF), 2006

Occupation du sol

Landsat-7 (agriculture, anthropique, forêt, non classifié)

Source : Service canadien de la faune (SCF), ministère des Ressources naturelles et de la faune (MRNF), Canards Illimités Canada (CIC), ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC), Centre Saint-Laurent (CSL), 2001

Base de données topographiques du Québec (BDTQ), 2004 (eau)

Source : ministère des Ressources naturelles et de la faune (MRNF), 2004

Milieux humides

Source : Canards Illimités Canada (CIC), 2006

Grandes affectations du territoire

Base de données des schémas d'aménagement (BDSA)

Source : ministère des Affaires municipales et des Régions (MAMR), 2006

Unités animales

Source : ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), 2006

Territoires à statut particulier

Source : ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2005

Ententes de conservation volontaire

Source : CRECA, 2000 : Desroches, J.-F. 2000. Inventaire biologique de 31 milieux humides de la région de Chaudière-Appalaches. Conseil régional de l'environnement Chaudière-Appalaches. Rapport présenté à la Fondation de la Faune du Québec et à la Société de la faune et des parcs du Québec, 122 p.

ARFPC, 2003 : DÉSY, A. 2003. Inventaire biologique de onze milieux humides du territoire de l'Agence Chaudière. Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de la Chaudière, 176 p.

Annexe 3.

Descriptif des stations d'échantillonnage

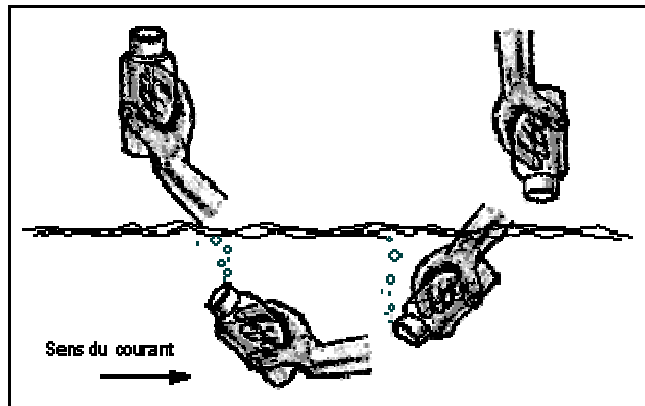
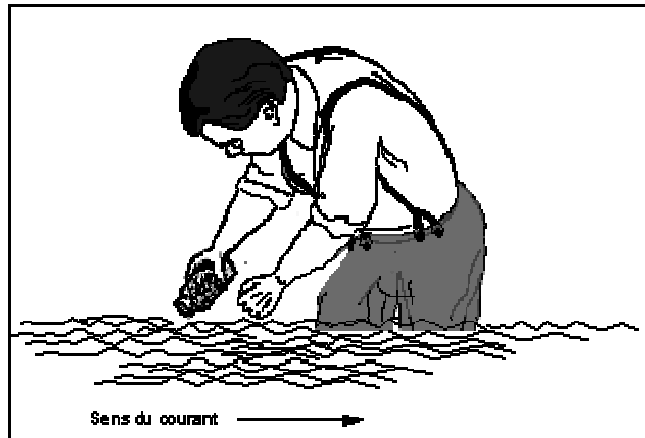
Station	Sous-bassin versant	Description	Accès	X	Y
B-1	Bécancour	Amont de la Bécancour	Pont 5e Rang via la 9e Rue qui donne sur la Route 112	-71,2475285	46,0950053
B-2A	Bécancour	Aval de tous les ouvrages de surverse et amont de l'usine de traitement des eaux	Station d'épuration de la Haute-Bécancour via la Rue Industrielle qui donne sur la Route 112	-71,3716718	46,0411155
B-2B	Bécancour	Aval de tous les ouvrages de surverse et de l'usine de traitement des eaux	Pont Chemin de Vimy via la Route 165 qui donne sur la Route 112	-71,4024234	46,0337454
B-3	Bécancour	Émissaire du lac à la Truite	Pont Chemin Craig via la Route 165	-71,5218788	46,0933249
B-4	Bécancour	Émissaire du lac William en aval de l'usine de traitement des eaux de Saint-Ferdinand	Pont 10e Rang Sud via le Chemin Gosford	-71,5632270	46,1638531
SBD-1	Ruisseau Labonté	Aval du ruisseau Labonté	Maison blanche en retrait en face du Balmoral sur la Route 112 (M. Lionel Saint-Laurent)	-71,2429508	46,1209690
SBD-2	Ruisseau Lessard	Aval du ruisseau Lessard	Maison blanche en retrait en face du Balmoral sur la Route 112 (M. Lionel Saint-Laurent)	-71,2433051	46,1205390
SBD-3	Ruisseau Gingras	Aval du ruisseau Gingras	Pont Rue Labée via la Rue Ouellet qui donne sur la Route 112	-71,2965775	46,0990739
SBD-4	Ruisseau Madore	Aval du ruisseau Madore	Pont Rue Caouette Sud à l'est du poste d'Hydro-Québec via la Route 112	-71,3307595	46,0757785
SBD-5	Rivière Blanche	Aval de la rivière Blanche	Pont Rue Caouette Sud vis-à-vis du poste d'Hydro-Québec via la Route 112	-71,3407808	46,0733122
SBD-6	Ruisseau Nadeau	Aval du ruisseau Nadeau	Station d'épuration de la Haute-Bécancour via la Rue Industrielle qui donne sur la Route 112	-71,3745843	46,0430738
SBD-7	Ruisseau Salaberry	Aval du ruisseau Salaberry	Pont 5e Rang via la Route 165 qui donne sur la Route 112	-71,4138523	46,0431048
SBD-8	Cours d'eau Thibeault-Faucher	Aval du cours d'eau Thibeault-Faucher	Trail du Club de conservation d'Irlande via la Rue Mercier qui donne sur la Route 165	-71,4528620	46,0558828
SBD-9	Rivière Bagot	Aval de la rivière Bagot	Pont Route 165	-71,4748577	46,0808036
SBD-10	Ruisseau McLean	Aval du ruisseau McLean	Pont Route 165	-71,4849695	46,0869395
SBD-11	Rivière Chainey	Aval de la rivière Chainey	Pont Route Domaine-du-Lac via la Route 165	-71,5438591	46,1060539
SBG-1	Sans nom	Aval du ruisseau sans nom	Pont 9e Rue Est via la Route 112	-71,2673861	46,0955417
SBG-2	Sans nom	Aval du ruisseau sans nom	Route Notre-Dame qui donne sur la Route 112	-71,3251187	46,0651218
SBG-3	Ruisseau Poirier	Aval du ruisseau Poirier	A 100 m du pont Chemin de Vimy via la Route 165, il y a un passage, marcher 800 m vers l'amont	-71,3944489	46,0328202
SBG-4	Sans nom	Aval du ruisseau sans nom	Au pont Chemin de Vimy via la Route 165, passer la clôture et rouler 1250 m vers l'aval	-71,4170654	46,0318044
SBG-5	Rivière au Pin	Aval de la rivière au Pin en amont du secteur de marais et de marécages	A 100 m en aval du pont Route Marcheterre via la Route 165	-71,4783028	46,0327662
SBG-5A	Rivière au Pin	Aval de la rivière Blanche / confluence des rivières Blanche et au Pin	Chemin Lamontagne via le Chemin de Saint-Julien via la Route Centrale via la Route Marcheterre	-71,4620941	45,9962881
SBG-5B	Rivière au Pin	Aval de la rivière au Pin / confluence des rivières Blanche et au Pin	Chemin Lamontagne via le Chemin de Saint-Julien via la Route Centrale via la Route Marcheterre	-71,4618081	45,9960724
SBG-6	Rivière Larochelle	Aval de la rivière Larochelle	Pont Chemin Craig via la Route 165	-71,5244211	46,0908942
SBG-7	Ruisseau Gardner	Aval du ruisseau Gardner	Pont Chemin Gosford via la Route 165	-71,5417945	46,0911544
SBG-8	Ruisseau Fortier	Aval du ruisseau Fortier	Pont Route 165	-71,5880984	46,1293487
SBG-9	Ruisseau Larose	Aval de la ruisseau Larose	Pont Route 165	-71,5891734	46,1336398
SBG-10	Ruisseau Pinette	Aval du ruisseau Pinette	Pont Chemin Gosford via la Route 165	-71,5916327	46,1447913

En se référant à la figure 1, les stations d'échantillonnage ont été visitées dans l'ordre suivant :

B-4, SBG-10, SBG-9, SBG-8, SBD-11, SBG-7, SBG-6, B-3, SBD-10, SBD-9, SBD-8, SBG-5, SBG-5A, SBG-5B, SBD-7, SBG-4, SBG-3, B-2B, B-2A, SBD-6, SBG-2, SBG-1, B-1, SBD-3, SBD-4, SBD-5, SBD-2 et SBD-1.

Annexe 4.

Échantillonnage d'un cours d'eau à gué

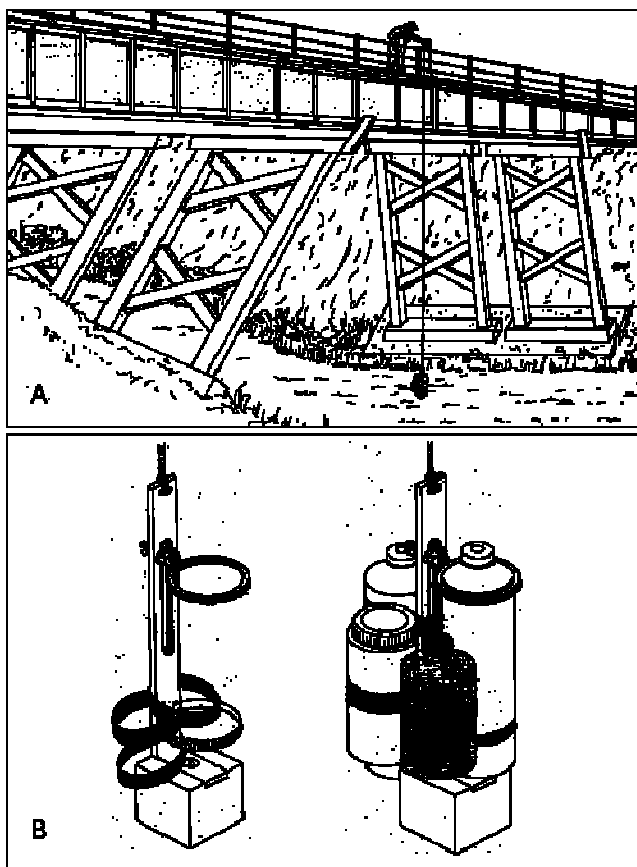


Échantillonnage d'un cours d'eau à gué

Source : Hébert et Légaré, 2000.

Annexe 5.

Échantillonnage d'un cours à l'aide d'un échantillonneur



Échantillonnage d'un cours d'eau à partir d'un pont (A) et échantillonneur utilisé (B)

Source : Hébert et Légaré, 2000.

Recommandations :

Il est important de préciser que l'échantillonnage peut se faire en amont ou en aval du pont, selon la direction du vent pour limiter les risques de contamination par la poussière et les débris, puis à contre-courant du sens de l'écoulement de l'eau comme pour l'échantillonnage à même le cours d'eau. Par ailleurs, la corde de l'échantillonneur ne doit pas frotter sur le rebord du pont. Hébert et Légaré (2000) émettent également les directives suivantes :

- Les bouteilles doivent être conservées dans un endroit propre, à l'abri de la poussière. La propreté du véhicule est également nécessaire, afin d'éviter les problèmes de contamination;
- Il faut éviter de prélever avec l'échantillon de grosses particules, comme les feuilles ou détritiques (au besoin, reprendre un autre échantillon);
- Il ne faut pas toucher le fond du cours d'eau avec l'échantillonneur ou les bouteilles, afin d'éviter de mettre en suspension des particules de sédiments qui risquent de contaminer l'échantillon;
- Il faut toujours immerger les bouteilles sous la surface de l'eau et éviter de prélever la couche superficielle;
- Les produits pétroliers (essence, huile, fumée d'échappement) sont des sources potentielles de contamination. Lorsqu'on échantillonne à partir d'une embarcation, il est préférable d'arrêter le moteur. Il faut éviter toute trace d'huile ou d'essence présente à la surface de l'eau au moment d'immerger l'échantillonneur;
- Il ne faut jamais laisser les échantillons exposés au soleil, mais les mettre le plus rapidement possible dans des glacières.

Annexe 6.

Critères de qualité de l'eau du MDDEP pour les paramètres analysés

Dans l'ordre :

- coliformes fécaux p. 82
- matières en suspension p. 83
- nitrates-nitrites p. 84
- oxygène dissous p. 85
- pH p. 86
- phosphore total p. 87
- température p. 88
- turbidité p. 89

Source : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm

coliformes fécaux (UFC/100mL)

PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION (EAU ET ORGANISMES AQUATIQUES)

1000 (Manit.CEC, 1979)

Ce critère est applicable pour l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable aux endroits où il y a un traitement complet, c'est-à-dire : floculation, filtration et désinfection.

PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION (ORGANISMES AQUATIQUES SEULEMENT)

14 (U.S.EPA, 1986d)

Cette concentration s'applique aux eaux salées.

Ce critère correspond à la concentration médiane à ne pas dépasser pour maintenir la récolte et la consommation de mollusques marins. De cette valeur, pas plus de 10 % des échantillons ne doit excéder 43 UFC/100 mL.

PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (TOXICITÉ AIGUË)

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (EFFET CHRONIQUE)

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DE LA FAUNE TERRESTRE PISCIVORE

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DES ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES ET DES ASPECTS ESTHÉTIQUES

200 (CCMRE, 1987; MNHW, 1990)

Ce critère s'applique aux activités de contact primaire comme la baignade et la planche à voile. Pour la surveillance des plages publiques, la moyenne géométrique d'un minimum de six échantillons prélevés lors d'un même échantillonnage ne doit pas dépasser 200 UFC/100 mL et pas plus de 10 % des échantillons ne doit excéder 400 UFC/100 mL. Pour les plages où moins de dix échantillons sont prélevés, pas plus d'un échantillon ne doit excéder 400 UFC/100mL.

1000 (Alb.MOE, 1977)

Ce critère s'applique aux activités de contact secondaire comme la pêche sportive et le canotage.

matières en suspension (mg/L)

Syn.: MES

PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION (EAU ET ORGANISMES AQUATIQUES)

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION (ORGANISMES AQUATIQUES SEULEMENT)

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (TOXICITÉ AIGUË)

25 (CCME, 1999)

Ce critère permet une augmentation maximale de 25 mg/L par rapport à la concentration naturelle.

PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (EFFET CHRONIQUE)

5 (CCME, 1999)

Ce critère permet une augmentation moyenne de 5 mg/L par rapport à la concentration naturelle.

PROTECTION DE LA FAUNE TERRESTRE PISCIVORE

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DES ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES ET DES ASPECTS ESTHÉTIQUES

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

nitrates (mg/L N)

PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION (EAU ET ORGANISMES AQUATIQUES)

10 (CCMRE, 1987; U.S.EPA, 1991a; SC, 1996); U.S.EPA, 1998a; CCME, 1999)

Cette concentration est une concentration maximale acceptable (CMA) définie pour l'eau potable.

La concentration totale en nitrates et nitrites ne doit pas dépasser 10 mg/L.

PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION (ORGANISMES AQUATIQUES SEULEMENT)

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (TOXICITÉ AIGUË)

200 Nagpal(B.C.MOELP), 1995; Nordin et Pommen (B.C.MOE), 1986)

PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (EFFET CHRONIQUE)

40 (Nordin et Pommen(B.C.MOE), 1986; Nagpal (B.C.MOELP), 1995)

PROTECTION DE LA FAUNE TERRESTRE PISCIVORE

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DES ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES ET DES ASPECTS ESTHÉTIQUES

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

nitrites (mg/L N)

PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION (EAU ET ORGANISMES AQUATIQUES)

1,0 (CCMRE, 1987; SBSC, 1987; CCME, 1995c; U.S.EPA, 1991a)

Cette concentration est une concentration maximale acceptable (CMA) définie pour l'eau potable.

La concentration totale en nitrates et nitrites ne doit pas dépasser 10 mg/L.

PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION (ORGANISMES AQUATIQUES SEULEMENT)

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (TOXICITÉ AIGUË)

0,06 (Nordin et Pommen(B.C.MOE), 1986; B.C.MOELP, 1998)

Les concentrations permmissibles en nitrites augmentent avec les concentrations en chlorures du milieu aquatique (voir annexe 6).

PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (EFFET CHRONIQUE)

0,02 (Nordin et Pommen(B.C.MOE), 1986; B.C.MOELP, 1998)

Les concentrations permmissibles en nitrites augmentent avec les concentrations en chlorures du milieu aquatique (voir annexe 6).

PROTECTION DE LA FAUNE TERRESTRE PISCIVORE

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DES ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES ET DES ASPECTS ESTHÉTIQUES

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

oxygène dissous (mg/L)

PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION (EAU ET ORGANISMES AQUATIQUES)

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION (ORGANISMES AQUATIQUES SEULEMENT)

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DE LA PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (TOXICITÉ AIGUË)

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (EFFET CHRONIQUE)

(OMOE, 1984a; OMOEE, 1994)

Les concentrations en oxygène dissous ne devraient pas être inférieures aux valeurs suivantes:

Concentration d'oxygène dissous				
	Biote d'eau froide		Biote d'eau chaude	
Tempér. °C	% Saturation	mg/L	% Saturation	mg/L
0	54	8	47	7
5	54	7	47	6
10	54	6	47	5
15	54	6	47	5
20	57	5	47	4
25	63	5	48	4

Dans les eaux habitées par des communautés biologiques sensibles, la présence d'un stress physique ou chimique additionnel peut nécessiter l'utilisation de limites plus contraignantes.

Dans les eaux de l'hypolimnion, la concentration naturelle en oxygène dissous est parfois plus faible que les concentrations mentionnées ci-haut. Cet état ne doit pas être aggravé par l'ajout de matières biodégradables qui causeront une baisse d'oxygène dans le milieu.

PROTECTION DE LA FAUNE TERRESTRE PISCIVORE

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DES ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES ET DES ASPECTS ESTHÉTIQUES

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

pH (unité de pH)

PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION (EAU ET ORGANISMES AQUATIQUES)

6,5 à 8,5

(WHO, 1984a; SBSC, 1987; CCME, 1995c; SC, 1996)

PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION (ORGANISMES AQUATIQUES SEULEMENT)

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (TOXICITÉ AIGUË)

5,0 à 9,5

Valeurs déterminées à partir des données présentées dans le document du CCMRE (1987).

À l'intérieur de cet intervalle, il ne devrait pas y avoir de toxicité aiguë.

PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (EFFET CHRONIQUE)

6,5 à 9,0

(U.S.EPA, 1976b; Mc Neely et al.(Env.Can.), 1979; CCMRE, 1987; U.S.EPA, 1998a; CCME, 1999)

7,0 à 8,7

(CCME, 1999)

Cette concentration s'applique aux eaux salées.

Le pH des eaux marines et estuariennes devrait se situer à l'intérieur d'une plage de 7,0 à 8,7 unités de pH, à moins qu'il soit démontré qu'un pH différent est le résultat d'un processus naturel. À l'intérieur de cette plage, le pH ne devrait pas varier de plus de 0,2 unité par rapport au pH naturel anticipé à une période déterminée. Lorsque le pH se situe en dehors de cette plage, les activités humaines ne devraient pas causer un changement de plus de 0,2 unité par rapport au pH naturel anticipé à cette période. Tout changement devrait tendre vers la plage recommandée.

PROTECTION DE LA FAUNE TERRESTRE PISCIVORE

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DES ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES ET DES ASPECTS ESTHÉTIQUES

6,5 à 8,5

(CCMRE, 1987; CCME, 1999)

Si le pouvoir tampon de l'eau est très faible, il devrait être acceptable de se baigner dans une eau dont le pH se situe entre 5,0 et 9,0.

phosphore total(en P) (mg/L)

CAS : 7723-14-0

PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION (EAU ET ORGANISMES AQUATIQUES)

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION (ORGANISMES AQUATIQUES SEULEMENT)

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (TOXICITÉ AIGUË)

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (EFFET CHRONIQUE)

0,03 (OMOEE, 1994)

Ce critère vise à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières.

0,02 (SEMAT, 1998)

Ce critère s'applique aux cours d'eau s'écoulant vers des lacs dont le contexte environnemental n'est pas problématique. Il vise à éviter la modification d'habitats dans ces lacs, notamment en y limitant la croissance d'algues et de plantes aquatiques.

50 % (DEA, DFH et DR-07, 1998)

Ce critère s'applique en période sans glace pour des lacs dont la concentration naturelle est ou était inférieure à 0,01 mg/L. Il est défini par une augmentation maximale de 50 % par rapport à la concentration naturelle, sans dépasser un maximum de 0,01 mg/L. Il vise à éviter l'eutrophisation des lacs oligotrophes. Pour la protection d'habitats sensibles (ex : lacs à touladis), ce critère doit être validé par des modèles associés au comportement d'oxygène dans l'hypolimnion.

50 % (DEA, DFH et DR-07, 1998)

Ce critère s'applique en période sans glace pour des lacs dont la concentration naturelle se trouve ou se trouvait entre 0,01 et 0,02 mg/L. Il est défini par une augmentation maximale de 50 % par rapport à la concentration naturelle, sans dépasser un maximum de 0,02 mg/L. Il vise à limiter l'eutrophisation. Pour la protection d'habitats sensibles (ex : lacs à touladis), ce critère doit être validé par des modèles associés au comportement d'oxygène dans l'hypolimnion.

PROTECTION DE LA FAUNE TERRESTRE PISCIVORE

Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DES ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES ET DES ASPECTS ESTHÉTIQUES

0,03 (OMOEE, 1994)

Ce critère vise à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières.

0,02 (SEMAT, 1998)

Ce critère s'applique aux cours d'eau se jetant dans des lacs dont le contexte environnemental n'est pas problématique. Il vise à limiter la nuisance causée par les algues et les plantes aquatiques dans ces lacs.

50 % (DEA, DFH et DR-07, 1998)

Ce critère s'applique en période sans glace pour des lacs dont la concentration naturelle est ou était inférieure à 0,01 mg/L. Il est défini par une augmentation maximale de 50 % par rapport à la concentration naturelle, sans dépasser un maximum de 0,01 mg/L. Il vise notamment à éviter l'eutrophisation des lacs oligotrophes (protection maximale contre la nuisance associée à la prolifération d'algues et de plantes aquatiques).

50 % (DEA, DFH et DR-07, 1998)

Ce critère s'applique en période sans glace pour des lacs dont la concentration naturelle se trouve ou se trouvait entre 0,01 et 0,02 mg/L. Il est défini par une augmentation maximale de 50 % par rapport à la concentration naturelle, sans dépasser un maximum de 0,02 mg/L. Il vise notamment à limiter la nuisance causée par les algues et les plantes aquatiques.

température (°C)

PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION (EAU ET ORGANISMES AQUATIQUES) Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION (ORGANISMES AQUATIQUES SEULEMENT) Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (TOXICITÉ AIGUË) Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (EFFET CHRONIQUE)

(SERT, 1992)

Toute augmentation artificielle de la température ne doit pas:

- modifier la température de l'eau sur tout un tronçon de rivière ou une portion de lac avec pour résultat le déplacement prévisible ou la modification des populations aquatiques présentes ou potentielles;
- altérer certaines zones sensibles localisées, telle une frayère;
- tuer les organismes vivants à proximité d'un rejet.

De plus, le milieu ne doit pas subir de changements brusques de température occasionnés, par exemple, par un arrêt subit d'un rejet thermique en saison froide.

PROTECTION DE LA FAUNE TERRESTRE PISCIVORE Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DES ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES ET DES ASPECTS ESTHÉTIQUES Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

turbidité (uTN)

PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION (EAU ET ORGANISMES AQUATIQUES) Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION (ORGANISMES AQUATIQUES SEULEMENT) Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (TOXICITÉ AIGUË)

8 (CCME, 1999) Ce critère permet une augmentation maximale de 8 uTN par rapport à la turbidité naturelle.

PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE (EFFET CHRONIQUE)

2 (CCME, 1999) Ce critère permet une augmentation moyenne maximale de 2 uTN par rapport à la turbidité naturelle.

PROTECTION DE LA FAUNE TERRESTRE PISCIVORE Aucun critère de qualité retenu pour cet usage.

PROTECTION DES ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES ET DES ASPECTS ESTHÉTIQUES

5 (CCME, 1999) Ce critère s'applique aux eaux dont la turbidité naturelle est inférieure ou égale à 50 uTN. Il permet une augmentation de 5 uTN par rapport à la turbidité naturelle.

Annexe 7.

Méthodologie détaillée pour chacun des paramètres investigués pour la qualité de l'eau

Dans l'ordre :

- Coliformes fécaux p. 92
- Conductivité p. 92
- Matières en suspension p. 93
- Nitrates-nitrites p. 98
- Oxygène dissous p. 105
- pH p. 106
- Phosphore total p. 107
- Phosphore dissous p. 112
(Orthophosphates)
- Température p. 119
- Turbidité p. 119

Coliformes fécaux

Procédure :

Les coliformes fécaux seront analysés par un laboratoire accrédité par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, soit Biolab inc. Les bouteilles et les glacières sont fournies par la compagnie.

Conductivité

Matériel et/ou réactifs :

Sonde multiparamétrique SensION 156 avec câble de 3 m (HACH)

Standard de conductivité

Eau déminéralisée

Limite de détection :

0,01-199,9 mS/cm

Résolution: 0,01 μ S/cm pour 0,00-19,99 μ S/cm
 0,1 μ S/cm pour 20-199,9 μ S/cm
 1 μ S/cm pour 200-1999 μ S/cm
 0,01 mS/cm pour 2-19,99 mS/cm
 0,1 mS/cm pour 20-199,9 mS/cm

Procédure :

Calibration

1. S'assurer que l'appareil est connecté au port Cond. (bleu) et en mode « Conductivity reading »
2. S'assurer que la température de référence dans la section « Conductivity r Setup 9 » est la même que la température de l'échantillon.
3. Placer la sonde dans un standard de conductivité qui est dans un intervalle susceptible d'inclure les valeurs attendues de l'échantillon et agiter la sonde pour déloger les bulles d'air. Éviter de laisser la sonde au bas ou sur le côté du contenant
4. Appuyer sur « CAL ». L'appareil affichera le type de calibration enregistré le plus récemment.
5. Regarder les unités pour savoir quel type de calibration est actif. Choisir les unités préférées en se servant des flèches (\downarrow \uparrow).
6. Changer les valeurs numériques si désiré et appuyer sur « ENTER » pour calibrer le standard. L'appareil corrige automatiquement la calibration en fonction de la température de référence du « NaClbased », le coefficient de température non linéaire.
7. L'appareil retournera en mode lecture lorsque la calibration sera terminée.
8. Rincer avec de l'eau déminéralisée.

Lecture

Introduire l'électrode dans l'échantillon. S'assurer que l'appareil est connecté au port Cond. (bleu) et en mode lecture conductivité. Le résultat apparaîtra à l'écran.

Matières en suspension

Spectrophotométrie

Matériel et/ou réactifs :

Spectrophotomètre DR 2800

1 Bécher en polypropylène (600 mL)

1 mélangeur

1 cylindre gradué en polypropylène (500 mL)

1 pipette sérologique (25 mL)

1 pipette avec ampoule de sûreté

2 cellules carrées de 1 pouce (10 mL)

Limite de détection :

5-750 mg/L

Bien que le résultat de l'appareil soit affiché en mg/L, l'analyse est faite en absorbance. Les échantillons qui absorbent fortement à 810 nm, comme la coloration bleue, peuvent introduire une lecture biaisée. S'assurer de bien calibrer l'appareil à cet effet.

Procédure :

La méthode analytique choisie et fournie par la compagnie HACH est la *méthode 8006* :

Suspended solids

Photometric Method

(5 to 750 mg/L)

VOIR PAGES SUIVANTES

Suspended Solids

Method 8006

Photometric Method¹
(5 to 750 mg/L)

Scope and Application: For water and wastewater

¹ Adapted from *Sewage and Industrial Wastes*, 31, 1159 (1959).



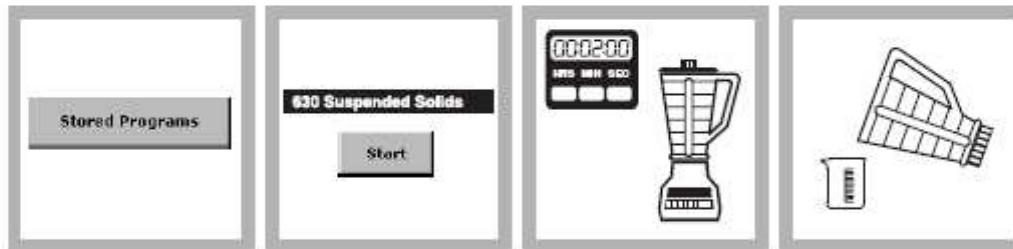
Test Preparation

Collect the following items:

	Quantity
Beaker, 600-mL, polypropylene	1
Blender	1
Cylinder, 500-mL polypropylene, graduated	1
Pipet, serological, 25-mL	1
Pipet Filler, safety bulb	1
Sample Cells, 1-inch square, 10 mL	2

Note: Reorder information for consumables and replacement items is on page 3.

Method 8006



1. Press
STORED PROGRAMS.

2. Select the test.

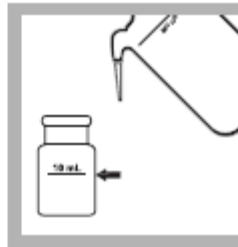
3. Blend 500 mL of
sample in a blender at
high speed for exactly two
minutes.

4. Pour the blended
sample into a 600-mL
beaker.

Suspended Solids (5 to 750 mg/L)



5. Prepared Sample:
Stir the sample and immediately pour 10 mL of the blended sample into a sample cell.

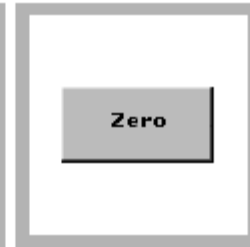


6. Blank Preparation:
Fill a second sample cell with 10 mL of tap water or deionized water.

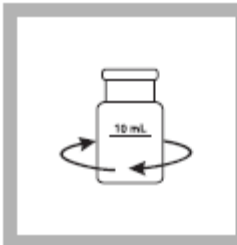
Remove gas bubbles in the water by swirling or tapping the bottom of the cell on a table.



7. Insert the blank
into the cell holder with the fill line facing right.



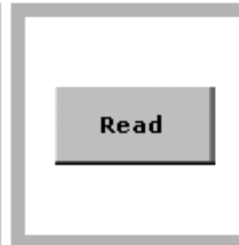
8. Press ZERO.
The display will show:
0 mg/L TSS



9. Swirl the prepared
sample to remove any gas bubbles and uniformly suspend any residue.



10. Insert the prepared
sample into the cell holder with the fill line facing right.



11. Press READ.
Results are in mg/L TSS.

Interferences

Samples that absorb strongly at 810 nm, such as blue dyes, may give false, high-bias readings. A user-entered calibration is advised for these samples.

Calibration for this test is based on parallel samples using the gravimetric technique on sewage samples from a municipal sewage plant. For most samples, this calibration will provide satisfactory results. When higher accuracy is required, run parallel spectrophotometric and gravimetric determinations with portions of the same sample. The new calibration should be made on your particular sample using a gravimetric technique as a basis.

Sampling and Storage

Collect samples in clean plastic or glass bottles. Analyze samples as soon as possible after collection. The sample may be stored seven days by cooling to 4 °C (39 °F).

Summary of Method

This method of determining suspended solids is a simple, direct measurement which does not require the filtration or ignition/weighing steps that gravimetric procedures do. The USEPA specifies the gravimetric method for solids determinations, while this method is often used for checking in-plant processes. Test results as mg/L total suspended solids (TSS) are measured at 810 nm.

Consumables and Replacement Items

Required Apparatus

Description	Quantity/Test	Unit	Cat. No.
Beaker, 600-mL, polypropylene	1	each	1080-52
Blender, 1.2-L, 120 VAC	1	each	26161-00
Blender, 1.2 L, 240 VAC	1	each	26161-02
Cylinder, 500-mL graduated, polypropylene	1	each	1081-49
Pipet, serological, 25-mL	1	each	2066-40
Pipet Filler, safety bulb	1	each	14651-00
Sample Cells, 1-inch square, 10 mL, matched pair	2	2/pkg	24954-02

Matières en suspension (suite)

Filtration sous vide

Matériel et/ou réactifs :

1 Erlenmeyer de filtration (500 mL)
1 pompe à vide motorisée
filtres Whatman 934-AH (Φ 42,7 mm, porosité 1,5 μ m)
assiettes d'aluminium (Φ 47 mm)
1 four
1 dessiccateur
1 balance (précision 0,0001 g)
1 pince à bout crocheté
1 petite pince à épiler
1 cylindre gradué (25 mL)
Eau déionisée

Limite de détection :

Bien que la balance puisse lire des masses aussi petites que 0,0001 g, nous ne garderons que les deux premiers chiffres après le point, suite à nos calculs pour convertir les unités en mg/L.

Procédure :

1. Numéroter les assiettes d'aluminium afin de pouvoir identifier les échantillons.
2. Rincer les filtres à l'eau déionisée, les déposer dans les assiettes d'aluminium et les mettre au four pendant 30-40 minutes à 110°C. Les filtres doivent être complètement asséchés. Les laisser plus longtemps au four si c'est nécessaire.
3. Les laisser refroidir dans le dessiccateur pendant 30-40 minutes par la suite afin que les filtres restent à l'abri de l'humidité. Note : les filtres peuvent rester dans le dessiccateur jusqu'à leur utilisation.
4. Peser l'assiette d'aluminium et le filtre ensemble. La lecture doit être stable, si elle ne l'est pas c'est que les filtres ne sont pas assez secs.
5. Retirer le filtre de l'assiette avec la pince à épiler et la placer dans le contenant de filtration au-dessus de l'erenmeyer.
6. Filtrer 25 mL d'échantillon en prenant soin d'activer la pompe à vide.
7. Retirer le filtre toujours avec la pince et le remettre dans l'assiette d'aluminium.
8. Remettre l'assiette au four pour faire sécher le filtre puis au dessiccateur pour le refroidir. Les temps requis sont les mêmes que pour les opérations précédentes.
9. Peser l'assiette d'aluminium par la suite. La lecture doit être stable.
10. La différence entre les deux masses donnent celle de la masse de MES contenues dans l'échantillon.
11. Pour convertir la masse de MES obtenue, la masse de l'échantillon doit être divisée par le volume filtré, soit 25 mL, puis multipliée par 10^6 pour convertir les unités de g/mL en mg/L.

Nitrates-nitrites

Matériel et/ou réactifs :

Spectrophotomètre DR 2800

1 sachet de Réactif de NitraVer® 5 (poudre)

2 cellules carrées de 1 pouce (10 mL)

2 bouchons de néoprène

Limite de détection :

0,1-10 mg/L

Résolution : 0,1 mg/L

Note : Voir les interférences dans la méthode utilisée

Procédure :

La méthode analytique choisie et fournie par la compagnie HACH est la *méthode 8171* :

Nitrate

Cadmium Reduction Method

(0.1 to 10 mg/L NO₃-N)

VOIR PAGES SUIVANTES

Nitrate

Method 8171

Powder Pillows or AccuVac® Ampuls

Scope and Application: For water, wastewater, and seawater

Cadmium Reduction Method

MR (0.1 to 10.0 mg/L NO₃⁻-N)



Test Preparation

Before starting the test:

For more accurate results, determine a reagent blank value for each new lot of reagent. Follow the procedure using deionized water instead of the sample.

A deposit of unoxidized metal will remain after the NitraVer® 5 dissolves. The deposit will not affect results.

This method is technique-sensitive. Shaking time and technique influence color development. For most accurate results, make successive tests on a 10.0-mg/L Nitrate Nitrogen Standard solution. Adjust shaking times to obtain the correct result.

Rinse the sample cell immediately after use to remove all cadmium particles. Retain the used sample for proper hazardous waste disposal for cadmium.

Prepared samples will contain cadmium and must be disposed of according to Federal, State, and local hazardous waste regulations. Refer to the current MSDS for safe handling and disposal instructions.

Collect the following items:

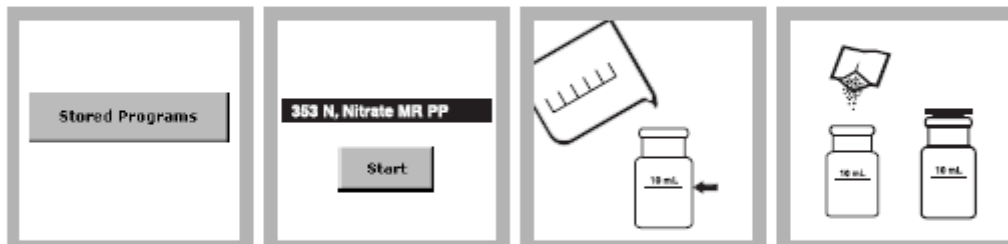
Quantity

Item	Quantity
Powder Pillow Test:	
NitraVer® 5 Nitrate Reagent Powder Pillow	1
Sample Cells, 1-inch square, 10-mL	2
Stopper, Neoprene #2, solid	2
AccuVac Test:	
Collect at least 40 mL of sample in a 50-mL beaker	40 mL
NitraVer® 5 Nitrate Reagent AccuVac® Ampul	1
Beaker, 50-mL (AccuVac test)	1
Sample Cell, 10-mL	1

Note: Reorder information for consumables and replacement items is on page 6.

Powder Pillows

Method 8171



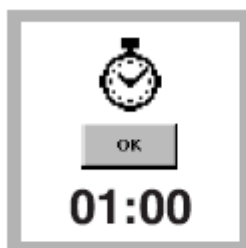
1. Press
STORED PROGRAMS.

2. Select the test.

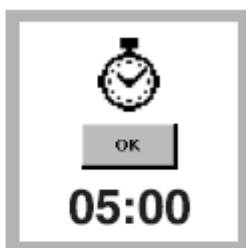
3. Fill a square sample
cell with 10 mL of sample.

4. **Prepared Sample:**
Add the contents of one
NitraVer 5 Nitrate Reagent
Powder Pillow. Insert a
stopper into the cell.

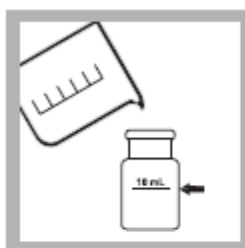
Nitrate MR (0.1 to 10.0 mg/L NO₃⁻-N)



5. Press **TIMER>OK**.
A one-minute reaction period will begin.
Shake the cell vigorously until the timer expires.



6. When the timer expires, press **TIMER>OK**.
A five-minute reaction period will begin.
An amber color will develop if nitrate is present.



7. **Blank Preparation:**
When the timer expires, fill a second square sample cell with 10 mL of sample.

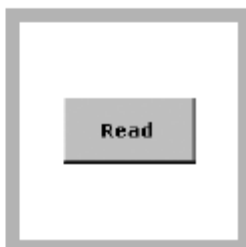


8. Insert the blank into the cell holder with the fill line facing right.
Press **ZERO**.

The display will show:
0.0 mg/L NO₃⁻-N



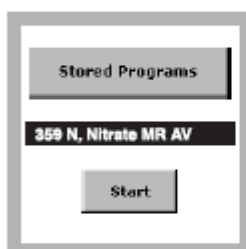
9. Within two minutes after the timer expires, insert the prepared sample into the cell holder with the fill line facing right.



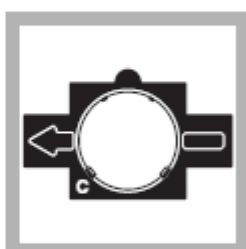
10. Press **READ**.
Results are in mg/L NO₃⁻-N.

AccuVac® Ampul

Method 8171



1. Select the test.



2. Insert Adapter C.



3. **Prepared Sample:**
Collect at least 40 mL of sample in a 50-mL beaker.



4. Fill a NitraVer 5 Nitrate AccuVac® Ampul with sample. Keep the tip immersed while the Ampul fills completely. Place a stopper over the Ampul tip.



5. Press **TIMER>OK**.
A one-minute reaction period will begin.



6. Invert the Ampul 48–52 times as the timer counts down.



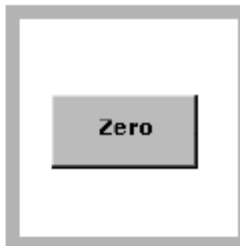
7. When the timer expires, press **TIMER>OK**.
A five-minute reaction period will begin. An amber color will develop if nitrate is present.



8. **Blank Preparation:** When the timer expires, fill a round sample cell with 10 mL of sample.



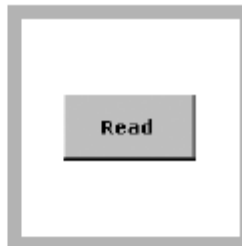
9. Wipe the blank and insert it into the cell holder.



10. Press **ZERO**.
The display will show:
0.0 mg/L NO₃⁻-N



11. Within two minutes after the timer expires, wipe the Ampul and insert it into the cell holder.



12. Press **READ**.
Results are in mg/L NO₃⁻-N.

Nitrate MR (0.1 to 10.0 mg/L NO₃⁻-N)

Interferences

Table 1 Interfering Substances and Levels

Interfering Substance	Interference Levels and Treatments
Chloride	Chloride concentrations above 100 mg/L will cause low results. The test may be used at high chloride concentrations (seawater) but a calibration must be done using standards spiked to the same chloride concentration.
Ferric iron	Interferes at all levels
Nitrite	Interferes at all levels Compensate for nitrite interference as follows: 1. Add 30-g/L Bromine Water ¹ dropwise to the sample before NitraVer 5 Reagent addition until a yellow color remains. 2. Add one drop of 30-g/L Phenol Solution ¹ to destroy the color. 3. Proceed with the test. Report the results as total nitrate and nitrite.
pH	Highly buffered samples or extreme sample pH may exceed the buffering capacity of the reagents and require sample pretreatment.
Strong oxidizing and reducing substances	Interfere at all levels

¹ See [Optional Reagents and Apparatus on page 6](#).

Sample Collection, Storage, and Preservation

Most reliable results are obtained when samples are analyzed as soon as possible after collection. If prompt analysis is impossible, store samples in clean plastic or glass bottles for up to 24 hours at 4 °C. To preserve samples for longer periods, add 2 mL of Concentrated Sulfuric Acid (H₂SO₄)^{*} per liter and store at 4 °C.

Before analysis, warm the sample to room temperature and adjust the pH to 7 with 5.0 N Sodium Hydroxide Standard Solution^{*}. Do not use mercury compounds as preservatives. Correct the test result for volume additions by dividing the total volume (acid + base + sample) by the original sample volume and multiplying the test result by this factor.

Accuracy Check

Standard Additions Method (Sample Spike)

1. After reading test results, leave the sample cell (unspiked sample) in the instrument. Verify the chemical form.
2. Press **OPTIONS>MORE**. Press **STANDARD ADDITIONS**. A summary of the standard additions procedure will appear.
3. Press **OK** to accept the default values for standard concentration, sample volume, and spike volumes. Press **EDIT** to change these values. After values are accepted, the unspiked sample reading will appear in the top row. See the user manual for more information.
4. Open a fresh bottle of Nitrate Nitrogen Standard, 100-mg/L NO₃⁻-N.

^{*} See [Optional Reagents and Apparatus on page 6](#).

5. Prepare three sample spikes. Fill three sample cells with 10 mL of sample. Use the TenSette® Pipet to add 0.1 mL, 0.2 mL, and 0.3 mL of standard, respectively, to each sample and mix thoroughly.
6. Analyze each sample spike as described in the procedure above, starting with the 0.1 mL sample spike. Accept each standard additions reading by pressing READ. Each addition should reflect approximately 100% recovery.

Note: For AccuVac® Ampuls, fill three Mixing Cylinders with 50 mL of sample and spike with 0.1 mL, 0.2 mL, and 0.3 mL of 500 mg/L Nitrate Nitrogen Ampule Standard Solution. Transfer 40 mL from each of the three mixing cylinders to three 50-mL beakers. Analyze each standard addition sample as described in the procedure above. Accept each standard additions reading by pressing READ. Each addition should reflect approximately 100% recovery.*

7. After completing the sequence, press GRAPH to view the best-fit line through the standard additions data points, accounting for matrix interferences. Press IDEAL LINE to view relationships between the sample spikes and the "Ideal Line" of 100% recovery.

Standard Solution Method

1. To test accuracy, use a 5.0-mg/L Nitrate Nitrogen Standard Solution instead of the sample and perform the procedure as described above.
2. Prepare a 5.0 mg/L Nitrate Nitrogen Standard by pipetting 5.0 mL of a 100 mg/L Nitrate Nitrogen Standard into a 100 mL volumetric flask. Dilute to volume with deionized water and mix well.
3. To adjust the calibration curve using the reading obtained with the standard solution, press OPTIONS>MORE on the current program menu. Press STANDARD ADJUST.
4. Press ON. Press ADJUST to accept the displayed concentration. If an alternate concentration is used, press the number in the box to enter the actual concentration, then press OK. Press ADJUST.

Summary of Method

Cadmium metal reduces nitrates in the sample to nitrite. The nitrite ion reacts in an acidic medium with sulfanilic acid to form an intermediate diazonium salt. The salt couples with gentisic acid to form an amber colored solution. Test results are measured at 400 nm.

* See Optional Reagents and Apparatus on page 6.

Nitrate MR (0.1 to 10.0 mg/L NO₃⁻-N)

Consumables and Replacement Items

Required Reagents

Description	Quantity/Test	Unit	Cat. No.
NitraVer® 5 Nitrate Reagent Powder Pillows (for 10 mL sample) OR	1	100/pkg	21061-69
NitraVer® 5 Nitrate Reagent AccuVac® Ampul	1	25/pkg	25110-25

Required Apparatus (Powder Pillows)

Description	Quantity/Test	Unit	Cat. No.
Sample Cells, 1-inch square, 10 mL, matched pair	2	2/pkg	24954-02
Stopper, Neoprene, solid, size no. 2	2	12/pkg	14808-02

Required Apparatus (AccuVac)

Description	Quantity/Test	Unit	Cat. No.
Adapter, 1-inch round, for AccuVac Ampuls	1	each	LZV584
Beaker, 50-mL	1	each	500-41H
Sample Cell, 10-mL, with cap	1	each	21228-00

Recommended Standards and Apparatus

Description	Unit	Cat. No.
Flask, volumetric, 100-mL	each	14574-42
Mixed Parameter Drinking Water Standard, for F, NO ₃ -N, PO ₄ , SO ₄	500 mL	28330-49
Nitrate Nitrogen Standard Solution, 100-mg/L NO ₃ ⁻ -N	500 mL	1947-49
Nitrate Nitrogen Standard Solution, 500 mg/L NO ₃ -N, 10-mL ampules	16/pkg	14260-10
Pipet, TenSette, 0.1–1.0 mL	each	19700-01
Pipet Tips, for TenSette Pipet 19700-01	50/pkg	21856-96
Pipet Tips, for TenSette Pipet 19700-01	1000/pkg	21856-28
Pipet, volumetric, 5.00 mL	each	14515-37
Pipet Filler, safety bulb	each	14651-00
Water, deionized	4 L	272-56

Optional Reagents and Apparatus

Description	Cat. No.
Bromine Water, 30-mg/L	2211-20
Cylinder, mixing	20886-41
Phenol Solution, 30-g/L	2112-20
5.0 N Sodium Hydroxide Standard Solution	2450-53
Sulfuric Acid, concentrated	979-49



FOR TECHNICAL ASSISTANCE, PRICE INFORMATION AND ORDERING:
In the U.S.A. – Call toll-free 800-227-4234
Outside the U.S.A. – Contact the HACH office or distributor serving you.
On the Worldwide Web – www.hach.com; E-mail – techhelp@hach.com

HACH COMPANY
WORLD HEADQUARTERS
Telephone: (970) 669-3050
FAX: (970) 669-2932

Oxygène dissous

Matériel et/ou réactifs :

Oxymètre HQ10 Portable LDO (HACH)

Limite de détection :

0,01 à 20,00 mg/L (ppm); 0 à 200 % de saturation

Résolution: 0,01 mg/L (ppm); 0,01 % saturation

Incertitude: $\pm 0,1$ mg/L @ < 8 mg/L; $\pm 0,2$ mg/L @ > 8 mg/L

Procédure :

Assemblage et connexion de la sonde (figures dans le « Quick Reference Guide »)

1. Retirer le protecteur de contact (embout de caoutchouc) puis dévisser et retirer le collet.
2. Positionner le scellant sur l'embout de la sonde avec la partie plus étroite à l'extérieur, ensuite, l'anneau de caoutchouc sur le filetage, puis visser le senseur jusqu'à ce que le scellant soit comprimé sur la sonde.
3. Note : Ne peut visser fermement le capuchon afin de ne pas briser le scellant.
4. Replacer le collet sur la sonde, positionner le protecteur de contact et visser le collet jusqu'à ce que le protecteur soit maintenu fermement.
5. Insérer la connexion de la sonde dans le port jaune DO sur l'appareil en alignant les marques d'indication.
6. Installer les batteries.

Mettre en marche l'appareil et appuyer sur « SETUP ». Utilisez les flèches ($\downarrow\uparrow$) et sélectionnez « Clock » pour enregistrer la date et l'heure. Appuyer sur « READ/OK » pour afficher l'installation par défaut. Si des modifications doivent être faites, utiliser le clavier numérique et une fois le changement apporté, appuyer encore sur « READ/OK ». La touche « POWER/CANCEL » annule tout changement en tout moment lors de la procédure. Faire de même avec les autres paramètres du menu Setup soit : les unités de température, l'alarme (« Sound »), la fermeture automatique après 15 min (« Auto Shut-off »), le « GLP Output » pour enregistrer les données en vue d'un transfert à un ordinateur et le « Display Lock » pour afficher les résultats avec ou sans fluctuation (mettre à « on »).

Calibration du senseur (figures dans le « Quick Reference Guide »)

1. Dans le menu « SETUP » utilisez les flèches ($\downarrow\uparrow$) et sélectionnez « O₂ ».
2. Attachez le module du senseur au dos de l'oxymètre en prenant soin d'aligner les fiches correctement.
3. Sélectionner « New Sensor » et appuyez sur « READ/ENTER ».
4. Après le téléchargement, le code du lot sera affiché. S'assurez que c'est le même code que celui imprimé sur le côté de l'appareil.
5. L'écran affichera « 365 days left of sensor life », appuyez sur « READ/ENTER » à nouveau pour enregistrer la calibration.
6. L'appareil est prêt à enregistrer des valeurs d'oxygène dissous.

Transport

1. La sonde doit toujours être maintenue dans la chambre de stockage. Pour l'utiliser, la retirer de la chambre et s'assurer que la cartouche de déshydratant à l'intérieur de la chambre n'ait pas changé de couleur.
2. Après l'utilisation de la sonde, rincer la sonde pour enlever l'excédent d'eau et essuyer légèrement le senseur avec un tissu doux jusqu'à ce qu'il soit complètement sec.
3. Replacer doucement la sonde dans la chambre de stockage jusqu'à la prochaine utilisation.

Lecture

1. Pour faire une lecture, insérer la sonde dans l'échantillon d'eau assez profondément pour que le senseur de la température (bouton métallique) soit aussi immergé.
2. Appuyer sur « READ/OK ».
3. La lecture de l'appareil est en cours de stabilisation et sera stabilisée lorsque la barre progressive à l'écran disparaîtra complètement.
4. Pour enregistrer le résultat en mémoire, appuyer sur « DATALOG » et pour voir le résultat en pourcentage de saturation, appuyer sur « DO ».

pH

Matériel et/ou réactifs :

Sonde multiparamétrique SensION 156 avec câble de 3 m (HACH)

Solutions tamponnées : à pH 4.01, 7.00 et 10.01

3 béchers

Eau déminéralisée

Limite de détection :

0,00-14,00

Résolution : 0,01

Procédure :

Préparation de l'électrode

1. Retirer l'électrode de la bouteille de conservation et retirer le bouchon de la cartouche électrolyte.
2. Aligner les ailettes de la cartouche avec les rainures sur le corps de l'électrode et tourner la cartouche dans le sens horaire jusqu'à ce qu'il soit assis sur le corps de l'électrode.
3. Placer l'embout (capuchon) de l'électrode par-dessus la cartouche et tourner jusqu'au bout mais ne pas visser fermement.
4. Si le gel n'est pas visible par l'ouverture du corps de l'appareil (sur le côté), appuyer sur le bouton pression jusqu'à ce qu'un click se fasse entendre puis relâcher. Répéter jusqu'à l'apparition du gel électrolyte.
5. Rincer l'électrode avec de l'eau déminéralisée.
6. Maintenir l'électrode dans une solution tampon à pH 4,01 ou 7,00 pour garder le bulbe de l'électrode hydratée. Selon le profil de la région à échantillonner, caractérisée par des pH plutôt basiques, il est mieux de ne pas conserver l'électrode dans l'eau puisque le sel présent naturellement aurait tôt fait d'endommager le bulbe (comm. télép. Josianne Hardy, HACH).

Calibration

1. Préparer 3 solutions tampons de pH, respectivement à pH 4,01, 7,00 et 10,01, selon le « electrode instruction manual ».
2. Connecter l'électrode au port pH (noir) et s'assurer que l'appareil est en mode lecture pour le pH. Appuyer sur « CAL ». Le voyant « ? » apparaîtra dans le haut de l'écran avec « Standard » et « 1 ».
3. Placer l'électrode dans une des solutions, appuyer sur « READ » et attendre jusqu'à ce que la lecture de température et du pH soit stable.

NOTE: Les valeurs de pH pour les solutions tampons sont données pour une température de 25°C. Si la solution n'est pas à 25°C, calibrer d'abord la température.

NOTE: En mode pH, lorsque la stabilisation est atteinte, l'appareil va directement à la calibration suivante (3 signaux sonores). En mode mV, les 3 signaux se font aussi entendre mais il faut appuyer sur la touche « ENTER ». Le mode mV laisse donc le choix à l'utilisateur d'accepter ou de refuser la calibration.

4. Après stabilisation, le numéro standard va changer pour 2.
5. Retirer la sonde et la rincer avec de l'eau déminéralisée.
6. Refaire de même avec les autres solutions tamponnées en prenant soin de toujours rincer la sonde avec de l'eau déminéralisée. Les numéros de standards augmentent à chaque calibration (3, 4, ...). Pour accepter la calibration après un nombre X de points, appuyer sur « EXIT ».
7. Appuyer sur « ENTER » pour accepter la calibration ou sur « EXIT » pour l'effacer sans la sauvegarder. Une calibration adéquate affiche une courbe de -58 ± 3 mV par unité de pH.
8. Une fois la calibration terminée, retirer l'électrode et rincer à l'eau déminéralisée.

Lecture

Introduire l'électrode dans l'échantillon. S'assurer que l'appareil est connecté au port pH (noir) et en mode lecture pH. Le résultat apparaîtra à l'écran.

Phosphore total

Matériel et/ou réactifs :

Spectrophotomètre DR 2800
2 mL de solution d'hydroxyde de sodium (5.0 N)
2 mL de solution d'acide sulfurique (5.25 N)
1 cylindre gradué (25 mL)
1 erlenmeyer (50 mL)
1 plaque chauffante
Eau déminéralisée

Limite de détection :

0,02-2,50 mg/L
Résolution : 0,01 mg/L
Note : Voir les interférences dans la méthode utilisée

Procédure :

La méthode analytique choisie et fournie par la compagnie HACH est la *méthode 8180* :
Phosphorus
Acid Hydrolyzable Digestion

VOIR PAGES SUIVANTES

Notes :

Cette méthode doit être suivie de la méthode utilisée pour le phosphore dissous (voir section suivante)

Phosphorus, Acid Hydrolyzable Digestion

★Method 8180

Acid Digestion Method¹

Scope and Application: For water, wastewater, and seawater; USEPA Accepted for wastewater analyses

¹ Adapted from *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 4500-P B & E



Test Preparation

Before starting the test:

Rinse all glassware with 1:1 hydrochloric acid. Rinse again with deionized water.







The results of the reactive phosphorus test after the digestion will include the orthophosphate and the acid-hydrolyzable (condensed) phosphate. The condensed phosphate concentration is determined by subtracting the result of an orthophosphate test from this result. Make sure that both results are in the same units, either mg/L PO_4^{3-} or mg/L P before subtracting. The result from this test is subtracted from the result of a total phosphorus test to determine organic phosphorus.

Collect the following items:

	Quantity
Sodium Hydroxide Solution, 5.0 N	2 mL
Sulfuric Acid Solution, 5.25 N	2 mL
Water, deionized	varies
Cylinder, graduated, 25-mL	1
Flask, Erlenmeyer, 125-mL	1
Hot Plate	1

Note: Reorder information for consumables and replacement items is on page 4.

Phosphorus, Acid Hydrolyzable Digestion

Acid Digestion		Method 8180								
										
<p>1. Use a graduated cylinder to measure 25 mL of sample. Pour the sample into a 125-mL Erlenmeyer flask.</p>	<p>2. Use a 1-mL calibrated dropper to add 2.0 mL of 5.25 N Sulfuric Acid Solution to the flask.</p>	<p>3. Place the flask on a hot plate. Boil gently for 30 minutes. Do not boil dry.</p> <p>Concentrate the sample to less than 20 mL for best recovery. After concentration, maintain the volume near 20 mL by adding small amounts of deionized water. Do not exceed 20 mL.</p>	<p>4. Cool the sample to room temperature.</p>							
		<table border="1"><tr><td>480 P React. Mo.</td></tr><tr><td>482 P React. Mo, AV</td></tr><tr><td>485 P React. Amino</td></tr><tr><td>490 P React. PV</td></tr><tr><td>482 P React. PV AV</td></tr><tr><td>535 P React. PV TNT</td></tr><tr><td>540 P React. HR TNT</td></tr></table>		480 P React. Mo.	482 P React. Mo, AV	485 P React. Amino	490 P React. PV	482 P React. PV AV	535 P React. PV TNT	540 P React. HR TNT
480 P React. Mo.										
482 P React. Mo, AV										
485 P React. Amino										
490 P React. PV										
482 P React. PV AV										
535 P React. PV TNT										
540 P React. HR TNT										
<p>5. Use a 1-mL calibrated dropper to add 2.0 mL of 5.0 N Sodium Hydroxide Solution to the flask. Swirl to mix.</p>	<p>6. Pour the sample into a 25-mL graduated cylinder. Adjust the volume to 25 mL with deionized water rinsings from the flask.</p>	<p>7. Proceed with a reactive phosphorus test of the expected acid hydrolyzable phosphorus concentration range.</p> <p>Extend the color development time to 10 minutes for the PhosVer 3 method.</p>								

Interferences

Table 1 Interfering Substances and Levels

Interfering Substance	Interference Levels and Treatments
Alkaline or highly buffered samples	It may be necessary to add additional acid in step 2 to drop the pH of the solution below 1.
Turbidity	Use 50 mL of sample and double the reagent quantities. Use a portion of the reacted sample to zero the instrument in the reactive phosphorus procedure. This compensates for any color or turbidity destroyed by this procedure.

Sample Collection, Storage, and Preservation

Analyze the samples immediately for the most reliable results. If prompt analysis is not possible, samples may be preserved up to 28 days by adjusting the pH to 2 or less with Concentrated Sulfuric Acid* (about 2 mL per liter) and storing at 4 °C. Warm the sample to room temperature and neutralize with 5.0 N Sodium Hydroxide before analysis. Correct for volume additions.

Summary of Method

Phosphates present in condensed inorganic forms (meta-, pyro- or other polyphosphates) must be converted to reactive orthophosphate before analysis. Pretreatment of the sample with acid and heat hydrolyzes the condensed inorganic forms to orthophosphate.

This procedure must be followed by one of the reactive phosphorus (orthophosphate) analysis methods for determining the phosphorus content of the sample. If the ascorbic acid (PhosVer 3) method is used to measure the reactive phosphorus, this method is USEPA accepted for NPDES reporting.

* See [Optional Reagents](#) on page 4.

Phosphorus, Acid Hydrolyzable Digestion

The following reagents and apparatus are required in addition to those required for the active phosphorus test.

Consumables and Replacement Items

Required Reagents

Description	Quantity/Test	Unit	Cat. No.
Sodium Hydroxide Solution, 5.0 N	2 mL	100 mL MDB	2450-32
Sulfuric Acid Solution, 5.25 N	2 mL	100 mL MDB	2449-32
Water, deionized	varies	4 L	272-56

Required Apparatus

Description	Quantity/Test	Unit	Cat. No.
Cylinder, graduated, 25-mL	1	each	508-40
Flask, Erlenmeyer, 125-mL	1	each	505-43
Hot Plate, 4 inch diameter, 120 VAC	1	each	12067-01
Hot Plate, 4 inch diameter, 240 VAC	1	each	12067-02

Required Apparatus (Field Applications)

Description	Unit	Cat. No.
Heatab Cookit, with 1 box heatabs	each	2206-00
Heatab Replacements	21/pkg	2207-00

Optional Reagents

Description	Cat. No.
Sodium, Hydroxide, 5.0 N, 1000 mL	2450-53
Sulfuric Acid, concentrated, 500 mL	979-49



FOR TECHNICAL ASSISTANCE, PRICE INFORMATION AND ORDERING:
In the U.S.A. – Call toll-free 800-227-4224
Outside the U.S.A. – Contact the HACH office or distributor serving you.
On the Worldwide Web – www.hach.com; E-mail – techhelp@hach.com

HACH COMPANY
WORLD HEADQUARTERS
Telephone: (970) 869-3050
FAX: (970) 869-2932

Phosphore dissous (Orthophosphates)

Matériel et/ou réactifs :

Spectrophotomètre DR 2800

1 sachet PhosVer® 3 Réactif pour phosphates (poudre)

2 cellules carrées de 1 pouce (10 mL)

2 bouchons de néoprène

Limite de détection :

0,02-2,50 mg/L

Résolution : 0,01 mg/L

Note : Voir les interférences dans la méthode utilisée

Procédure :

La méthode analytique choisie et fournie par la compagnie HACH est la *méthode 8048* :

Phosphorus, Reactive (Orthophosphate)

PhosVer 3 (Ascorbic Acid) Method

(0.02 to 2.50 mg/L PO₄³⁻)

VOIR PAGES SUIVANTES

Phosphorus, Reactive (Orthophosphate)

★ Method 8048

PhosVer 3 (Ascorbic Acid) Method¹

Powder Pillows or AccuVac® Ampuls

(0.02 to 2.50 mg/L PO₄³⁻)

Scope and Application: For water, wastewater, and seawater; USEPA Accepted for reporting for wastewater analyses²

¹ Adapted from *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*

² Procedure is equivalent to USEPA method 365.2 and Standard Method 4500-P-E for wastewater.



Test Preparation

Before starting the test:

For more accurate results, determine a reagent blank value for each new lot of reagent. Follow the procedure using deionized water instead of the sample. Subtract the reagent blank value from the final results or perform a reagent blank adjust.

Collect the following items:

Quantity

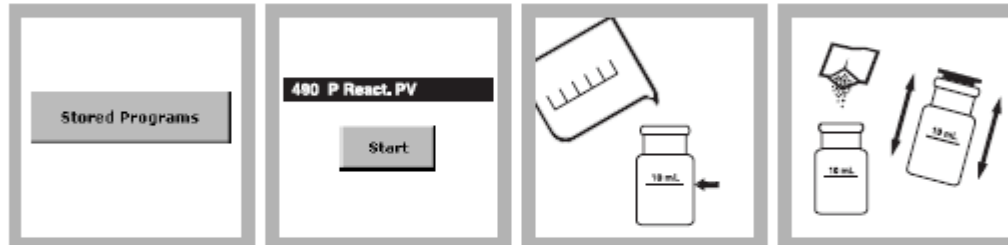
Collect the following items:	Quantity
Powder Pillow Test:	
PhosVer® 3 Phosphate Reagent powder pillow	1
Sample Cells, 1-in. square, 10-mL	2
Stopper for 18 mm Tube	1
AccuVac Test:	
Collect at least 40 mL of sample in a 50-mL beaker	40 mL
PhosVer® 3 Phosphate Reagent AccuVac® Ampul	1
Beaker, 50-mL	1
Sample Cell, 10-mL round	1
Stopper for 18-mm Tube (supplied with PhosVer AccuVacs)	1

Note: Reorder information for consumables and replacement items is on page 6.

Note: A blue color will develop if phosphorus is present.

Powder Pillows

Method 8048



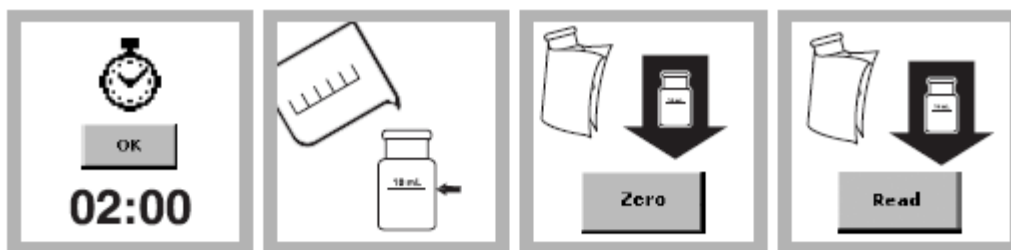
1. Press
STORED PROGRAMS.

2. Select the test.

3. Fill a square sample
cell with 10-mL of sample.

4. **Prepared Sample:**
Add the contents of one
PhosVer 3 phosphate
Powder Pillow to the cell.
Immediately stopper and
shake vigorously for 30
seconds.

Phosphorus, Reactive (Orthophosphate) (0.02 to 2.50 mg/L PO₄³⁻)



5. Press **TIMER**>**OK**.

A two-minute reaction period will begin. If the sample was digested using the Acid Persulfate digestion, a ten-minute reaction period is required.

6. **Blank Preparation:** Fill a second square sample cell with 10 mL of sample.

7. When the timer expires, wipe the blank and insert it into the cell holder with the fill line facing right.

Press **ZERO**. The display will show:

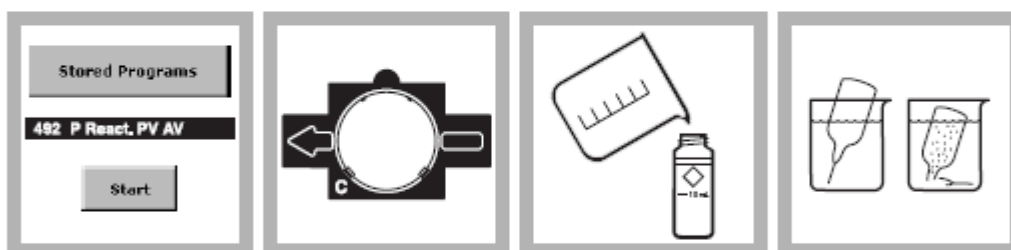
0.00 mg/L PO₄³⁻

8. Wipe the prepared sample and insert it into the cell holder with the fill line facing right.

Press **READ**. Results are in mg/L PO₄³⁻.

AccuVac® Ampul

Method 8048



1. Select the test.

2. Insert Adapter C.

3. **Blank Preparation:** Fill a round sample cell with 10-mL of sample.

4. **Prepared Sample:** Fill a PhosVer 3 Phosphate AccuVac Ampul with sample. Keep the tip immersed while the Ampul fills completely.

Phosphorus, Reactive (Orthophosphate) (0.02 to 2.50 mg/L PO₄³⁻)



5. Secure an Ampul cap over the tip of the Ampul. Shake the Ampul for approximately 30 seconds. Accuracy is unaffected by undissolved powder.

6. Press **TIMER>OK**. A two-minute reaction period will begin. If the sample was digested using the Acid Persulfate digestion, a ten-minute reaction period is required.

7. When the timer expires, wipe the blank and insert it into the cell holder. Press **ZERO**. The display will show:

0.00 mg/L PO₄³⁻

8. Wipe the prepared sample and insert it into the cell holder.

Press **READ**. Results are in mg/L PO₄³⁻.

Interference

Table 1 Interfering Substances and Levels

Interfering Substance	Interference Levels and Treatments
Aluminum	Greater than 200 mg/L
Arsenate	Interferes at any level.
Chromium	Greater than 100 mg/L
Copper	Greater than 10 mg/L
Hydrogen Sulfide	Interferes at any level
Iron	Greater than 100 mg/L
Nickel	Greater than 300 mg/L
pH, excess buffering	Highly buffered samples or extreme sample pH may exceed the buffering capacity of the reagents and require sample pretreatment. pH 2–10 is recommended.
Silica	Greater than 50 mg/L
Silicate	Greater than 10 mg/L
Turbidity (large amounts) or color	May cause inconsistent results because the acid in the powder pillow may dissolve some of the suspended particles and because of variable desorption of orthophosphate from the particles. For highly turbid or colored samples, add the contents of one Phosphate Pretreatment ¹ Powder Pillow to 25 mL of sample. Mix well. Use this solution to zero the instrument.
Zinc	Greater than 80 mg/L

¹ See [Optional Reagents and Apparatus](#) on page 6.

Sample Collection, Storage, and Preservation

Collect sample in plastic or glass bottles that have been cleaned with 1:1 Hydrochloric Acid Solution* and rinsed with deionized water. Do not use commercial detergents containing phosphate for cleaning glassware used in phosphate analysis.

Analyze samples immediately for best results. If prompt analysis is not possible, preserve samples by filtering immediately and storing at 4 °C (39 °F) for up to 48 hours. The sample should be at room temperature before analysis.

Accuracy Check

Standard Additions Method (Sample Spike)

1. After reading test results, leave the sample cell (unspiked sample) in the instrument. Verify the chemical form.
2. Press **OPTIONS>MORE**. Press **STANDARD ADDITIONS**. A summary of the standard additions procedure will appear.
3. Press **OK** to accept the default values for standard concentration, sample volume, and spike volumes. Press **EDIT** to change these values. After values are accepted, the unspiked sample reading will appear in the top row. See the user manual for more information.
4. Open a Phosphate 10-mL Ampule Standard, 50-mg/L PO₄³⁻.
5. Prepare a 0.1-mL sample spike by adding 0.1 mL of standard to the unspiked sample. Press the timer icon. After the timer expires, read the result.
6. Prepare a 0.2-mL sample spike by adding 0.1 mL of standard to the 0.1-mL sample spike. Press the timer icon. After the timer expires, read the result.
7. Prepare a 0.3-mL sample spike by adding 0.1 mL of standard to the 0.2-mL sample spike. Press the timer icon. After the timer expires, read the result. Each addition should reflect approximately 100% recovery.

Note: For AccuVac® Ampuls, fill three Mixing Cylinders† with 50 mL of sample and spike with 0.2 mL, 0.4 mL, and 0.6 mL of standard. Transfer 40 mL from each of the three mixing cylinders to three 50-mL beakers. Analyze each standard addition sample as described in the procedure above. Accept each standard additions reading by pressing **READ**. Each addition should reflect approximately 100% recovery.*

8. After completing the sequence, press **GRAPH** to view the best-fit line through the standard additions data points, accounting for matrix interferences. Press **IDEAL LINE** to view relationships between the sample spikes and the "Ideal Line" of 100% recovery.

* See [Optional Reagents and Apparatus](#) on page 6.

† See [Optional Reagents and Apparatus](#) on page 6.

Standard Solution Method

1. Prepare a 2.00 mg/L phosphate standard by pipetting 4.00 mL of 50 mg/L Phosphate Standard Solution into a 100 mL volumetric flask. Dilute to volume with demineralized water and mix. Use this solution in place of the sample, and perform the test as described above.

(Alternately, use one of the mixed parameter standards listed in [Recommended Standards on page 6](#). These contain 2.0 mg/L phosphate.)

2. To adjust the calibration curve using the reading obtained with the standard solution, press **OPTIONS>MORE** on the current program menu. Press **STANDARD ADJUST**.
3. Press **ON**. Press **ADJUST** to accept the displayed concentration. If an alternate concentration is used, press the number in the box to enter the actual concentration, then press **OK**. Press **ADJUST**.

Summary of Method

Orthophosphate reacts with molybdate in an acid medium to produce a mixed phosphate/molybdate complex. Ascorbic acid then reduces the complex, giving an intense molybdenum blue color. Test results are measured at 880 nm.

Phosphorus, Reactive (Orthophosphate) (0.02 to 2.50 mg/L PO₄³⁻)

Consumables and Replacement Items

Required Reagents

Description	Quantity/Test	Unit	Cat. No.
PhosVer® 3 Phosphate Reagent Powder Pillows, 10-mL OR	1	100/pkg	21060-69
PhosVer® 3 Phosphate Reagent AccuVac® Ampuls	1	25/pkg	25080-25

Required Apparatus (Powder Pillows)

Description	Quantity/Test	Unit	Cat. No.
Sample Cells, 1-inch square, 10 mL, matched pair	2	2/pkg	24954-02
Stopper for 18 mm Tube	1	6/pkg	1731-06

Required Apparatus (AccuVac)

Description	Quantity/Test	Unit	Cat. No.
Adapter, 1-inch round, for AccuVac Ampuls	1	each	LZV584
Beaker, 50-mL	1	each	500-41H
Sample Cell, 10-mL, with cap	1	each	21228-00

Recommended Standards

Description	Unit	Cat. No.
Phosphate Standard Solution, 10-mL Voluette® Ampul, 50-mg/L as PO ₄	16/pkg	171-10
Phosphate Standard Solution, 50-mg/L as PO ₄	500 mL	171-49
Phosphate Standard Solution, 1-mg/L as PO ₄	500 mL	2569-49
Standard, Drinking Water, Mixed Parameter, Inorganic: F-, NO ₃ , PO ₄ , SO ₄	500 mL	28330-49
Wastewater Effluent Standard, for mixed parameters: NH ₃ -N, NO ₃ -N, PO ₄ , COD, SO ₄ , TOC	500 mL/L	28332-49
Water, deionized	4 L	272-56

Optional Reagents and Apparatus

Description	Unit	Cat. No.
Beaker, 50-mL	—	500-41H
Hydrochloric Acid Solution 1:1 500 mL	—	884-49
Mixing Cylinder 50 mL	—	1896-41
Phosphate Treatment Powder Pillow	—	14501-99
Stopper for 18 mm Tube	25/pkg	1731-06



FOR TECHNICAL ASSISTANCE, PRICE INFORMATION AND ORDERING:
 In the U.S.A. – Call toll-free 800-227-4224
 Outside the U.S.A. – Contact the HACH office or distributor serving you.
 On the Worldwide Web – www.hach.com; E-mail – techhelp@hach.com

HACH COMPANY
 WORLD HEADQUARTERS
 Telephone: (970) 869-3050
 FAX: (970) 869-2932

Température

Matériel et/ou réactifs :

Oxymètre HQ10 Portable LDO (HACH)

Limite de détection :

-10 à 110°C

Résolution : 0,1°C:

Incertitude : $\pm 0,3^\circ\text{C}$ (de 0 à 70°C)

Procédure :

La température sera automatiquement prise avec la mesure en oxygène dissous (se référer à la section afférente).

Turbidité

Matériel et/ou Réactifs :

Turbidimètre portatif 2100P(HACH)

Limite de détection :

0-1000 UNT et résolution de 0,01 UTN

Donne une lecture directe en unités néphélométriques de turbidité

Pas de courbe d'étalonnage

Procédure :

1. Prélever un échantillon représentatif dans un récipient propre. Remplir une cuvette jusqu'au trait (environ 15 ml) en prenant soin de manipuler la cuvette par la partie supérieure. Boucher la cuvette (voir Section 2.3 à la page 17 du manuel pour le prélèvement d'un échantillon représentatif).
2. Essuyer la cuvette avec un tissu doux sans peluches pour retirer les gouttes d'eau et les traces de doigts.
3. Appliquer un léger film d'huile silicone. Essuyer avec un tissu doux pour obtenir un film uniforme sur toute la surface.
4. Presser 0/1 pour mettre en marche l'appareil.
5. Placer la cuvette dans le puits de mesure de l'appareil avec le losange ou la marque d'orientation aligné avec le repère à l'avant du puits de mesure. Fermer le capot.
6. Presser la touche « RANGE » pour choisir le mode manuel ou automatique de sélection de gamme. L'affichage indique « AUTO RNG » lorsque l'appareil est en mode de sélection automatique de gamme. NOTE : L'utilisation du mode automatique est recommandée
7. Choisir le mode d'intégration du signal en pressant la touche « SIGNAL AVERAGE ». L'affichage indique « SIG AVG » lorsque le mode d'intégration du signal est actif. Utiliser le mode d'intégration du signal si l'échantillon donne un signal instable. Note : L'appareil se met automatiquement dans les modes de mesure utilisés précédemment. Si le mode automatique de sélection de gamme et l'intégration du signal étaient actifs pour les mesures précédentes, ces options seraient automatiquement sélectionnées pour les mesures suivantes.
8. Presser « READ ». L'affichage indique - - - - NTU puis la turbidité en NTU (ou UTN). Noter la turbidité lorsque le symbole de lampe s'éteint.

Annexe 8.

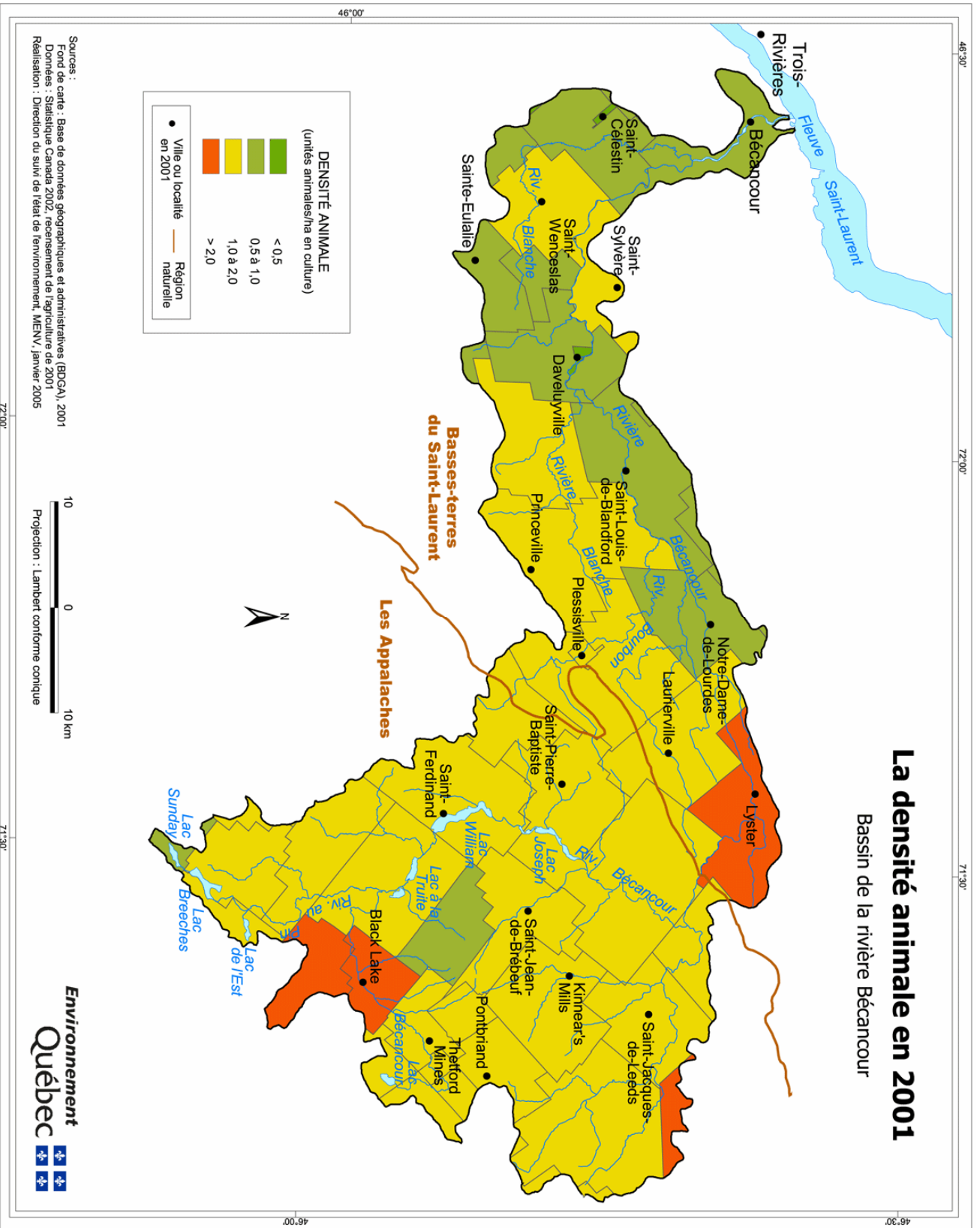
Bilan de phosphore par municipalité sur le bassin versant de la rivière Bécancour

Source : MDDEP, 2006.

Annexe 9.

Unités animales par municipalité sur le bassin versant de la rivière Bécancour

Source : MDDEP, 2006.



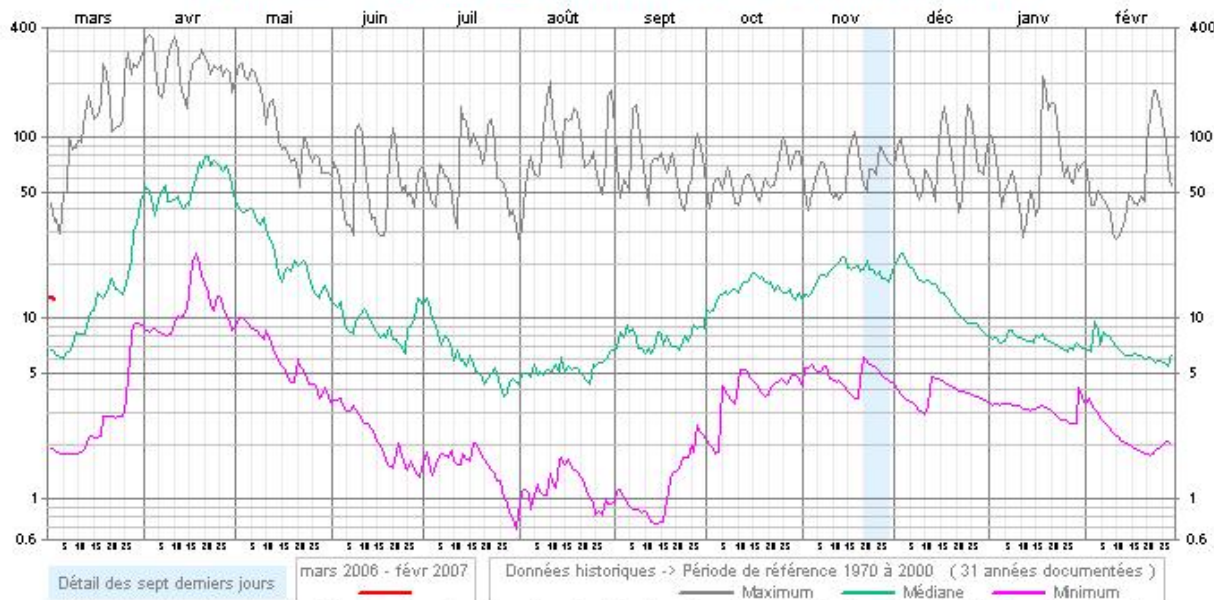
Annexe 10.

Hydrogramme de la station 024003 et localisation de la station

Source : CEHQ, 2006

Cette station est présentement en panne. Remise en service prévue au mois de décembre 2006

Station : 024003 - Bécancour - à 2,1 km en amont de la rivière Palmer (Débit moyen en m³/s)



Numéro de la station : 024003
Nom de la station : Bécancour
Description : à 2,1 km en amont de la rivière Palmer
Municipalité : Inverness
Région administrative : Centre-du-Québec
Lac ou cours d'eau : Bécancour, Rivière
Région hydrographique : Saint-Laurent sud-est
Bassin versant à la station : 919 km²
Régime d'écoulement : Naturel
Numéro fédéral de la station : 02PL005

Annexe 11.

Données brutes des différents paramètres analysés en laboratoire

Date de l'échantillonnage:

12-juil-06**Temps:** couvert, **débordement le 11 et 12 juil**

Station	T° (°C)	O ₂ diss (mg/L)	pH	conductivité (µS/cm)	NO ₃ ⁻ - N brut (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N blanc (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N blanc réactif (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N (mg/L)	turbidité brut (UTN)	MES (mg/L)	PO ₄ ³⁻ brut (mg/L)	PO ₄ ³⁻ blanc (mg/L)	PO ₄ ³⁻ blanc réactif (mg/L)	P tot (mg/L)	coliformes (UFC/100 mL)	Biolab 1032XXX
B-1	22,5	7,6	7,76	78,9	1,1	1,0	0,13	0,05	3,81	2	0,14	0,01	0,045	0,028	230	473
B-2A	19,8	8,3	8,57	235,0	1	0,5	0,13	0,37	12,80	8	0,22	0,03	0,045	0,047	9000	469
B-2B	18,3	8,2	8,78	270,0	1,2	0,4	0,13	0,67	25,00	28	0,46	0,03	0,045	0,126	4000	468
B-3	22,5	10,1	8,89	301,0	0,9	0,4	0,13	0,37	15,20	28	0,31	0,02	0,045	0,082	240	458
B-4	22,8	7,5	7,95	179,5	0,6	0,4	0,13	0,07	7,37	16	0,06	0,01	0,045	0,00163	10	451
SBD-1	19,2	7,8	7,68	370,0	0,9	0,6	0,13	0,17	2,61	2	0,33	0,03	0,045	0,083	2000	478
SBD-2	19,7	7,8	8,04	382,0	0,6	0,3	0,13	0,17	3,67	4	0,08	0,03	0,045	0,00163	500	477
SBD-3	19,3	8,2	7,97	165,5	0,8	0,4	0,13	0,27	1,54	2	0,19	0,02	0,045	0,041	3400	474
SBD-4	20,9	7,8	7,28	89,8	1	0,2	0,13	0,67	31,70	8	0,16	0,00	0,045	0,038	3000	476
SBD-5	19,7	7,3	7,55	175,6	1,6	0,2	0,13	1,27	4,68	8	0,13	0,00	0,045	0,028	540	475
SBD-6	18,3	8,2	7,43	93,3	1	0,3	0,13	0,57	68,60	100	0,51	0,01	0,045	0,148	300	470
SBD-7	17,9	8,4	7,82	127,3	0,4	0,2	0,13	0,07	0,50	2	0,30	0,00	0,045	0,083	230	465
SBD-8	17,1	8,6	7,77	125,6	0,4	0,1	0,13	0,17	0,72	4	0,15	0,01	0,045	0,031	310	461
SBD-9	16,7	8,8	7,69	81,3	0,5	0,1	0,13	0,27	0,72	8	0,12	0,00	0,045	0,024	180	460
SBD-10	17,0	8,7	7,86	152,9	1,1	0,1	0,13	0,87	0,33	4	0,17	0,00	0,045	0,041	140	459
SBD-11	17,3	8,4	7,66	79,5	0,5	0,1	0,13	0,27	1,04	2	0,25	0,00	0,045	0,067	590	455
SBG-1	18,7	7,4	8,03	601,0	0,7	0,7	0,13	0,05	12,80	2	0,22	0,04	0,045	0,044	590	472
SBG-2	19,2	8,3	8,50	284,0	0,8	0,6	0,13	0,07	6,76	8	0,22	0,02	0,045	0,051	4300	471
SBG-3	14,2	8,4	9,32	545,0	1,4	0,5	0,13	0,77	14,90	28	0,21	0,03	0,045	0,044	7	467
SBG-4	16,3	8,6	9,02	624,0	0,5	0,2	0,13	0,17	2,62	4	0,05	0,01	0,045	0,003	2	466
SBG-5	20,8	8,6	7,70	79,0	0,4	0,2	0,13	0,07	2,29	2	0,37	0,00	0,045	0,106	130	462
SBG-5A	20,1	8,8	7,84	85,7	0,5	0,2	0,13	0,17	1,23	4	0,04	0,00	0,045	0,003	88	463
SBG-5B	21,0	8,1	7,42	68,4	0,4	0,3	0,13	0,05	1,73	4	0,16	0,01	0,045	0,034	200	464
SBG-6	17,6	8,7	7,68	111,2	0,4	0,1	0,13	0,17	1,54	2	0,14	0,01	0,045	0,028	470	457
SBG-7	17,2	8,5	7,66	117,6	0,5	0,1	0,13	0,27	0,43	4	0,36	0,00	0,045	0,103	54	456
SBG-8	17,6	8,6	7,50	103,1	0,6	0,1	0,13	0,37	2,36	2	0,15	0,01	0,045	0,031	700	454
SBG-9	17,4	8,5	7,70	145,4	0,5	0,1	0,13	0,27	1,18	2	0,12	0,01	0,045	0,020	270	453
SBG-10	16,5	8,3	7,60	263,0	0,4	0,1	0,13	0,17	1,04	8	0,07	0,00	0,045	0,008	320	452

Blanc du 26 juillet

Blanc du 26 juillet

Pour PO₄³⁻, le temps de réaction a été de 2 minutes : 10 minutes à l'avenir

valeur négative ou nulle transformée pour la moitié de la limite de détection

(NO₃: 0,05 mg/L; turbidité: 0,005 UTN; MES: 2 mg/L; P total: 0,003 mg/L)

Date de l'échantillonnage:

19-juil-06**Temps:** matin brumeux, très ensoleillé par la suite, **débordement le 18 juillet**

Station	T° (°C)	O ₂ diss (mg/L)	pH	conductivité (µS/cm)	NO ₃ ⁻ - N brut (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N blanc (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N blanc réactif (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N (mg/L)	turbidité brut (UTN)	MES (mg/L)	PO ₄ ³⁻ brut (mg/L)	PO ₄ ³⁻ blanc (mg/L)	PO ₄ ³⁻ blanc réactif (mg/L)	P tot (mg/L)	coliformes (UFC/100 mL)	Biolab 1035XXX
B-1	18,9	8,3	7,73	98,3	0,9	1,0	0,13	0,05	2,57	18	0,17	0,01	0,045	0,036	40	919
B-2A	18,0	9,6	8,95	430,0	1,0	0,5	0,13	0,37	1,55	8	0,19	0,03	0,045	0,038	590	915
B-2B	17,1	8,1	8,67	487,0	1,1	0,4	0,13	0,57	3,24	8	0,25	0,03	0,045	0,057	5800	914
B-3	22,8	7,1	8,44	287,0	0,9	0,4	0,13	0,37	1,14	28	0,22	0,02	0,045	0,051	90	904
B-4	23,4	6,1	7,74	192,0	0,5	0,4	0,13	0,05	3,00	12	0,11	0,01	0,045	0,018	18	897
SBD-1	17,1	8,7	8,11	523,0	0,8	0,6	0,13	0,07	5,17	2	0,18	0,03	0,045	0,034	330	923
SBD-2	18,5	8,5	8,33	454,0	0,3	0,3	0,13	0,05	1,26	12	0,16	0,03	0,045	0,028	260	924
SBD-3	18,2	8,7	8,44	280,0	0,6	0,4	0,13	0,07	1,37	12	0,11	0,02	0,045	0,015	440	920
SBD-4	20,4	8,1	8,00	162,7	0,3	0,2	0,13	0,05	2,64	4	0,17	0,00	0,045	0,041	30	922
SBD-5	19,3	7,3	7,74	253,0	1,1	0,2	0,13	0,77	1,29	18	0,15	0,00	0,045	0,034	1100	921
SBD-6	17,2	8,6	7,93	148,7	0,4	0,3	0,13	0,05	1,62	4	0,08	0,01	0,045	0,008	92	916
SBD-7	15,7	8,8	7,96	149,0	0,5	0,2	0,13	0,17	1,35	4	0,11	0,00	0,045	0,021	560	911
SBD-8	15,6	8,8	7,66	152,1	0,4	0,1	0,13	0,17	1,58	2	0,05	0,01	0,045	0,003	180	907
SBD-9	15,6	9,0	7,45	110,9	0,4	0,1	0,13	0,17	0,68	8	0,16	0,00	0,045	0,038	48	906
SBD-10	16,0	8,9	7,84	161,6	0,8	0,1	0,13	0,57	0,92	12	0,28	0,00	0,045	0,077	120	905
SBD-11	15,7	8,6	7,62	108,3	0,5	0,1	0,13	0,27	1,41	2	0,51	0,00	0,045	0,152	48	901
SBG-1	16,2	6,8	8,19	763,0	0,7	0,7	0,13	0,05	3,91	16	0,23	0,04	0,045	0,047	530	918
SBG-2	16,1	8,8	8,55	447,0	0,7	0,6	0,13	0,05	1,97	2	0,15	0,02	0,045	0,028	550	917
SBG-3	12,6	9,1	9,46	626,0	2,3	0,5	0,13	1,67	5,15	16	0,15	0,03	0,045	0,024	7	913
SBG-4	12,7	10,3	9,35	834,0	0,6	0,2	0,13	0,27	0,99	2	0,06	0,01	0,045	0,002	3	912
SBG-5	18,7	8,2	7,37	82,5	0,3	0,2	0,13	0,05	0,98	2	0,09	0,00	0,045	0,015	500	908
SBG-5A	18,3	9,0	7,73	97,9	0,4	0,2	0,13	0,07	1,68	12	0,12	0,00	0,045	0,024	170	909
SBG-5B	18,8	7,9	7,37	69,4	0,4	0,3	0,13	0,05	1,36	2	0,07	0,01	0,045	0,005	1400	910
SBG-6	17,0	7,7	7,49	129,0	0,2	0,1	0,13	0,05	0,47	4	0,34	0,01	0,045	0,093	40	903
SBG-7	16,2	8,6	7,60	126,4	0,5	0,1	0,13	0,27	1,54	12	0,10	0,00	0,045	0,018	50	902
SBG-8	16,0	8,8	7,51	117,5	0,5	0,1	0,13	0,27	3,74	2	0,13	0,01	0,045	0,024	190	900
SBG-9	16,0	8,7	7,78	149,3	0,5	0,1	0,13	0,27	4,05	8	0,12	0,01	0,045	0,021	94	899
SBG-10	15,3	7,9	7,39	265,0	0,5	0,1	0,13	0,27	1,08	12	0,06	0,00	0,045	0,005	2200	898

Blanc du 26 juillet

Blanc du 26 juillet

■ valeur négative ou nulle transformée pour la moitié de la limite de détection
(NO₃: 0,05 mg/L; turbidité: 0,005 UTN; MES: 2 mg/L; P total: 0,003 mg/L)

Date de l'échantillonnage:

26-juil-06**Temps: variable, débordement le 25 juillet**

Station	T° (°C)	O ₂ diss (mg/L)	pH	conductivité (µS/cm)	NO ₃ ⁻ - N brut (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N blanc (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N blanc réactif (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N (mg/L)	turbidité brut (UTN)	MES (mg/L)	PO ₄ ³⁻ brut (mg/L)	PO ₄ ³⁻ blanc (mg/L)	PO ₄ ³⁻ blanc réactif (mg/L)	P tot (mg/L)	coliformes (UFC/100 mL)	Biolab 1038XXX
B-1	18,7	8,3	7,87	95,2	1,0	1,0	0,13	0,05	2,55	6	0,31	0,01	0,045	0,083	76	958
B-2A	18,3	9,2	8,72	334,0	0,9	0,5	0,13	0,27	5,14	2	0,15	0,03	0,045	0,024	1600	954
B-2B	17,5	8,1	8,38	364,0	0,7	0,4	0,13	0,17	5,49	12	0,30	0,03	0,045	0,073	3900	953
B-3	20,1	7,1	8,17	313,0	0,8	0,4	0,13	0,27	8,69	24	0,16	0,02	0,045	0,033	160	943
B-4	22,0	6,4	7,75	200,0	0,6	0,4	0,13	0,07	2,40	4	0,08	0,01	0,045	0,008	10	936
SBD-1	17,8	8,5	7,99	381,0	0,9	0,6	0,13	0,17	5,70	2	0,37	0,03	0,045	0,096	390	962
SBD-2	18,5	8,4	8,20	364,0	0,5	0,3	0,13	0,07	1,98	4	0,07	0,03	0,045	0,003	300	963
SBD-3	17,3	8,6	8,26	197,7	0,7	0,4	0,13	0,17	1,70	4	0,19	0,02	0,045	0,041	590	959
SBD-4	20,0	8,2	7,94	155,8	0,4	0,2	0,13	0,07	2,42	2	0,06	0,00	0,045	0,005	170	960
SBD-5	18,7	7,7	7,73	229,0	0,8	0,2	0,13	0,47	1,09	16	0,16	0,00	0,045	0,038	150	961
SBD-6	17,2	8,8	7,86	127,9	0,5	0,3	0,13	0,07	2,16	4	0,13	0,01	0,045	0,024	88	955
SBD-7	17,1	8,5	7,81	151,7	0,3	0,2	0,13	0,05	1,18	2	0,07	0,00	0,045	0,008	200	950
SBD-8	16,5	8,6	7,84	164,4	0,4	0,1	0,13	0,17	0,95	8	0,24	0,01	0,045	0,060	580	946
SBD-9	16,2	8,8	7,78	120,0	0,3	0,1	0,13	0,07	0,97	2	0,09	0,00	0,045	0,015	550	945
SBD-10	16,5	8,7	7,92	159,7	0,7	0,1	0,13	0,47	0,55	2	0,23	0,00	0,045	0,060	180	944
SBD-11	17,0	8,4	7,72	103,2	0,4	0,1	0,13	0,17	0,45	8	0,04	0,00	0,045	0,003	48	940
SBG-1	17,4	7,4	7,94	459,0	0,8	0,7	0,13	0,05	3,15	4	0,25	0,04	0,045	0,054	380	957
SBG-2	16,9	8,8	8,41	92,4	0,7	0,6	0,13	0,05	3,32	16	0,17	0,02	0,045	0,034	2000	956
SBG-3	15,4	8,5	9,15	648,0	1,8	0,5	0,13	1,12	3,44	4	0,27	0,03	0,045	0,064	60	952
SBG-4	14,4	9,3	9,04	808,0	0,4	0,2	0,13	0,07	0,66	2	0,10	0,01	0,045	0,015	5	951
SBG-5	18,1	8,2	7,70	89,5	0,4	0,2	0,13	0,07	0,87	2	0,11	0,00	0,045	0,021	320	947
SBG-5A	18,1	8,8	7,85	88,9	0,4	0,2	0,13	0,07	1,36	4	0,21	0,00	0,045	0,054	300	948
SBG-5B	17,3	8,2	7,52	88,2	0,4	0,3	0,13	0,05	1,28	2	0,09	0,01	0,045	0,011	510	949
SBG-6	16,8	8,2	7,67	119,7	0,4	0,1	0,13	0,17	0,63	16	0,09	0,01	0,045	0,011	68	942
SBG-7	16,9	8,4	7,72	118,0	0,4	0,1	0,13	0,17	0,34	8	0,34	0,00	0,045	0,096	60	941
SBG-8	17,1	8,5	7,87	118,6	0,5	0,1	0,13	0,27	2,35	8	0,12	0,01	0,045	0,021	300	939
SBG-9	17,1	8,3	7,87	148,4	0,4	0,1	0,13	0,17	1,19	12	0,20	0,01	0,045	0,047	58	938
SBG-10	15,8	7,8	7,53	273,0	0,4	0,1	0,13	0,17	0,77	4	0,20	0,00	0,045	0,051	1000	937

■ valeur négative ou nulle transformée pour la moitié de la limite de détection
(NO₃: 0,05 mg/L; turbidité: 0,005 UTN; MES: 2 mg/L; P total: 0,003 mg/L)

Date de l'échantillonnage:

02-août-06**Temps: variable, débordement le 1er et le 2 août**

Station	T° (°C)	O ₂ diss (mg/L)	pH	conductivité (µS/cm)	NO ₃ ⁻ - N brut (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N blanc (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N blanc réactif (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N (mg/L)	turbidité brut (UTN)	MES (mg/L)	PO ₄ ³⁻ brut (mg/L)	PO ₄ ³⁻ blanc (mg/L)	PO ₄ ³⁻ blanc réactif (mg/L)	P tot (mg/L)	coliformes (UFC/100 mL)	Biolab 1042XXX
B-1	21,5	7,9	8,03	112,6	0,9	0,9	0,13	0,05	5,18	4	0,25	0,02	0,045	0,059	170	436
B-2A	20,6	8,4	8,71	405,0	0,7	0,4	0,13	0,17	7,27	14	0,20	0,03	0,045	0,041	4000	432
B-2B	19,4	7,5	8,75	425,0	1,0	0,6	0,13	0,27	1,97	35	0,37	0,08	0,045	0,078	11000	431
B-3	22,6	7,2	8,81	285,0	0,7	0,6	0,13	0,05	16,60	40	0,31	0,06	0,045	0,067	14000	421
B-4	23,6	6,2	7,88	214,0	0,6	0,3	0,13	0,17	2,22	2	0,18	0,01	0,045	0,041	68	414
SBD-1	19,7	8,2	8,15	501,0	1,3	1,8	0,13	0,05	70,70	116	0,47	0,26	0,045	0,054	8000	440
SBD-2	20,7	8,5	8,49	400,0	0,4	0,2	0,13	0,07	1,21	2	0,05	0,00	0,045	0,002	580	441
SBD-3	15,7	10,1	8,37	233,0	0,6	0,3	0,13	0,17	4,92	10	0,09	0,00	0,045	0,015	2000	437
SBD-4	21,7	7,8	7,95	174,3	0,4	0,2	0,13	0,07	2,18	3	0,08	0,01	0,045	0,008	320	439
SBD-5	20,5	7,2	7,74	233,0	0,8	0,3	0,13	0,37	2,60	2	0,11	0,01	0,045	0,018	510	438
SBD-6	19,6	8,1	7,85	124,1	0,7	0,5	0,13	0,07	5,98	18	0,12	0,02	0,045	0,018	530	433
SBD-7	17,8	8,3	7,87	135,8	0,5	0,3	0,13	0,07	2,54	3	0,08	0,01	0,045	0,008	470	428
SBD-8	18,5	8,4	7,89	139,7	0,5	0,3	0,13	0,07	1,42	7	0,17	0,01	0,045	0,038	4300	424
SBD-9	18,4	8,4	7,86	105,6	0,6	0,3	0,13	0,17	2,84	10	0,25	0,01	0,045	0,064	280	423
SBD-10	18,7	8,4	7,80	138,5	0,9	0,3	0,13	0,47	5,90	8	0,32	0,01	0,045	0,086	3800	422
SBD-11	19,0	8,1	7,66	91,3	0,8	0,4	0,13	0,27	4,23	13	0,26	0,01	0,045	0,067	5000	418
SBG-1	19,9	6,9	7,97	446,0	0,8	0,8	0,13	0,05	6,16	7	0,18	0,01	0,045	0,041	580	435
SBG-2	18,0	8,3	8,41	370,0	0,8	0,6	0,13	0,07	6,01	43	0,32	0,06	0,045	0,070	5800	434
SBG-3	16,5	8,2	9,16	556,0	1,5	1,2	0,13	0,17	40,50	68	0,58	0,15	0,045	0,126	250	430
SBG-4	15,1	8,5	8,96	605,0	0,6	0,4	0,13	0,07	11,40	19	0,23	0,05	0,045	0,044	120	429
SBG-5	21,0	7,6	7,71	95,5	0,6	0,4	0,13	0,07	8,96	25	0,23	0,02	0,045	0,054	4400	425
SBG-5A	20,8	8,1	7,89	101,4	0,5	0,2	0,13	0,17	4,52	8	0,13	0,00	0,045	0,028	550	426
SBG-5B	20,7	7,4	7,67	111,5	0,8	0,7	0,13	0,05	15,70	22	0,26	0,04	0,045	0,057	5300	427
SBG-6	19,5	7,9	7,74	96,3	0,9	0,7	0,13	0,07	20,90	42	0,19	0,05	0,045	0,031	2400	420
SBG-7	19,2	8,1	7,81	105,7	0,5	0,2	0,13	0,17	2,87	5	0,17	0,01	0,045	0,038	480	419
SBG-8	19,4	8,0	7,76	93,5	0,9	0,5	0,13	0,27	7,33	14	0,24	0,02	0,045	0,057	4000	417
SBG-9	19,4	8,0	7,80	128,6	0,9	0,7	0,13	0,07	2,97	50	0,33	0,07	0,045	0,070	7000	416
SBG-10	19,1	7,3	7,57	230,0	0,7	0,3	0,13	0,27	8,44	34	0,32	0,04	0,045	0,077	2600	415

Présence de colloïde

Les MES ont été fait au mixeur avec la méthode du Spectro HACH

valeur négative ou nulle transformée pour la moitié de la limite de détection
(NO3: 0,05 mg/L; turbidité: 0,005 UTN; MES: 2 mg/L; P total: 0,003 mg/L)

Date de l'échantillonnage:

16-août-06**Temps:** variable, **débordement le 15 et le 16 août**

Station	T° (°C)	O ₂ diss (mg/L)	pH	conductivité (µS/cm)	NO ₃ ⁻ - N brut (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N blanc (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N blanc réactif (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N (mg/L)	turbidité brut (UTN)	MES (mg/L)	PO ₄ ³⁻ brut (mg/L)	PO ₄ ³⁻ blanc (mg/L)	PO ₄ ³⁻ blanc réactif (mg/L)	P tot (mg/L)	coliformes (UFC/100 mL)	Biolab 1045XXX
B-1	16,0	9,2	8,29	100,4	0,8	0,8	0,13	0,05	1,65	2	0,33	0,01	0,045	0,090	31	542
B-2A	16,0	9,4	8,80	634	0,8	0,2	0,13	0,42	1,32	12	0,06	0,02	0,045	0,003	1100	538
B-2B	16,1	7,7	8,81	670	1,1	0,2	0,13	0,77	2,04	2	0,18	0,05	0,045	0,028	5600	537
B-3	16,1	7,4	8,69	431	0,6	0,4	0,13	0,07	12,2	40	0,18	0,04	0,045	0,031	31	527
B-4	19,2	5,9	7,74	215	0,6	0,3	0,13	0,17	2,47	2	0,11	0,01	0,045	0,018	10	520
SBD-1	14,9	11,0	8,60	904	0,8	0,2	0,13	0,47	1,19	2	0,11	0,05	0,045	0,005	220	546
SBD-2	16,2	9,0	8,56	755	0,4	0,1	0,13	0,17	0,56	4	0,05	0,03	0,045	0,003	170	547
SBD-3	16,1	9,5	8,83	390	0,3	0,2	0,13	0,05	0,57	2	0,03	0,00	0,045	0,003	280	543
SBD-4	16,7	8,8	8,14	222	0,3	0,1	0,13	0,07	0,71	2	0,04	0,00	0,045	0,003	28	544
SBD-5	15,6	7,5	7,68	285	0,7	0,2	0,13	0,37	0,99	2	0,09	0,01	0,045	0,011	160	545
SBD-6	15,8	8,9	7,98	192,3	0,3	0,1	0,13	0,07	0,57	4	0,10	0,00	0,045	0,018	40	539
SBD-7	14,5	8,7	7,84	179,6	0,5	0,1	0,13	0,27	0,43	2	0,05	0,00	0,045	0,002	1300	534
SBD-8	14,2	8,7	7,89	179,0	0,5	0,1	0,13	0,27	1,92	2	0,09	0,00	0,045	0,015	5	530
SBD-9	13,6	9,4	7,95	123,5	0,4	0,0	0,13	0,27	0,21	2	0,13	0,00	0,045	0,028	30	529
SBD-10	14,3	9,0	7,98	171,8	1,0	0,0	0,13	0,87	0,27	2	0,14	0,00	0,045	0,031	7	528
SBD-11	14,7	8,5	7,72	136,1	0,4	0,1	0,13	0,17	0,54	2	0,05	0,00	0,045	0,002	5	524
SBG-1	14,7	7,4	8,34	667	0,6	0,5	0,13	0,05	3,17	2	0,30	0,03	0,045	0,073	250	541
SBG-2	15,0	8,5	8,59	439	0,6	0,3	0,13	0,17	1,86	16	0,33	0,02	0,045	0,086	340	540
SBG-3	13,1	9,1	9,41	619	1,4	0,4	0,13	0,87	1,87	4	0,08	0,01	0,045	0,008	30	536
SBG-4	16,2	8,6	9,11	912	0,6	0,1	0,13	0,37	0,48	2	0,18	0,00	0,045	0,044	1	535
SBG-5	16,9	7,4	7,74	115,3	0,4	0,1	0,13	0,12	0,89	2	0,20	0,00	0,045	0,051	140	531
SBG-5A	16,1	8,9	8,05	123,4	0,5	0,1	0,13	0,27	0,48	4	0,16	0,00	0,045	0,038	150	532
SBG-5B	15,5	8,9	7,67	106,3	0,3	0,2	0,13	0,05	1,63	6	0,35	0,01	0,045	0,096	700	533
SBG-6	15,3	7,2	7,50	141,7	0,3	0,0	0,13	0,17	0,40	4	0,03	0,00	0,045	0,003	32	526
SBG-7	14,5	8,7	7,96	141,5	0,5	0,0	0,13	0,37	2,14	12	0,52	0,00	0,045	0,155	330000	525
SBG-8	15,0	8,4	7,91	133,1	0,3	0,1	0,13	0,07	1,88	4	0,06	0,01	0,045	0,002	18	523
SBG-9	14,8	8,5	8,02	163,1	0,3	0,0	0,13	0,17	1,28	12	0,24	0,00	0,045	0,064	12	522
SBG-10	14,0	7,5	7,46	266	0,4	0,1	0,13	0,17	1,35	24	0,05	0,01	0,045	0,003	540	521

Étalon NO3 (1 mg/L)

1,2 0,0

1,1

Étalon P (1 mg/L)

0,98 0,00

0,94

Trou dans le papier d'aluminium

valeur négative ou nulle transformée pour la moitié de la limite de détection

(NO3: 0,05 mg/L; turbidité: 0,005 UTN; MES: 2 mg/L; P total: 0,003 mg/L)

Date de l'échantillonnage:

19-sept-06**Temps:** Journée nuageuse puis ensoleillée en après-midi, **aucun débordement**

Station	T° (°C)	O ₂ diss (mg/L)	pH	conductivité (µS/cm)	NO ₃ ⁻ - N brut (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N blanc (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N blanc réactif (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N (mg/L)	turbidité brut (UTN)	MES (mg/L)	PO ₄ ³⁻ brut (mg/L)	PO ₄ ³⁻ blanc (mg/L)	PO ₄ ³⁻ blanc réactif (mg/L)	P tot (mg/L)	coliformes (UFC/100 mL)	Biolab 1054XXX
B-1	17,5	8,3	7,96	107,1	0,8	0,7	0,13	0,05	1,97	4	0,14	0,01	0,045	0,028	5	950
B-2A	17,1	9,5	8,96	701	0,7	0,2	0,13	0,37	1,46	8	1,04	0,00	0,045	0,324	800	945
B-2B	16,3	7,7	8,96	238	1,3	0,3	0,13	0,82	3,28	12	0,28	0,00	0,045	0,077	13000	944
B-3	16,4	9,2	8,84	421	0,4	0,4	0,13	0,05	6,13	20	0,19	0,02	0,045	0,041	26	927
B-4	18,5	6,4	7,91	241	0,4	0,2	0,13	0,07	2,12	8	0,42	0,00	0,045	0,121	2	905
SBD-1	16,0	9,5	8,43	1200	0,9	0,5	0,13	0,27	1,12	18	0,18	0,00	0,045	0,044	100	955
SBD-2	16,5	8,5	8,60	959	0,3	0,1	0,13	0,07	3,75	20	0,32	0,08	0,045	0,064	48	956
SBD-3	17,4	9,7	9,05	465	0,3	0,1	0,13	0,07	0,66	12	0,06	0,01	0,045	0,002	23	952
SBD-4	17,2	9,2	7,99	238	0,3	0,1	0,13	0,07	0,50	8	0,18	0,00	0,045	0,044	18	953
SBD-5	16,4	7,5	7,72	306	0,5	0,2	0,13	0,17	1,43	8	0,14	0,00	0,045	0,031	150	954
SBD-6	15,9	8,9	7,97	211	0,2	0,1	0,13	0,05	0,46	4	0,10	0,00	0,045	0,018	160	947
SBD-7	15,4	8,3	7,78	213	0,4	0,1	0,13	0,17	0,66	12	0,09	0,00	0,045	0,015	36	941
SBD-8	15,1	8,4	7,87	233	0,4	0,1	0,13	0,17	0,42	20	0,12	0,00	0,045	0,024	16	933
SBD-9	14,5	9,0	7,90	143,4	0,3	0,0	0,13	0,17	0,17	20	0,29	0,00	0,045	0,080	13	931
SBD-10	14,0	9,0	8,01	184,6	0,6	0,0	0,13	0,47	0,32	2	1,42	0,00	0,045	0,448	2	930
SBD-11	14,3	8,3	8,00	137,6	0,4	0,1	0,13	0,17	0,26	4	0,28	0,00	0,045	0,077	11	909
SBG-1	15,3	5,8	8,35	1024	0,5	0,4	0,13	0,05	1,19	20	0,21	0,02	0,045	0,047	16	949
SBG-2	14,1	9,5	8,56	441	0,5	0,2	0,13	0,17	0,74	16	0,30	0,03	0,045	0,073	200	948
SBG-3	14,5	9,4	9,45	650	1,2	0,4	0,13	0,67	1,61	7	0,27	0,00	0,045	0,073	10	943
SBG-4	12,1	9,6	9,02	902	0,5	0,1	0,13	0,27	0,35	28	0,06	0,00	0,045	0,005	7	942
SBG-5	16,8	7,9	7,60	111,4	0,3	0,2	0,13	0,05	0,67	2	0,06	0,00	0,045	0,005	130	934
SBG-5A	16,6	8,9	8,15	126,4	0,4	0,1	0,13	0,17	0,45	12	0,03	0,00	0,045	0,003	39	935
SBG-5B	16,5	7,8	7,70	97,5	0,4	0,3	0,13	0,05	1,26	2	0,08	0,00	0,045	0,011	1100	940
SBG-6	14,1	7,4	7,70	155,1	0,2	0,0	0,13	0,07	0,36	16	0,04	0,00	0,045	0,003	16	911
SBG-7	14,4	8,2	7,91	155,7	0,3	0,0	0,13	0,17	0,31	24	0,07	0,00	0,045	0,008	18	910
SBG-8	15,5	8,1	7,80	142,6	0,4	0,1	0,13	0,17	0,43	16	0,06	0,00	0,045	0,005	5	908
SBG-9	15,2	8,4	7,98	154,3	0,2	0,1	0,13	0,05	0,29	16	0,14	0,00	0,045	0,031	48	907
SBG-10	14,8	7,3	7,68	286	0,4	0,1	0,13	0,17	1,26	2	0,64	0,00	0,045	0,194	150	906

Étalon NO3 (2 mg/L)

2,4 0,0

2,0 0,0

2,3

1,9

Étalon P (1 mg/L)

1,04 0,00

1,00

■ valeur négative ou nulle transformée pour la moitié de la limite de détection
(NO₃: 0,05 mg/L; turbidité: 0,005 UTN; MES: 2 mg/L; P total: 0,003 mg/L)

Date de l'échantillonnage:

24-oct-06**Temps:** Couvert, bruine fine, débordement le 23 et le 24 oct

Station	T° (°C)	O ₂ diss (mg/L)	pH	conductivité (µS/cm)	NO ₃ ⁻ - N brut (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N blanc (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N blanc réactif (mg/L)	NO ₃ ⁻ - N (mg/L)	turbidité brut (UTN)	MES (mg/L)	PO ₄ ³⁻ brut (mg/L)	PO ₄ ³⁻ blanc (mg/L)	PO ₄ ³⁻ blanc réactif (mg/L)	P tot (mg/L)	coliformes (UFC/100 mL)	Biolab 1054XXX
B-1	5,9	10,3	7,66	70,9	1,3	1,3	0,13	0,05	9,35	4	0,13	0,02	0,045	0,021	78	171
B-2A	6,4	10,4	8,29	211	0,9	0,8	0,13	0,05	10,90	28	0,88	0,04	0,045	0,259	15000	167
B-2B	6,9	9,9	8,67	246	1,2	1,0	0,13	0,07	16,1	20	0,25	0,04	0,045	0,055	5200	166
B-3	6,3	9,5	7,80	154,9	1,2	1,1	0,13	0,05	23,8	12	0,32	0,06	0,045	0,070	6000	156
B-4	8,8	8,4	7,74	165,8	1,2	1,4	0,13	0,05	48,6	32	0,31	0,12	0,045	0,047	800	149
SBD-1	5,9	10,0	7,78	213	0,9	0,6	0,13	0,17	4,90	8	0,23	0,04	0,045	0,047	160	175
SBD-2	6,2	10,1	7,98	237	0,6	0,4	0,13	0,07	5,69	8	0,10	0,02	0,045	0,011	220	176
SBD-3	6,1	10,3	8,08	143,5	0,9	0,7	0,13	0,07	11,1	4	0,16	0,04	0,045	0,024	700	172
SBD-4	6,3	9,7	7,79	110,9	0,6	0,4	0,13	0,07	10,6	12	0,10	0,02	0,045	0,011	170	173
SBD-5	5,9	10,2	7,71	179,3	1,4	0,3	0,13	0,97	3,57	4	0,11	0,01	0,045	0,018	1000	174
SBD-6	6,3	10,2	7,74	87,4	0,7	0,6	0,13	0,05	20,4	16	0,13	0,04	0,045	0,015	110	168
SBD-7	6,5	10,2	7,72	88,1	0,5	0,3	0,13	0,07	3,58	12	0,12	0,01	0,045	0,021	290	163
SBD-8	6,4	10,4	7,60	89,1	0,5	0,3	0,13	0,07	3,48	2	0,05	0,00	0,045	0,002	260	159
SBD-9	6,2	10,5	7,60	71,1	0,6	0,3	0,13	0,17	11,1	28	0,12	0,02	0,045	0,018	130	158
SBD-10	6,3	10,5	7,66	97,8	0,7	0,3	0,13	0,27	5,04	4	0,16	0,01	0,045	0,034	900	157
SBD-11	6,2	10,4	7,61	56,6	0,6	0,5	0,13	0,05	14,20	20	0,13	0,04	0,045	0,015	240	153
SBG-1	6,0	9,5	7,79	186,6	1,2	1,3	0,13	0,05	4,32	12	0,18	0,02	0,045	0,038	76	170
SBG-2	6,6	10,2	8,17	187,2	1,5	1,6	0,13	0,05	17,6	12	0,22	0,06	0,045	0,038	7000	169
SBG-3	7,6	9,1	9,07	215	1,8	2,0	0,13	0,05	12,0	28	0,19	0,06	0,045	0,028	190	165
SBG-4	8,1	9,6	8,65	219	1,6	1,8	0,13	0,05	10,6	20	0,42	0,05	0,045	0,106	120	164
SBG-5	5,8	10,3	7,58	55,1	0,6	0,4	0,13	0,07	3,76	28	0,08	0,01	0,045	0,008	82	160
SBG-5A	6,1	10,4	7,53	52,7	0,6	0,3	0,13	0,17	3,81	20	0,13	0,01	0,045	0,024	50	161
SBG-5B	7,0	10,1	7,57	54,1	0,6	0,5	0,13	0,05	2,93	2	0,09	0,01	0,045	0,011	98	162
SBG-6	6,2	10,3	7,68	69,3	0,6	0,4	0,13	0,07	11,3	20	0,16	0,03	0,045	0,028	3800	155
SBG-7	6,3	10,5	7,63	73,4	0,5	0,2	0,13	0,17	5,26	4	0,22	0,01	0,045	0,054	96	154
SBG-8	6,2	10,5	7,86	69,6	0,8	0,6	0,13	0,07	21,1	26	0,31	0,08	0,045	0,060	230	151
SBG-9	6,4	10,4	7,64	76,7	0,6	0,2	0,13	0,27	4,13	4	0,13	0,01	0,045	0,024	200	152
SBG-10	7,7	10,0	7,95	129,9	0,5	0,2	0,13	0,17	3,07	16	0,30	0,00	0,045	0,083	180	150

Étalon NO3 (2 mg/L)

aucun

Étalon P (1 mg/L)

1,02 0,00

1,02

valeur négative ou nulle transformée pour la moitié de la limite de détection
(NO3: 0,05 mg/L; turbidité: 0,005 UTN; MES: 2 mg/L; P total: 0,003 mg/L)

Annexe 12.

Résultats bruts des charges estimées en phosphore, nitrites-nitrates, MES et coliformes fécaux

Station	Superficie (km ²)	Estimation des débits (m ³ /s)						
		12-juil	19-juil	26-juil	02-août	16-août	19-sept	24-oct
B-1	23,52	0,75	0,22	0,45	0,58	0,13	0,16	1,75
B-2A	147,92	4,74	1,39	2,85	3,65	0,85	1,00	10,99
B-2B	206,50	6,61	1,95	3,97	5,09	1,18	1,39	15,35
B-3	521,77	16,71	4,91	10,04	12,86	2,99	3,52	38,78
B-4	639,93	20,50	6,03	12,31	15,78	3,67	4,32	47,56
SBD-1	15,23	0,49	0,14	0,29	0,38	0,09	0,10	1,13
SBD-2	14,37	0,46	0,14	0,28	0,35	0,08	0,10	1,07
SBD-3	17,19	0,55	0,16	0,33	0,42	0,10	0,12	1,28
SBD-4	16,07	0,51	0,15	0,31	0,40	0,09	0,11	1,19
SBD-5	16,13	0,52	0,15	0,31	0,40	0,09	0,11	1,20
SBD-6	25,71	0,82	0,24	0,49	0,63	0,15	0,17	1,91
SBD-7	8,39	0,27	0,08	0,16	0,21	0,05	0,06	0,62
SBD-8	3,36	0,11	0,03	0,06	0,08	0,02	0,02	0,25
SBD-9	19,71	0,63	0,19	0,38	0,49	0,11	0,13	1,46
SBD-10	15,85	0,51	0,15	0,30	0,39	0,09	0,11	1,18
SBD-11	17,08	0,55	0,16	0,33	0,42	0,10	0,12	1,27
SBG-1	4,39	0,14	0,04	0,08	0,11	0,03	0,03	0,33
SBG-2	13,65	0,44	0,13	0,26	0,34	0,08	0,09	1,01
SBG-3	30,85	0,99	0,29	0,59	0,76	0,18	0,21	2,29
SBG-4	4,09	0,13	0,04	0,08	0,10	0,02	0,03	0,30
SBG-5	166,92	5,35	1,57	3,21	4,11	0,96	1,13	12,41
SBG-5A	71,11	2,28	0,67	1,37	1,75	0,41	0,48	5,29
SBG-5B	67,70	2,17	0,64	1,30	1,67	0,39	0,46	5,03
SBG-6	59,51	1,91	0,56	1,15	1,47	0,34	0,40	4,42
SBG-7	5,98	0,19	0,06	0,11	0,15	0,03	0,04	0,44
SBG-8	29,37	0,94	0,28	0,57	0,72	0,17	0,20	2,18
SBG-9	17,94	0,57	0,17	0,35	0,44	0,10	0,12	1,33
SBG-10	9,50	0,30	0,09	0,18	0,23	0,05	0,06	0,71

Débit moyen à la station hydrométrique pour la période
d'échantillonnage (m³/s)

Station hydrométrique		12-juil	19-juil	26-juil	02-août	16-août	19-sept	24-oct
024013	226,57	7,26	2,13	4,36	5,59	1,30	1,53	16,84

Station

Charges estimées

	P total (kg/an)								NO ₃ ⁻ - N (kg/an)								MES (kg·10 ³ /an)								coliformes (UFC·10 ¹² /an)							
	12-juil	19-juil	26-juil	02-août	16-août	19-sept	24-oct		12-juil	19-juil	26-juil	02-août	16-août	19-sept	24-oct		12-juil	19-juil	26-juil	02-août	16-août	19-sept	24-oct		12-juil	19-juil	26-juil	02-août	16-août	19-sept	24-oct	
B-1	659	251	1187	1073	381	139	1169		1188	349	714	914	212	250	2757		48	126	86	73	8	20	221		55	3	11	31	1	0	43	
B-2A	7065	1648	2195	4687	80	10214	89888		55285	16257	24234	19549	11225	11647	17336		1195	352	180	1610	321	252	9708		13448	259	1436	4600	294	252	52009	
B-2B	26188	3500	9194	12564	1034	3368	26833		139757	34963	21301	43345	28728	36034	33882		5841	491	1504	5619	75	527	9681		8344	3558	4887	17659	2089	5713	25170	
B-3	42968	7834	10325	27117	2920	4526	85748		195011	57345	85484	20282	6599	5552	61151		14758	4340	7599	16225	3771	2221	14676		1265	139	507	56789	29	29	73381	
B-4	1054	3409	3166	20279	2074	16431	70926		45249	9504	27181	84574	19655	9532	75000		10343	2281	1553	995	231	1089	48000		65	34	39	338	12	3	12000	
SBD-1	1279	155	889	637	13	143	1688		2615	317	1571	592	1293	875	6068		31	9	18	1373	6	58	286		308	15	36	947	6	3	57	
SBD-2	24	118	26	18	8	194	384		2467	213	610	782	441	214	2357		58	51	35	22	10	61	269		73	11	26	65	4	1	74	
SBD-3	708	75	425	196	9	6	985		4687	357	1773	2271	155	256	2820		35	61	42	134	6	44	161		590	22	62	267	9	1	282	
SBD-4	609	195	48	102	9	151	430		10875	239	682	874	203	239	2636		130	19	19	37	6	27	452		487	1	17	40	1	1	64	
SBD-5	451	164	367	225	33	106	678		20686	3688	4599	4638	1078	583	36663		130	86	157	25	6	27	151		88	53	15	64	5	5	378	
SBD-6	3853	62	382	358	83	98	884		14803	382	1092	1399	325	274	3013		2597	31	62	360	19	22	964		78	7	14	106	2	9	66	
SBD-7	704	53	41	53	2	26	417		593	423	254	456	409	303	1376		17	10	10	20	3	21	236		19	14	10	31	20	1	57	
SBD-8	105	3	123	98	9	17	13		576	169	346	183	164	121	551		14	2	16	18	1	14	16		11	2	12	112	0	0	20	
SBD-9	487	220	175	974	99	335	829		5375	995	837	2605	961	713	7854		159	47	24	153	7	84	1294		36	3	66	43	1	1	60	
SBD-10	652	361	580	1065	89	1512	1272		13925	2683	4519	5790	2491	1585	10028		64	56	19	99	6	7	149		22	6	17	468	0	0	334	
SBD-11	1153	769	31	888	5	279	587		4658	1370	1762	3585	525	618	2002		35	10	83	173	6	15	801		102	2	5	664	0	0	96	
SBG-1	195	62	143	139	58	44	386		222	65	133	170	40	47	514		9	21	11	24	2	19	123		26	7	10	20	2	0	8	
SBG-2	697	112	284	744	213	213	1200		965	203	414	743	419	494	1600		110	8	133	456	39	46	384		593	22	166	616	8	6	2240	
SBG-3	1372	224	1190	3011	45	482	2004		23992	15302	20963	4077	4849	4398	3615		872	147	75	1631	22	46	2025		2	1	11	60	2	1	137	
SBG-4	12	2	36	140	33	4	1015		702	328	174	222	273	235	479		17	2	5	60	1	24	192		0	0	0	4	0	0	11	
SBG-5	17870	728	2147	6982	1524	174	3190		11803	2479	7090	9084	3619	1776	27388		337	99	203	3244	60	71	10955		219	248	324	5710	42	46	321	
SBG-5A	215	517	2322	1532	482	45	4077		12211	1479	3020	9398	3469	2572	28336		287	253	173	442	51	182	3334		63	36	129	304	19	6	83	
SBG-5B	2342	98	469	3004	1177	164	1811		3419	1005	2054	2632	612	720	7934		274	40	82	1158	73	29	317		137	282	210	2789	86	158	156	
SBG-6	1666	1643	412	1433	32	38	3866		10219	884	6139	3238	1828	886	9764		120	71	578	1943	43	203	2790		283	7	25	1110	3	2	5300	
SBG-7	620	32	349	174	167	10	754		1630	479	616	790	399	216	2381		24	21	29	23	13	31	56		3	1	2	22	3563	0	13	
SBG-8	919	213	378	1303	9	31	4154		10979	2356	4813	6166	372	1063	4820		59	17	143	320	21	100	1790		208	17	53	913	1	0	158	
SBG-9	355	113	515	978	206	118	1028		4893	1439	1851	976	551	191	11354		36	43	131	697	39	61	168		49	5	6	976	0	2	84	
SBG-10	78	14	292	566	5	392	1853		1632	762	980	1995	292	344	3787		77	34	23	251	41	4	356		31	62	58	192	9	3	40	

Annexe 13.

Carte synthèse

Annexe 14.

CD-ROM : rapport technique et atlas cartographique en format électronique PDF