

E5Q35
Q34
73-1
QMC
P. gouv.

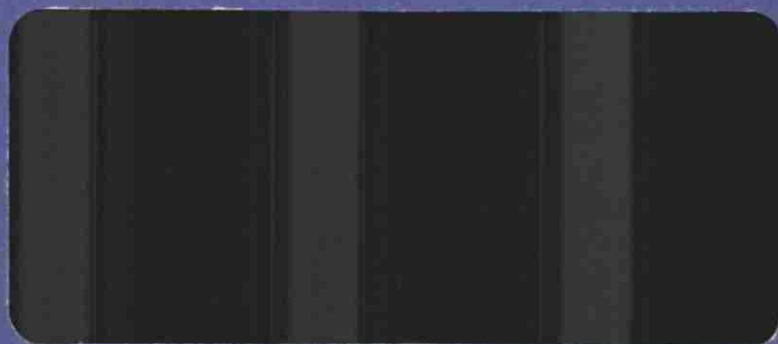
351

DQ6.1

L'état des lieux et la gestion de l'amiante
et des résidus miniers amiantés

6212-02-009

qualité de l'eau





E5Q35

Q34

73-1

QMC

P. Gouv.

DIRECTION DE LA QUALITÉ DES COURS D'EAU

Qualité des eaux du bassin de
la rivière Bécancour, 1979 à 1989

Par

Pierre Bérubé
Biologiste, M.Sc.



Ministère de l'Environnement du Québec
Mai 1991



Centre de documentation
Environnement

Dépôt légal - 3e trimestre 1991
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada
ISBN 2-550-22497-3

Envirodoq EN910401
QEN/QE/73/1

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Chargé de projet:	Pierre Bérubé ¹
Collaboration:	Louise Babineau ² Robert Bertrand ¹ Mario Bérubé ¹ Martine Gélneau ¹ Michel Groleau ¹ Sylvain Primeau ¹ Marc Simoneau ¹
Révision scientifique:	Yves Grimard ¹ Marius Lachance ³ Serge Tremblay ¹
Révision linguistique:	André Richard ⁴
Soutien technique:	Camil Giasson ¹ Denis Labrie ¹ Jacques Lebeau ¹ On'Ekanda Okoko ¹ Yves Vallée ¹
Graphisme et cartographie:	Denis Hudon ¹ Francine Matte-Savard ¹
Traitement de texte:	Patricia Charron-Faret ¹ Sylvie Emard ¹ Lyne Paquet ¹

- 1 Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, 1279, boul. Charest Ouest, 6e étage, Québec (Québec) G1N 4K7
- 2 Direction de l'expertise scientifique, Service de l'évaluation des rejets toxiques, ministère de l'Environnement du Québec, 3900, rue de Marly, Sainte-Foy (Québec) G1X 4E4
- 3 INRS-Eau, 2800, rue Einstein, C.P. 7500, Sainte-Foy (Québec) G1V 4C7
- 4 Direction des communications, ministère de l'Environnement du Québec, 3900, rue de Marly, Sainte-Foy (Québec) G1X 4E4

RÉSUMÉ

Les données physico-chimiques du bassin de la rivière Bécancour, colligées de 1979 à 1989, ont été analysées afin d'évaluer la qualité de ses eaux sur le plan spatio-temporel. La Haute-Bécancour couvre la région qui s'étend du lac Bécancour jusqu'à la charge du lac Joseph. Caractérisé par l'exploitation de mines d'amiante et par des activités agro-forestières de moindre envergure, ce tronçon compte la plus importante population du bassin. Le faible débit et la surcharge de polluants organiques et toxiques occasionnent une détérioration marquée de cette section de rivière et ce, jusqu'au lac William. La Moyenne-Bécancour constitue la partie médiane du bassin et s'étend du lac Joseph jusqu'à Lyster. Ce secteur présente la meilleure eau de tout le bassin en raison de son écoulement rapide, de son vaste territoire boisé, de sa faible densité démographique et du rôle mineur joué par l'industrie. Par contre, les apports agricoles issus principalement de l'élevage de bovins et de porcs causent une surfertilisation des eaux. Enfin, la Basse-Bécancour s'étend à l'orée des Bois-Francis, soit de Lyster jusqu'à l'embouchure de la rivière Bécancour. Cette zone à vocation mixte, où prédomine l'agriculture, est également le siège d'activités industrielles importantes, notamment en bordure des rivières Bourbon et Blanche (rivière Saint-Rosaire). Pour ces raisons, la portion inférieure du bassin montre une eau de qualité douteuse par endroits.

Au cours de la période de 1979 à 1989, la qualité des eaux de la rivière Bécancour s'est de façon générale améliorée. À quelques endroits, l'amélioration de l'aspect visuel des cours d'eau s'est même accompagnée d'une baisse significative des concentrations de phosphore et d'azote ammoniacal. L'absence de tendances à la hausse observée pour plusieurs descripteurs étudiés signifie, dans le cas de la Moyenne-Bécancour, que l'eau s'est maintenue de bonne qualité, tandis que dans le cas des Haute et Basse-Bécancour, elle indique que la détérioration de l'eau de ces secteurs ne s'est pas accentuée au cours de la période d'étude.

Les changements observés dans la qualité de l'eau ont été apportés par des

interventions qui s'inscrivent dans le cadre du Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ). Un bilan des travaux réalisés révèle que 74 % de la population du bassin, dotée de réseaux d'égouts, était desservie par neuf stations d'épuration à la fin de 1989. Au chapitre de l'assainissement industriel, quatre des sept interventions projetées étaient achevées à la fin de 1989. Pour sa part, le volet d'assainissement agricole a permis d'entreposer les déjections de 18 000 unités animales. Outre leur contribution au rétablissement de la salubrité des cours d'eau, les efforts d'assainissement urbain et industriel ont permis d'améliorer l'aspect visuel de ces derniers en stoppant les rejets de débris flottants et en contrôlant les charges de matières organiques et de substances nutritives rejetées dans le milieu aquatique. À cet effet, pour la seule année 1988, nous avons estimé que les charges de phosphore avaient été réduites de l'ordre de 60 %.

En dépit des améliorations sensibles observées dans la qualité générale du cours principal et des tributaires, il subsiste, dans les portions supérieure et inférieure du bassin, des problèmes locaux liés aux rejets domestiques non encore traités de certaines municipalités raccordées à un réseau d'égouts. Les pratiques culturelles et les activités d'élevage, particulièrement intensives dans les Moyenne et Basse-Bécancour, sont à l'origine d'une pollution diffuse notable qui se fait sentir à une plus grande échelle.

MOTS-CLÉS: Rivière Bécancour, qualité de l'eau, tendances, azote, phosphore, métaux, bactériologie, Programme d'assainissement des eaux, hydrographie, hydrologie, industries, démographie, agriculture.

RÉFÉRENCE: BÉRUBÉ, P., 1991. Qualité des eaux du bassin de la rivière Bécancour, 1979 à 1989, ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, Envirodoq No. 91 0401, QEN/QE/73/E, 188 pages, 14 annexes.

REMERCIEMENTS

Nous désirons exprimer nos plus vifs remerciements à messieurs Pierre Chainé, François Fréchette, Yvon Gélinas et Benoît Soucy de la Direction régionale de la Mauricie et des Bois-Francs du MENVIQ, ainsi qu'à madame Francine Rhéault du Bureau local de Victoriaville de ce même ministère, pour avoir bien voulu examiner la présente étude. Leurs judicieux commentaires ont été fort appréciés.

TABLE DES MATIÈRES

	PAGE
ÉQUIPE DE RÉALISATION	iii
RÉSUMÉ	v
REMERCIEMENTS	vii
TABLE DES MATIÈRES	ix
LISTE DES TABLEAUX	xi
LISTE DES FIGURES	xiii
LISTE DES ANNEXES	xv
 INTRODUCTION	1
 CHAPITRE 1 Description du bassin versant	5
1.1 Profil physique	5
1.1.1 Situation géographique	5
1.1.2 Physiographie	5
1.1.3 Climatologie	8
1.1.4 Végétation forestière	9
1.1.5 Hydrographie	9
1.1.6 Hydrologie	13
1.2 Secteurs d'étude	15
1.3 Profil socio-économique	15
1.3.1 Utilisation du territoire	15
1.3.2 Démographie	17
1.3.3 Industries	18
1.3.4 Agriculture	19
 CHAPITRE 2 Programme d'assainissement des eaux	27
2.1 Usages de l'eau	27
2.2 Interventions d'assainissement	29
2.2.1 Milieu urbain	30
2.2.2 Milieu industriel	35
2.2.3 Milieu agricole	37

TABLE DES MATIÈRES (SUITE)

	PAGE
CHAPITRE 3	
Qualité des eaux de surface	39
3.1 Provenance des données	39
3.1.1 Approche méthodologique	39
3.1.2 Traitement des données	42
3.2 Variabilité spatiale de la qualité de l'eau	45
3.2.1 Portrait global	46
3.2.2 Portrait estival	51
3.2.3 Usages de l'eau en période estivale	57
3.3 Variabilité temporelle de la qualité de l'eau	62
3.3.1 Cycle annuel de variation des descripteurs ...	62
3.3.2 Évolution de la qualité de l'eau	66
3.4 Dépassements des critères de qualité	74
3.4.1 Protection de la vie aquatique	75
3.4.2 Eau brute d'approvisionnement	79
3.5 Évolution et répartition des apports massiques	81
3.6 Programme de suivi visuel	91
3.6.1 Assainissement de la Haute-Bécancour	92
3.6.2 Assainissement de la Moyenne-Bécancour ...	93
3.6.3 Assainissement de la Basse-Bécancour	94
SYNTHÈSE ET CONCLUSION	97
BIBLIOGRAPHIE	103

LISTE DES TABLEAUX

		PAGE
Tableau 1.1	Caractéristiques hydrographiques et hydrologiques du bassin de la rivière Bécancour	11
Tableau 1.2	Synthèse des données relatives aux cultures et à l'élevage dans le bassin de la rivière Bécancour	23
Tableau 2.1	Démographie et statistiques concernant l'assainissement urbain dans le bassin de la rivière Bécancour	31
Tableau 2.2	Bilan des interventions d'assainissement industriel réalisées dans le bassin de la rivière Bécancour	36
Tableau 3.1	Identification des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau actuellement en service dans le bassin de la rivière Bécancour	40
Tableau 3.2	Répartition des échantillons recueillis dans le bassin de la rivière Bécancour	41
Tableau 3.3	Résultats des tests de Kruskal-Wallis et de comparaisons multiples pour les descripteurs de la qualité des eaux aux stations principales de la rivière Bécancour, pour l'ensemble de la période 1979 à 1989	47
Tableau 3.4	Tendances détectées dans les séries chronologiques des descripteurs de la qualité des eaux aux stations principales de la rivière Bécancour	67
Tableau 3.5	Résultats d'analyse des tendances significatives ($P \leq 0,05$) observées parmi les descripteurs de la qualité des eaux aux stations principales de la rivière Bécancour	68
Tableau 3.6	Pourcentages et moyennes des mesures dépassant les critères de qualité de l'eau aux stations principales du bassin de la rivière Bécancour pour l'ensemble de la période 1979 à 1985	76

LISTE DES TABLEAUX (SUITE)

	PAGE
Tableau 3.7 Répartition spatiale des apports massiques totaux d'azote et de phosphore véhiculés par la rivière Bécancour entre 1979 et 1985	85
Tableau 3.8 Caractéristiques des tronçons de la rivière Bécancour considérées dans le calcul des apports massiques	86

LISTE DES FIGURES

	PAGE
Figure 1.1 Situation géographique du bassin de la rivière Bécancour ..	6
Figure 1.2 Régions physiographiques du bassin de la rivière Bécancour	7
Figure 1.3 Profil en long de la rivière Bécancour et de ses principaux tributaires	12
Figure 1.4 Répartition et évolution de l'écoulement annuel à la station C4 dans le bassin de la rivière Bécancour	14
Figure 1.5 Localisation des secteurs d'étude et des stations d'échan- tillonnage dans le bassin de la rivière Bécancour	16
Figure 1.6 Répartition des cultures dans le bassin de la rivière Bécancour en 1976 et 1986	21
Figure 1.7 Répartition du cheptel dans le bassin de la rivière Bécancour en 1976 et 1986	24
Figure 2.1 Évolution du programme d'assainissement urbain dans le bas- sin de la rivière Bécancour	32
Figure 2.2 Bilan comparatif des interventions d'assainissement urbain dans le bassin de la rivière Bécancour	32
Figure 3.1 Médianes estivales (1988 et 1989) des descripteurs de la qualité de l'eau dans le bassin de la rivière Bécancour (n= 8)	52
Figure 3.2 Cycles annuels de variation observés pour six descripteurs de la qualité de l'eau à la station de Lyster (B9) du bassin de la rivière Bécancour	64

LISTE DES FIGURES (SUITE)

	PAGE
Figure 3.3	Débits moyens annuels à la station C4 de Bécancour (A) et apports annuels d'azote (B) et de phosphore (C) aux stations principales de la rivière Bécancour 83
Figure 3.4	Superficie drainée (A) et apports massiques d'azote (B) et de phosphore (C) par unité de surface, aux stations principales de la rivière Bécancour 84
Figure 3.5	Évolution de la déphosphatation dans le bassin de la rivière Bécancour 88

LISTE DES ANNEXES

	PAGE
Annexe 1 Cartes des secteurs du bassin de la rivière Bécancour	109
Annexe 2 Données socio-économiques des municipalités du bassin de la rivière Bécancour	115
Annexe 3 Données relatives aux exploitations agricoles des municipa- lités du bassin de la rivière Bécancour	119
Annexe 4 Usages liés à l'eau dans le bassin de la rivière Bécancour	123
Annexe 5 Interventions d'assainissement industriel dans le bassin de la rivière Bécancour	125
Annexe 6 Matrice des corrélations de Spearman entre descripteurs (stations regroupées) - bassin de la rivière Bécancour ...	129
Annexe 7 Statistiques descriptives globales calculées à la station témoin et aux stations principales pour l'ensemble de la période 1979 à 1989	133
Annexe 8 Compatibilité de la vie aquatique et des usages avec la qualité de l'eau en période estivale (1988-1989), dans le bassin de la rivière Bécancour	139
Annexe 9 Cycles annuels de variation des descripteurs de qualité de l'eau aux stations principales de la rivière Bécancour	143
Annexe 10 Séries chronologiques des descripteurs de qualité de l'eau aux stations principales de la rivière Bécancour	155

LISTE DES ANNEXES (SUITE)

	PAGE
Annexe 11	Écart relatif $((A-B)/B)$ entre les débits mensuels moyens (A) à la station hydrométrique de référence (024007) et ceux calculés pour la période de 1967 à 1988 (B) 169
Annexe 12	Dépassements de critères des descripteurs de qualité de l'eau aux stations principales de la rivière Bécancour 173
Annexe 13	Liste des stations d'épuration en service procédant à l'enlèvement du phosphore dans le bassin de la rivière Bécancour 181
Annexe 14	Évolution des apports annuels moyens d'azote et de phosphore aux stations principales de la rivière Bécancour ... 185

INTRODUCTION

L'accroissement de la population et du niveau de vie entraîne l'intensification de l'urbanisation de même que l'expansion des activités industrielles, agricoles et récréatives. Il en résulte une augmentation des volumes d'eau consommés et, plus encore, une détérioration de la qualité de l'environnement. Dans l'avenir, force est d'admettre que les ressources hydriques seront davantage restreintes par la pollution que par l'insuffisance des quantités disponibles. C'est pourquoi il existe une crise de l'eau propre qui, hier limitée aux pays en voie de développement, gagne aujourd'hui les nations industrialisées.

Au cours des deux dernières décennies, la dégradation accélérée de la qualité des eaux a contribué à hypothéquer sévèrement bon nombre d'habitats fauniques et à limiter plusieurs usages liés à l'eau. Les modifications anthropiques de l'environnement aquatique proviennent en majeure partie des rejets ponctuels de contaminants industriels et domestiques, des apports diffus découlant de l'épandage d'engrais et de pesticides, de l'érosion des sols et des précipitations acides. De ce fait, plusieurs cours d'eau présentent maintenant les symptômes alarmants d'un écosystème agressé: présence accrue d'espèces tolérantes à cycle de vie éphémère, diminution de la diversité spécifique, perte d'espèces indigènes les plus prisées, eutrophisation prématurée, réduction de la superficie des biocénoses résiduelles et concentration accrue de toxiques dans les réseaux trophiques et les milieux récepteurs. Cette taxation inutile de l'eau, ajoutée aux frais de rétablissement d'usages compromis ou perdus, coûte cher aux contribuables.

L'eau répondant à des besoins humains de prime importance, sa polyvalence exige la détermination de différentes normes de qualité régissant son utilisation et oblige l'examen de ses divers usages. Soucieux des avantages sociaux et économiques que procurent aux québécois les plans d'eau en santé et les ressources biologiques qu'ils renferment, le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) lançait, vers la fin des

années '70, le Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ). Celui-ci vise à redonner aux citoyens l'usage de leurs cours d'eau en traitant les sources contaminées. Trois principes guident la mise en oeuvre du PAEQ, à savoir l'intervention par bassin, la priorité d'intervention de l'amont vers l'aval et la priorité accordée aux plus gros pollueurs.

Le volet urbain du programme d'assainissement s'adresse à quelque 850 municipalités et représente un investissement total qui se chiffrera à plus de 6 milliards de dollars une fois les travaux terminés. Une opération de cette envergure requiert un cadre d'intervention rigoureux devant conduire le plus efficacement possible aux bénéfices escomptés. Pour ce faire, les mesures d'assainissement proposées passent par la réfection des usines d'épuration vétustes ou l'érection de nouvelles infrastructures de traitement des eaux usées. Le volet industriel a comme principal objectif de rendre les effluents liquides des usines compatibles avec le système d'épuration municipal ou conformes, grâce à des traitement particuliers, à certaines normes de rejets, leur permettant ensuite d'être déversés au cours d'eau. Enfin, la politique d'assainissement des eaux du secteur agricole a pour but d'assurer la restauration et la conservation de la qualité de l'eau en milieu rural. Elle vise également à garantir que la valorisation agricole de certains sous-produits fasse en sorte que ces derniers puissent s'intégrer harmonieusement à l'environnement et ce, de façon à maintenir la qualité des milieux naturel et humain.

Dans le but d'évaluer si des gains environnementaux ont été enregistrés depuis l'avènement du PAEQ, la Direction de la qualité des cours d'eau (DQCE) s'est vue confier la tâche, en 1986, de mesurer les impacts associés à ce programme sur la qualité de l'eau de bassins versants jugés prioritaires. Pour répondre à ce mandat, la DQCE a modifié les objectifs du réseau-rivières (Grimard *et al.*, 1988), lequel assurait depuis 1967 la surveillance de la qualité générale des principales rivières du Québec, afin de concentrer ses efforts sur le suivi du PAEQ. En 1986 et 1987, huit rivières dont l'Assomption, la Yamaska, la Chaudière et la Bécancour ont fait l'objet d'un tel suivi. Seize autres

rièrres se sont adjointes à la liste en 1989 et 1990. La totalité des interventions d'assainissement n'étant pas encore terminées dans ces bassins versants, on ne peut donc pas s'attendre à ce stade-ci à une récupération complète des plans d'eau. Néanmoins, afin de rendre disponibles et intelligibles des informations qui n'existaient auparavant que sous la forme de données brutes, nous avons choisi d'interpréter des données historiques et de dresser un bilan partiel de l'impact du PAEQ sur la qualité des cours d'eau.

Parmi les bassins retenus, celui de la Bécancour fait l'objet de la présente étude. Il s'agit du quatrième bassin, après celui des rivières citées plus haut, pour lequel une analyse critique de la qualité de l'eau est menée. Dans ce cas précis, des efforts ponctuels et isolés d'assainissement avaient déjà été consentis avant le PAEQ, en vue de remédier aux problèmes de qualité des eaux. C'est ainsi que les municipalités de Bécancour, Halifax-Nord, Plessisville et Princeville, pour ne nommer que les grands centres, possédaient déjà, en 1976, un système de traitement des eaux usées (Statistique Canada, 1978).

Les objectifs de ce rapport visent essentiellement à:

- caractériser à l'échelle spatiale la qualité des eaux de la rivière Bécancour et de ses principaux tributaires à partir des données colligées de janvier 1979 à octobre 1989;
- étudier l'évolution temporelle de ces données afin de mettre en évidence les tendances dans la qualité des eaux;
- décrire la qualité actuelle des eaux à partir des données recensées en 1988 et 1989 par l'entremise du nouveau programme de surveillance des rivières assujetties au PAEQ.

Le chapitre 1 présente une analyse descriptive du bassin hydrographique de la Bécancour, laquelle trace les profils physique et socio-économique du territoire. Le chapitre 2 traite de l'état d'avancement du PAEQ en fonction des principaux usages de l'eau et des interventions d'assainissement réalisées jusqu'à ce jour à l'intérieur du bassin. Le chapitre 3, noeud du rapport, porte sur la qualité des eaux de surface et constitue la toile de fond sur laquelle s'esquissent les événements marquants de la période de 1979 à 1989. Quatre thèmes majeurs y sont développés. Le premier point étudie la variabilité spatiale de la qualité de l'eau. Le deuxième point présente les résultats d'analyse des séries temporelles et discute des tendances détectées à la lumière des caractéristiques socio-économiques et des interventions d'assainissement propres à chaque secteur du bassin. Le troisième point examine le comportement des descripteurs physico-chimiques vis-à-vis les critères fixés pour la protection de la vie aquatique et l'eau brute d'approvisionnement. Le quatrième point met en lumière l'évolution et la répartition des apports massiques d'azote et de phosphore mesurés aux stations principales. Le volet "synthèse et conclusion" fait ressortir les points saillants de l'étude et brosse un bilan sommaire de la qualité générale de l'eau du bassin.

CHAPITRE I

DESCRIPTION DU BASSIN VERSANT

1.1 PROFIL PHYSIQUE

1.1.1 Situation géographique

Situé sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent, le bassin versant de la rivière Bécancour (figure 1.1) draine une région de quelque 2 600 km² (Desmeules et Gélinas, 1981). Il est compris entre les longitudes 71° 06' et 72° 33' d'une part, et les latitudes 45° 51' et 46° 26' d'autre part. L'entité hydraulique est délimitée au nord par les bassins des rivières Gentilly, du Chêne et Petite du Chêne, à l'est par celui de la Chaudière, au sud par les bassins de la Saint-François et de la Nicolet, et à l'ouest par ceux des rivières Marguerite et Godefroy. Le bassin regroupe en tout ou en partie les comtés de Lotbinière, de Beauce, de Wolfe, de Nicolet, d'Arthabaska et de Mégantic. Ces deux derniers occupent à eux seuls 68 % de la superficie totale du bassin.

1.1.2 Physiographie

Le bassin de la Bécancour chevauche deux régions physiographiques distinctes: les basses-terres du Saint-Laurent et les Appalaches (figure 1.2). Dans les basses-terres dominent les sables marins et deltaïques, auxquels s'ajoutent, étalées sporadiquement, des étendues de sols organiques et de sédiments fins. Outre les tills, des dépôts meubles fluvio-glaciaires composent la région appalachienne (Laflamme *et al.*, 1989). Les formations rocheuses les plus fréquemment rencontrées sont les schistes argileux et ardoisiers, le grès, le granite et le calcaire (Tremblay, 1975). La faille de Champlain constitue la ligne divisionnaire de ces deux unités géomorphologiques.

Le premier secteur, celui des basses-terres, est compris entre le fleuve Saint-Laurent et la faille de Champlain qui traverse le bassin du sud-ouest au nord-est,

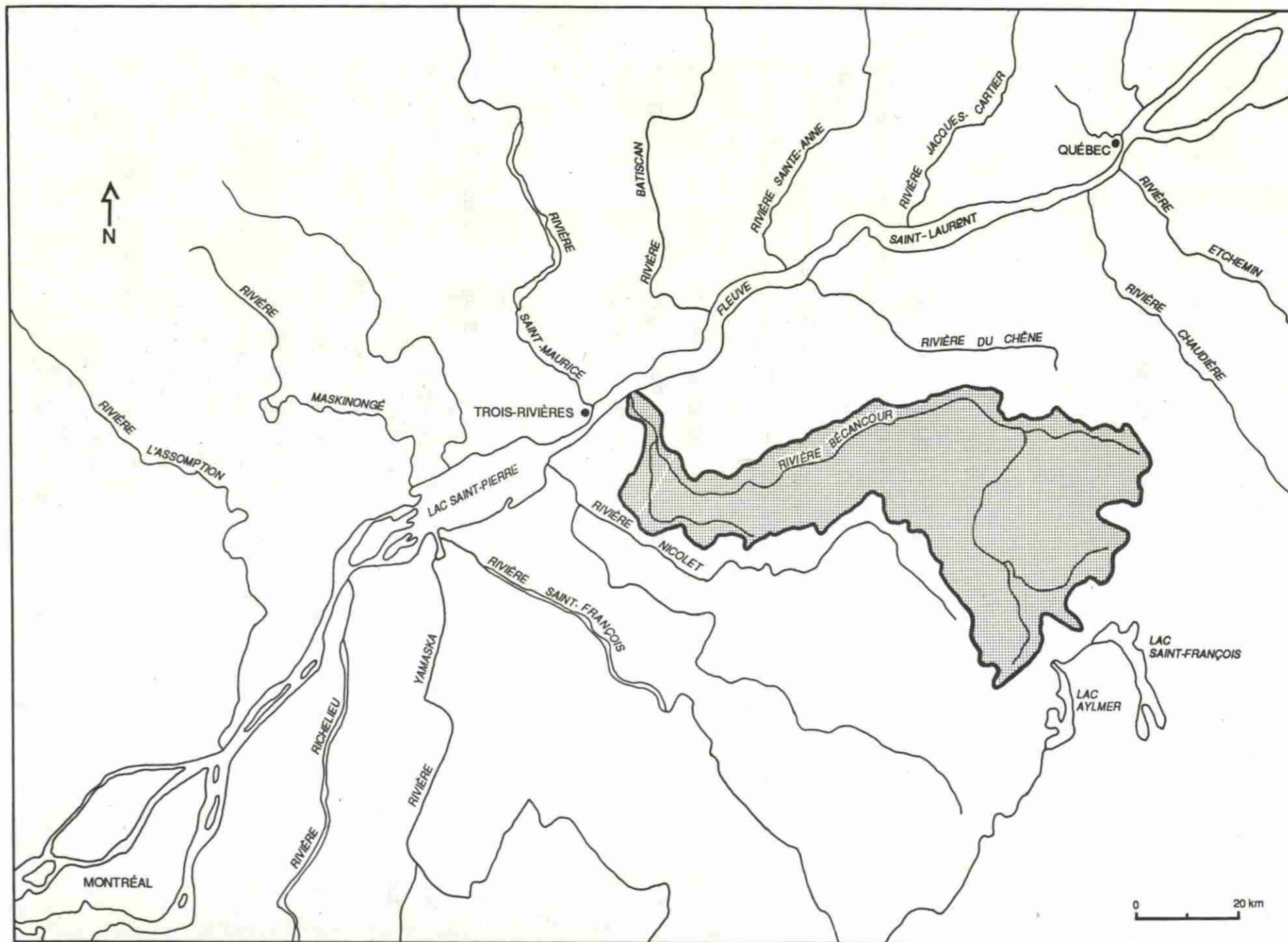


Figure 1.1 SITUATION GÉOGRAPHIQUE DU BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

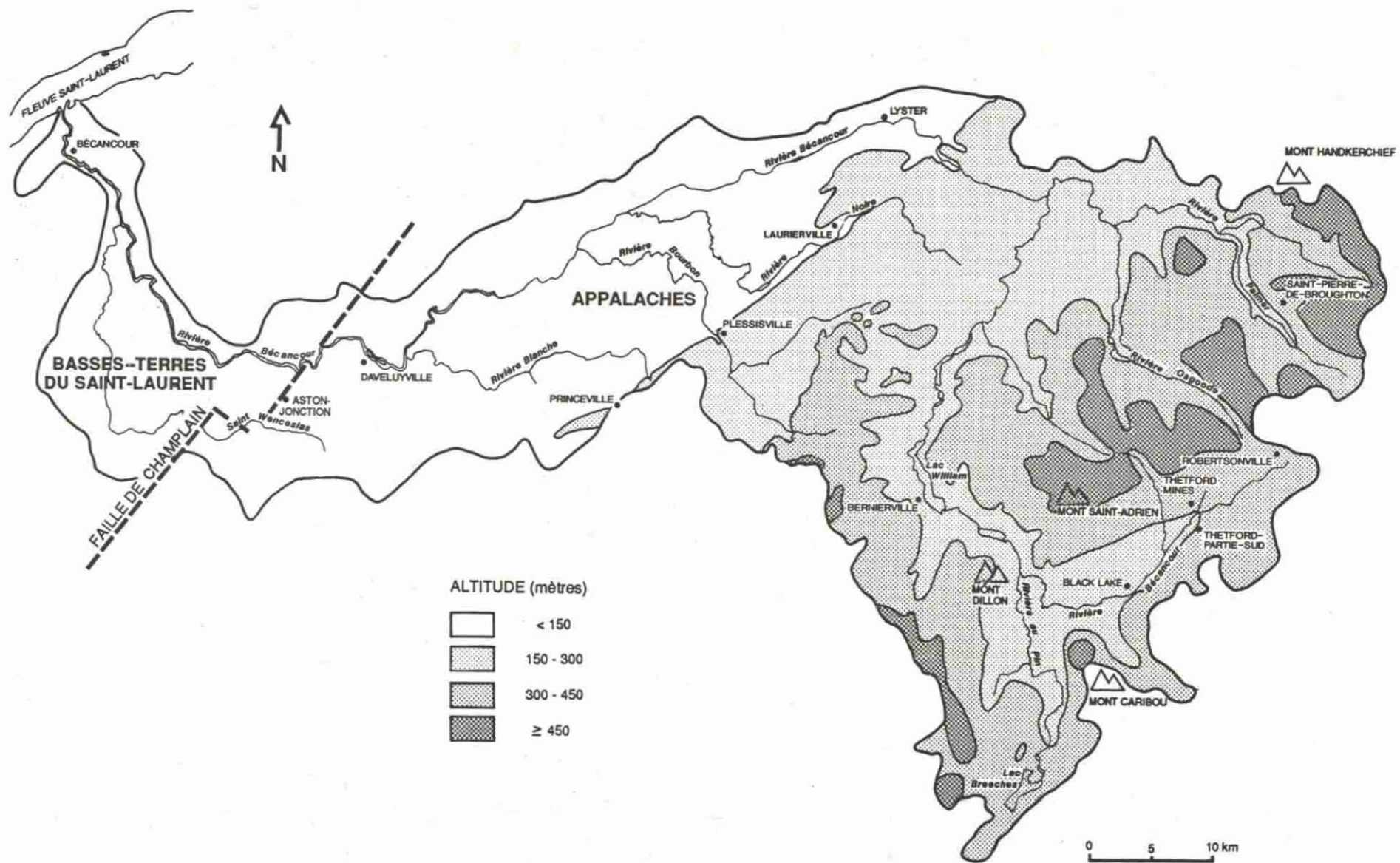


Figure 1.2 RÉGIONS PHYSIOGRAPHIQUES DU BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR.

en passant par le secteur d'Aston-Jonction. Très faiblement inclinée vers le sud-ouest, cette plaine, dont l'altitude atteint au plus 100 m, présente une topographie légèrement ondulée avec une pente graduelle vers le fleuve (Rompré *et al.*, 1984).

Le second secteur, celui des Appalaches, constitue un vaste territoire, lequel révèle un relief beaucoup plus accidenté que le premier. Il se divise en deux parties: l'une, s'étendant des basses-terres jusqu'à la route 112 qui relie Lyster à Princeville, représente une zone géologique de transition où l'élévation du terrain varie de 100 m à 150 m; l'autre, située plus à l'est, façonne les bas et hauts plateaux appalachiens, zones de collines et de vallons où le niveau des terres s'élève rapidement à mesure que l'on s'éloigne de la rivière, passant de 150 m à 300 m. L'altitude fluctue ensuite entre 300 m et 600 m, les monts Saint-Adrien et Handkerchief constituant les plus hauts sommets de la région.

1.1.3 Climatologie

Le bassin de la Bécancour, comme la plus grande partie du Québec méridional, jouit d'un climat sub-humide de type continental tempéré à hivers froids et étés chauds (Chapman et Brown, 1966). Dans les basses-terres, la saison de végétation débute à la mi-avril et se termine vers le 25 octobre. Dans le secteur des hauts plateaux, le printemps y est deux semaines plus tardif. La période sans gel totalise entre 120 et 130 jours dans les basses-terres comparativement à 110 jours dans la région appalachienne du bassin (Laflamme *et al.*, 1989).

La température moyenne annuelle se chiffre à 5,1 °C à Bécancour et à 3,9 °C à Thetford Mines (Environnement Canada, 1982). Les degrés-jours de croissance montrent des valeurs oscillant entre 2750 et 3200, suivant que l'on se situe à la tête du bassin ou à la confluence de la rivière Bécancour et du fleuve Saint-Laurent (Massin, 1971a). Les précipitations moyennes annuelles sont de l'ordre de 104 cm à l'embouchure de la rivière et de 112 cm dans la portion supérieure du bassin (Turcotte, 1976). Ces valeurs sont généralement plus élevées que les limites moyennes observées pour le Québec.

1.1.4 Végétation forestière

Une étude réalisée par le ministère des Terres et Forêts du Québec (1973) a permis de caractériser sommairement la végétation forestière du bassin. Nous avons actualisé les données existantes à partir des résultats d'inventaire du ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec (1988). Composées en majeure partie de feuillus, les forêts mixtes du territoire d'étude se rattachent principalement au domaine de l'Érablière laurentienne et à ses divers peuplements de succession (Grandtner, 1966). L'Érablière laurentienne couvre l'ensemble de la plaine du bassin et coiffe également les collines appalachiennes.

Fortement bouleversée par les activités anthropiques ou les incendies, la forêt climacique de la plaine et de la frange nord des bas plateaux se distingue par de vastes boisés en reconstitution. On y retrouve le bouleau gris (*Betula populifolia*), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloïdes*) et l'érable rouge (*Acer rubrum*), auxquels se mêlent l'épinette blanche (*Picea glauca*) et le sapin baumier (*Abies balsamea*). L'épinette noire (*Picea mariana*) et le mélèze laricin (*Larix laricina*) s'installent surtout dans les dépressions et les terrains mal drainés.

Dans la portion supérieure du bassin, l'érablière à bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*) domine le paysage, à l'exception des massifs généralement occupés par l'érablière à hêtre (*Fagus grandifolia*). Les collines avoisinantes de Thetford Mines renferment une proportion non négligeable d'associations appartenant à l'Érablière laurentienne, le bouleau blanc (*Betula papyrifera*) colonisant les milieux basiques. Dans les bas de pente, sur les sols davantage acides, sapinières et mélèzins forment une mosaïque de peuplements dont quelques-uns proviennent de coupes anciennes. Il s'agit dans la majorité des cas de forêts de transition.

1.1.5 Hydrographie

Les caractéristiques hydrographiques et hydrologiques du bassin de la Bécancour

sont présentées par secteur d'étude au tableau 1.1. Ces secteurs seront ultérieurement décrits à la section 1.2 du présent rapport.

La rivière Bécancour, longue de 196 km, prend sa source dans le lac du même nom situé à 11 km au sud-est de Thetford Mines. Elle est d'abord alimentée par la rivière au Pin, sise à 12 km en aval de Black Lake, puis coule en direction du lac William. Elle bifurque ensuite vers le nord-est et c'est sur ce tronçon que son principal affluent, la rivière Palmer, descend du sud pour s'y jeter.

En aval des chutes Lysander, la rivière Bécancour traverse une région de moindre déclivité et, à partir de Lyster, s'oriente vers l'ouest jusqu'au sortir du comté de Mégantic. Dans ce secteur, elle reçoit les eaux des rivières Noire et Bourbon qui drainent la plus grande partie du territoire.

Les deux derniers tributaires de la Bécancour sont identifiés sous le même vocable, à savoir la rivière Blanche. La première, anciennement baptisée rivière Saint-Rosaire, se déverse dans le cours principal à 4,5 km en amont de Daveluyville. La seconde, jadis nommée rivière Saint-Wenceslas, se jette dans la Bécancour à la hauteur de Précieux-Sang. Le reste du réseau qui s'étend en aval de l'autoroute 20 prend une allure dendritique favorisant un écoulement des eaux plutôt laminaire que turbulent.

La figure 1.3 illustre le profil longitudinal de la rivière Bécancour qui présente une pente moyenne de 1,3 m/km. On enregistre une dénivellation de 4,6 m/km pour le segment de rivière compris entre la tête du bassin et l'exutoire du lac William. De là, la pente s'adoucit jusqu'à Lyster et montre une valeur moyenne de 1,8 m/km. Enfin, dans la portion inférieure du bassin, la pente s'amenuise encore et affiche une valeur moyenne de 1,4 m/km. À l'exception de la rivière Blanche (rivière Saint-Wenceslas), les affluents ont tous une pente moyenne plus prononcée que celle du tronçon principal.

On dénombre 29 lacs dans l'ensemble du bassin (Lapointe, 1981), la majorité d'entre eux étant situés dans sa portion supérieure. Les lacs Sunday, Breeches, Noir,

TABLEAU 1.1 CARACTÉRISTIQUES HYDROGRAPHIQUES ET HYDROLOGIQUES DU BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

CARACTÉRISTIQUES	SECTEURS		
	HAUTE-BÉCANCOUR (A)	MOYENNE-BÉCANCOUR (B)	BASSE-BÉCANCOUR (C)
<u>HYDROGRAPHIE</u>			
Superficie (km ²)	637	775	1204
Longueur du tronçon (km)	51	46	99
Pente du tronçon (m/km)	4,6 ± 0,6	1,8 ± 0,2	1,4 ± 0,2
Nombre de lacs et réservoirs	19	6	4
<u>HYDROLOGIE¹</u>			
Emplacement de la station débitmétrique (R. Bécancour)	5,1 km en aval du ruisseau Salaberry	2,1 km en amont de la riv. Palmer	au pont-route près de Saint-Sylvère
Numéro de la station débitmétrique	024013	024003	024007
Période d'observation des débits	1979-1988	1970-1988	1967-1988
Débit moyen annuel (m ³ /s)	5,1	34,5	62,4
Q ₂₋₇ annuel (m ³ /s) ²	0,7	3,0	5,6
Q ₂₋₇ estival (m ³ /s)	0,8	3,2	5,9
Nombre de barrages ³	2	0	4

1 La détermination des débits aux stations principales de qualité de l'eau s'est faite en utilisant les débits enregistrés aux stations hydrométriques des secteurs concernés comme mesure de référence multipliée par un facteur de correction.

2 Le Q₂₋₇ correspond au débit à l'étiage mesuré sur sept jours consécutifs avec une récurrence de deux ans.

3 Barrages récréatifs n'entraînant pas de modification de l'écoulement des eaux.

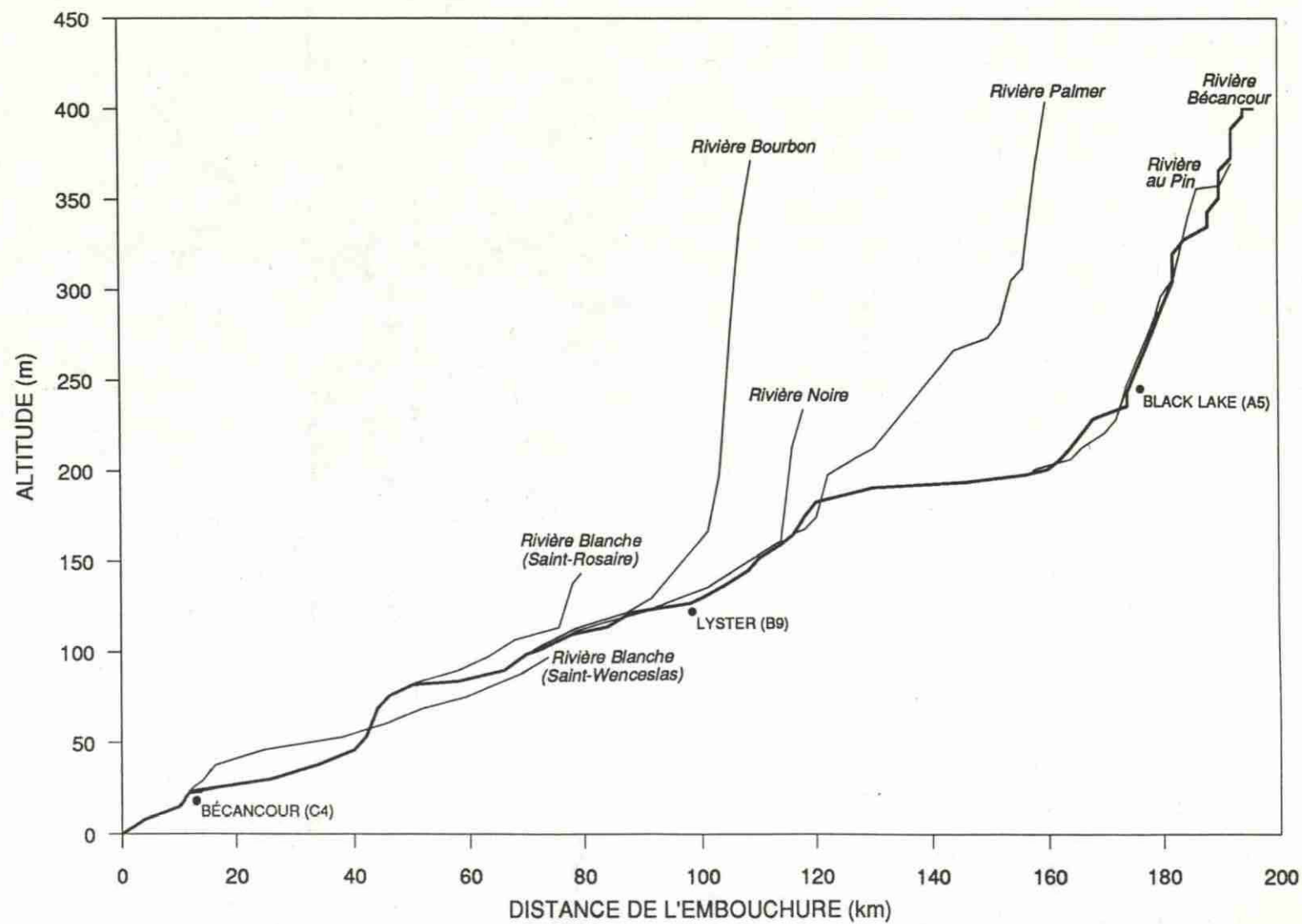


Figure 1.3 PROFIL EN LONG DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR ET DE SES PRINCIPAUX TRIBUTAIRES

à la Truite, William et Joseph représentent 84 % de la superficie totale des plans d'eau du bassin. Les quatre derniers constituent une chaîne de lacs qui, en période de fonte printanière, peuvent servir de réservoirs et amoindrir les crues. Dans ce secteur comme en d'autres endroits du bassin, des zones de ruptures de pentes contribuent à diminuer les vitesses du courant, ce qui provoque la formation d'embâcles, lesquelles entraînent des inondations occasionnelles à Thetford Mines, Black Lake, Sainte-Eulalie et Bécancour.

1.1.6 Hydrologie

La figure 1.4 met en évidence la répartition mensuelle et l'évolution de l'écoulement observées à la station hydrométrique (024007) de Bécancour et corrigées pour la station de qualité des eaux (C4) située à l'embouchure du cours principal. Le débit moyen annuel enregistré au cours de la période de référence (1967-1988) s'établit à $58 \text{ m}^3/\text{s}$. Les débits moyens annuels mesurés entre 1979 et 1988 oscillent autour de cette valeur, sauf ceux de 1985, 1987 et 1988 qui indiquent des années plus sèches.

Les débits moyens mensuels calculés pour la période de référence montrent que la crue printanière survient généralement en mars, atteint son maximum en avril et se termine en mai. Les étiages hivernal et estival se produisent respectivement en janvier et en juillet. Les lacs ne couvrant que 0,6 % de la superficie du bassin versant (Desmeules et Gélinas, 1981), la rivière Bécancour présente une variation saisonnière très marquée de ses débits. En 1989, ceux-ci ont fluctué de $488 \text{ m}^3/\text{s}$, en période de crue, à $3 \text{ m}^3/\text{s}$ ou moins en période d'étiage sévère. Le régime hydrologique semi-torrentiel provoque un passage rapide de la crue qui ne dure habituellement que quelques jours. Lors de la débâcle printanière, la force des courants et le mouvement des glaces contribuent à l'érosion des berges, surtout dans la portion inférieure du bassin où les bandes riveraines ont été déboisées en maints endroits pour répondre aux exigences des activités agricoles.

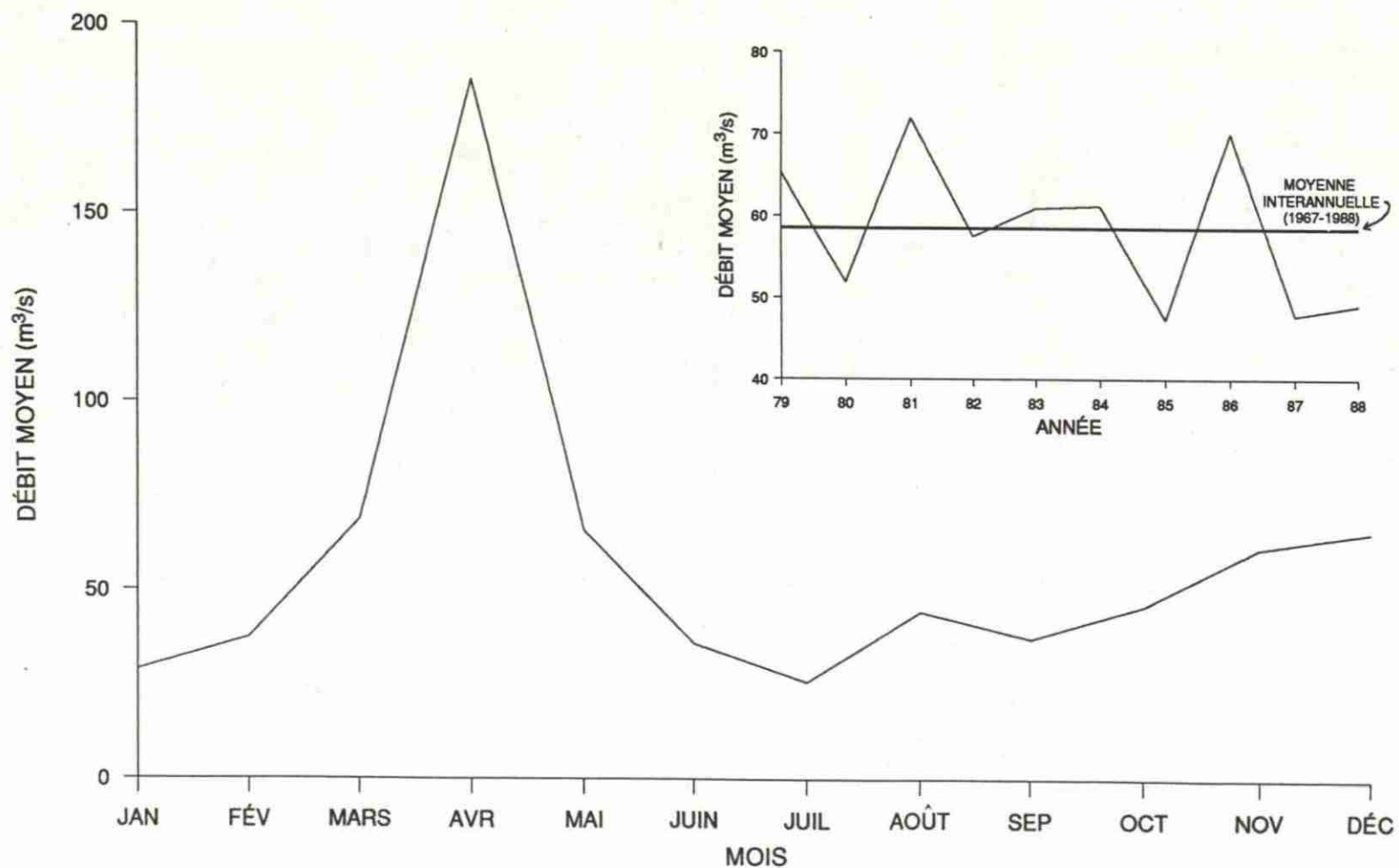


Figure 1.4 RÉPARTITION ET ÉVOLUTION DE L'ÉCOULEMENT ANNUEL À LA STATION C4 DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

1.2 SECTEURS D'ÉTUDE

Pour satisfaire aux impératifs de l'analyse et de l'interprétation des données de qualité de l'eau, le bassin versant a été scindé en trois secteurs (figure 1.5). Cette division se fonde essentiellement sur les caractéristiques géomorphologiques et hydrographiques du milieu, l'utilisation du territoire et la vocation socio-économique régionale. L'emplacement des stations d'échantillonnage a également été considéré. L'aire d'étude comprend les secteurs de la Haute-Bécancour (A), de la Moyenne-Bécancour (B) et de la Basse-Bécancour (C). Ceux-ci ont été cartographiés et reportés à l'annexe 1.

Le secteur de la Haute-Bécancour correspond à la portion supérieure du bassin et couvre une superficie de 637 km². Ce secteur s'insère dans la partie sud-est du bassin et s'étend du lac Bécancour jusqu'à la charge du lac Joseph. Il permet de rejoindre d'ouest en est les municipalités de Halifax-Sud et de Robertsonville. Le secteur de la Moyenne-Bécancour constitue la partie médiane du bassin et possède une superficie de 775 km². Ce secteur prend place dans la partie nord-est du bassin et se prolonge du lac Joseph jusqu'à Lyster. La municipalité de Saint-Pierre-de-Broughton est située à l'extrémité est de ce secteur. Enfin, le secteur de la Basse-Bécancour représente la portion inférieure du bassin. Possédant une superficie de 1204 km², ce territoire s'étend à l'orée des Bois-Francis, soit de Lyster jusqu'à l'embouchure de la rivière Bécancour.

1.3 PROFIL SOCIO-ÉCONOMIQUE

Les données socio-économiques des municipalités du bassin de la Bécancour sont consignées à l'annexe 2. Les éléments d'information concernant les volets urbain, agricole et industriel sont abordés par secteur d'étude et pour l'ensemble du bassin.

1.3.1 Utilisation du territoire

La physiographie influence plus particulièrement l'utilisation du territoire. Ainsi, les basses-terres sont davantage propices à la culture et à l'élevage du bétail. Le piedmont,

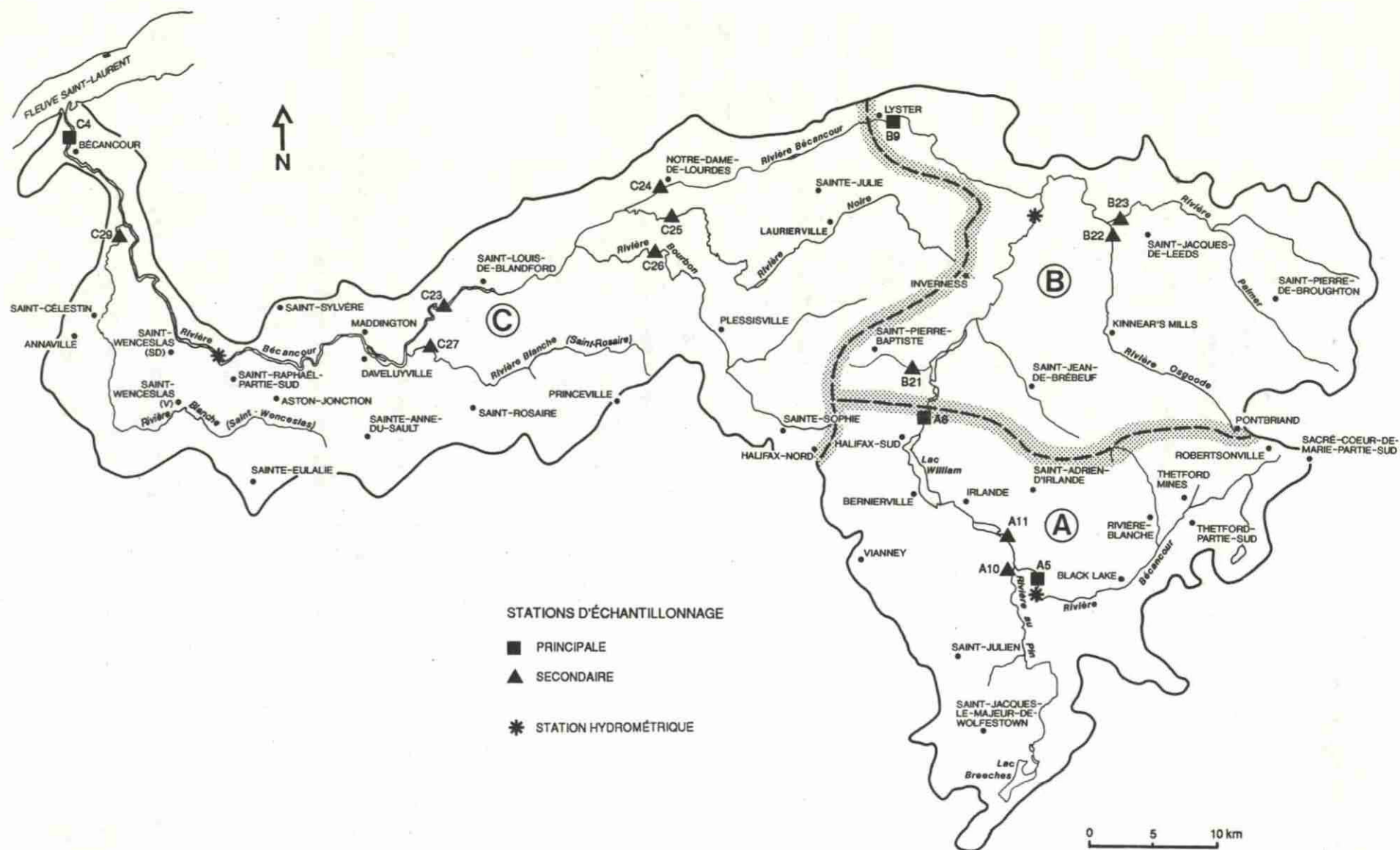


Figure 1.5 LOCALISATION DES SECTEURS D'ÉTUDE ET DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

zone de transition entre les basses-terres et les Appalaches, se prête moins aux procédés culturels mais l'élevage y est intensif. Enfin, les Appalaches sont plus boisées et revêtent une vocation touristique et récréative.

La forêt occupe 52 % de la superficie du bassin de la rivière Bécancour. Les terres agricoles améliorées, c'est-à-dire celles mises en culture ou en jachère ainsi que les pâturages, viennent au second rang d'importance avec 45 % de la surface du bassin. Les affectations urbaines et les étendues d'eau ne représentent que 3 % de l'utilisation totale du bassin versant.

La Haute-Bécancour recèle une couverture forestière équivalant à 72 % de l'ensemble du territoire. Les terres agricoles cultivables, situées pour la plupart dans le centre-sud du secteur, constituent 22 % de la superficie de la région. Les milieux bâtis et les plans d'eau occupent la partie résiduelle du secteur. Dans la Moyenne-Bécancour, on trouve une proportion légèrement inférieure de zones forestières, soit 64 %, les terres agricoles améliorées accaparant 35 % de la superficie du secteur. Ces dernières correspondent essentiellement aux champs cultivés qui regroupent les terres en culture, les pâturages entretenus, les jachères et les labours non ensemencés. À l'inverse, dans la Basse-Bécancour, la surface forestière est deux fois moindre, ce qui profite aux activités agricoles qui s'octroient 64 % de la portion restante du secteur.

1.3.2 Démographie

Le bassin de desserte régional de la rivière Bécancour regroupe dans un rayon immédiat 45 municipalités dont le poids démographique apparaît à l'annexe 2. De 1976 à 1989, la population totale a diminué de 1,6 %, passant de 81 972 à 80 639 habitants. La population de la Haute-Bécancour se chiffrait à un peu plus de 35 000 personnes en 1989, enregistrant ainsi une chute de 4,2 % par rapport à 1976. Cette diminution serait principalement imputable au ralentissement de l'exploitation de l'amiante à Thetford Mines. La baisse d'activité de ce secteur primaire jusque là florissant aurait contribué à l'exode d'une partie de la population vers d'autres régions urbanisées. La Moyenne-

Bécancour, secteur le moins densément peuplé avec seulement 6767 âmes en 1989, affiche également une diminution de 4,3 % de sa population.

L'économie a fortement conditionné le devenir de la Basse-Bécancour. Ce secteur a subi un essor considérable au cours des dernières années. Le développement du parc industriel de Bécancour n'est certes pas étranger à l'extension du tissu urbain de cette région la plus populeuse du bassin, avec près de 39 000 habitants au recensement de 1989. Les autres pôles majeurs d'activités sont concentrés dans les agglomérations de Plessisville et de Princeville qui ont vu leur population s'accroître sensiblement entre 1976 et 1989.

1.3.3 Industries

On dénombre environ 240 entreprises dans le bassin de la Bécancour. Les Haute et Basse-Bécancour supportent respectivement 64 % et 29 % d'entre elles. Les usines des secteurs de la métallurgie et de la chimie inorganique représentent à elles seules 52 % de l'ensemble des industries (Southam Communications, 1990). Les entreprises spécialisées dans les pâtes et papiers et les textiles se partagent le deuxième rang avec 35 % du secteur de la transformation.

Dans la Haute-Bécancour, en 1985, l'extraction de l'amiante employait 34 % de la main-d'oeuvre, l'industrie 24 % et le secteur tertiaire 42 % (MENVIQ, 1985). En 1989, ces mêmes secteurs représentaient respectivement 30 %, 20 % et 50 % de l'activité du marché (Legris, 1987; CRIQ, 1990). Cette tendance à la croissance des services dans la région reflète bien le comportement de l'ensemble de l'économie québécoise. La structure industrielle est principalement axée sur la fabrication de matériel de transport, de pièces métalliques, d'aliments et de boissons.

La Moyenne-Bécancour ne constitue pas une région à caractère industriel. En périphérie de Pontbriand, le travail d'une partie de la main-d'oeuvre est directement lié aux activités de la ville de Thetford Mines. Quelques entreprises de confection de vêtements

et de produits du bois sont disséminées dans le reste du territoire. À Lyster, les plastiques et les produits métalliques représentent les principales productions industrielles.

Le dynamisme et la vitalité de la Basse-Bécancour reposent sur les secteurs secondaire et tertiaire qui attirent une masse considérable de travailleurs depuis plusieurs années. L'industrie et les services procurent à part égale 78 % des emplois et stimulent l'agrandissement des noyaux urbains. Depuis l'implantation de son parc industriel, la région du grand Bécancour, qui regroupe une dizaine de municipalités, s'avère sans contredit la plaque tournante des activités de production de biens. Les produits chimiques, les matériaux réfractaires et les ferro-alliages occupent une place prépondérante sur le marché des exportations. Outre la création de ce centre qui a servi de tremplin à l'économie régionale, on compte plusieurs autres industries oeuvrant dans les domaines de l'agro-alimentaire, du meuble et du vêtement. Les schémas d'aménagement des MRC de Bécancour (Baril, 1987) et de l'Érable (Chevrier, 1987) permettent de penser que d'autres complexes industriels sont appelés à se greffer autour de la trame urbaine au cours des prochaines années.

1.3.4 Agriculture

Depuis le début des années 60, l'entreprise agricole a fait l'objet d'un mouvement de spécialisation, de mécanisation et de concentration. Cette évolution technologique a favorisé l'accroissement de la productivité et incité les fermiers à chercher la rentabilité à court terme. À l'échelle nationale, on a assisté à une diminution moyenne du nombre de fermes et à l'élargissement de leur superficie moyenne (Bird et Rapport, 1986). Ces transformations survenues en agriculture sont moins évidentes dans le bassin de la Bécancour, lequel n'apparaît pas épouser le profil qui s'est dessiné ailleurs au Québec. Les données des recensements de 1976 et 1986 indiquent en effet que le nombre de fermes du bassin est demeuré à peu près inchangé, augmentant même légèrement, avec respectivement 1936 et 1978 exploitations agricoles (Statistique Canada, 1978a, 1987). Cette situation s'expliquerait en partie par un retour à la terre et à l'exploitation marginale pour certaines gens occupant un métier ou une profession dans d'autres secteurs d'activités.

Par ailleurs, depuis une quinzaine d'années, on observe au Québec une modification notable dans les types de cultures. Ce changement reflète la réalité du bassin, les chiffres confirmant la réorientation qui s'opère dans le choix des modes cultureux. La figure 1.6 illustre graphiquement la répartition des types de cultures dans le bassin de la Bécancour. Les cultures à grand interligne, plus particulièrement celles du maïs et de la pomme de terre, ont augmenté de 37,5 %, passant de 4206 ha en 1976 à 5783 ha en 1986. Les cultures à interligne étroit, telles que le blé et l'avoine, se sont étendues considérablement avec une hausse moyenne de 151 %, passant de 13319 ha en 1976 à 33405 ha en 1986. Au cours de cette même période, on note pour l'ensemble du bassin une relative stabilité des superficies en foin cultivé, les pâturages améliorés accusant toutefois une diminution de l'ordre de 42 % de leurs superficies (Statistique Canada, 1987). Les données agricoles brutes apparaissent à l'annexe 3.

Les impacts environnementaux associés à l'agriculture varient selon les pratiques culturales. Dans l'ensemble du bassin, les cultures à grand interligne représentaient seulement 5,3 % des quelque 110 000 ha de superficies cultivables en 1986 (tableau 1.2). Cependant, l'augmentation des surfaces allouées à ces cultures depuis 1976 a eu pour effet d'accroître l'épandage de fertilisants et de pesticides. On observe aussi sur plusieurs terres un compactage du sol favorisant le ruissellement et l'érosion. Le compactage est causé notamment par les passages répétés de la machinerie lourde, le tassement des particules fines, lui-même engendré par les vibrations des équipements aratoires, et les labours fréquents nécessités par les monocultures en rangées. Dans ce dernier cas, l'absence de rotation culturale peut provoquer une réduction de la teneur en matières organiques et en éléments nutritifs du sol.

En 1986, les cultures à interligne étroit occupaient 30,4 % des superficies cultivables (tableau 1.2). Ces cultures assurent une couverture végétale semblable à celle des prairies naturelles en été. Les terres ainsi cultivées sont donc mieux protégées de l'érosion que les grandes cultures et que les terres labourées. Par ailleurs, on sait que la mise en jachère est associée à la céréaliculture et qu'elle a pour but de conserver l'humidité du sol et de libérer les sels minéraux qui y sont présents. Or, cette pratique couramment utilisée dans

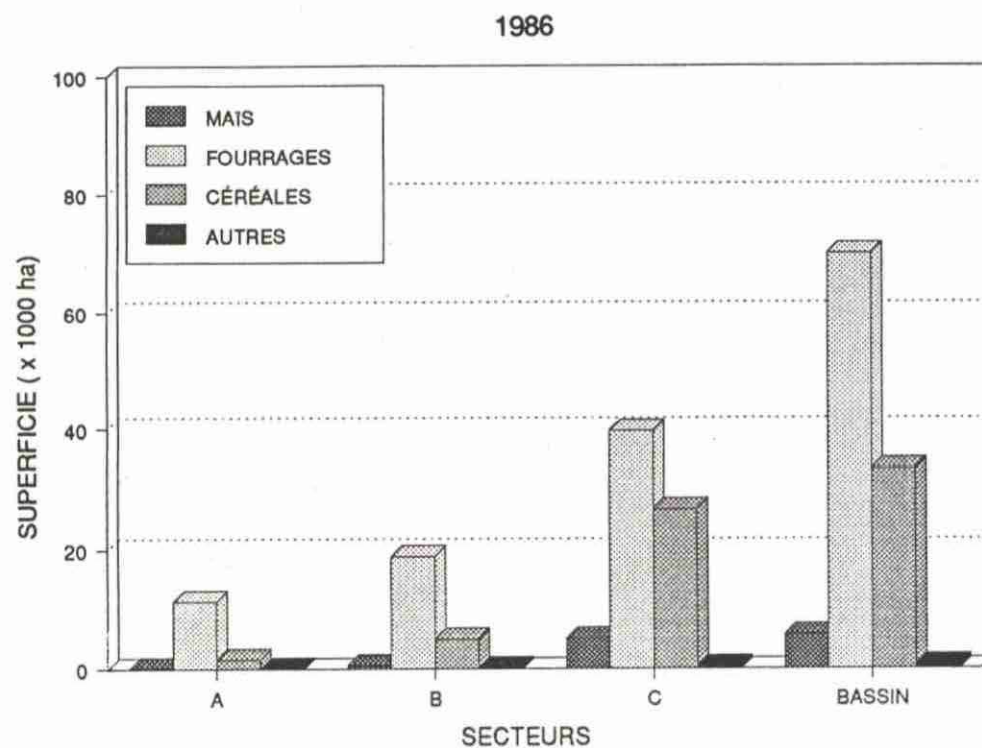
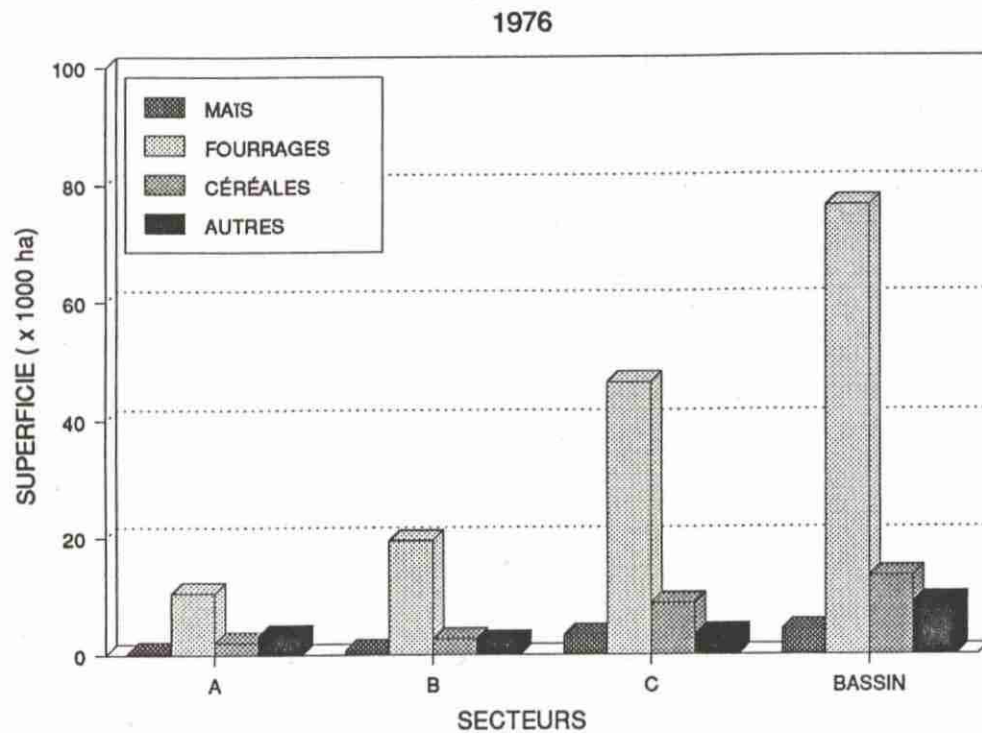


Figure 1.6 RÉPARTITION DES CULTURES DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR EN 1976 ET 1986

le bassin a comme conséquence écologique d'exposer le sol à l'érosion éolienne et hydrique.

Les cultures fourragères, tels le foin et la luzerne, détenaient le premier rang en 1986 avec 63,7 % de la totalité des superficies cultivables (tableau 1.2). Ces cultures servent au pacage et à l'élevage du bétail, et aident à consolider les propriétés naturelles du sol. Ainsi, même si les eaux de ruissellement sont sujettes à polluer les cours d'eau locaux, le couvert végétal permet néanmoins de diminuer l'érosion des terres.

Dans un autre ordre d'idées, au cours de la période de 1976 à 1986, l'ensemble du cheptel a connu une hausse mineure de 2,2 % et se chiffrait à quelque 90 000 unités animales à la dernière année (tableau 1.2), soit la moitié moins que celles dénombrées dans le bassin de la rivière Chaudière (Gangbazo et Buteau, 1985). Les histogrammes de la figure 1.7 permettent de visualiser la situation de l'élevage dans le bassin. Comme ce fut le cas en général au Québec, le cheptel bovin a légèrement régressé dans le bassin de la Bécancour, passant de 74 099 unités animales en 1976 à 65 722 en 1986, soit une baisse de l'ordre de 11 %. Cette diminution s'est faite au profit de la production porcine qui a connu une hausse d'environ 35 %, laquelle demeure toutefois nettement inférieure à l'augmentation moyenne (150 %) qu'ont connue les bassins versants des rivières Yamaska et l'Assomption depuis une vingtaine d'années. Contrairement au reste du Québec où le secteur avicole s'est considérablement développé, la production de chair de volaille est restée sensiblement la même dans le bassin de la Bécancour avec un peu moins de 3 000 unités animales. Les autres cheptels, essentiellement représentés par les moutons et les chèvres, viennent combler près de la moitié des unités animales retranchées en 1986 par suite du déclin de l'élevage bovin.

Dans le but d'alléger le texte, seules les données de 1986 (tableau 1.2) ont été considérées aux fins d'analyse des trois secteurs du bassin. De façon générale, on note un accroissement des superficies cultivables et des unités animales selon un gradient de latitude du sud vers le nord (figures 1.6 et 1.7). L'élevage des moutons et des chèvres échappe à cette règle, leurs effectifs étant presque entièrement concentrés dans la Haute-Bécancour.

TABLEAU 1.2 SYNTHÈSE DES DONNÉES RELATIVES AUX CULTURES ET À L'ÉLEVAGE DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR.

CARACTÉRISTIQUES	SECTEURS							
	HAUTE-BÉCANCOUR		MOYENNE-BÉCANCOUR		BASSE-BÉCANCOUR		TOTAL	
	1976	1986	1976	1986	1976	1986	1976	1986
<u>CULTURES</u>								
Superficie cultivable (ha):	15820	13122	25079	24849	61819	72013	102718	109984
(%)	(15,4)	(11,9)	(24,4)	(22,6)	(60,2)	(65,5)	(100)	(100)
- Grand interligne (%)	1,5	0,5	2,8	2,4	5,3	7,1	4,1	5,3
- Interligne étroit (%)	12,7	12,0	10,6	20,5	14,0	37,1	13,0	30,4
- Fourrage (%)	65,7	87,1	77,8	76,2	75,2	55,1	74,4	63,7
- Autres (%)	20,1	0,4	8,8	0,9	5,5	0,7	8,5	0,6
<u>ÉLEVAGE</u>								
Cheptel (unités animales):	12051	15778	24849	22985	51386	51479	88286	90242
(%)	(13,7)	(17,5)	(28,1)	(25,5)	(58,2)	(57,0)	(100)	(100)
- Bovins (%)	93,4	66,7	80,7	79,6	83,3	71,7	83,9	72,8
- Porcs (%)	6,3	14,4	17,4	17,4	12,1	21,4	12,8	19,1
- Volailles (%)	0,3	0,2	1,6	1,1	4,5	5,0	3,1	3,2
- Autres (%)	0,0	18,7	0,3	1,9	0,1	1,9	0,2	4,9
Densité réelle (U.A./ha)	0,76	1,20	0,99	0,92	0,83	0,71	0,86	0,82
Densité théorique permise ¹	1,20	1,31	1,22	1,28	1,27	1,23	1,22	1,25

1 Établie à partir du modèle de Gangbazo et Buteau (1985), lequel repose sur un plan de fertilisation à égale proportion de fumier et d'engrais

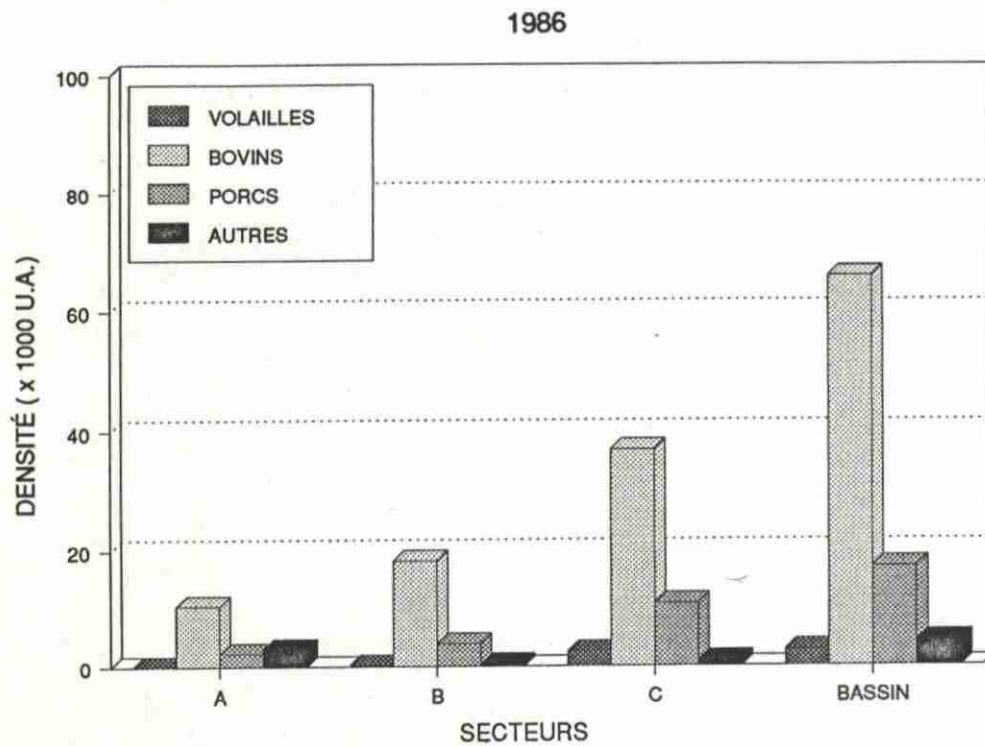
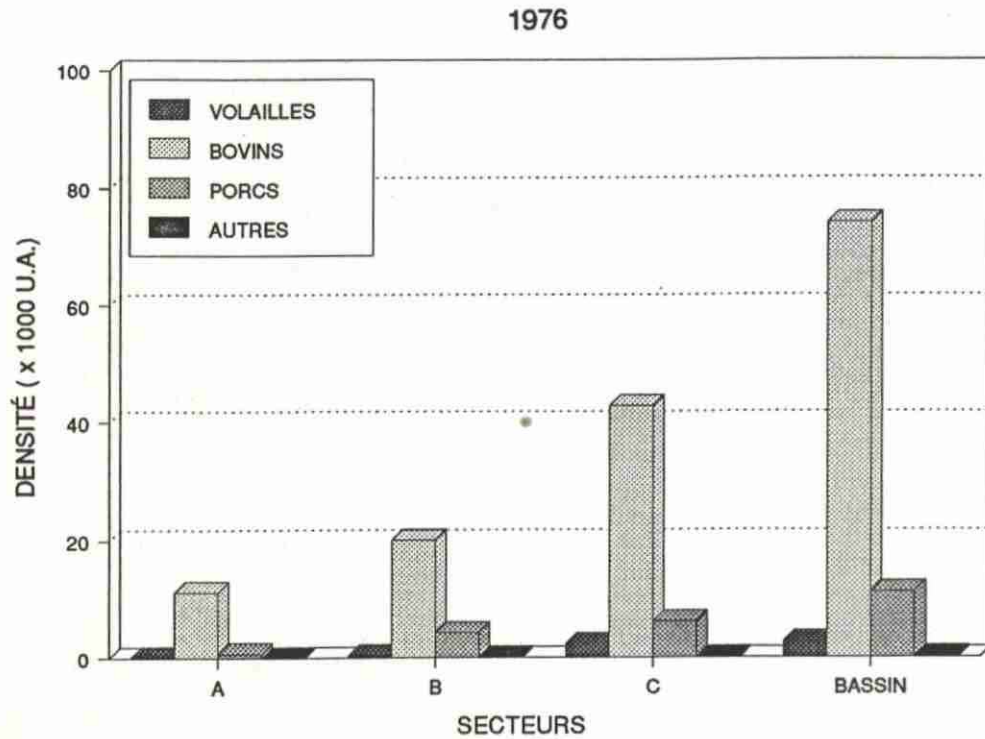


Figure 1.7 RÉPARTITION DU CHEPTEL DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR EN 1976 ET 1986

La Haute-Bécancour constitue une région relativement peu propice aux activités agricoles. En 1986, elle possédait seulement 11,9 % de superficies cultivables. Les fourrages dominaient avec 87,1 % des terres utilisées à cette fin. L'élevage s'avérait de faible importance et représentait 17,5 % des unités animales comptabilisées dans l'ensemble du bassin. Le cheptel était majoritairement composé de bovins (66,7 %).

Comparativement au secteur précédent, la Moyenne-Bécancour recélait près du double de superficies cultivables (24 849 ha) en 1986, soit 22,6 % de tout le bassin. Les fourrages arrivaient au premier rang avec 76,2 % des cultures, les céréales fournissant 20,5 % de la production totale. L'élevage, plus intensif dans cette portion de bassin, constituait 25,0 % du cheptel total, les bovins composant 79,6 % des unités animales. La plupart des exploitations agricoles étaient regroupées dans les municipalités de Lyster et Inverness.

La Basse-Bécancour constitue un milieu préférentiel pour les activités inhérentes à la culture et l'élevage, soit, en 1986, 65,5 % des superficies cultivables et 57,0 % des unités animales de tout le bassin. Selon Massin (1971b), les sols offrent un très bon potentiel agricole jusqu'à la hauteur de Plessisville et de Laurierville. Ceux-ci ne subissent aucun déficit hydrique marqué, sauf en présence de conditions particulières liées à leur position topographique ou à leur nature même. En 1986, plus de la moitié des superficies cultivables étaient consacrées aux cultures fourragères. Pour sa part, le cheptel bovin représentait 71,7 % des unités animales, alors que le porc comptait pour 21,4 %. À ce chapitre, on évaluait à 68,0 % du cheptel bovin la proportion affectée à la production laitière, ce qui témoigne de l'importance de cette activité dans la Basse-Bécancour. Les pâturages en foin et les cultures à petit interligne répondent d'ailleurs adéquatement aux exigences de l'industrie laitière. Enfin, soulignons que 64,0 % des fermes du bassin, spécialisées en élevage porcin, sont concentrées dans ce secteur, plus spécialement dans les municipalités de Laurierville, Sainte-Julie, Bécancour et Saint-Wenceslas.

La proportion de bovins de boucherie (32 %) étant inférieure à celle des vaches

laitières dans la Basse-Bécancour, ceci laisse supposer l'existence de problèmes moins aigus en regard de l'élimination des fumiers. En ce qui concerne l'élevage laitier, on entrepose uniquement du fumier sec, ce qui représente une menace moins grave pour l'environnement que le fumier liquide produit par les bovins de boucherie. Dans ce dernier cas, il s'agit d'une pratique qui a de plus en plus tendance à se généraliser. Par ailleurs, la forte concentration du cheptel porcin dans la portion inférieure du bassin soulève l'épineuse question de l'entreposage et de la gestion du purin, ainsi que de la capacité assimilatrice du milieu.

Dans chacun des trois secteurs du bassin, la densité animale réelle (U.A./ha) reste inférieure à celle théoriquement admise sur le plan environnemental (tableau 1.2). Sur une base strictement empirique, cette situation traduit une bonne capacité de support du milieu vis-à-vis des apports organiques d'origine animale. Ceci indique que les nutriments azotés et phosphatés issus du catabolisme pourraient être en grande partie absorbés par la végétation après leur minéralisation. Le modèle utilisé se fonde sur un plan de fertilisation à égale proportion de fumier et d'amendements chimiques ajoutés aux sol, et tient compte de l'ensemble du territoire cultivé.

CHAPITRE II

PROGRAMME D'ASSAINISSEMENT DES EAUX

2.1 USAGES DE L'EAU

Vaste entreprise mise en oeuvre en 1978, le programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) poursuit un double but. Le premier consiste à améliorer la qualité des cours d'eau afin de sauvegarder et de restaurer les usages liés à la ressource hydrique. Le second vise à conserver l'équilibre du milieu aquatique afin d'assurer la pérennité et l'intégrité des composantes biologiques. Pour ce faire, la détermination d'objectifs de traitement s'avère essentielle et passe obligatoirement par l'identification des usages à protéger et à récupérer.

Parmi les principaux groupes d'usages, actuels ou potentiels, pour lesquels il existe des critères de qualité, on note l'eau de consommation, la baignade, les activités nautiques et la vie aquatique. Une carte synthèse illustrant la répartition de ces usages apparaît à l'annexe 4. Cette carte, sans être exhaustive, regroupe les principaux usages actuels ou potentiels dont l'importance est reconnue. Il faut comprendre que certains symboles identifient des zones d'usages plutôt que des emplacements précis. C'est notamment le cas pour le canotage, la baignade non organisée, la pêche et la villégiature. Il s'avère impossible, dans ces cas, de recenser exactement chacun des lieux affectés à ces usages comme on le ferait pour une plage, une prise d'eau ou une aire de pique-nique.

Un premier groupe d'usages réunit les activités impliquant la consommation d'eau et le contact direct avec cette dernière, telle la baignade. Un deuxième groupe comprend les activités entraînant un contact indirect ou occasionnel avec l'eau, tels la voile et le canotage. Un troisième groupe s'attache à la préservation des écosystèmes aquatique et riverain en regard de leur diversité et productivité biologiques, de la qualité des habitats

et de leurs potentiels halieutique et cynégétique. Enfin, un quatrième bloc d'usages n'oblige aucun contact intime avec l'eau mais dépend de façon importante de la qualité visuelle et olfactive des cours d'eau. On pense ici aux berges susceptibles de supporter des bases de plein air, des centres d'interprétation de la nature et des terrains de camping rustiques ou aménagés. De même, l'absence d'odeurs nauséabondes, de prolifération d'algues et de débris flottants incite à la création de parcs, d'aires de pique-nique et de pistes cyclables en bordure des cours d'eau.

Dans la Haute-Bécancour, les usages sont principalement regroupés en périphérie des lacs Sunday, Breeches, de l'Est, à la Truite et William. La villégiature, la pêche et le canotage constituent des activités communes à ces cinq lacs. La facilité d'accès à la rivière, le caractère naturel des rives et la beauté des paysages confèrent à ces sites un fort potentiel récréatif. Haut lieu de loisirs de plein air, le lac William offre une gamme diversifiée d'activités. Outre la polyvalence des structures d'accueil et des équipements (marina, rampe de mise à l'eau) favorisant la navigation de plaisance, l'aménagement de plages et de sites de camping a certes contribué à rehausser la vocation récréo-touristique de la région. Une frayère à maskinongé, sise entre les lacs William et Joseph, est classée "sanctuaire" par le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche (MLCP); la pêche y est interdite de la prise des glaces jusqu'à la mi-juin.

Dans la Moyenne-Bécancour, le lac Joseph et certains segments de rivière jouissent d'un potentiel particulièrement élevé. La zone située de part et d'autre de la confluence des rivières Palmer et Bécancour, là où sont localisées les chutes Lysander et les cascades du Sault Rouge, se distingue surtout par son cachet naturel, l'attrait de son paysage et l'absence quasi-totale de contraintes physiques pour la pratique d'activités récréatives. Il en est de même pour le secteur des chutes Sainte-Agathe situé près du pont couvert enjambant la rivière Palmer. La rivière Osgoode offre également un intérêt pour les loisirs liés à l'eau mais son potentiel est limité. Ceci n'indique pas nécessairement la présence d'usages conflictuels et l'incompatibilité du milieu pour les activités

envisagées; c'est plutôt la rareté des plans d'eau qui explique l'absence de plages et la difficulté de pratiquer en plusieurs endroits des sports nautiques.

Des études exploratoires effectuées par le MLCP (Dubois, 1977) et la Corporation de gestion des rivières des Bois-Francs (Carreau et Dumont, 1988) ont permis de reconnaître les rivières Osgoode et Palmer comme de très bons habitats à truite arc-en-ciel et à omble de fontaine. Un plan d'action visant à mettre en oeuvre un projet de mise en valeur de ces rivières a d'ailleurs été élaboré par le CGRBF, de concert avec certains ministères et organismes désireux de parrainer cette initiative environnementale.

En raison de la largeur de son lit et de ses eaux plus calmes, la rivière Bécancour, dans son bas secteur, favorise des usages différents de ceux inventoriés dans la Moyenne-Bécancour. Les plages et les zones propices au canotage y sont plus abondantes. De plus, la baignade libre se pratique en maints endroits sur le cours principal de la rivière entre Lyster et Daveluyville. La présence de centres urbains d'intérêt tels Plessisville et Daveluyville a également rendu possible l'implantation de parcs en bordure de la rivière. Ces deux municipalités sont également les seules à puiser leur eau potable à même la rivière. La partie terminale de la Basse-Bécancour présente une forte demande récréative, les usages actuels et potentiels y étant nombreux: pêche sportive, nautisme léger, villégiature, baignade et chasse à la sauvagine dans les marécages de la baie de Bécancour. Quant aux rivières Blanche (rivière Saint-Rosaire) et Bourbon, elles ont vu leurs usages grandement restreints en raison de la piètre qualité de leurs eaux.

2.2 INTERVENTIONS D'ASSAINISSEMENT

De façon à améliorer la qualité de l'eau du bassin de la rivière Bécancour, le MENVIQ a consenti des efforts d'assainissement en certains points stratégiques du bassin. Ces interventions sont prescrites en vue de réduire les apports des secteurs urbain, indus-

triel et agricole, principaux responsables des différents types de pollution à survenir dans le bassin. Indépendamment de leur source, ces pollutions sont généralement de nature organique, fertilisante, toxique, microbienne ou visuelle, et agissent séparément ou conjointement sur le milieu récepteur. La présente section fait le point sur l'état d'avancement des trois volets du programme.

2.2.1 Milieu urbain

Des 45 municipalités inventoriées dans le bassin de la Bécancour, seule la ville de Bécancour, même si elle s'insère au sein du PAEQ, n'est pas considérée aux fins de la présente étude puisqu'elle déverse la quasi-totalité de ses eaux usées dans le fleuve Saint-Laurent. Les autres agglomérations, qu'elles fassent partie du bassin, ou qu'elles soient limitrophes, rejettent leurs eaux usées à l'intérieur du réseau hydrographique de la Bécancour.

Le tableau 2.1 livre l'essentiel des informations concernant l'assainissement urbain sur le territoire. Les résultats détaillés sont consignés à l'annexe 2. En 1989, si l'on exclut Bécancour, 21 municipalités étaient raccordées à un système d'égouts, ce qui représentait 74,1% de la population du bassin. Quatre d'entre elles, à savoir Halifax-Nord, Pontbriand, Saint-Pierre-de-Broughton et Saint-Louis-de-Blandford, n'ont pas adhéré au PAEQ. Onze des 17 municipalités restantes traitent ou traiteront conjointement leurs eaux usées par l'entremise de quatre stations d'épuration. Les six autres agglomérations ont déjà ou posséderont sous peu leur propre station d'épuration. Deux centres urbains s'étant dotés de systèmes d'épuration des eaux avant le PAEQ, systèmes n'ayant pas été révisés dans le cadre de ce dernier programme, ceci porte à douze le nombre de station existantes ou susceptibles de voir le jour à brève échéance.

La figure 2.1 illustre le cheminement temporel de la mise en service de ces stations d'épuration depuis l'avènement du PAEQ. Ce dernier, comme l'atteste le graphique, a

TABLEAU 2.1 DÉMOGRAPHIE ET STATISTIQUES CONCERNANT L'ASSAINISSEMENT URBAIN DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

CARACTÉRISTIQUES	SECTEURS			TOTAL
	HAUTE-BÉCANCOUR (A)	MOYENNE-BÉCANCOUR (B)	BASSE-BÉCANCOUR (C)	
<u>DÉMOGRAPHIE</u>				
Population totale 1976	36589	7070	38313	81972
1989(A)	35064	6767	38808	80639
(pourcentage de variation)	(-4,2)	(-4,3)	(+1,3)	(-1,6)
Population raccordée 1976	29736	1200	15020	45956
à l'égout ¹ 1989(B)	29515	2714	16196	48425
(pourcentage B/A) ²	(84,2)	(40,1)	(58,1)	(69,5)
<u>ASSAINISSEMENT URBAIN</u>				
Municipalités:	13	9	23	45
(avec réseau d'égouts)	7	4	10	21
(inscrites à la programmation)	(7)	(2)	(8)	(17)
Population desservie ¹ 1976	-	490	205	695
1989(C)	29515	2362	13851	45728
(pourcentage C/B)	(100,0)	(87,0)	(85,5)	(94,4)
Stations d'épuration				
- antérieures au PAEQ	0	1	1	2
- en fonction ³	2	0	4	6
- (avec certificat de conformité) ⁴	(0)	(0)	(1)	(1)
- étude préliminaire ou réalisation				
en cours	0	1	2	3
- à venir ⁵	0	1	0	1
- total prévu	2	3	7	12

1 N'inclut pas la municipalité de Bécancour considérée hors bassin, les rejets d'eaux usées traitées se faisant au fleuve.

2 Rapport calculé après avoir soustrait la population de Bécancour, soit 10 934 habitants en 1989

3 Stations en service ou dont l'entrée en fonction était prévue pour 1989 (présentement en rodage) dans le cadre du PAEQ

4 Stations en service dont la période de rodage est terminée et qui fonctionnent actuellement à la satisfaction du ministère de l'Environnement

5 Entente de principe signée

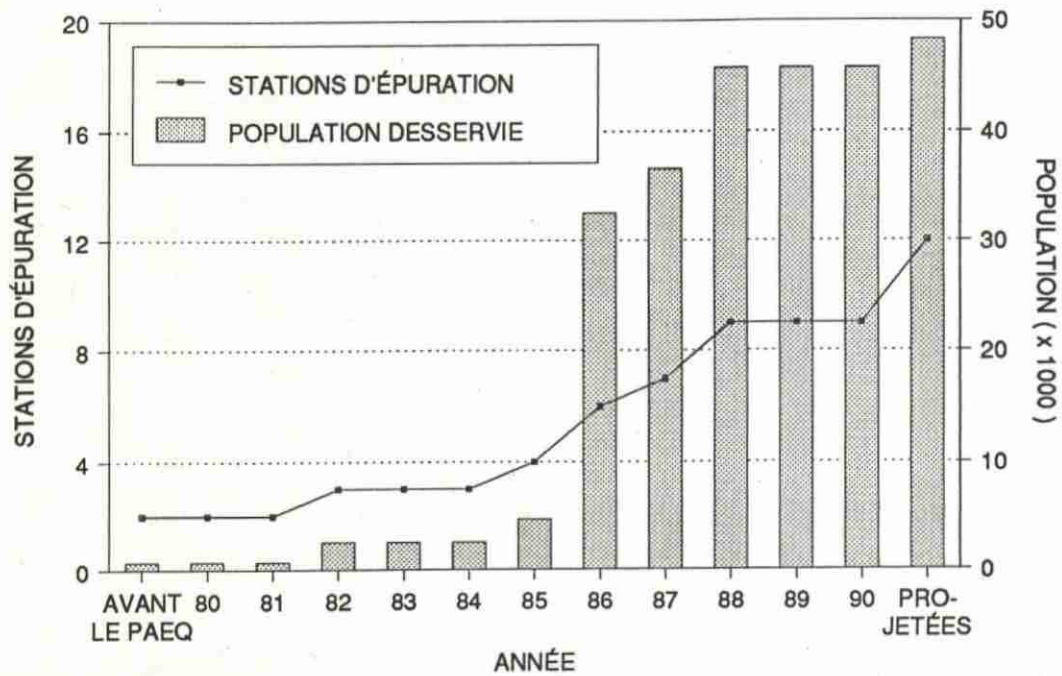


Figure 2.1 ÉVOLUTION DU PROGRAMME D'ASSAINISSEMENT URBAIN DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

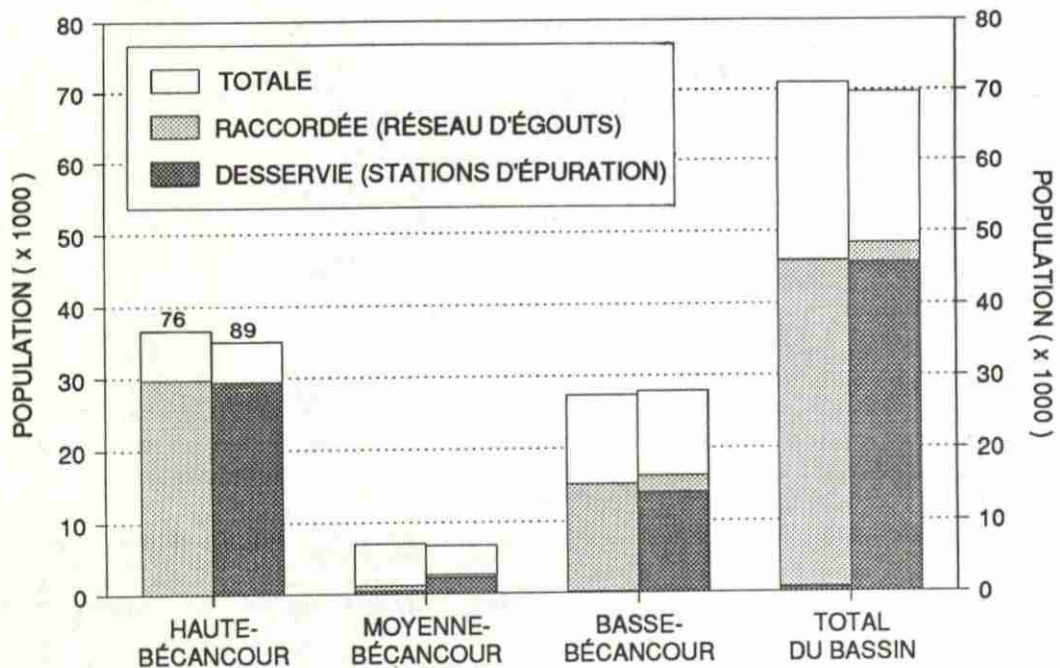


Figure 2.2 BILAN COMPARATIF DES INTERVENTIONS D'ASSAINISSEMENT URBAIN DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

connu un démarrage plutôt lent, les trois usines en place en 1984 desservant à peu près 2 500 personnes. Ce n'est qu'à compter de 1985 que le programme s'est véritablement concrétisé par l'ajout progressif de six nouvelles stations d'épuration. La figure 2.2 dresse un bilan comparatif des interventions d'assainissement survenues dans chacun des secteurs du bassin en 1976 et 1989. À cette dernière année, les eaux de 45 728 personnes, soit 94,4% de la population totale raccordée à un réseau d'égouts, étaient acheminées vers des stations de traitement, ce qui témoigne de l'avancement du programme. Si nous comparons cette situation à celle de 1984, c'est donc dire qu'il y avait, en 1989, 18 fois plus de gens dont les eaux étaient assainies. Au rythme où se déroulent les travaux, c'est près de 48 500 résidents qui seront desservis par des usines d'épuration d'ici 1992. Actuellement, six stations fonctionnent mais sont toujours en période de rodage (tableau 2.1). Bien qu'elles soient opérationnelles, ces usines ne satisfont pas entièrement aux exigences du MENVIQ ou en sont encore à l'étape du suivi de l'exploitation par ce même ministère, de sorte qu'elles n'ont pas encore obtenu leur certificat de conformité. Enfin, trois stations sont en construction et une autre pourrait être bâtie au cours de l'année 1992.

Dans la Haute-Bécancour, sept municipalités avec égouts collecteurs sont affiliées au PAEQ et deux stations d'épuration sont en fonction, à savoir celles de Black Lake et de Halifax-Sud qui traitent leurs eaux usées conjointement avec d'autres agglomérations (annexe 2). Ces stations permettent de traiter en totalité les eaux usées de la population raccordée à un système d'égouts, soit 29 515 citoyens. Dans la Moyenne-Bécancour, deux centres urbains munis d'un réseau d'égouts sont inscrits à la programmation. Seule la municipalité de Lyster procède actuellement à des travaux de réfection de sa station d'épuration qui doit normalement ouvrir ses portes en juillet 1991. L'existence d'étangs aérés à Pontbriand et d'une fosse septique dotée d'un champ d'épuration à Halifax-Nord est antérieure au PAEQ. Ces équipements permettaient d'épurer au moins partiellement les eaux usées de 95,2% de la population totale raccordée à un réseau d'égouts en 1989. Par ailleurs, une entente de principe est récemment intervenue entre le gouvernement

du Québec et la municipalité de Saint-Pierre-Baptiste, et les études préliminaires en vue de bâtir des unités de traitement d'eaux usées sont déjà amorcées. Dans la Basse-Bécancour, huit municipalités avec égouts sont inscrites à la programmation. En 1976, quatre usines d'épuration étaient déjà en place mais celles-ci, rendues vétustes par le temps, ont dû être rénovées entre 1986 et 1988. La station de Saint-Wenceslas en est actuellement à l'étape de construction et celle de Daveluyville reste à venir. La population desservie a légèrement augmenté entre 1976 et 1989, passant de 13 090 à 13 851 personnes, soit 85,4% de la population totale raccordée à un réseau d'égouts. Cette proportion exclut les agglomérations qui constituent maintenant la ville de Bécancour, laquelle est considérée hors bassin pour les motifs évoqués plus haut. À ce chapitre, il apparaît néanmoins opportun d'indiquer ce qu'il advient des eaux usées des six secteurs rattachés à la grande région de Bécancour.

Le secteur Bécancour rejette ses eaux usées non traitées à 0,6 km en aval de la station de qualité de l'eau (C4) sise au pont-route 132 et, de ce fait, ne peut être pris en compte. Le secteur Sainte-Angèle envoie pour sa part ses eaux usées directement au fleuve, tandis que le secteur Saint-Grégoire les y expédie indirectement via la rivière Godefroy; elles sont préalablement épurées au moyen d'étangs non aérés. Dans le cas de ces trois municipalités, on envisage adopter éventuellement un traitement unique des effluents au moyen d'étangs aérés, lesquels seront localisés à Sainte-Angèle. Le quatrième secteur, celui de Gentilly, possède des étangs non aérés et draine ses eaux usées directement au fleuve. À Sainte-Grtrude, les eaux usées sont purifiées à l'aide d'étangs aérés avant d'être rejetées dans le ruisseau Massé qui, à son tour, les retourne dans la rivière Gentilly Sud-Ouest. Enfin, le secteur Précieux-Sang utilise des étangs non aérés, les eaux usées traitées étant déversées dans le ruisseau Gagnon qui mène au lac Saint-Paul et, de là, elles sont véhiculées dans la rivière Godefroy.

2.2.2 Milieu industriel

La gestion inadéquate des rejets industriels a contribué de manière soutenue à la dégradation de l'environnement. Dans le but de s'assurer que les effluents d'usines en réseau puissent être compatibles avec les exigences de traitement des eaux usées municipales, le Ministère a instauré le programme d'assainissement des eaux industrielles, lequel suit une démarche similaire et parallèle à celui de l'assainissement urbain. De façon à intensifier plus spécialement la lutte contre les substances toxiques émises dans l'environnement, le programme de réduction des rejets industriels (PRRI) a également été créé. Entre autres, ce programme vise à éliminer massivement les charges de polluants générés dans le milieu aquatique, maximisant ainsi la récupération des usages des cours d'eau.

Dans l'ensemble du bassin, on a identifié 50 industries jugées potentiellement polluantes pour l'eau, soit 21% des 235 usines inventoriées (tableau 2.2). Ces industries ont été examinées en regard de leurs procédés de fabrication et de la nature des contaminants que contiennent leurs eaux usées. En date du mois de novembre 1990, les données provenant de la Direction de l'assainissement industriel (DAI) révélaient que quatre de ces entreprises avaient fermé leurs portes alors qu'elles faisaient l'objet d'une étude de la part du Ministère. Après analyse de leur dossier, 19 usines ont été déclarées non polluantes au sens du respect des objectifs de rejets établis ou parce que leurs eaux résiduelles ne présentaient aucun risque pour la santé de l'écosystème. De ce fait, ces entreprises ont été dispensées de l'obligation de se conformer à de nouvelles directives d'assainissement. À ce jour, le cas de 20 autres industries reste en suspens, leur dossier étant toujours à l'étude. Au total, sept usines ont donc été retenues pour des interventions d'assainissement et, de ce nombre, quatre ont entièrement achevé leurs travaux, les trois autres les poursuivant toujours (annexe 5.1).

TABLEAU 2.2 BILAN DES INTERVENTIONS D'ASSAINISSEMENT INDUSTRIEL RÉALISÉES DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

DONNÉES D'INVENTAIRE	SECTEURS			TOTAL
	HAUTE-BÉCANCOUR (A)	MOYENNE-BÉCANCOUR (B)	BASSE-BÉCANCOUR (C)	
NOMBRE DE MUNICIPALITÉS	13	9	23	45
NOMBRE D'INDUSTRIES ¹ (A)	68	18	149	235
INDUSTRIES POTENTIELLEMENT POLLUANTES ÉTUDIÉES ² (B)	17	1	32	50
(pourcentage (B/A))	(25)	(6)	(21)	(21)
- Fermetures en cours de route (C)	1	0	3	4
- Dossiers rejetés après étude par la DAI (D)	7	0	12	19
- Dossiers présentement à l'étude (E)	7	1	12	20
INDUSTRIES RETENUES POUR INTERVENTIONS D'ASSAINISSEMENT (B-(C+D+E))	2	0	5	7
- Travaux terminés	0	0	4	4
- Travaux en cours	2	0	1	3

1 Données répertoriées par le Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ, 1990)

2 N'inclut pas les sept industries de la Basse-Bécancour qui rejettent leurs eaux usées dans le fleuve

Source: MENVIQ (Direction de l'assainissement industriel, novembre 1990)

Compilation: MENVIQ (Service d'évaluation des rejets toxiques, janvier 1991)

La répartition des travaux d'assainissement par secteur industriel (annexe 5.2) montre que les entreprises oeuvrant dans le domaine de l'agro-alimentaire (8), du textile (5) et de la métallurgie (3) sont les plus nombreuses à devoir rectifier et améliorer leur système de traitement des eaux usées ou à être sujettes un jour à épurer leurs rejets. Les sept industries désignées pour interventions d'assainissement appartiennent d'ailleurs à ces trois secteurs industriels. Dans la Haute-Bécancour, l'attention est principalement dirigée à l'endroit de deux compagnies minières dont le dossier est actuellement à l'étude. Il est connu que les résidus miniers encombrant les berges du cours principal et laissent échapper, par le biais des eaux de lessivage et de lixiviation, des concentrations appréciables de métaux dans le milieu. Dans la Moyenne-Bécancour, la seule industrie visée est une fonderie fabriquant des pièces coulées en aluminium et en zinc. L'effluent de cette usine est actuellement examiné par le Ministère. Enfin, dans la Basse-Bécancour, ce sont surtout les industries agro-alimentaires et celles dont la production touche le textile qui sont ciblées à des fins d'interventions d'assainissement.

2.2.3 Milieu agricole

Le bassin de la rivière Bécancour ne présente pas, d'emblée, de problèmes aussi aigus de pollution agricole que ceux relevés dans les bassins des rivières Yamaska, l'Assomption et Chaudière (S. Bouchard, MENVIQ, comm. pers.). Malgré cela, dans une perspective globale d'assainissement, il n'en demeure pas moins que les impacts des activités agricoles subsistant dans le milieu aquatique doivent être réduits au minimum. Ces impacts résiduels sont principalement reliés aux pertes de sols, aux rejets ponctuels des fermes d'élevage et aux aménagements de cours d'eau en vue de faciliter le drainage des terres.

L'une des actions prioritaires de la politique d'assainissement des eaux du secteur agricole s'intéresse à la gestion des fumiers. À cet effet, le gouvernement du Québec a adopté, en juin 1981, le Règlement sur la prévention de la pollution des eaux par les

établissements de production animale (L.R.Q., c. Q-2, r. 18). En bref, celui-ci oblige les agriculteurs à se munir de structures adéquates d'entreposage du fumier, lisier, purin ou autres déjections animales. Il en interdit également l'épandage sur un sol gelé et en prohibe les doses excessives. Dans le cadre du volet "aide à la construction de structures d'entreposage" du Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (PAAGF) résultant d'une collaboration avec le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), le ministère de l'Environnement a accordé plus de 1,4 million de dollars en aide financière aux éleveurs du bassin de la Bécancour. Ces derniers ont déboursé, pour leur part, environ un demi-million de dollars pour défrayer les coûts de réalisation de projets concernant les structures d'entreposage des déjections animales. Au total, quelque 70 producteurs répartis dans 11 municipalités ont profité de ces subventions qui leur ont permis de réaliser des projets s'étendant sur une période de trois ans, soit de 1988 à 1991. Les éleveurs de bovins ont récolté 67 % des subsides octroyés. Les sommes investies auront permis de stocker les déjections de 7000 unités animales.

Le ministère de l'Environnement s'intéresse également à la pollution diffuse apportée par les phénomènes d'érosion et l'utilisation irrationnelle des pesticides et des fertilisants. On s'efforce également à promouvoir la valorisation des boues de stations d'épuration et des sous-produits issus des méthodes de culture. La modification des pratiques culturelles devrait aussi permettre de diminuer de façon tangible les apports vers les cours d'eau d'engrais, de pesticides et de solides en suspension. Outre la protection accordée aux zones sensibles, le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) a pour mandat de corriger les problèmes d'érosion, de ravinement et de glissement de terrain en procédant à la stabilisation naturelle ou mécanique des rives.

CHAPITRE III

QUALITÉ DES EAUX DE SURFACE

3.1 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE

3.1.1 Provenance des données

La présente étude se fonde sur les informations puisées dans la banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA), laquelle renferme, entre autres, les données recensées lors des divers programmes d'échantillonnage de l'eau dans les lacs et rivières du Québec. Les renseignements antérieurs à 1980 sont issus de campagnes d'échantillonnage menées par le ministère des Richesses naturelles. Depuis 1980, le MENVIQ est responsable de ces mêmes inventaires et en gère les opérations. Le protocole d'échantillonnage de l'eau est expliqué en détail dans Primeau et Grimard (1989). Toutes les analyses physico-chimiques ont été effectuées par le laboratoire du MENVIQ.

Nos travaux couvrent la période s'échelonnant du 1^{er} janvier 1979 au 31 octobre 1989. Au cours de cette décennie, 1107 échantillons d'eau ont été recueillis à l'une ou l'autre des 15 stations réparties sur le tronçon principal et sur les branches secondaires de la rivière Bécancour (figure 1,5; tableau 3.1). La fréquence des prélèvements, bien qu'elle soit demeurée le plus souvent bimensuelle, a pu varier occasionnellement en fonction des différents projets orchestrés par la DQCE. De toutes les analyses physico-chimiques réalisées, un peu plus de 19 600 ont été retenues pour les besoins de l'étude.

Près de 88 % des prélèvements proviennent des stations d'échantillonnage "principales" A5, B9 et C4 (tableau 3.2). Ces stations permettent de suivre l'évolution temporelle de la qualité des eaux en des points stratégiques du cours principal et de ses

TABLEAU 3.1 IDENTIFICATION DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE DE LA QUALITÉ DE L'EAU ACTUELLEMENT EN SERVICE DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

N° DE STATION		N° DE PROJET ³	STATUT RÉSEAU (1990)	SUPERFICIE DRAINÉE (km ²)	LOCALISATION DES STATIONS
SECTEUR ¹ B.Q.M.A. ²					
A05	2400005	01-02	Principale	233	R. Bécancour au pont-route à 1,3 km au sud-ouest de Salaberry
A06	2400006	01-02	Principale	637	R. Bécancour au pont-route à la décharge du lac William
A10	2400010	02	Secondaire	164	R. au Pin au pont-route à 0,6 km en amont de la rivière Bécancour
A11	2400011	02	Secondaire	432	R. Bécancour au barrage de Stater Pond
B09	2400009	01-02	Principale	1410	R. Bécancour au pont-route 116 à Lyster
B21	2400021	02	Secondaire	27	R. Golden au pont-route à 3,0 km à l'est de Saint-Pierre-Baptiste
B22	2400022	02	Secondaire	155	R. Osgoode au pont-route à l'ouest de Saint-Jacques-de-Leeds
B23	2400023	02	Secondaire	210	R. Palmer au pont-route au nord-ouest de Saint-Jacques-de-Leeds
C04	2400004	01	Principale	2620	R. Bécancour au pont-route 132 à Bécancour
C24	2400024	02	Secondaire	1471	R. Bécancour au pont-route 265 à Lourdes
C25	2400025	02	Secondaire	186	R. Noire au pont-route 265 au sud de Lourdes
C26	2400026	02	Secondaire	146	R. Bourbon au pont-route au sud de Lourdes
C27	2400027	02	Secondaire	159	R. Blanche au pont-route 20 à l'est de Daveluyville
C28	2400028	02	Secondaire	1988	R. Bécancour au pont-route 20 au nord-est de Daveluyville
C29	2400029	02	Secondaire	194	R. Blanche au pont-route à l'est de Précieux-Sang

1: A: Haute-Bécancour
 B: Moyenne-Bécancour
 C: Basse-Bécancour

2: Banque de qualité du milieu aquatique

3: 01: Réseau-rivières (observateurs)
 02: Réseau-rivières (techniciens)

TABLEAU 3.2 RÉPARTITION DES ÉCHANTILLONS RECUEILLIS DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR (1979 À 1989)

N° DE STATION	ANNÉES																			
	1979				1980				1981				1982				1983			
	H	P	E	A	H	P	E	A	H	P	E	A	H	P	E	A	H	P	E	A
A05	3	5	13	11	14	10	12	12	13	14	12	6	5	7	8	7	8	7	9	7
A06																	7	8	8	6
A10																	8	7	8	6
A11																	3			
B09	12	13	15	12	8	12	14	12	13	13	13	6	4	5	7	5	7	6	4	6
B21																	7	8	8	6
B22																	8	8	8	6
B23																	3			
C04	14	10	11	10	13	10	14	11	14	13	13	7	8	7	8	6	8	7	8	7
C24																	7	8	8	6
C25																	8	7	8	6
C26																	3	3	3	3
C27																	4	2	3	4
C28																	12	7	16	7
C29																	11	9	15	2

H: Hiver (janvier à mars)
P: Printemps (avril à juin)
E: Été (juillet à septembre)
A: Automne (octobre à décembre)

tributaires. La station C4, située au pont-route 132 à Bécancour, présente une succession ininterrompue de données s'étendant de 1979 à 1989. Quant aux données recensées aux stations A5 et B9, elles couvrent la période de 1979 à 1985, des restrictions budgétaires ayant entraîné leur fermeture temporaire en 1986 et 1987. Lors de la seconde réforme du réseau-rivières survenue en 1986, la station principale A6 a été ajoutée à la liste mais est exclue de notre étude puisque fonctionnelle depuis juin 1988 seulement. Les autres stations, dites "secondaires", permettent d'obtenir une image spatiale de la qualité des eaux, ce qui facilite l'identification de secteurs névralgiques en période estivale. Il n'existe aucune station témoin qui permette de mesurer la qualité naturelle des eaux de la Bécancour. À des fins de comparaisons non statistiques, nous nous sommes servis des données de la station témoin du bassin de la Saint-François, lequel présente des caractéristiques géomorphologiques similaires à celles de la Bécancour. Cette station témoin est située sur la rivière au Saumon, au pont-route près de la municipalité de Fontainebleau.

3.1.2 Traitement des données

Une matrice de données brutes a été confectionnée après avoir vérifié la compatibilité des méthodes d'échantillonnage, de conservation des échantillons et d'analyse des différents descripteurs sélectionnés. Après validation, les données non transformées ont été traitées à l'aide du progiciel SAS (SAS Institute inc., 1985). Règle générale, la recherche de la normalité et de l'homoscédasticité des variances n'a pas été requise puisque la majorité des analyses statistiques ont nécessité l'emploi de tests non paramétriques. Le problème associé aux données sous le seuil de détection (LD) a été résolu en substituant une valeur équivalant à la moitié de celle du seuil (LD/2). Les graphiques ont été tracés au moyen du logiciel Harvard Graphics (Software Publishing Corporation, 1988). Les statistiques descriptives ont été calculées puis compilées pour les trois stations principales. Le choix des estimateurs a été arrêté sur la moyenne, l'écart-type,

la médiane, de même que les percentiles 25 et 75. Les cycles annuels de variation des principaux descripteurs ont ensuite été produits.

Un deuxième type d'analyse a consisté à comparer les valeurs de descripteurs réglementés à celles des critères établis en vue d'assurer une protection adéquate des usages concernant la vie aquatique et l'eau brute d'approvisionnement. Pour chaque station principale, les dépassements des critères de qualité de l'eau ont été compilés et les résultats ont été portés en graphique afin d'illustrer leur évolution. La précision de notre approche permet de déceler une dérogation aux critères prescrits sur une base annuelle. Dans le cas particulier de l'azote ammoniacal total, l'exercice a été mené de façon à pouvoir déterminer la saison critique de l'année où les dépassements ont été les plus nombreux et les plus élevés. La fréquence et l'amplitude des dépassements ont été évaluées et exprimées respectivement en pourcentage du nombre d'échantillons et selon la moyenne des valeurs excédant le critère fixé.

Un dernier type de traitement s'appuie sur l'analyse des séries chronologiques, lesquelles correspondent à une suite d'observations ordonnées dans le temps, appartenant à un même descripteur et à une même station. Celles-ci constituent un processus stochastique qui comporte des éléments déterministes (la tendance), systématiques (l'oscillation) et aléatoires (le "bruit"). Les méthodes d'analyse numérique des séries temporelles visent à dégager les composantes déterministes et systématiques en tenant compte du contexte probabiliste résultant de la présence de fluctuations aléatoires. Pour ce faire, nous avons utilisés le logiciel WQSTAT II (Phillips *et al.*, 1989).

L'étude des série de données, lorsqu'elles s'étendent sur une période minimale de cinq ans, permet de détecter des changements de l'état du milieu. Dans ce contexte, seules les données recensées aux trois stations principales ont servi à cet exercice. Compte tenu de la problématique du bassin versant, les descripteurs considérés sont les différentes formes d'azote et de phosphore, le magnésium, la conductivité, la turbidité et

le débit. Le carbone organique dissous et l'oxygène dissous n'ont pu être retenus en raison de la qualité des données (fréquence insuffisante, séries trop courtes ou incomplètes).

Les données de qualité de l'eau peuvent présenter des tendances monotones ou par sauts. L'examen de ces tendances demande de recourir à trois techniques différentes. La moyenne mobile, calculée sur 12 mois, permet de visualiser la série de données en éliminant leurs fluctuations annuelles, lesquelles sont dues au cycle de variation du descripteur et à un ensemble de facteurs (hydrologie, déversement d'un polluant, température, etc). Ainsi, il est possible en examinant la courbe résultante d'obtenir une première idée sur la tendance de la série. Par exemple, la courbe de la moyenne mobile d'une série de données ayant une tendance linéaire monotone croissante se traduira par une droite ayant une pente positive. Un changement brusque dans la série de données laissera voir une "marche" dans la courbe de la moyenne mobile, la position de la cassure correspondant à la date du changement de l'état du système. La méthode utilisée pour compiler les moyennes mobiles est la même que celle présentée dans Simoneau et Grimard (1989).

La régression linéaire sur une série désaisonnalisée permet de vérifier l'existence d'une tendance monotone dans les données. Sommairement, il s'agit d'effectuer une analyse de régression sur les valeurs auxquelles on soustrait une composante saisonnière. Le test fonctionne bien en général mais, comme toute méthode paramétrique, il semble moins performant malgré sa robustesse dans le cas où un descripteur possède une distribution asymétrique accentuée. La méthode employée semble alors sous-estimer ou surestimer la tendance réelle selon l'endroit où sont localisées les valeurs très élevées dans la série. Cette méthode est identique à celle proposée par Hirsch *et al.* (1982), sauf lorsque les résidus de la régression sont autocorrélés. Dans ce cas, les données de la série désaisonnalisée sont soumises à une analyse de régression pour valeurs dépendantes. Ainsi, lorsque les méthodes non paramétriques révélaient que l'autocorrélation

persistait dans certaines séries et ce, en dépit d'un élargissement de la fenêtre d'observation des données passant de mensuelles à saisonnières, nous avons appliqué la procédure d'autorégression (SAS Institute inc., 1985).

En général, les méthodes non paramétriques sont plus appropriées pour analyser les séries de données sur la qualité de l'eau (El-Shaarawi *et al.*, 1983; Gilbert, 1987; Hipel, 1988; El-Shaarawi et Dansleth, 1988). Ceci tient au caractère particulier des séries qui présentent des distributions de mesures s'écartant de la normalité, une variabilité saisonnière, des valeurs manquantes ou situées sous le seuil de détection et souvent aussi, une autocorrélation. Au cours de la dernière décennie, une multitude de tests ont été développés pour satisfaire aux conditions requises pour traiter ce type de données (Hirsch *et al.*, 1982; Hirsch et Slack, 1984; Smith *et al.*, 1987; Lettenmaier, 1988; Hirsch, 1988; Hugues et Millard, 1988). Nous avons fait usage du test de Kendall saisonnier afin de détecter les tendances linéaires monotones. Lorsque ces dernières étaient significatives, nous avons estimé la pente au moyen de la méthode de Sen, (Phillips *et al.*, 1989) puis calculé le pourcentage de variation de la mesure du descripteur au cours de la période d'étude. Pour vérifier l'existence de tendances par sauts, nous avons utilisé un test de comparaison de Mann-Withney. L'ampleur d'un changement significatif a été évaluée par la méthode de Hodges-Lehman (Hirsch, 1988), qui permet de mesurer l'écart entre les médianes des deux ensembles de données situées de part et d'autre du saut.

3.2 VARIABILITÉ SPATIALE DE LA QUALITÉ DE L'EAU

Les eaux des rivières étant en perpétuel brassage, ceci a pour effet de favoriser leur oxygénation et d'assurer une certaine homogénéité des éléments physico-chimiques et des polluants. Dans des conditions normales, cette turbulence confère aux écosystèmes lotiques une certaine capacité de récupération qui se manifeste sur l'ensemble du cours d'eau. Au fur et à mesure de leur descente, les eaux reçoivent

différents apports exogènes qui vont en faire varier la qualité proportionnellement à l'intensité des changements géophysiques et anthropiques à survenir dans le milieu.

L'étude de la variabilité spatiale de la qualité de l'eau a permis de mettre en évidence ces changements et d'en cerner les causes. Nous avons d'abord examiné l'ensemble des données récoltées depuis 1979 aux trois stations principales et ce, de façon à obtenir une moyenne décennale des conditions physico-chimiques observées d'amont en aval sur le tronçon principal. Nous avons ensuite analysé les données estivales regroupées de 1988 et 1989, à chacune des stations d'échantillonnage et ce, afin d'obtenir une image récente et fine des conditions de la qualité de l'eau en plusieurs points du bassin. L'intensité du lien unissant les différentes variables est mise en évidence par le biais d'une matrice des corrélations entre descripteurs (annexe 6).

3.2.1 Portrait global

Les concentrations médianes des principaux paramètres de qualité de l'eau mesurées aux stations principales et à la station témoin sont présentées à l'annexe 7. Les résultats statistiques de l'analyse comparative des données inter-stations apparaissent au tableau 3.3. Contrairement à la plupart des têtes de rivière qui sont exemptes de pollution, la portion supérieure de la Bécancour a subi le contrecoup des activités humaines. À la station de Black Lake (A5), la mesure de l'alcalinité (120 mg/L CaCO_3) est presque cinq fois plus élevée que celle enregistrée à la station témoin et diffère significativement ($H = 148,3$; $P \leq 0,05$) des valeurs observées aux autres stations. Parallèlement, on observe aussi un pH basique des eaux (8,3 unités). Puisqu'il n'existe aucun chaulage des rejets miniers d'amiante (Richard, 1985), les valeurs élevées de ce descripteur reflètent fort probablement la nature géologique du sol qui se compose de roches basiques. De plus, selon Bertrand (1981), les résidus miniers renferment 40 % de MgO , 40 % de SiO_2 et des quantités appréciables de Na, K et Ca. Ceci pourrait expliquer les valeurs médianes de sodium et de potassium qui sont deux à trois fois plus

TABLEAU 3.3 RÉSULTATS DES TESTS DE KRUSKAL-WALLIS ET DE COMPARAISONS MULTIPLES POUR LES DESCRIPTEURS DE LA QUALITÉ DES EAUX AUX STATIONS PRINCIPALES DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR POUR L'ENSEMBLE DE LA PÉRIODE, 1979 À 1989

DESCRIPTEURS	UNITÉ	STATION TÉMOIN	TEST DE KRUSKAL-WALLIS	TEST NON PARAMÉTRIQUE DE COMPARAISONS MULTIPLES		
				Black Lake (A5)	Lyster (B9)	Bécancour (C4)
<u>IONS MAJEURS</u>						
Alcalinité	mg/l	25 (8)	H = 148,3 ; P ≤ 0,05	120 ^A (71)	44 ^B (73)	48 ^C (93)
Calcium	mg/l	10,4 (21)	H = 127,8 ; P ≤ 0,05	11,0 ^A (80)	11,5 ^A (72)	16,8 ^B (101)
Chlorures	mg/l	2 (14)	H = 159,2 ; P ≤ 0,05	26 ^A (80)	8 ^B (72)	10 ^C (98)
Dureté	mg/l	34,7 (18)	H = 154,7 ; P ≤ 0,05	152,7 ^A (80)	55,5 ^B (72)	62,6 ^C (101)
Magnésium	mg/l	2,2 (21)	H = 148,8 ; P ≤ 0,05	30,0 ^A (80)	6,5 ^B (72)	4,9 ^C (101)
Potassium	mg/l	-	H = 104,0 ; P ≤ 0,05	4,1 ^A (51)	1,4 ^B (42)	1,5 ^C (76)
Sodium	mg/l	-	H = 96,3 ; P ≤ 0,05	11,3 ^A (58)	3,8 ^B (49)	6,5 ^C (76)
Sulfates	mg/l	5,5 (21)	H = 141,8 ; P ≤ 0,05	26,5 ^A (80)	10,6 ^B (72)	14,6 ^C (98)
<u>SUBSTANCES NUTRITIVES</u>						
Azote ammoniacal total	mg/l	0,02 (29)	H = 88,0 ; P ≤ 0,01	0,16 ^A (82)	0,04 ^B (82)	0,05 ^C (124)
Azote organique	mg/l	0,19 (29)	H = 139,7 ; P ≤ 0,05	0,44 ^A (82)	0,21 ^B (82)	0,24 ^C (124)
Nitrates et nitrites	mg/l	0,08 (29)	H = 132,6 ; P ≤ 0,01	0,79 ^A (82)	0,31 ^B (82)	0,36 ^{BC} (124)
Azote total	mg/l	0,34 (29)	H = 159,3 ; P ≤ 0,05	1,47 ^A (82)	0,55 ^B (82)	0,62 ^C (124)
Phosphore filtré	mg/l	0,005 (29)	H = 174,2 ; P ≤ 0,05	0,108 ^A (82)	0,015 ^B (82)	0,020 ^C (124)
Phosphore en suspension	mg/l	0,008 (29)	H = 20,6 ; P ≤ 0,05	0,029 ^A (82)	0,016 ^B (82)	0,022 ^{AC} (124)
Phosphore total	mg/l	0,017 (29)	H = 134,5 ; P ≤ 0,01	0,156 ^A (82)	0,034 ^B (82)	0,043 ^C (124)
<u>DESCRIPTEURS PHYSIQUES</u>						
Conductivité	µS/cm	91 (29)	H = 179,3 ; P ≤ 0,05	360 ^A (81)	142 ^B (78)	172 ^C (121)
Couleur vraie	Hazen	22 (25)	H = 69,3 ; P ≤ 0,05	36 ^A	21 ^B	31 ^C
pH	pH	7,3 (29)	H = 116,2 ; P ≤ 0,05	8,3 ^A (82)	7,6 ^B (80)	7,7 ^C (99)
Turbidité	UNT	1,1 (30)	H = 9,3 ; P ≤ 0,05	2,6 ^A (78)	2,0 ^B (73)	3,7 ^C (121)

Note: Les données correspondent à la médiane du descripteur pour chaque station; l'effectif de l'échantillon figure entre parenthèses. Les médianes identifiées successivement par une même lettre ne sont pas significativement différentes.

fortes dans la Haute-Bécancour ($P \leq 0,05$) qu'en toute autre région du bassin. Quant à la concentration élevée de CaCO_3 , celle-ci pourrait dépendre également du chaulage automnal des terres (chaux à calcite et à dolomite), des rejets municipaux et industriels ainsi que de l'utilisation abusive d'engrais comme en témoignent les valeurs élevées de potassium (4,1 mg/L) et de sodium (11,3 mg/L). Dans ce dernier cas, l'enrichissement des eaux par les substances nutritives peut conduire à une explosion de macrophytes qui envahissent rapidement le milieu. Il est connu que la minéralisation des algues mortes fait intervenir une réduction des NO_x en NH_4^+ , l'étape de dénitrification entraînant la disparition des ions H^+ , ce qui permet d'accroître l'alcalinité du milieu. Or, nous avons mesuré des teneurs élevées d'azote ammoniacal dans les eaux de la portion supérieure du bassin (tableau 3.3). Une telle assertion apparaît cependant plus difficile à vérifier que l'hypothèse basée sur la géologie de la région puisque les valeurs élevées de pH surviennent de façon constante tout au long de l'année et pour l'ensemble de la période d'étude.

En revanche, la solubilisation des carbonates, peu abondants dans les schistes argileux de la Haute-Bécancour, intervient de façon mitigée dans cette portion du bassin. L'alcalinité étant inversement corrélée au débit moyen annuel (r de Spearman = -0,73; $P \leq 0,0001$), la faible valeur de ce dernier (5,1 m^3/s) laisse supposer un temps de contact relativement long entre l'eau et la roche en place. Ceci a pour effet de favoriser la dissolution du substrat consolidé et des terrils miniers, ce qui accroît la minéralisation des eaux et, partant, augmente la conductivité qui se chiffre à 360 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour la Haute-Bécancour comparativement à 91 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour la station témoin.

Les mêmes raisons que celles énoncées précédemment favorisent la présence accrue des cations Mg^{2+} et Ca^{2+} , lesquels concourent à la dureté de l'eau. Ce paramètre est un facteur important de la qualité de l'eau puisqu'il permet d'atténuer la toxicité de plusieurs métaux lourds (Alabaster et Lloyd, 1982). La dureté affiche une valeur significativement plus élevée ($H = 154,7$; $P \leq 0,05$) à la station de Black Lake (152,7 mg/L

CaCO_3) qu'aux autres stations. Le lessivage des horizons carbonatés de surface, si minces soient-ils, permettrait également le relargage de ces ions par l'action du gaz carbonique dissous (Mc Neely *et al.*, 1980).

Dans la Haute-Bécancour, la concentration de magnésium retient notre attention en raison de sa valeur élevée (30 mg/L) qui diffère significativement ($H = 148,8$; $P \leq 0,05$) de celle mesurée dans les portion médiane (6,5 mg/L) et inférieure (4,9 mg/L) du bassin. En nature, les roches ignées contenant du ferro-magnésium et les carbonates de magnésium des dépôts sédimentaires sont responsables des concentrations de Mg^{2+} dans le milieu aquatique (Shugar, 1980; Durfor et Becker, 1982). L'industrie des produits chimiques inorganiques et les déblais de mines d'amiante sont les principales sources anthropiques de cet élément (Marier *et al.*, 1980; Santé et Bien-être social Canada, 1982). Les minéraux d'amiante sont des silicates hydratés de magnésium et s'associent généralement au manganèse, au nickel, au chrome et au cuivre (Schreir et Taylor, 1980). Ces trois derniers métaux présentent d'ailleurs des concentrations plus élevées à Black Lake qu'ailleurs dans le bassin. Nous soupçonnons que le lessivage des haldes de résidus miniers et les faibles volumes d'eau sont à l'origine de la concentration significativement plus élevée ($H = 141,8$; $P \leq 0,05$) d'anions sulfates à la station de Black Lake (26,5 mg/L) qu'à celles de Lyster (10,6 mg/L) et de Bécancour (14,6 mg/L). Toutefois, cette teneur reste de loin inférieure à la limite de 250 mg/L au-delà de laquelle l'approvisionnement en eau brute n'est pas recommandé.

Les valeurs médianes d'azote total (1,47 mg/L) et de phosphore total (0,156 mg/L) enregistrées à la station de Black Lake sont statistiquement les plus élevées ($N: P \leq 0,05$; $P: P \leq 0,01$) de tout le bassin (tableau 3.3). La forte densité humaine et la présence de deux industries agro-alimentaires pourraient expliquer la dégradation des eaux de la Haute-Bécancour par les substances nutritives. Nous pensons également que les activités d'élevage contribuent à hausser la charge organique polluante. En 1986, dans cette région le rapport U.A./ha se chiffrait à 1,20 et approchait la densité théorique permise,

à savoir 1,31 unité animale par hectare de superficie cultivable (tableau 1.2). Cette valeur tend à démontrer une difficulté naissante pour les sols à assimiler complètement les concentrations d'éléments nutritifs leur parvenant par les fumiers et les engrais chimiques, de sorte que les apports excédentaires se retrouvent aux cours d'eau à plus ou moins longue échéance. D'ailleurs, la fraction inorganique ($\text{NH}_3 + \text{NO}_x$) de l'azote total étant dominante (64,6 %) dans le milieu, ceci indique que les apports enrichissants proviennent davantage de sources anthropiques que de sources naturelles. De la même façon, dans le cas du phosphore, la concentration de la forme filtrée (0,108 mg/L) est nettement plus élevée que celle de la forme en suspension (0,029 mg/L), ce qui pourrait laisser supposer que les charges urbaines l'emportent sur les apports d'origine naturelle.

Dans la Moyenne-Bécancour, les concentrations de la plupart des ions majeurs et des substances nutritives mesurées dans les cours d'eau répondent aux critères de qualité prescrits et s'avèrent significativement inférieures ($P \leq 0,05$) à celles rencontrées dans les autres portions du bassin (tableau 3.3). Les concentrations des formes particulaire et dissoute du phosphore total étant similaires, on peut penser que les charges nutritives proviennent autant de la dégradation des matières végétales mortes que des apports d'eaux usées municipales. La teneur médiane d'azote total est également inférieure à 1 mg/L, ce qui dénote le peu de problèmes liés à la fertilisation du milieu. Ce résultat n'étonne en rien lorsque l'on connaît l'influence positive qu'exercent les lacs William et à la Truite sur les concentrations de substances nutritives. La production primaire de ces milieux lacustres favorise la rétention de quantités élevées de phosphore et d'azote au profit de la qualité des eaux du tronçon médian du bassin. Le décompte d'une quantité minime de coliformes fécaux (80 coli./100 ml) indique aussi le faible degré de pollution bactériologique enregistrée dans la portion intermédiaire du bassin. De plus, les valeurs de plusieurs descripteurs physiques s'apparentent à celles observées au site témoin. Les eaux claires (2 UNT) et peu colorées (20 Hazen) témoignent des teneurs réduites en

matières en suspension. Les concentrations médianes de métaux sont également plus basses que celles mesurées à la tête et à l'embouchure de la rivière.

Dans la Basse-Bécancour, tous les ions majeurs présentent des concentrations significativement plus élevées ($P \leq 0,05$) que celles mesurées dans le secteur précédent. Bien qu'il s'agisse de hausses légères, ces teneurs sont le reflet d'un territoire où les activités agricoles et industrielles sont plus marquées. Dans les basses-terres du Saint-Laurent, la présence d'argiles marines riches en ces éléments vient ajouter aux concentrations mesurées qui, néanmoins, restent faibles. La Basse-Bécancour montre aussi des eaux plus chargées en matières nutritives que celles coulant dans le secteur précédent. Nous avons noté des augmentations respectives de 111 % et de 21 % pour l'azote (0,62 mg/L) et le phosphore total (0,043 mg/L), cette dernière valeur enf्रेignant le critère de qualité permis (0,033 mg/L) pour la protection de la vie aquatique. Outre l'agriculture qui y est plus intensive, les agglomérations sont également plus peuplées et favorisent l'accroissement de la pollution fertilisante.

3.2.2 Portrait estival

Les tournées estivales de 1988 et 1989 ont servi à caractériser sur le plan spatial la qualité des eaux du bassin, à une période de l'année où les problèmes de pollution sont davantage aigus en raison de l'étiage et de la plus forte demande concernant les activités aquatiques. Les figures 3.1a et 3.1b présentent les médianes estivales calculées pour les sept principaux descripteurs physico-chimiques et biologiques. Compte tenu de l'échantillonnage réduit, nous avons regroupé les données recensées au cours de ces deux années ($n = 8$), mais nous n'avons pas jugé pertinent d'effectuer des tests statistiques en vue de détecter des différences inter-stations.

Pour l'ensemble du bassin, les valeurs maximales d'azote (1,46 mg/L) et de phosphore total (0,445 mg/L) sont toutes deux observées à l'embouchure de la rivière

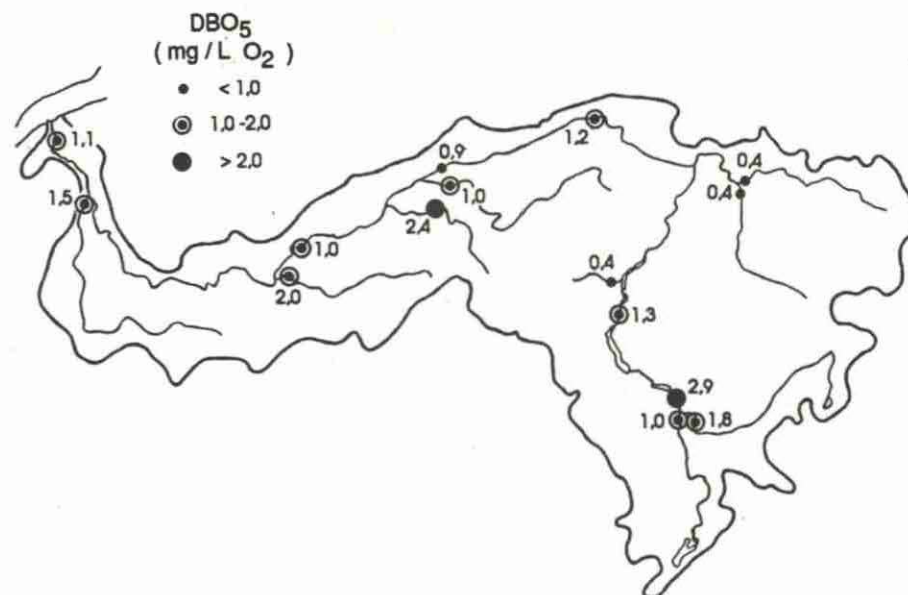
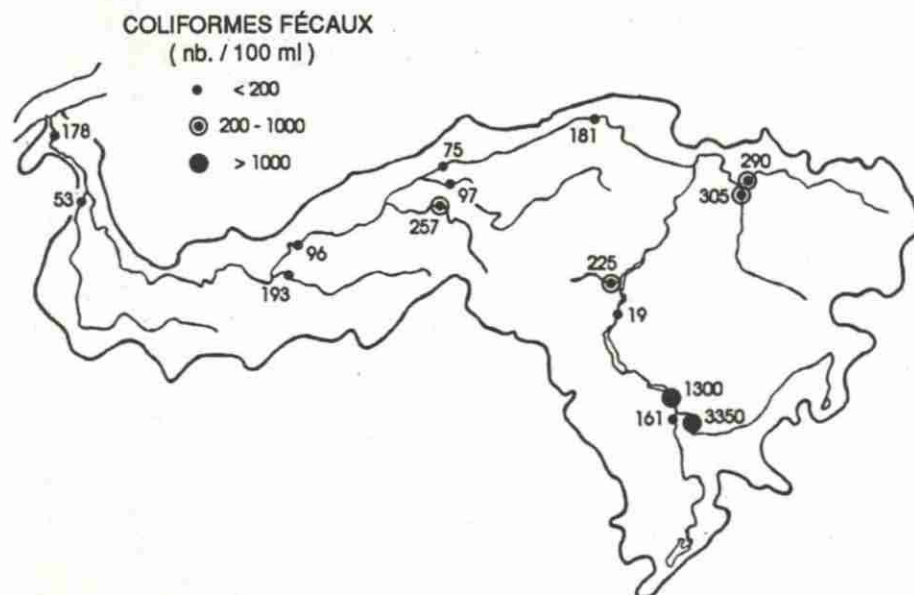
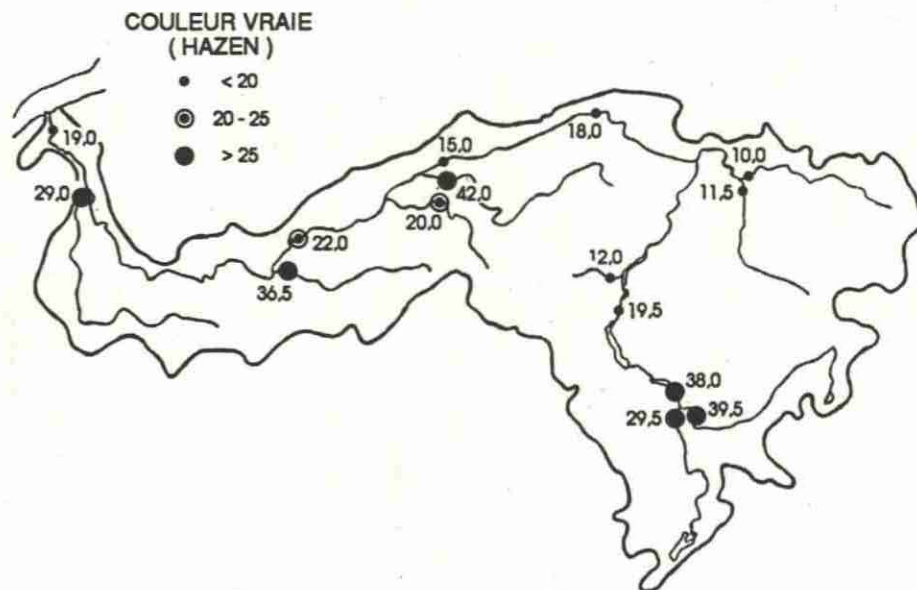
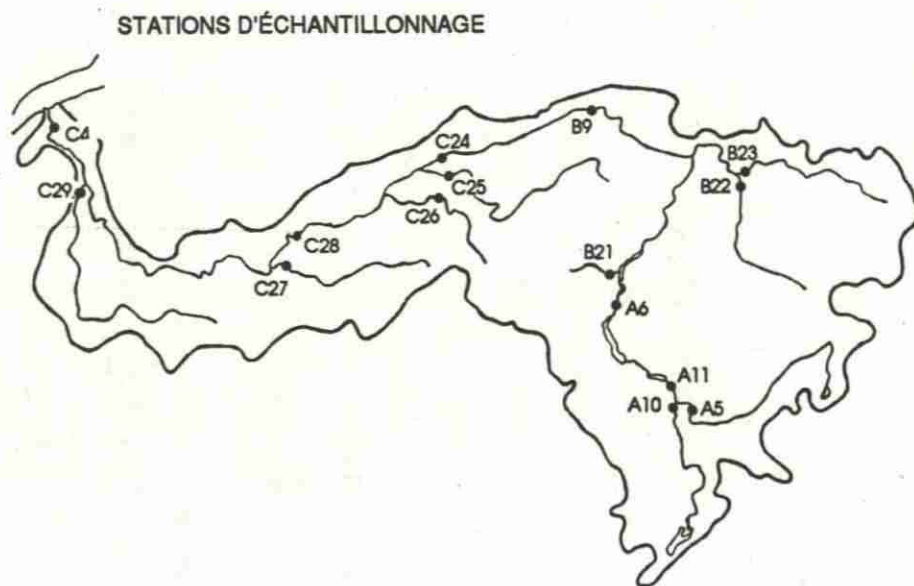


Figure 3.1A MÉDIANES ESTIVALES (1988 et 1989) DES DESCRIPTEURS DE LA QUALITÉ DE L'EAU DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR (N = 8)

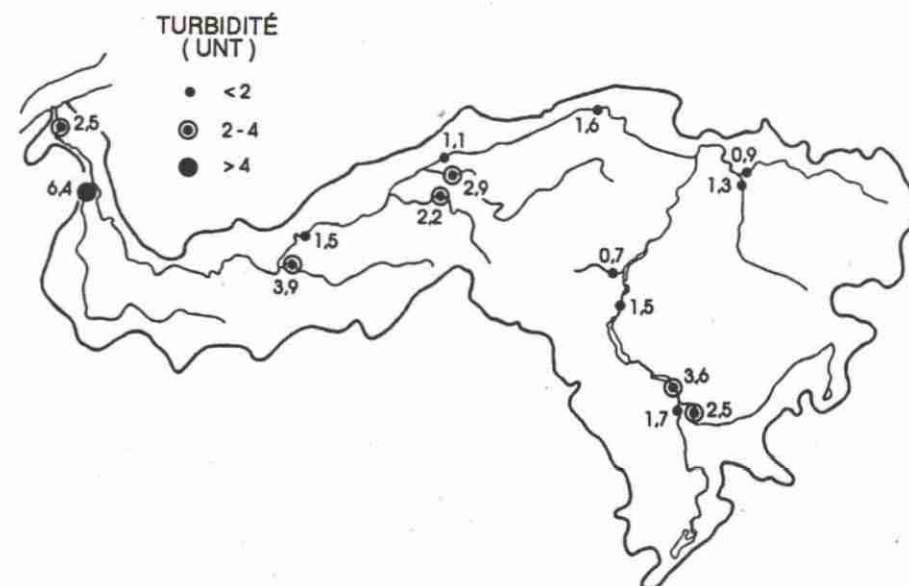
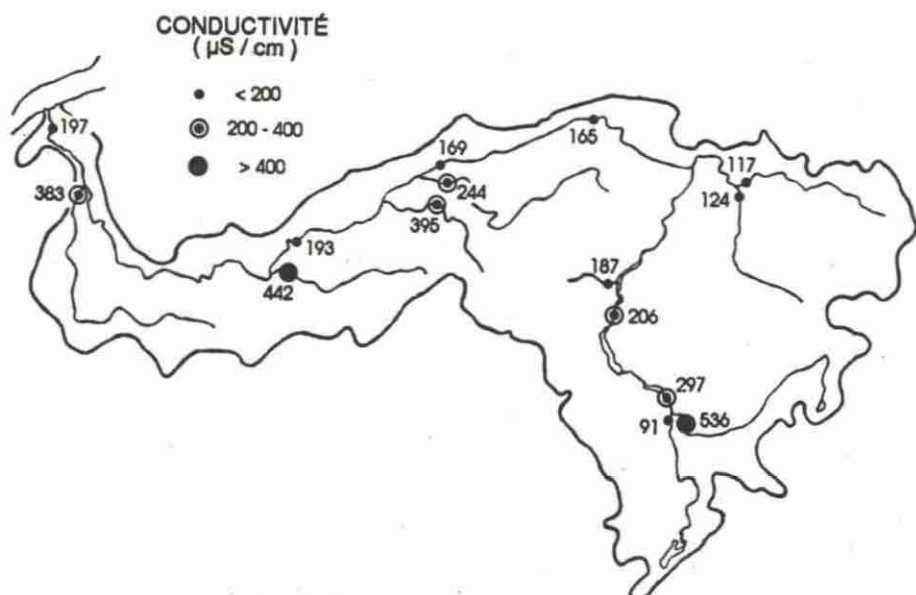
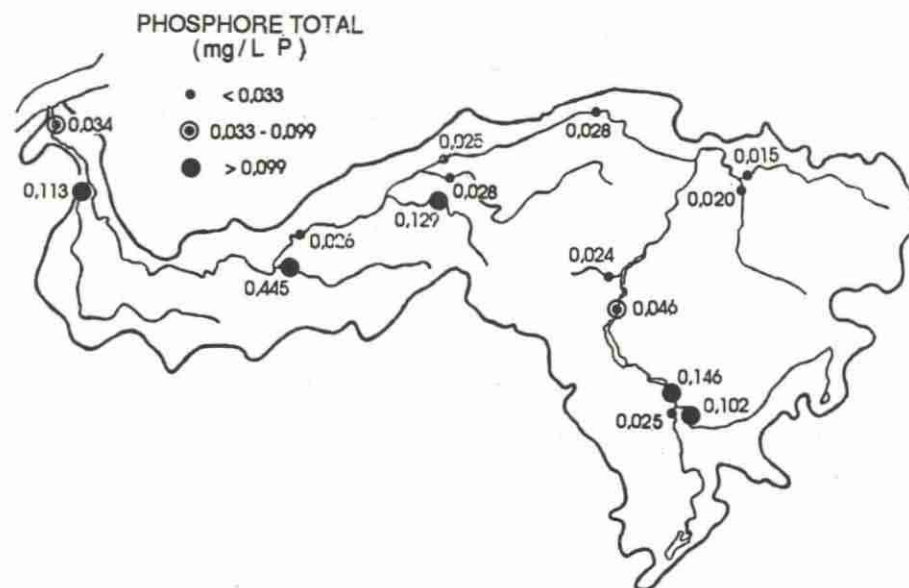
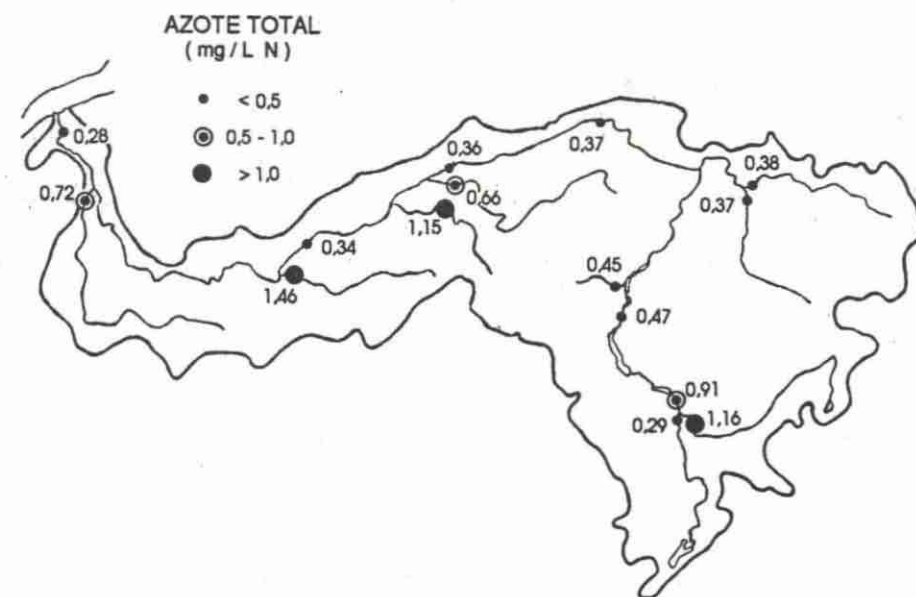


Figure 3.1B MÉDIANES ESTIVALES (1988 et 1989) DES DESCRIPTEURS DE LA QUALITÉ DE L'EAU
DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR (N = 8)

Blanche (rivière Saint-Rosaire, station C27). La station de la rivière Bourbon (C26), ainsi que celles situées à Black Lake (A5) et en aval de l'ancien étang de Stater Pond (A11), présentent également des problèmes de qualité d'eau, les valeurs de ces paramètres dépassant le critère fixé. La station C29, sise à l'embouchure de la rivière Saint-Wenceslas, affiche également une valeur élevée de phosphore total. Dans le cas des trois premières stations énumérées, nous présumons que les municipalités et les établissements agricoles sont en majeure partie responsables de l'état actuel de la qualité de l'eau. Ainsi, par exemple, la municipalité de Plessisville rejette 1 mg/l de phosphore total dans la rivière Bourbon et ce, avec un débit d'effluent assez élevé et un débit de rivière relativement faible. La station d'épuration de Black Lake procède au traitement des eaux usées par l'entremise d'un réacteur biologique séquentiel (RBS) dont l'efficacité est considérée satisfaisante par le MENVIQ. Toutefois, le peu de dilution ($F_d = 0,1$) offert par la rivière au cours de l'été, malgré la déphosphatation, suffit probablement à expliquer les valeurs élevées de phosphore total enregistrées. Les ouvrages de surverse sont également susceptibles d'entraîner des charges supplémentaires d'azote et de phosphore dans le cours d'eau en période de pluie. Aucun débordement ne devrait survenir en temps sec. La problématique particulière entourant le phosphore dans le secteur de Stater Pond est bien documentée dans Bertrand (1981). Ainsi, en période estivale, le réservoir artificiel de Stater Pond remettrait en solution le phosphore, alors que le lac à la Truite agirait comme piège à nutriments. Les données confirment d'ailleurs le rôle de trappe joué par ce plan d'eau. Outre les eaux usées ménagères qui viennent enrichir le milieu, les rejets agricoles acheminent également des substances nutritives à la rivière. Par exemple, la municipalité de Robertsonville présente un rapport U.A/ha de 4,75 unités, ce qui laisse supposer que des polluants organiques et fertilisants sont susceptibles d'atteindre le cours d'eau. Par contre, exception faite de pluies abondantes pouvant survenir, il semble peu probable que les teneurs d'azote et de phosphore soient imputables directement au ruissellement des terres, lui-même minimisé en raison d'un délavage moins intense du bassin à l'été.

La majorité des bassins versants montrent un gradient croissant des valeurs de conductivité de l'amont vers l'aval, la quantité de matières dissoutes augmentant en fonction de la superficie drainée. Dans la région de Black Lake et à la charge du lac à la Truite, la présence de métaux et surtout d'ions majeurs dans l'eau induit un patron inverse de conductivité, au moins jusqu'à Notre-Dame-de-Lourdes située dans la Basse-Bécancour. Les quatre derniers tributaires situés en aval de cette municipalité, et dont les eaux sont riches en substances dissoutes, contribuent à rehausser les valeurs de conductivité.

Si l'on fait exception des stations d'échantillonnage localisées à Black Lake (A5), à Stater Pond (A11) et à l'embouchure des quatre effluents mentionnés plus haut, lesquelles présentent une turbidité accrue des eaux, les valeurs médianes de ce descripteur demeurent inférieures à 2 UNT en tout point du tronçon principal, ce qui constitue un bon indice de la qualité générale de l'eau dans le cours principal. Trois phénomènes naturels favorisent la clarté de l'eau et ce, plus particulièrement dans la Moyenne-Bécancour. D'abord, la vitesse d'écoulement de l'eau est passablement réduite dans cette section de rivière, d'où une sédimentation plus importante des particules fines en suspension au profit d'une meilleure transparence de l'eau. Ensuite, le ruissellement est moindre en période estivale en raison d'une pluviosité plus faible et, par surcroît, il y a captage partiel des précipitations par la voûte de feuillage et la couverture végétale terrestre. Enfin, il importe de mentionner le rôle du lac William qui agit à la manière d'un bassin de sédimentation et d'un réacteur biologique.

Les mesures de couleur vraie ne suivent pas un continuum spatial et fluctuent d'un point d'échantillonnage à l'autre. Les raisons apparentes de ces changements discontinus pourraient être liées en partie à l'exploitation forestière et au défrichement agricole en bordure des rives. Ces activités, si elles sont anarchiques ou mal planifiées, accroissent le ruissellement, facilitant la libération dans l'eau de carbonates de calcium, de sels organiques et d'acides humiques provenant des matières végétales en décomposition.

Nous observons une coloration accentuée de l'eau aux trois stations avoisinantes de la confluence des rivières au Pin et Bécancour, de même qu'à l'embouchure des rivières Saint-Wenceslas, Noire et Blanche (rivière Saint-Rosaire). Dans le cas de ce dernier tributaire, les industries du textile, situées à Princeville et rejetant au cours d'eau des teintures et autres solutions issues de leurs procédés, se voient imputer une part de responsabilité quant à la coloration plus élevée des eaux.

La qualité bactériologique de l'eau ne constitue pas un véritable problème dans le bassin de la Bécancour. Les densités les plus élevées de coliformes fécaux sont mesurées dans la Haute-Bécancour, région recevant les eaux usées de 50 % de la population du bassin, si l'on exclut Bécancour. Nous savons également que la station d'épuration de Black Lake n'utilise ni la chloration, ni la désinfection aux ultra-violets pour éliminer les coliformes et que le type de traitement (RBS) ne permet pas une désinfection naturelle importante. Quant aux petites municipalités de Saint-Jacques-le-Majeur-de-Wolfestown, Sacré-Coeur-de-Marie-Partie-Sud et Saint-Julien, elles ne traitent pas leurs eaux usées. Ces apports polluants, couplés à une faible dilution des eaux, procurent une densité moyenne de coliformes fécaux qui est maximale à Black Lake (3350 coli./100 ml). Celle-ci décroît par la suite rapidement comme en témoigne le faible nombre de microorganismes (19 coli./100 ml) dénombrés immédiatement en aval du lac William. Dans la Moyenne-Bécancour, à l'embouchure des rivières Palmer (station B22) et Palmer est (station B23), la densité de coliformes fécaux gravite autour de 300 individus/100 ml. Cette valeur, qui demeure faible, est la plus élevée après celles mesurées à Black Lake (A5) et à Stater Pond (A11). La présence de porcheries à Saint-Jacques-de-Leeds, de même que l'absence ou le mauvais fonctionnement de l'élément épurateur de fosses septiques dont sont munies quelque 1300 habitants de la région, pourraient être responsables de la persistance des coliformes fécaux dans le milieu aquatique.

La DBO₅ ne présente en aucun endroit du bassin une valeur supérieure à 3,0 mg/L, ce qui constitue le critère de qualité pour la vie aquatique. Les apports de matières

organiques ne contribuent donc pas à abaisser de façon notable la concentration d'oxygène dissous en période estivale, d'autant plus que le brassage naturel des eaux pourvoit à la réoxygénation du milieu récepteur. La mesure de DBO₅ la plus élevée a été notée à la station A11 sise juste en aval de Stater Pond. Une évaluation du potentiel de fertilité de cet ancien étang (Bertrand, 1981) a d'ailleurs mis en évidence un degré d'eutrophisation avancé du milieu, d'où la ponction d'une partie d'oxygène devant servir au mécanisme d'oxydation des matières organiques mortes.

3.2.3 Usages de l'eau en période estivale

Les résultats des campagnes estivales d'échantillonnage menées en 1988 et 1989 nous ont permis de caractériser la qualité des eaux du bassin de la Bécancour. Sachant qu'à chaque groupe d'usages correspondent des descripteurs spécifiques pour lesquels il existe des critères de qualité devant être respectés, nous avons examiné la fréquence des dépassements de ces critères à chaque station et ce, afin de juger de la qualité de l'eau pour la vie aquatique, l'eau potable, la baignade et les autres activités nautiques (annexe 8). Pour chacun de ces usages, nous avons considéré la qualité de l'eau comme étant "satisfaisante" lorsque les dépassements du critère survenaient dans moins de 25 % des échantillons. Si 25 % à 50 % des échantillons outrepassaient la valeur permise, la qualité de l'eau se voyait décerner la mention "douteuse". Enfin, lorsque plus de 50 % des échantillons présentaient des dépassements de critères, la qualité de l'eau était classée "mauvaise".

Avant de conclure à la perte d'un usage sur le bassin, il faut préalablement vérifier sur la carte des usages (annexe 4) si cette activité particulière a été recensée au site d'intérêt. Par exemple, l'eau d'un tronçon peut s'avérer mauvaise pour la baignade, mais si cette activité n'a jamais été pratiquée à cet endroit en raison de contraintes physiques du milieu (accessibilité, profondeur de l'eau, vitesse de courant, etc.), on ne peut supposer qu'il y a perte d'usage due uniquement à la qualité de l'eau. Le lecteur doit comprendre

à l'examen de la carte des usages que le jugement est porté sur la qualité de l'eau indépendamment de la présence ou non de l'usage. Si l'usage existe, la carte de suivi de la qualité de l'eau (annexe 8) montre à quel degré cette dernière est compatible avec l'usage identifié. La vie aquatique échappe à cette règle puisqu'elle est toujours prise en compte à chaque station d'échantillonnage.

Exception faite du secteur du lac William, la Haute-Bécancour est la portion de territoire où la qualité de l'eau semble la plus détériorée. Pour la majorité des usages, des dépassements de critères sont observés dans plus de 50 % des échantillons d'eau recueillis aux stations de Black Lake (A5) et de Stater Pond (A11). En ce qui a trait à la vie aquatique, ces dépassements sont induits par de trop fortes valeurs de phosphore, de chrome et de nickel. Dans le cas des autres usages, ce sont surtout les densités de coliformes fécaux qui dépassent la limite permise. Heureusement, dans cette partie du bassin, il n'existe pas d'usage le long du cours principal, pas plus qu'à l'embouchure de la rivière au Pin (A10) où la qualité de l'eau est jugée néanmoins satisfaisante pour les activités récréatives et l'eau brute d'alimentation.

Le lac William, lequel est utilisé de façon intensive par les villégiateurs durant la saison estivale, présente aussi une eau d'une qualité satisfaisante pour les deux derniers usages cités précédemment ainsi que pour la baignade. Il s'agit d'un secteur qui semble s'améliorer progressivement depuis les deux dernières années. Toutefois, en 1988-1989, la qualité de l'eau demeurerait mauvaise en regard de la protection à accorder à la vie aquatique. Cependant, les dépassements de critères n'impliquaient pas les métaux, les charges excédentaires de phosphore étant plutôt responsables de l'état trophique du milieu. À l'usine d'épuration de Halifax-Sud, les eaux usées montraient à leur sortie de l'effluent une concentration moyenne de phosphore supérieure à 1 mg/L (M. Gelineau, MENVIQ, comm. pers.) et ce, en raison de l'absence de déphosphatation avant 1990. De plus, en 1987, on s'est rendu compte que l'hôpital de Bernierville produisait des charges de phosphore beaucoup plus importantes que prévues parce que la buanderie

acceptait de nettoyer le linge souillé provenant d'autres établissements hospitaliers. En conséquence, des correctifs ont été apportés à la station d'épuration des eaux usées, notamment par l'ajout de la déphosphatation sur une base annuelle. Outre une certaine part de responsabilité qui revient à l'hôpital, on soupçonne qu'il y a eu aussi des déversements illicites de purin dans le système de canalisation des eaux d'égouts situé en aval de l'usine de traitement. Bien que cette allégation n'ait toujours pas été prouvée, il est probable que ces déversements volontaires, s'ils ont vraiment eu lieu, ont contribué au maintien des piètres conditions de l'eau dans la partie terminale du lac. Enfin, il est possible qu'il se produise un relâchement de phosphore au printemps ou dans les zones anoxiques du lac William. Le ralargage de cet élément, maintenu captif depuis bon nombre d'années dans cette cuvette, pourrait expliquer les concentrations élevées mesurées à son exutoire (station A6). La pollution fertilisante ainsi produite aurait favorisé la croissance estivale de macrophytes et d'algues jusqu'à la fin de l'été 1989. Cependant, il est à noter qu'au mois d'août 1989, une concentration moyenne de 163 µg/L de phosphore a toutefois été mesurée à toutes les stations du bassin et ce, en raison d'un épisode pluvial d'envergure. Compte tenu de la configuration topographique du secteur, le temps de réponse du bassin à des précipitations abondantes est relativement court, de sorte que les pluies diluviennes ont vite fait de délayer les terres et de charrier au cours d'eau une quantité appréciable de matières organiques et minérales.

Dans la Moyenne-Bécancour, toutes les stations d'échantillonnage présentent une eau de qualité douteuse pour la vie aquatique, ce qui constitue malgré tout une amélioration sensible en comparaison avec le secteur précédent. L'embouchure des rivières Osgoode (B22) et Palmer (B23) se voit décerner les mêmes cotes de qualité de leurs eaux considérées mauvaises en raison d'une pollution microbienne suffisamment importante pour proscrire la baignade. L'eau est jugée de qualité douteuse pour les autres usages, le phosphore étant le principal facteur limitant avec une teneur moyenne de l'ordre de 42 µg/L. Il importe de souligner que l'activité de pêche est pratiquée par de nombreux adeptes en maints endroits le long du tronçon principal des rivières Palmer et Osgoode.

Dans le voisinage immédiat des stations B22 et B23, les seules activités liées à l'eau, et plus particulièrement la baignade, ont été identifiées en amont du pont couvert sur la rivière Palmer, en amont de Kinnear's Mills sur la rivière Osgoode, et à 5 km en aval de la confluence de ce tributaire avec la rivière Palmer. De là, la décroissance bactérienne s'effectue rapidement grâce à l'action bactéricide des rayons ultra-violets, de sorte qu'à Lyster (B9), la qualité de l'eau pour la baignade s'est améliorée bien qu'elle reste encore douteuse. Elle est toutefois jugée satisfaisante pour les besoins d'approvisionnement en eau brute et la pratique de sports nautiques.

Dans la Basse-Bécancour, à la station C24 située sur le tronçon principal à Notre-Dame-de-Lourdes, la qualité de l'eau répond maintenant aux normes prescrites pour la baignade. Nous avons déjà mentionné que cette activité prenait place un peu partout entre Lyster et Daveluyville. Dans cette optique, il importe de signaler qu'à un kilomètre en amont de l'embouchure de la rivière Bourbon, la baignade risque d'être compromise occasionnellement en raison des eaux de la rivière Noire qui viennent augmenter la densité de bactéries coliformes déjà comptabilisées dans la rivière Bécancour. Dans un autre ordre d'idées, à quelques centaines de mètres en aval de la station C24, la municipalité de Plessiville puise son eau potable, laquelle est cataloguée comme douteuse étant donné les mesures de nickel qui ont dépassé légèrement la concentration permise (13,4 µg/L) à deux occasions. Des vérifications faites auprès de la DAITS et du laboratoire permettent de penser qu'il s'agit là d'événements isolés ou purement accidentels, les teneurs de nickel enregistrées à cette station oscillant autour de 5 µg/L depuis plus de 10 ans.

À la station C28, à 5 km en aval de Saint-Louis-de-Blandford, la qualité de l'eau s'avère satisfaisante pour tous les usages, bien que les conditions du milieu apparaissent occasionnellement problématiques pour le maintien de la protection de la vie aquatique. Dans le cas des stations C25, C26 et C27 situées respectivement à l'embouchure des rivières Noire, Bourbon et Blanche (rivière Saint-Rosaire), leurs eaux usées d'origine urbain-

ne sont pour la plupart traitées mais des contraintes physiques restreignent, sinon empêchent, toute activité de baignade. Très peu d'usages ont d'ailleurs été inventoriés sur ces trois affluents. Les rivières Blanche et Bourbon sont les plus abîmées et présentent une eau dont la qualité est étiquetée mauvaise en regard de la vie aquatique, et douteuse à l'endroit des autres usages. Ces cours d'eau souffrent surtout de pollution fertilisante, à laquelle s'additionne, dans le cas de la rivière Bourbon, une pollution organique se traduisant par quelques mesures élevées de DBO5. Cette dernière forme de pollution pourrait occasionnellement être issue des résidus organiques apportés notamment par l'industrie agro-alimentaire plus particulièrement concentrée dans la région de Plessisville. À cet effet, les débordements en temps de pluie pourraient, le cas échéant, être en partie à l'origine des valeurs élevées de phosphore mesurées dans la rivière Bourbon. Règle générale, les faibles volumes d'eau de ces tributaires limitent l'effet de dilution, tandis que les vitesses réduites d'écoulement retardent la capacité naturelle d'auto-épuration du milieu par voie d'oxygénation.

Les données enregistrées à la station C29 située à proximité de l'embouchure de la rivière Blanche (rivière Saint-Wenceslas) laissent supposer que l'eau est de mauvaise qualité pour la vie aquatique, la totalité des mesures de phosphore dépassant le critère fixé. Les concentrations élevées de cette substance nutritive sont attribuables en majeure partie aux engrais chimiques utilisés à profusion dans cette région où la culture du maïs est intensive et où, par surcroît, les rives sont en maints endroits dégarnies de végétation. Dans la portion aval de ce tributaire, des problèmes bactériologiques ont été mis en évidence, rendant la qualité de l'eau douteuse pour la baignade. Cet usage n'a toutefois pas été identifié sur ce cours d'eau. La mise en service de la station d'épuration d'Annaville, en 1988, et de celle de Saint-Wenceslas, attendue pour 1991, pourrait en partie rectifier l'état actuel de la situation. Cela n'est toutefois pas évident puisque ce secteur est très agricole, les activités d'élevage contribuant probablement dans une large part à la contamination bactérienne des eaux. À la station C4, située près de l'embouchure de la rivière Bécancour, la qualité de l'eau s'avère douteuse pour la vie

aquatique et la baignade, le phosphore et les coliformes fécaux étant respectivement tenus responsables de la piètre qualité de l'eau observée dans le milieu. Les autres usages ne sont soumis à aucune restriction particulière puisque la qualité de l'eau est jugée satisfaisante et n'interdit en rien leur pratique.

3.3 VARIABILITÉ TEMPORELLE DE LA QUALITÉ DE L'EAU

Deux modalités de changements temporels interviennent au niveau des descripteurs de la qualité de l'eau. D'une part, l'étude des variations à long terme s'appuie sur l'évolution des données dans le temps et cherche à mesurer le degré d'amélioration ou de détérioration de la qualité de l'eau. D'autre part, les variations à court terme revêtent habituellement un caractère cyclique annuel déterminé par les conditions climatiques qui prévalent à l'échelle du bassin. Ces dernières modulent les régimes thermique et hydrologique qui, à leur tour, contrôlent les autres variables abiotiques du milieu. De ce fait, la plupart des variables physico-chimiques affichent un patron typique de variabilité naturelle résultant des fluctuations saisonnières. Une modification de l'allure de la courbe de variation périodique d'un descripteur indique que l'environnement subit un stress prolongé, induit par une ou plusieurs sources polluantes. La perturbation est d'autant plus prononcée que la plage de variation entre les centiles 25 et 75 est grande. Une telle situation s'observe généralement de l'amont vers l'aval, à mesure que de nouveaux intrants viennent se greffer au tronçon principal du cours d'eau, ce qui n'est pas toujours le cas dans la Bécancour.

3.3.1 Cycle annuel de variation des descripteurs

Les cycles annuels de six descripteurs de la qualité de l'eau apparaissent à la figure 3.2. Ceux-ci mettent en évidence des patrons classiques de variation observés à la station de Lyster (B9), laquelle permet d'illustrer des conditions intra-annuelles pour le moins satisfaisantes et représentatives de la qualité du milieu aquatique.

La conductivité est un descripteur particulièrement sensible aux variations de teneurs en matières dissoutes, lequel est directement lié à l'alcalinité (r de Spearman = 0,86; $P \leq 0,0001$) et inversement corrélé avec le débit (r de Spearman = -0,66; $P \leq 0,0001$). Comme en témoigne la figure 3.2a, la conductivité diminue au printemps et se chiffre à un peu moins de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. À l'été, les mesures sont plus élevées, la rivière étant principalement alimentée par les eaux minéralisées de la nappe aquifère. Aux stations de Bécancour (C4) et de Black Lake (A5) (annexe 9.9), la conductivité montre un patron semblable mais, à chaque fois, de plus forte amplitude, ce qui indique que le milieu reçoit des apports supplémentaires de sels dissous, d'éléments basiques et d'acides inorganiques.

La turbidité est positivement corrélée avec le débit (r de Spearman = 0,55; $P \leq 0,0001$). Règle générale, les valeurs plus élevées de turbidité d'origine minérale sont rencontrées en période de crue et lors d'épisodes pluvieux marqués (figure 3.2b), les particules de sol étant véhiculées au cours d'eau par l'érosion et le ruissellement. En été, dans les cuvettes d'eau stagnante, les blooms phytoplanctoniques concourent à la turbidité d'origine biologique. Enfin, l'amiante étant l'une des composantes identifiées dans les matières en suspension dans l'eau potable, nous n'écartons pas l'hypothèse qu'elle soit en partie responsable des valeurs de turbidité observées à la station de Black Lake (A5) (annexe 9.8).

Dans l'eau, les formes de phosphore sont en perpétuel changement en raison des processus de décomposition et de synthèse s'effectuant sur les éléments organiques et inorganiques oxydés. Les concentrations de cette variable sont très influencées par le régime hydrologique. Le phosphore filtré comprend principalement la fraction dissoute et se retrouve également à l'état adsorbé sur des agrégats particuliers organiques. Il varie dans le même sens que la conductivité (figure 3.2c), l'effet de dilution favorisant les faibles concentrations enregistrées au printemps. L'utilisation du phosphore par les végétaux terrestres et aquatiques explique les basses concentrations qui perdurent au

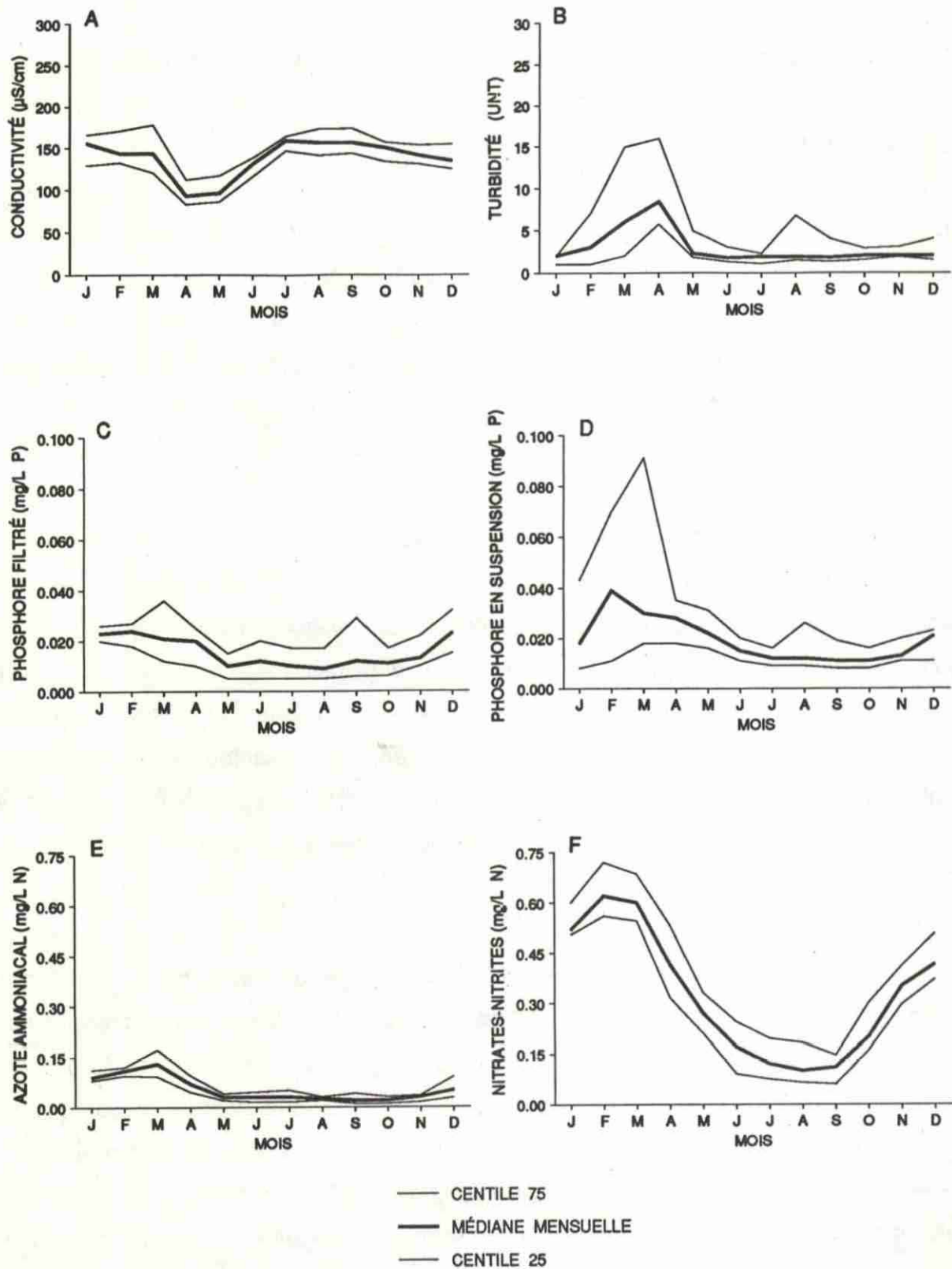


Figure 3.2 CYCLES ANNUELS DE VARIATION OBSERVÉS POUR SIX DESCRIPTEURS DE LA QUALITÉ DE L'EAU À LA STATION DE LYSER (B9) DU BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

cours de l'été. Dans la Haute-Bécancour, à la station de Black Lake (A5), le cycle annuel s'écarte du modèle théorique, ce qui suppose un apport accru de phosphore possiblement imputable aux rejets urbains et ce, d'autant plus que la forme filtrée prédomine dans le milieu (annexe 9.5). À l'été, on note un accroissement des valeurs de ce descripteur, des quantités de phosphore, emmagasinées dans le milieu en hiver en raison du ralentissement de l'activité photosynthétique, étant relarguées dans l'environnement aquatique au cours de la saison estivale. L'excédent de phosphore ne pouvant être entièrement utilisé par les plantes, les valeurs élevées de ce nutriment perdurent dans le milieu.

À l'opposé, le phosphore en suspension (figure 3.2d) présente un patron de variation calqué sur celui de la turbidité, ce qui tend à démontrer que les apports sont davantage liés au ruissellement. La forme particulaire, de par ses valeurs moyennes légèrement plus élevées que celles de la forme filtrée, laisse poindre des problèmes de pollution non seulement urbaine mais aussi agricole, principalement dans la Basse-Bécancour et occasionnellement dans la Moyenne-Bécancour (annexe 9.6).

En milieu peu pollué, les cycles annuels de variation de l'azote (figures 3.2e et 3.2f) montrent que les concentrations les plus basses surgissent à l'été, les plus élevées survenant à l'hiver. Il s'agit là de patrons caractéristiques épousant en tout point le cycle d'assimilation de l'azote par la composante biologique du sol, la production primaire étant à son apogée en saison estivale et à son minimum à l'hiver. Pour les mêmes raisons que celles énoncées plus haut, le cycle de l'azote ammoniacal (NH_3) peut être superposé à celui du phosphore filtré. Par ailleurs, les concentrations de nitrates-nitrites ($\text{NO}_3\text{-NO}_2$) l'emportent sur l'azote ammoniacal durant l'été, puisque le NH_3 est oxydé rapidement en NO_2 d'abord, puis en NO_3 ensuite. Nous observons une situation contraire à l'hiver, la température froide de l'eau réduisant l'activité bactérienne. La station de Bécancour (C4) affiche des patrons similaires à ceux de la station de Lyster (B9) dans le cas des $\text{NO}_3\text{-NO}_2$ et du NH_3 (annexes 9.1 et 9.2). À cette dernière station, l'azote total évolue dans la même direction que les nitrates-nitrites. Quant à l'azote organique, son patron est à l'inverse

des précédents et demeure relativement stable tout au long de l'année. Des valeurs plus élevées marquent la période estivale en raison d'un moindre effet de dilution.

À la station de Black Lake (A5), on décèle des anomalies évidentes dans les cycles annuels de variation des nitrates-nitrites et de l'azote ammoniacal (annexes 9.1 et 9.2). Dans le cas de cette dernière variable, les fortes concentrations mesurées en hiver s'expliquent par la charge excessive de matières organiques qui ne peuvent être entièrement transformées par les bactéries dont le métabolisme est ralenti. Le cycle atypique des nitrates-nitrites, lesquels présentent des valeurs très élevées, traduit un malaise démontré par l'augmentation progressive de ces substances nutritives, au cours des mois d'avril à septembre. En raison de cette surcharge de matières organiques, l'ammonification de l'azote organique et la nitrification subséquente de l'azote ammoniacal ont pour conséquence d'appauvrir le milieu en oxygène sans pour autant entraîner d'anoxie. Dans ces circonstances, les microorganismes aérobies sont encore capables de convertir le NH_3 en $\text{NO}_3\text{-NO}_2$, l'oxydation étant favorisée par les caractéristiques du milieu récepteur.

3.3.2 Évolution de la qualité de l'eau

L'analyse des séries temporelles porte sur les données enregistrées aux trois stations principales. Compte tenu de la problématique du bassin, les descripteurs retenus sont les différentes formes d'azote et de phosphore, la turbidité, la conductivité, le débit et le magnésium. La représentation graphique des séries chronologiques se rapportant à ces paramètres figure à l'annexe 10. Les résultats d'analyse sont résumés au tableau 3.4. Les descripteurs de qualité de l'eau ayant affiché une évolution significative et sur lesquels se fonde l'essentiel de la discussion, apparaissent au tableau 3.5.

Dans la Haute-Bécancour, à la station de Black Lake (A5), les formes d'azote et de phosphore n'ont manifesté aucune tendance à la hausse ou à la baisse, entre 1979 et 1986. Malgré leur stabilité, les valeurs de ces descripteurs restent trop élevées, l'azote

TABLEAU 3.4 TENDANCES¹ DÉTECTÉES DANS LES SÉRIES CHRONOLOGIQUES DES DESCRIPTEURS DE LA QUALITÉ DES EAUX AUX STATIONS PRINCIPALES DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

DESCRIPTEURS	STATIONS ET PÉRIODES DE RÉFÉRENCE		
	BLACK LAKE (A5) (1979-1986)	LYSTER (B9) (1979-1986)	BÉCANCOUR (C4) (1979-1989)
<u>Substances nutritives</u>			
Azote ammoniacal total	NS	(-) P = 0,042	NS
Nitrates et nitrites	NS	NS	NS
Azote organique	NS	NS	NS
Azote total	NS	NS	NS
Phosphore filtré	NS	NS	NS
Phosphore en suspension	NS	(-) P = 0,007	NS
Phosphore total	NS	(-) P = 0,011	NS
<u>Descripteurs physiques</u>			
Turbidité	(-) P = 0,003	NS	(-) P = 0,013
Conductivité	(+) P = 0,026	NS	(+) P = 0,007
Débit ²	NS	NS	NS
<u>Ions majeurs</u>			
Magnésium ³	(+) P < 0,0001	(+) P = 0,002	(+) P = 0,001

1 L'évaluation des tendances repose sur le test de Kendall saisonnier

2 Pour les trois stations, la période de référence se termine en septembre 1988

3 Pour la station C4, la période de référence se termine en septembre 1987

(+) Augmentation significative

(-) Diminution significative

NS Non significatif au seuil de probabilité de P > 0,05

TABLEAU 3.5 RÉSULTATS D'ANALYSE DES TENDANCES¹ SIGNIFICATIVES ($P \leq 0,05$) OBSERVÉES PARMI LES DESCRIPTEURS DE LA QUALITÉ DES EAUX AUX STATIONS PRINCIPALES DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

DESCRIPTEURS	UNITÉ	STATION	LONGUEUR DE LA PÉRIODE (années)	VALEUR MOYENNE	PENTE ² (Unités/an)	ESTIMATION DE LA VALEUR INITIALE ³	ESTIMATION DE LA VALEUR FINALE	VARIATION ABSOLUE	VARIATION RELATIVE(%)
Azote ammoniacal	mg/L	Lyster (B9)	7,00	0,06	-0,0017	0,06	0,05	-0,01	-18,3
Phosphore en suspension	mg/L	Lyster (B9)	7,00	0,030	-0,0015	0,035	0,025	-0,011	-30,5
Phosphore total	mg/L	Lyster (B9)	7,00	0,050	-0,0023	0,058	0,042	-0,016	-27,7
Turbidité	UNT	Black Lake (A5)	7,00	4,6	-0,2000	5,3	3,9	-1,4	-26,3
		Bécancour (C4)	10,83	8,7	-0,3988	10,9	6,5	-4,3	-39,8
Conductivité	µS/cm	Black Lake (A5)	7,00	368	14,4048	318	419	101	31,7
		Bécancour (C4)	10,83	178	2,7500	163	193	30	18,3
Magnésium	mg/L	Black Lake (A5)	7,00	32,6	2,1000	25,2	39,9	14,7	58,3
		Lyster (B9)	7,00	6,3	0,2500	5,4	7,1	1,8	32,5
		Bécancour (C4)	8,75	5,2	0,1500	4,6	5,9	1,3	28,8

1 L'évaluation des tendances repose sur le test de Kendall saisonnier

2 La pente a été calculée à l'aide de la méthode de Sen

3 La valeur initiale correspond à l'ordonnée de la droite à l'origine

total affichant une concentration médiane supérieure à 1 mg/L, tandis que celle du phosphore total est 4,7 fois plus forte que la valeur du critère. Au cours de cette période, la population du bassin est demeurée à peu près inchangée et l'impact négatif créé sur le milieu aquatique par l'augmentation du cheptel porcin, qui est passé de 758 à 2 266 têtes, a possiblement été compensé par un fléchissement de 22 % des cultures à interligne étroit et un accroissement de 11 % des fourrages. Il importe de mentionner qu'aucune station d'épuration n'a été mise en service dans la partie supérieure du bassin au cours de ces sept années.

L'analyse des mesures de turbidité a mis en évidence, à la station de Black Lake (A5), une tendance significative à la baisse ($P = 0,003$) de 1,4 UNT pour ce paramètre (annexe 10.8). Même si ce changement est susceptible d'interprétation sur le plan statistique, nous devons néanmoins être prudent pour en expliquer la cause. Entre autres, cette tendance pourrait être attribuable à la chute des pics de turbidité observés en période de crue ou lors d'épisodes pluvieux. En dehors de ces périodes, la turbidité de l'eau ne pose pas de problèmes particuliers, la médiane des mesures prises entre 1979 et 1986 se situant à 2,6 UNT. Un autre phénomène permettrait d'élucider la baisse de turbidité des eaux de ce secteur. Depuis 1982, le ralentissement marqué de l'exploitation de l'amiante a permis aux terrils fins de s'encroûter et de durcir en surface. Une membrane naturelle de recouvrement d'une vingtaine de centimètres d'épaisseur, semblable à du béton, donc quasi-imperméable et très résistante, s'est ainsi formée (P. Marois, Centre spécialisé en technologie minérale, comm. pers.). L'induration du sol aurait alors contribué à minimiser les apports de matériaux particuliers à la rivière en atténuant le lessivage et l'érosion des monticules de résidus miniers. En 1980, 1981 et 1988, la plantation de pousses de conifères sur les haldes ainsi que le gazonnement de pentes et de talus instables auraient également permis de consolider plusieurs segments riverains affectés et, conséquemment, de limiter le charriage de sédiments à la rivière.

À la station de Black Lake (A5), les mesures de conductivité présentent une hausse

significative ($P = 0,026$) correspondant à un taux annuel de variation de $14,4 \mu\text{S}/\text{cm}$ (annexe 10.9). Cette variable étant inversement corrélée au débit (r de Spearman = $-0,71$; $P \leq 0,0001$), nous posons l'hypothèse qu'au cours de la période de 1979 à 1986, la teneur des matières dissoutes s'est accrue légèrement dans le milieu. Cette situation est d'autant plus plausible que les années 1982 à 1986 ont été relativement sèches (annexe 11).

Le magnésium est fortement corrélé avec la conductivité (r de Spearman = $0,82$; $P \leq 0,0001$) à la station de Black Lake (A5) et a certes contribué à en accroître les valeurs médianes. La concentration de ce cation montre une tendance significative à la hausse ($P \leq 0,0001$) de $2,1 \text{ mg}/\text{L}/\text{an}$, ce qui représente une augmentation de $58,3 \%$ pour l'ensemble de la période d'étude. Théoriquement, comme le révèle la moyenne mobile superposée à la série de données (annexe 10.10), c'est donc dire que la concentration médiane initiale de magnésium, estimée à $25,2 \text{ mg}/\text{L}$ en 1979, est passée à $39,9 \text{ mg}/\text{L}$ en 1986. Si l'on considère que le critère fixé pour l'eau brute d'approvisionnement est de $50 \text{ mg}/\text{L} \text{ Mg}^{2+}$, il faut convenir qu'il s'agit là d'une augmentation non négligeable. Les amoncellements de résidus miniers en bordure des rives sont présumément responsables des concentrations anormalement élevées de magnésium d'origine anthropique. Les rejets de la compagnie MAGNA-1 (S.N.A.), laquelle fabriquait des poudres métalliques non ferreuses et qui a fermé ses portes en 1986, auraient joué un rôle mineur, voire nul, relativement à la pollution des eaux de ce secteur par le magnésium (L. Jauron, MENVIQ, comm. pers.).

Nous avons procédé à l'analyse séquentielle de la série de données de magnésium en débutant par les deux années les plus récentes, puis les trois années les plus récentes, et ainsi de suite, en ajoutant l'année précédente à chacune des autres reprises. Cette procédure, appelée examen à rebours progressif d'une série, nous a permis de suivre l'évolution à court terme du magnésium et de déterminer à quel moment un changement de pente significatif du descripteur apparaissait. À la station de Black Lake (A5), les résultats indiquent que les années 1979, 1980 ($P \leq 0,01$) et 1981 ($P \leq 0,05$) ont exercé

un effet de levier sur la série de données. L'hypothèse d'une tendance monotone ou par saut a alors été vérifiée à l'aide d'un test des médianes. Il en ressort que les concentrations de magnésium postérieures à 1982 sont demeurées stables dans le temps et sont significativement ($U = -3,49$; $P \leq 0,05$) plus élevées (3,35 mg/L) que celles enregistrées au cours de la période de 1979 à 1981 (2,46 mg/L). Depuis 1979, il y a eu résurgence des pics de magnésium au mois d'août de chaque année. Or, nous avons déjà souligné que les années 1982 à 1986 avaient été plus sèches. Même si à l'étiage les eaux d'infiltration de la nappe phréatique contribuent à alimenter la rivière, on ne peut tenir ce phénomène pour responsable des plus fortes teneurs en magnésium mesurées dans le milieu. En effet, à partir de 1982, la production d'amiante a chuté considérablement, limitant du même coup l'augmentation du volume des déblais de mines. Le faible pouvoir de dilution des eaux pourrait être un facteur permettant d'expliquer la hausse des valeurs médianes de magnésium observées dans les eaux de la Haute-Bécancour entre 1982 et 1986. Il apparaît également plausible de penser que la nappe phréatique, une fois sursaturée en magnésium, relargue la quantité excédentaire de ce métal dans la rivière. L'absence de données sur la qualité des eaux souterraines nous empêche toutefois de vérifier cette hypothèse.

Dans la Moyenne-Bécancour, à la station de Lyster (B9), l'azote ammoniacal total a accusé une baisse significative ($P = 0,042$) de l'ordre de 18 % au cours de la période de 1979 à 1986. Il s'agit d'une infime diminution des concentrations de NH_3 total équivalant à une variation absolue de 0,01 mg/L sur 7 ans. Sachant que le critère établi pour l'eau brute d'alimentation est de 0,5 mg/L, il serait illusoire de prétendre à l'existence d'un gain environnemental manifeste, d'autant plus que l'azote total n'a pas affiché de diminution significative. Les seules explications concernant cette faible baisse du NH_3 total pourraient résider en l'effet combiné des étangs aérés de Lyster et Pontbriand, en la réduction de 7,5 % des activités d'élevage entre 1976 et 1986, et en un meilleur entreposage des fumiers.

À la station de Lyster (B9), le phosphore total a présenté une diminution significative de 27 % ($P = 0,011$) correspondant à une chute de 0,016 mg/L entre 1979 et 1986. Le critère de cette variable pour la vie aquatique ayant été arrêté à 0,033 mg/L, il est plausible de penser que cette tendance à la baisse constitue un certain bénéfice pour la qualité de l'eau. Toutefois, la valeur médiane de phosphore total calculée à la fin de la période se chiffrait à 0,042 mg/L, ce qui ne répond toujours pas à l'objectif environnemental visé. La diminution du phosphore total est surtout attribuable à la baisse significative ($P = 0,007$) de 0,011 mg/L de la forme en suspension. Cette baisse survient principalement entre 1982 et 1985, les plus fortes dépressions dans la série de données apparaissant en saison estivale. Au cours de cette période, comme les étés furent plus secs que la moyenne des dix dernières années (annexe 11), les conditions naturelles pourraient expliquer en majeure partie les moindres apports de phosphore particulaire au cours d'eau, d'autant plus que cet élément est plus facilement immobilisé que l'azote dans le sol.

Les descripteurs physiques sont demeurés stables, tandis que le magnésium montre un accroissement significatif ($P = 0,002$) de 1,8 mg/L au cours de la période d'étude. Cette augmentation, moins importante que celle mesurée dans la Haute-Bécancour, découle des valeurs fortes observées à la tête du bassin, lesquelles diminuent consécutivement à l'effet de dilution plus prononcé s'exerçant d'amont en aval. La valeur médiane de cet ion métallique se situant à 6,5 mg/L, la hausse enregistrée ne pose aucun problème sur le plan écologique (Durfor et Becker, 1982).

Dans la Basse-Bécancour, à la station de Bécancour (C4), les concentrations de nutriments n'ont pas bougé au cours de la période de 1979 à 1989. Toutefois, le taux de variation des mesures des différentes formes d'azote et de phosphore est négatif, ce qui laisse espérer une amélioration de la qualité de l'eau au cours des prochaines années. La gestion plus adéquate des fumiers et l'utilisation accrue de pratiques culturales favorisant la conservation du sol et de l'eau ne seraient pas étrangères à la stabilité des

concentrations d'azote ammoniacal total observées dans le milieu récepteur. De 1976 à 1986, les superficies occupées par les cultures à interligne étroit ont triplé, celles servant aux fourrages ont périclité de 14,5 % et l'élevage porcin a grimpé de 77,2 %. Compte tenu de tous ces changements agricoles survenus au cours de cette période, il est même surprenant de ne pas observer davantage de répercussions négatives sur le milieu aquatique. Même si les concentrations en éléments nutritifs demeurent élevées, il importe cependant d'indiquer qu'elles restent bien inférieures à celles mesurées dans les bassins versants à caractère agricole (Primeau et Grimard, 1989; Simoneau et Grimard, 1989).

La turbidité a subi une diminution significative ($P = 0,013$) de 4,3 UNT à la station de Bécancour (C4), entre 1979 et 1989. Toutefois, la différence de près de 40 % observée entre le début et la fin de la série de données ne paraît pas s'accompagner d'une amélioration perceptible sur le terrain. Dans ce secteur, la turbidité de l'eau laisse encore à désirer comparativement aux autres portions du bassin et ce, même en dehors des périodes de crues. Le débit mensuel de la rivière est corrélé positivement (r de Spearman = 0,61; $P \leq 0,0001$) avec les mesures mensuelles de turbidité et semble en expliquer les fluctuations saisonnières. Or, la légère évolution régressive de la turbidité n'est pas soutenue par un déclin correspondant et significatif des débits au cours de la période d'étude. En présence d'une stabilité des débits, nous aurions pu nous attendre à une baisse des concentrations de matières nutritives, comme le phosphore par exemple, ce qui aurait reflété des efforts d'assainissement urbain. Puisque tel n'est pas le cas et compte tenu du fait qu'aucune station d'épuration dans la Basse-Bécancour n'a commencé à fonctionner avant 1986, il serait prématuré d'affirmer que les travaux d'assainissement sont directement responsables de la réduction de la turbidité de l'eau, bien qu'ils y aient probablement contribué. Il se peut également que les efforts déployés jusque là par les municipalités aient été en partie masqués par les apports agricoles. En plusieurs endroits de la Basse-Bécancour, les rives demeurent dénudées de végétation, ce qui facilite l'échappement de substances nutritives et d'autres contaminants dans le cours d'eau.

Dans un autre ordre d'idées, l'assainissement industriel a fait des progrès dans le secteur agro-alimentaire. Deux abattoirs, une usine d'équarrissage et une autre spécialisée dans la transformation de la viande sont dotés depuis 1986 d'équipements destinés à lutter contre la pollution des eaux ou à réduire les rejets à la source. Le manque de données nous empêche cependant d'évaluer si ces traitements ont exercé une influence bénéfique sur la qualité de l'eau. Par ailleurs, nous sommes d'avis qu'il faudra consacrer davantage d'énergie à assainir les rejets des entreprises de textiles que nous croyons en partie responsables des hausses de turbidité et de coloration des eaux dans des tronçons précis de tributaires. Entre autres, ces usines sont susceptibles d'utiliser des solvants à base de chlore pour le désencollage et le traitement des fibres synthétiques, de même que des agents de blanchiment contenant du magnésium et des chlorures de sodium et de potassium. Les effets attendus de ces produits sont bien documentés dans Chen (1989).

L'apport de sels minéraux d'origine terrestre dans le milieu aquatique et la vidange régulière dans ce dernier d'eaux usées industrielles renfermant plusieurs ions majeurs ont contribué à accroître significativement ($P = 0,007$) la conductivité de l'eau au cours des 11 dernières années. Nous avons noté plus particulièrement une augmentation significative ($P = 0,001$) de la concentration médiane de magnésium qui demeure toutefois relativement basse (4,9 mg/L). Des raisons identiques à celles mentionnées pour le secteur de la Moyenne-Bécancour expliqueraient cette hausse de moindre importance.

3.4 DÉPASSEMENTS DES CRITÈRES DE QUALITÉ

La présente section vise à analyser la compatibilité de la qualité des eaux avec la protection de la vie aquatique et la production d'eau potable. Les descripteurs physico-chimiques considérés sont ceux pour lesquels il existe à la fois des données historiques et un critère de qualité associé à la vie aquatique ou à l'approvisionnement en eau. Les usages tels la baignade et les sports nautiques ne sont pas discutés parce que les

données utilisées (1979-1985) ne prennent pas en compte les coliformes fécaux, paramètre usuel régissant ces activités. De plus, un jugement a d'ailleurs déjà été porté sur ces usages à partir de données estivales récentes. La moindre représentativité des données postérieures à 1985, lesquelles renferment souvent moins de douze mois d'observations, motive leur exclusion du traitement, l'inégalité dans le nombre annuel d'échantillons constituant un biais à l'interprétation des dépassements de critères. Le retrait des années 1988 et 1989 permet également d'éviter, dans le cas de certaines variables, la redondance d'informations inhérentes à l'examen des données estivales de ces deux années. Le tableau 3.6 présente les pourcentages et les moyennes des mesures dépassant les critères de qualité de l'eau pour l'ensemble de la période de 1979 à 1985. L'énoncé de ces critères se fonde sur des mesures d'effets chroniques. Les résultats graphiques relatifs à la fréquence et à l'amplitude des dépassements de critères des variables retenues figurent à l'annexe 12.

3.4.1 Protection de la vie aquatique

À l'échelle du bassin, les descripteurs qui affichent les fréquences de dépassements les plus élevées sont le phosphore total, le cuivre, le fer et le plomb. La plupart des autres descripteurs montrent moins de 10 % de dépassements de critères. Dans la Haute-Bécancour, les 188 mesures de phosphore prises à la station A5 sont toutes supérieures à la valeur admissible (33 µg/L), leur concentration médiane s'élevant à 214 µg/L. Les dépassements étant soutenus au fil du temps, de telles teneurs, même si elles n'engendrent pas une toxicité dans l'environnement aquatique, favorisent l'eutrophisation du milieu. Cette situation n'est pas surprenante si l'on considère l'énorme charge fertilisante provenant de rejets urbains non traités que devait absorber le cours d'eau au cours de la période de 1979 à 1985. Dans la Moyenne-Bécancour, à la station B9, 52,6 % des valeurs de phosphore dépassent le critère fixé. La concentration moyenne des mesures situées au-dessus du critère est de 70 µg/L. Comparativement au territoire précédent, bien qu'il s'agisse là d'une réduction notable des concentrations de cet élément, due en

TABLEAU 3.6 POURCENTAGES ET MOYENNES DES MESURES DÉPASSANT LES CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU AUX STATIONS PRINCIPALES DU BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR POUR L'ENSEMBLE DE LA PÉRIODE 1979 À 1985

DESCRIPTEURS	VALEUR DU CRITÈRE	STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE		
		BLACK LAKE A5	LYSTER B9	BÉCANCOUR C4
<u>VIE AQUATIQUE</u>				
Azote ammoniacal total	Variable ¹	10,0 (2,61) ²	0,0	0,0
Phosphore total	33 µg/L	100,0 (214)	52,6 (70)	70,1 (99)
Cadmium	2 µg/L *	2,1 (3,4)	7,0 (6,2)	5,0 (3,3)
Chrome	3 µg/L *	0,0	0,0	0,0
Cuivre	5 µg/L *	74,0 (11,6)	41,9 (13,0)	46,3 (11,4)
Fer	0,3 mg/L	43,8 (0,51)	27,8 (0,78)	65,2 (0,83)
Nickel	Variable ³	0,0	0,0	0,0
Plomb	15 µg/L *	10,8 (25,2)	21,1 (370,6)	10,7 (1151,7)
Zinc	Variable ³	0,0	6,5 (110,0)	6,5 (388,6)
pH	≥ 6,5	0,0	0,0	0,7 (6,1)
	≤ 9,0	11,0 (9,2)	0,0	1,9 (7,6)
<u>EAU BRUTE D'APPROVISIONNEMENT</u>				
Azote ammoniacal total	0,5 mg/L	21,8 (1,84)	0,0	2,5 (0,70)
Cadmium	5 µg/L	0,0	3,5 (8,8)	1,0 (6,0)
Chrome	50 µg/L	0,0	2,4 (86,0)	0,0
Cuivre	1000 µg/L	0,0	0,0	0,0
Magnésium	50 µg/L	57,8 (12,3)	0,0	0,0
Nickel	13,4 µg/L	51,0 (24,6)	15,3 (26,7)	5,6 (19,6)
Plomb	20 µg/L	5,9 (31,3)	14,6 (533,7)	7,8 (1576,3)
Zinc	5000 µg/L	0,0	0,0	0,0
pH	≥ 6,5	0,0	0,0	0,7 (6,1)
	≤ 8,5	37,0 (8,9)	0,0	1,8 (7,6)

1 Le critère varie en fonction du pH et de la température de l'eau.

2 Pourcentage (moyenne).

3 Le critère varie en fonction de la dureté de l'eau. Pour le nickel et le zinc, le critère médian est respectivement de 102 µg/L et 69 µg/L pour les stations B9 et C4, et de 228 µg/L et 154 µg/L pour la station A5 aux eaux plus dures.

* Le critère se situant sous le seuil de détection de la méthode, la valeur retenue comme critère est celle du seuil.

partie à l'effet de trappe qu'engendrent les lacs localisés en amont de ce secteur, il n'en demeure pas moins que les valeurs observées représentent près du double de la limite tolérable. Les améliorations apportées actuellement aux usines d'épuration de Halifax-Sud et de Lyster pourraient avoir, à court terme, un impact positif sur la qualité de l'eau en permettant notamment d'abaisser de façon substantielle les charges de phosphore véhiculées à la rivière. À partir de Lyster, les dépassements se font plus fréquents de l'amont vers l'aval, au fur et à mesure que la superficie drainée s'accroît et que la rivière serpente à travers les zones les plus agricoles du bassin. Ainsi, dans la Basse-Bécancour, à la station C4, on enregistre 70,1 % de dépassements pour le phosphore et la moyenne des mesures au-dessus du critère se chiffre à 99 µg/L.

Selon le CCMRE (1987) et Mc Neely *et al* (1980), les concentrations naturelles de cuivre mesurées dans les eaux de surface sont habituellement bien inférieures à 20 µg/L, les teneurs plus élevées émanant plutôt de sources anthropiques. Dans le bassin de la rivière Bécancour, la moyenne des mesures dépassant le critère, qui est de 5 µg/L, se situe autour de 12 µg/L et ce, à toutes les stations d'échantillonnage. Des mesures de l'ordre de 10 µg/L ont été notées à la tête des rivières l'Assomption (Simoneau et Grimard, 1989), Yamaska (Primeau et Grimard, 1990) et du Nord (Bérubé, M., en préparation), ce qui laisse supposer qu'une valeur dans cet ordre de grandeur correspondrait probablement au bruit de fond naturel. Bien que ces dépassements surviennent plus fréquemment dans la Haute-Bécancour (74 %) que dans les autres secteurs du bassin (42 % à 46 %), il appert que ce résultat est davantage le reflet d'événements naturels plutôt que la conséquence d'apports humains. En de très rares occasions, plus particulièrement aux étiages d'été et d'hiver, des pics de concentrations de cuivre supérieures à 20 µg/L ont cependant été décelés. Selon Demayo et Taylor (1983), ces crêtes pourraient être attribuables à des rejets provenant de stations d'épuration, de fonderies ou d'aciéries. Une industrie de la métallurgie a d'ailleurs été répertoriée dans la Haute-Bécancour. La cause exacte des valeurs élevées de cuivre reste cependant difficile à déterminer puisque ce métal est généralement plus soluble dans les eaux acides et précipite sous forme de

$\text{Cu}(\text{OH})_2$ à des pH supérieurs à 6,5 (Jackson et Skippen, 1978). Or, comme la portion supérieure du bassin constitue un milieu hydrique particulièrement alcalin (pH moyen = 8,3), les eaux devraient normalement présenter des teneurs moins élevées en cuivre que celles mesurées en d'autres endroits du bassin, ce qui n'est pourtant pas le cas (annexe 7).

La fréquence des dépassements de fer augmente entre la tête et l'embouchure de la rivière, au même titre que la moyenne des mesures situées au-dessus du critère. Ce gradient d'amont vers l'aval présente toutefois un point de discontinuité dans la Moyenne-Bécancour. En général, il semble que l'accroissement des concentrations de ce métal dans l'eau soit étroitement associé à l'augmentation des superficies agricoles et de la fragilité des sols à l'érosion. / Dans la portion intermédiaire du bassin, laquelle est mieux nantie en couverture végétale, les plus grandes quantités de fer sont apportées au cours d'eau lors des crues printanières. Par contre, dans la Haute-Bécancour où les terres à blocs sont friables et facilement déportables, ce sont surtout les événements de pluies qui entraînent le fer dans l'eau par ruissellement. / Il en est de même dans la Basse-Bécancour où ce phénomène est amplifié en raison du déboisement des berges qui s'est accentué progressivement au cours des années 60 et 70 pour laisser place aux cultures. Même si les moyennes des mesures dépassant le critère apparaissent relativement stables, quoique plus élevées dans les Moyenne et Basse-Bécancour que dans la partie supérieure du bassin, rien ne laisse présumer que des facteurs autres que la turbidité d'origine minérale contribuent à accroître de façon sensible les concentrations de fer dans l'eau. D'ailleurs, la corrélation positive entre ces deux variables (r de Spearman = 0,73; $P \leq 0,0001$) indique l'affinité du fer avec les apports endogènes du bassin.

Les résultats relatifs au plomb retiennent notre attention en regard des mesures prises aux stations de Lyster (B9) et de Bécancour (C4). À ces sites, les fréquences des dépassements atteignent respectivement 21 % et 11 %. Par contre, les moyennes des mesures enfreignant la norme s'établissent à 371 $\mu\text{g/L}$ dans la Moyenne-Bécancour et

à 1152 µg/L dans le tiers inférieur du bassin. L'examen des données brutes nous amène à penser que les apports provenant d'égouts pluviaux ainsi que les déversements industriels pourraient être à l'origine des concentrations élevées de ce métal lourd dans l'eau. Nous avons également décelé que les rejets plus ou moins réguliers de ce toxique empruntaient à la fois tous les tributaires du bassin, le tronçon principal étant dans sa totalité le moins touché. De ce fait, il semble peu probable que des eaux de lixiviation provenant d'anciens dépotoirs ou de sites d'enfouissement sanitaire aient pu induire ce type de pollution.

3.4.2 Eau brute d'approvisionnement

La Haute-Bécancour est la seule région du bassin où trois descripteurs dérogent de façon plus marquée aux critères établis pour l'approvisionnement en eau brute (tableau 3.6). Il s'agit de l'azote ammoniacal total, du nickel et du pH. Ces dépassements de critères ne nuisent toutefois pas à cet usage parce que les municipalités du territoire ne puisent pas leur eau à même la rivière.

L'ammoniac est la forme inorganique la plus réduite de l'azote et s'avère un fertilisant majeur des cours d'eau. La fraction non ionisée (NH_3) de cet élément est toxique puisque facilement soluble dans les lipides membranaires. Nous savons que la teneur et la toxicité de l'azote ammoniacal augmentent en fonction directe de la température et du pH de l'eau. Les mesures d'azote ammoniacal total enregistrées à la station de Black Lake (A5) présentent 21,8 % de dépassements du critère, la moyenne de leurs valeurs se chiffrant à 1,84 µg/L. Il s'agit d'une concentration quatre fois trop élevée pour l'alimentation en eau brute. Toutefois, selon Hermanutz *et al* (1987), Messer *et al* (1984) et Lewis (1988), l'utilisation du pH dans des eaux dures comme celles de la Haute-Bécancour résulterait en une surestimation des concentrations d'ammoniac non ionisé de l'ordre de 10 % à 20 %. Pour cette raison, il faudrait examiner la possibilité de recourir

à la force ionique au lieu du pH pour évaluer la toxicité de l'ammoniac dans la partie supérieure du bassin.

Les problèmes de toxicité du NH_3 résultant des rejets des effluents municipaux sont normalement confinés aux cas où la dilution offerte par le milieu récepteur est faible. En période estivale, ce phénomène est à toute fin pratique inexistant dans la Haute-Bécancour. Par contre, plus de 70 % des dépassements sont observés au cours de l'hiver et suivent le cycle naturel de variation de ce descripteur. À cette période de l'année, l'azote ammoniacal demeurerait partiellement stocké dans le milieu puisque l'inertie des germes nitrifiants à des températures inférieures à 5°C inhibe la nitrification (CCREM, 1987). L'oxydation de l'ammoniac au moyen de bactéries nitrifiantes sollicite un apport accru d'oxygène et sert souvent de méthode d'élimination de l'azote ammoniacal dans les usines d'épuration. Or, dans la Haute-Bécancour, les effluents urbains n'étaient pas traités entre 1979 et 1985, de sorte que nous n'avons pas observé de valeurs particulièrement élevées des nitrites et des nitrates en aval immédiat de ces émissaires.

Les mesures de concentrations de nickel dans l'eau dépassent le critère permis dans 51 % des échantillons. Ces dépassements affichent une moyenne de 24,6 µg/L, soit près du double de la valeur du critère. Dans la région d'étude, le nickel pénètre dans le milieu aquatique principalement par l'altération des minéraux et des roches et à la suite des activités humaines. Selon Taylor *et al.* (1983), le nickel est le plus souvent associé au fer et au cuivre, ces deux derniers métaux étant d'ailleurs assez abondants dans la région de Thetford Mines (Bertrand, 1981). Comme les résidus des gisements miniers sont laissés à découvert, ils sont périodiquement détrempés par les précipitations, de sorte qu'il apparaît normal de détecter des pics de concentrations de nickel dans les eaux adjacentes aux sites d'extraction. À un degré moindre, il se peut que le nickel d'origine anthropique rejeté dans l'environnement provienne d'industries de la métallurgie. Toutefois, cette hypothèse ne saurait être démontrée qu'au moyen d'échantillonnages à l'effluent.

Toujours dans la Haute-Bécancour, 37 % des mesures de pH de l'eau dépassent la valeur maximale fixée à 8,5 comme objectif pour le prélèvement d'eau brute. La moyenne des valeurs de pH supérieures au critère est égale à 8,9 unités. Les raisons permettant d'expliquer l'occurrence de telles valeurs ont déjà été discutées à la section 3.2.1 de ce rapport.

3.5 ÉVOLUTION ET RÉPARTITION DES APPORTS MASSIQUES

Les indicateurs de pollution utilisés dans le cadre de la présente analyse sont l'azote et le phosphore. Le choix de la première variable repose sur sa très grande mobilité et sa présence privilégiée dans les déjections animales et les engrais. Pour ces raisons, l'azote se retrouve surtout dans les eaux de ruissellement ou de drainage selon les conditions locales d'écoulement. Quant au phosphore, il est reconnu pour sa capacité d'adsorption sur les colloïdes et les particules fines du sol. Outre sa provenance d'origine urbaine, cet élément est issu en grande partie de l'érosion du sol et, de ce fait, se trouve fréquemment associé aux matières en suspension.

Dans le but d'évaluer les quantités d'azote et de phosphore véhiculées par la rivière Bécancour, nous avons calculé les apports massiques annuels par tronçon et examiné leur évolution au cours de la période d'étude. Les charges ont été obtenues en multipliant le débit moyen mensuel d'une station par la concentration médiane mensuelle correspondante. Ce résultat donnant la charge moyenne journalière a été multiplié par 30,4 jours de façon à estimer la charge mensuelle. La sommation des 12 charges mensuelles a permis d'obtenir l'apport annuel total. Les trois tronçons pour lesquels les calculs ont été effectués sont les suivants: du lac Bécancour à Black Lake (station A5), de Black Lake à Lyster (station B9) et finalement de Lyster à Bécancour (station C4).

Afin de comparer les apports respectifs des tronçons, nous avons calculé les charges moyennes produites au cours de la période de 1979 à 1985, puis déterminé les

apports moyens par unité de surface. L'apport inhérent à un tronçon a été obtenu en calculant la charge à la station qui identifie la fin de ce tronçon et en lui soustrayant, s'il y a lieu, la charge enregistrée à la station qui en marque le début. L'intervalle 1979-1985 a été retenu pour cet exercice parce que nous disposions de mesures mensuelles complètes pour cette période.

La figure 3.3 illustre l'évolution des débits moyens annuels et les apports massiques annuels d'azote et de phosphore. Même si les débits exhibent des fluctuations importantes, on se rappellera que l'analyse des séries temporelles avait permis de déterminer que ceux-ci n'affichaient aucune tendance à la hausse ou à la baisse au cours de la période de 1979 à 1989. Nous remarquons que les charges d'azote et de phosphore augmentent d'amont vers l'aval, ce qui reflète l'accroissement de la superficie drainée à chacune de ces stations. Nous observons également que le patron de variation des apports de substances nutritives est dicté par celui des débits. Ceci s'explique par le lessivage accru des sols lorsque les précipitations sont fortes ou fréquentes, comme ce fut le cas en 1981.

La figure 3.4 et le tableau 3.7 présentent les superficies drainées par tronçon de rivière et les apports d'azote et de phosphore pondérés par unité de superficie. Le tronçon s'étendant de Black Lake à Lyster est celui qui contribue le moins aux apports d'azote et de phosphore évalués par unité de surface. Même s'il occupe 45 % de la superficie totale drainée, ce segment de rivière n'apporte que 31 et 16 % des charges respectives d'azote et de phosphore. Ce phénomène est facilement explicable par le fait que les superficies cultivées ne comptent que pour 26 % de la superficie drainée de ce secteur (tableau 3.8) et que la population, à l'exclusion de la municipalité de Bécancour, ne représente que 14 % du poids démographique de l'ensemble du bassin.

Contrairement à la plupart des bassins versants, c'est dans le tronçon supérieur de la rivière, à sa source pour ainsi dire, que la Bécancour est la plus affectée par les

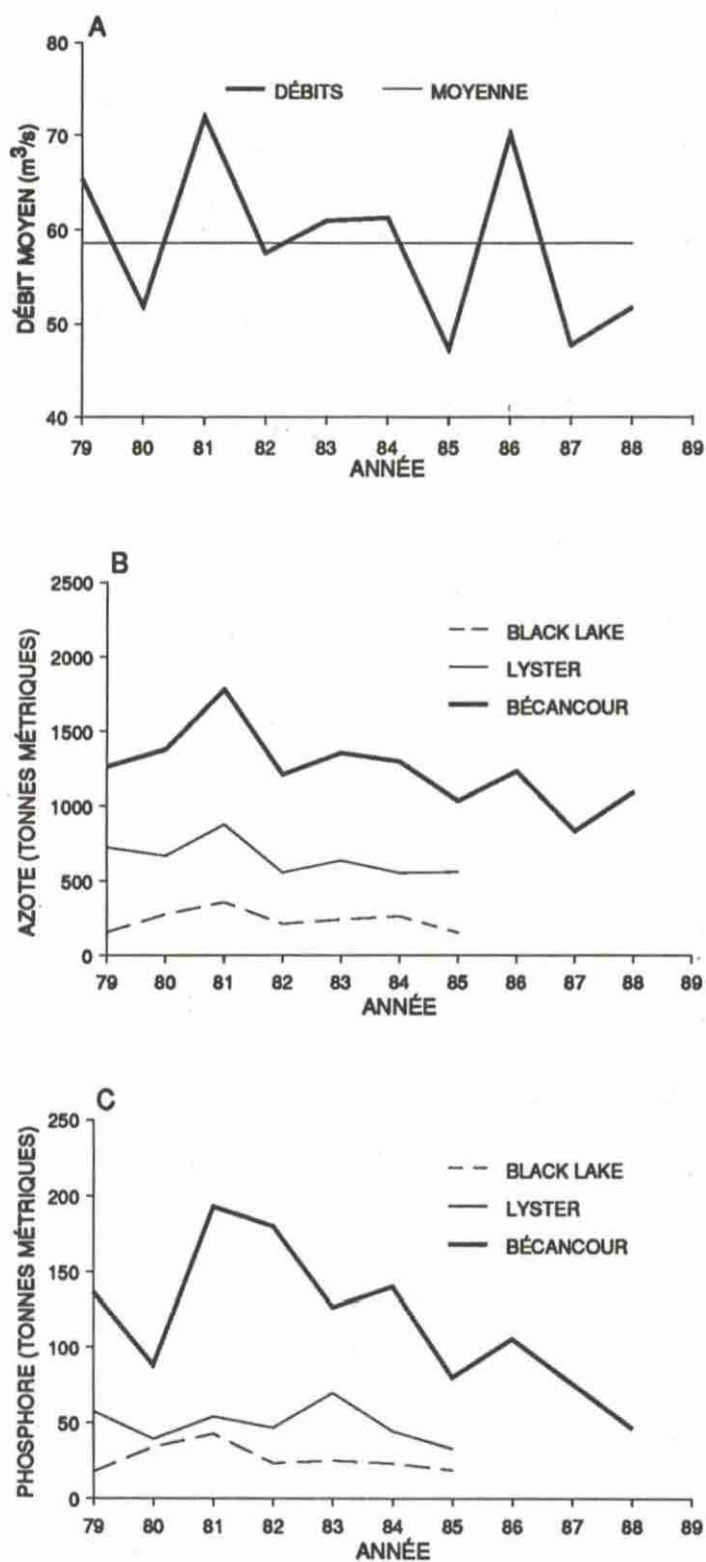


Figure 3.3 DÉBITS MOYENS ANNUELS À LA STATION C4 DE BÉCANCOUR (A) ET APPORTS ANNUELS D'AZOTE (B) ET DE PHOSPHORE (C) AUX STATIONS PRINCIPALES DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

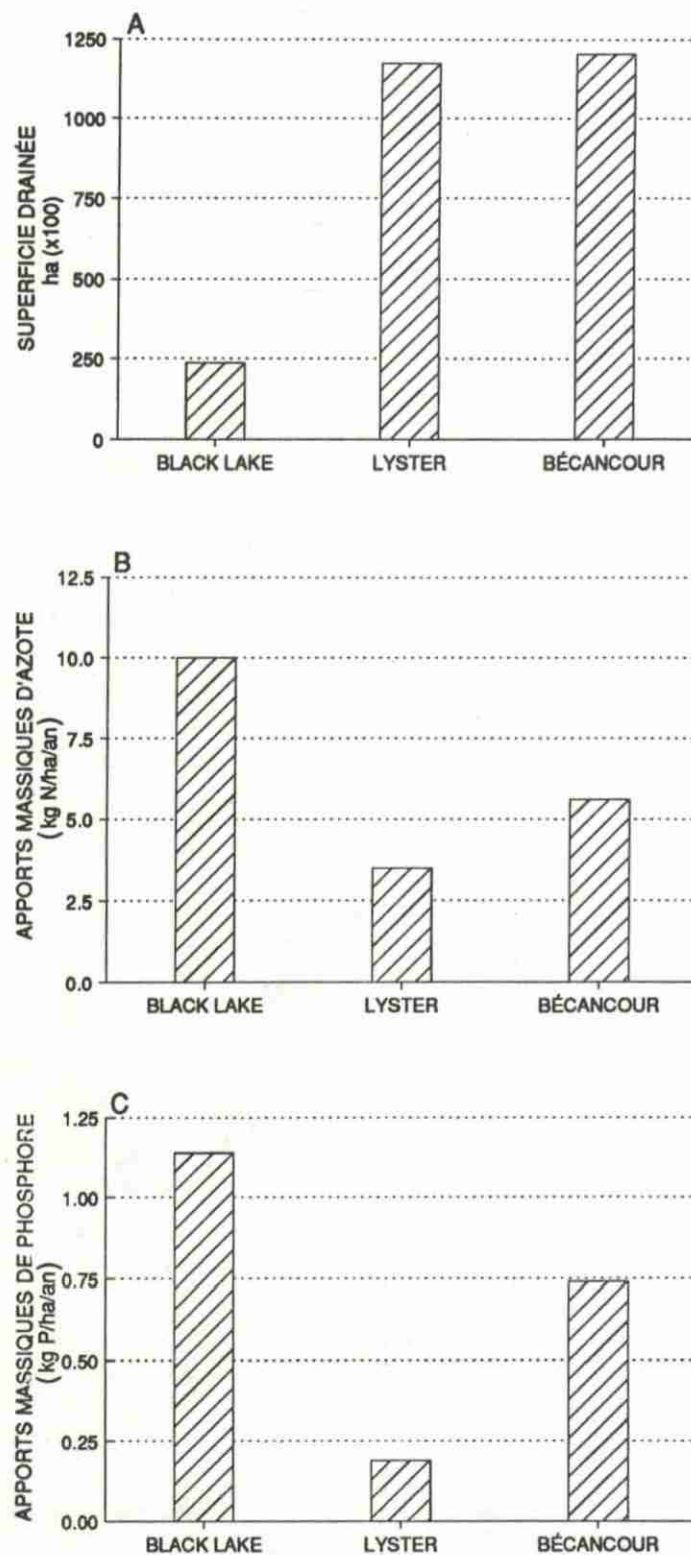


Figure 3.4 SUPERFICIE DRAINÉE (A) ET APPORTS MASSIQUES D'AZOTE (B) ET DE PHOSPHORE (C) PAR UNITÉ DE SURFACE, AUX STATIONS PRINCIPALES DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

TABLEAU 3.7 RÉPARTITION SPATIALE DES APPORTS MASSIQUES TOTAUX D'AZOTE ET DE PHOSPHORE VÉHICULÉS PAR LA RIVIÈRE BÉCANCOUR ENTRE 1979 ET 1985

STATION	SUPERFICIE DRAINÉE				APPORT D'AZOTE					APPORT DE PHOSPHORE				
	PAR TRONÇON		TOTALE		PAR TRONÇON		PAR UNITÉ DE SURFACE	TOTAL		PAR TRONÇON		PAR UNITÉ DE SURFACE	TOTAL	
	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(t/an)	(%)	(kg/ha/an)	(t/an)	(%)	(t/an)	(%)	(kg/ha/an)	(t/an)	(%)
Black Lake	23700	(9)	23700	(9)	238	(18)	10,0	238	(18)	27	(20)	1,14	27	(20)
Lyster	117500	(45)	141200	(54)	416	(31)	3,5	654	(49)	22	(16)	0,19	49	(36)
Bécancour	120400	(46)	261600	(100)	677	(51)	5,6	1331	(100)	89	(64)	0,74	138	(100)

TABLEAU 3.8 CARACTÉRISTIQUES DES TRONÇONS DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR CONSIDÉRÉES DANS LE CALCUL DES APPORTS MASSIQUES

Tronçon	SUPERFICIE DRAINÉE		SUPERFICIE CULTIVÉE		POPULATION HUMAINE		POPULATION ANIMALE	
	(ha)	(%)	(ha)	(%) ¹	TOTALE (hab.)	DENSITÉ (hab./km ²)	TOTALE (UA) ²	DENSITÉ (UA/ha)
Lac Bécancour - Black Lake	23700	(9)	2654	(11)	29960	(126)	5538	(2,09)
Black Lake - Lyster	117500	(45)	30302	(26)	9529	(8)	28314	(0,93)
Lyster - Bécancour	120400	(46)	77028	(64)	30216	(25)	56390	(0,73)

1 Établi par rapport à la superficie drainée

2 Unités animales

matières nutritives en excès. Dans cette région, le cours d'eau reçoit les eaux usées municipales et industrielles de Robertsonville, Rivière-Blanche, Thetford Mines, Thetford-Partie-Sud et Black Lake. Les densités humaines et animales y sont respectivement de 126 habitants/km² et de 2,1 U.A./ha (tableau 3.8). Dans la Haute-Bécancour, le faible débit et la surcharge de polluants provoquent une détérioration marquée de la qualité des eaux et ce, jusqu'au lac William. Même si les charges ne se chiffrent qu'à 238 tonnes/an d'azote et 27 tonnes/an de phosphore à la station de Black Lake, soit respectivement 18% et 20 % des charges totales, celles-ci sont davantage attribuables aux concentrations élevées des éléments nutritifs plutôt qu'aux débits.

Enfin, le tronçon inférieur de la rivière présente des quantités d'azote à l'hectare qui sont 1,6 fois plus élevées que celles du tronçon médian et 1,8 fois moins élevées que celles du tronçon supérieur. Dans le cas du phosphore, les apports par unité de surface sont, à Bécancour, 3,9 fois plus considérables qu'à Lyster et 1,5 fois moins importants qu'à Black Lake. Ces données sont d'autant plus frappantes que les tronçons inférieur et médian possèdent une superficie drainée semblable, celle-ci étant à peu près cinq fois plus grande que celle du segment Lac Bécancour-Black Lake.

En 1989, trois usines d'épuration utilisaient un procédé propre à l'enlèvement du phosphore dans l'eau. La station de Black Lake déphosphat à longueur d'année, tandis que celles de Plessisville et de Princeville suppriment le phosphore en période estivale seulement, soit du 15 mai au 15 novembre (annexe 13). C'est au cours de l'été qu'il importe d'éviter que les concentrations de ce paramètre ne dépassent le critère de qualité, le surplus de matières nutritives, et plus particulièrement le phosphore, pouvant nuire à certains usages. Il est à noter que les stations d'épuration d'Halifax-Sud et de Lyster déphosphatent respectivement depuis 1990 et 1991 mais ne peuvent être considérées, compte tenu de la période couverte par cette étude.

Le graphique de la figure 3.5 illustre les efforts urbains de déphosphatation entrepris dans le bassin de la Bécancour depuis 1986. Sur la base d'années complètes, il est difficile de démontrer si cette pratique dépolluante a réellement porté fruit. En effet, même si les charges annuelles de phosphore mesurées à l'embouchure de la rivière montrent une baisse apparente (figure 3.3.C) depuis 1981, il reste que cette diminution suit à peu de chose près les fluctuations observées pour les débits moyens annuels. Il faut également se rappeler que les concentrations de phosphore n'ont pas enregistré de réduction significative au cours de la période d'étude (tableau 3.4). De plus, une amélioration de la qualité de l'eau découlant de la déphosphatation aurait normalement dû se faire sentir au niveau du phosphore filtré. Or, les concentrations et les charges de cet élément n'ont pas varié significativement sur le plan temporel (tableau 3.4 et annexe 14). Toutefois, à la lumière de la figure 3.3.C, nous constatons visuellement une baisse sensible des charges de phosphore à la confluence de la rivière Bécancour et du fleuve. Cette diminution ressort clairement lorsque nous comparons les données annuelles des concentrations de phosphore enregistrées entre le 1^{er} janvier et le 31 décembre et celles mesurées entre le 15 mai et le 15 novembre, depuis 1986. Dans ce dernier cas, la différence à la baisse semble davantage imputable à l'effet de la déphosphatation qu'à la saisonnalité observée au niveau du cycle annuel de variation du descripteur.

Comme nous ne disposons pas d'un modèle pour mesurer la quantité de phosphore qui est assimilée par la végétation aquatique ou riparienne et la fraction qui sédimente au fond de la rivière, il est difficile d'évaluer la quote-part véritable des secteurs urbain, industriel et agricole à la contamination du cours d'eau. Malgré cet inconvénient qui limite la portée de notre étude, nous pouvons néanmoins établir de façon empirique les charges théoriques municipales et industrielles. Dans ces deux cas, comme il s'agit la plupart du temps de rejets directs à la rivière, la rétention de phosphore par les plantes et les sols est infime, voire nulle, de sorte que l'estimation produite devrait être nettement plus conservatrice que ne le serait celle avancée pour les apports diffus d'origine agricole.

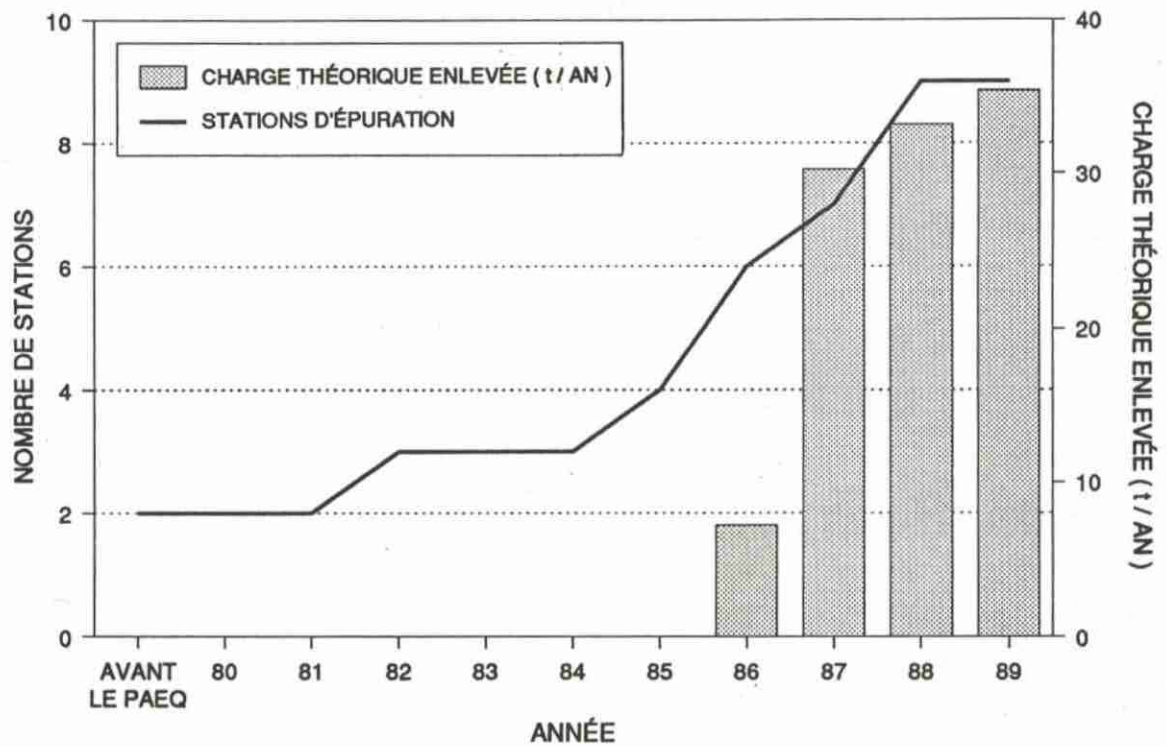


Figure 3.5 ÉVOLUTION DE LA DÉPHOSPHATATION DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

En 1988, nous avons mesuré à la station C4 de Bécancour un apport annuel moyen de 46,7 tonnes métriques de phosphore total (figure 3.3.C). La population dont les rejets domestiques, traités ou non traités, se retrouvaient dans la Bécancour cette année-là a été estimée à un peu plus de 69 700 personnes, chacune d'elles émettant théoriquement 2 grammes de phosphore par jour dans le milieu aquatique. Ainsi, nous avons établi que la contribution du secteur municipal à la pollution fertilisante de la rivière par le phosphore se chiffrait à 50,9 tonnes avant déphosphatation. Sachant que les usines d'épuration procédant à l'enlèvement du phosphore ont offert un rendement d'une efficacité de 60,2%, c'est donc dire qu'elles ont permis de retrancher 18,9 tonnes de phosphore qui auraient normalement été acheminées au cours d'eau. De ce fait, la charge résiduelle urbaine a été estimée à 32 tonnes de phosphore en 1988.

Par ailleurs, étant donné que les industries susceptibles de rejeter du phosphore sont pour la plupart raccordées au réseau d'égouts municipal et situées dans des municipalités pourvues d'usines d'épuration où il y a eu caractérisation des charges, nous avons été en mesure d'évaluer l'apport en phosphore du secteur industriel. Il nous a suffi de soustraire la charge théorique issue du secteur urbain de celle mesurée par suite de la caractérisation des effluents municipaux. Ainsi, la charge résiduelle industrielle calculée après déphosphatation a été estimée à 9,5 tonnes de phosphore en 1988.

Sur la base des travaux de Potvin (1976), qui attribue des coefficients d'exportation de phosphore aux différents types de sol, nous avons évalué que la charge annuelle de la rivière Bécancour équivaldrait à 11,7 tonnes de cet élément et ce, en l'absence d'activités humaines dans le bassin. Pour les raisons mentionnées précédemment, même si nous savons que les apports d'origine agricole correspondent à la différence entre la charge de phosphore mesurée à l'embouchure du cours d'eau et la sommation des apports naturels, urbains et industriels, il est difficile d'estimer cette charge au moyen des données présentement disponibles.

À la fin de 1989, 61,6 % de la population du bassin munie d'un réseau d'égouts voyait ses eaux usées subir une déphosphatation. Nous estimons à 64 % l'enlèvement de la charge s'effectuant sur 12 mois. En réalité, ce rendement est légèrement supérieur à la valeur calculée puisque les stations d'épuration qui procèdent à l'enlèvement du phosphore uniquement à l'été ou qui n'ont pas de procédé spécifique à cet enlèvement concourent quand même à diminuer la charge totale des matières phosphatées contenues dans les eaux usées. Cette contribution s'exerce de trois façons: à l'étape de prétraitement des eaux, le dégrillage et le tamisage permettent d'abord d'éliminer les plus grosses particules; ensuite, dans les bassins de sédimentation, le temps de rétention des eaux à traiter favorise la floculation des agglomérats et la production primaire; enfin, une partie du phosphore est assimilée par les bactéries qui s'en servent comme source alimentaire. Compte tenu de ces variables, la conclusion la plus vraisemblable pouvant être tirée de nos données est que 39,5 % du phosphore d'origine urbaine et industrielle pourrait être intercepté avant que les eaux usées ne s'écoulent à la rivière.

3.6 PROGRAMME DE SUIVI VISUEL

Le suivi visuel sert essentiellement à évaluer l'amélioration visuelle du cours d'eau attribuable au PAEQ et l'impact résiduel sur le milieu récepteur des émissaires des stations d'épuration et des ouvrages de surverse. Il ne permet pas de se prononcer sur l'efficacité du traitement implanté, puisqu'il s'agit uniquement d'une appréciation visuelle de la qualité de l'eau. Cependant, il peut aider à mettre en évidence certaines lacunes des ouvrages de traitement lorsqu'elles entraînent une détérioration notable du cours d'eau.

Lors des visites de terrain, la qualité du milieu récepteur est, en général, évaluée à trois endroits pour chaque structure (émissaire de l'usine d'épuration, trop-plein, etc.), soit: en amont de la structure, directement au point de rejet et à quelque 300 mètres en aval de l'effluent. Le panache polluant s'étendant à 300 mètres en aval du point de rejet

et sur une largeur en principe inférieure à la moitié du cours d'eau (jusqu'à concurrence de 50 mètres) constitue la zone de mélange tolérée. C'est uniquement à l'intérieur de cette zone que l'on accepte un dépassement des critères de qualité de l'eau, c'est-à-dire un impact négatif sur le milieu aquatique, sauf si cet impact touche directement un usage sensible. La zone de mélange permet une dilution suffisante du rejet pour atteindre des concentrations compatibles avec le plein usage de la ressource. Lorsqu'un usage reconnu est situé à proximité d'un point de rejet, la zone de mélange tolérée est restreinte à la distance qui sépare l'usage de l'effluent.

Les principales variables examinées dans le cadre du suivi visuel sont la turbidité, la présence de débris flottants et de matière organique, la croissance inhabituelle de plantes aquatiques (macrophytes, périphyton et algues) et les odeurs. L'état des berges est également pris en considération. Ces données sont ensuite confrontées avec des observations recueillies avant les travaux d'assainissement afin de porter un jugement sur l'amélioration effectivement obtenue. Quelques municipalités du bassin de la rivière Bécancour ont fait l'objet d'un suivi visuel à l'été 1990 et au cours des années antérieures. Les paragraphes qui suivent font la synthèse des principales observations recensées lors de ces visites et des améliorations constatées au sein de l'environnement aquatique et riverain.

3.6.1 Assainissement de la Haute-Bécancour

Avant les travaux du PAEQ, les principales municipalités situées à la tête du bassin, soit Robertsonville, Thetford Mines, Thetford-Partie-Sud et Black Lake déversaient, sans traitement, leurs eaux usées dans la rivière Bécancour. Quant à la municipalité de Rivière-Blanche, elle était à toute fin pratique dépourvue de réseau d'égout. L'ensemble des rejets entraînaient des détériorations esthétiques telles que la prolifération de périphyton, l'accumulation de dépôts organiques et de débris sanitaires, une turbidité accrue et le développement d'odeurs nauséabondes en période estivale.

À compter de l'été 1987, des améliorations ont été constatées à la suite de l'implantation, à Black Lake, d'un traitement conjoint des eaux usées de ces cinq municipalités (Régie d'assainissement de la Haute-Bécancour). On retrouve néanmoins une cinquantaine d'ouvrages de surverse (régulateurs de débit ou trop-pleins), répartis entre ces agglomérations qui déversent encore occasionnellement leurs eaux usées dans la rivière Bécancour et ses tributaires. La plupart de ces aménagements ont un impact négligeable sur la qualité visuelle de l'eau. Cependant, certains d'entre eux engendrent encore des dégradations locales. Ces détériorations, lesquelles se manifestent principalement par une croissance anormalement élevée de périphyton et par la présence de débris, se limitent habituellement à quelques mètres en périphérie du rejet. De façon générale, il n'en demeure pas moins que la qualité visuelle de l'eau dans ce secteur s'est nettement améliorée. Bien qu'encore présent, le périphyton est moins abondant, la transparence de l'eau s'est accrue par temps sec et les mauvaises odeurs ont disparu.

À l'émissaire actuel de l'usine d'épuration, situé dans une zone difficile d'accès et peu visible, le rejet, qui dégage une légère odeur d'égout, crée par temps sec un panache turbide dans la rivière Bécancour. En aval immédiat du déversement, on note la présence de mousse et une croissance importante de périphyton. Toutefois, cet impact résiduel se dissipe rapidement compte tenu de la localisation du point de rejet.

3.6.2 Assainissement de la Moyenne-Bécancour

Les municipalités de Bernierville et de Halifax-Sud bordent le lac William qui subit depuis plusieurs années un processus accéléré d'eutrophisation. Depuis novembre 1985, l'épuration des eaux des municipalités regroupées sous la Régie d'assainissement de la Haute-Bécancour a, dans un premier temps, réduit l'apport en matières nutritives au lac William. L'interception des eaux usées de Bernierville et de Halifax-Sud a permis d'éliminer les dégradations locales telles que la présence de débris sanitaires, les odeurs nauséabondes et le stockage de matières organiques. La qualité visuelle du lac s'est

conséquemment améliorée dans les portions supérieure et centrale du lac. L'eau est plus claire et la prolifération de plantes aquatiques a diminué. Cependant, elle ne semble pas s'être améliorée dans la partie terminale du lac qui reçoit, depuis la fin de 1985, les rejets traités des deux municipalités riveraines. Jusqu'en 1989, des "blooms" d'algues se sont encore produits à plusieurs reprises, donnant à l'eau de cette portion du lac une couleur verdâtre peu invitante. Dans ce secteur, la surabondance de plantes aquatiques a continué de provoquer durant l'été une accumulation, sur les rives, de végétaux en décomposition dont l'aspect et l'odeur sont répugnants.

Les correctifs apportés aux étangs aérés en 1989, en l'occurrence l'ajout d'un équipement de déphosphatation, semblent avoir entraîné une amélioration de la situation. Bien que les végétaux soient encore abondants, nous n'avons constaté aucune explosion d'algues lors de nos deux visites effectuées à l'été 1990. Les végétaux en décomposition sur les rives semblaient également moins abondants. Pour tenter de réduire encore davantage l'impact résiduel du traitement sur la qualité de l'eau du lac William, l'émissaire de la station d'épuration a été relocalisé dans la rivière Bécancour, en aval de l'exutoire du lac, au cours de l'automne de 1990.

3.6.3 Assainissement de la Basse-Bécancour

En 1985, à la fermeture de l'ancienne usine d'épuration de Plessisville, devenue désuète, la détérioration de la rivière Bourbon en aval de la municipalité s'est accentuée. L'absence de traitement s'est traduite par l'apparition de débris sanitaires abondants dans cette rivière, par une croissance inhabituelle de périphyton et d'algues filamenteuses et par des odeurs d'égout persistantes. De plus, les rejets de l'usine de filtration, située dans le haut de la municipalité, causaient un dépôt important de boues noires sur le fond de la rivière.

À l'automne 1988, à la suite des travaux d'assainissement des eaux de Plessisville, les rejets de l'usine de filtration ont été acheminés, avec l'ensemble des eaux usées, au nouveau système d'épuration. Depuis ce temps, la qualité de l'eau du tronçon de rivière qui traverse la municipalité est à peu près homogène. L'eau y est claire en temps sec et le périphyton est nettement moins abondant qu'auparavant. L'effluent des eaux traitées se déverse dans la rivière Bécancour, en aval de la zone résidentielle. Compte tenu de l'absence d'usage et du caractère agricole de ce secteur situé en aval de la municipalité, l'impact résiduel du rejet est considéré comme faible.

Avant les interventions reliées au PAEQ, la municipalité de Princeville, par ses rejets domestiques et industriels, contribuait en grande partie à la détérioration des eaux de la rivière Blanche (rivière Saint-Rosaire). À cause de la dimension réduite de la rivière et de l'importance des rejets, le cours d'eau récepteur ressemblait plutôt à un égout à ciel ouvert où proliféraient bactéries et algues filamenteuses. La mise en service, en juillet 1987, de la nouvelle usine d'épuration à Princeville a permis une amélioration sensible de la qualité visuelle de l'eau, bien que certains impacts résiduels demeurent. Ainsi, directement en aval du poste de pompage, une mare d'eau stagnante noirâtre trahit la présence d'un trop-plein dans un petit fossé. Cependant, en été, la végétation luxuriante masque entièrement la zone de déversement qui est en outre très peu accessible. Quant à l'effluent des étangs, lui aussi peu visible et difficile d'accès, il cause une turbidité accrue de l'eau au point de déversement. On note également une légère augmentation de la quantité de périphyton mais les algues filamenteuses, les senteurs malodorantes et les débris sanitaires ont disparu. À 300 mètres en aval du rejet, la qualité visuelle de l'eau est similaire à ce que l'on observe en amont du déversement. La turbidité persistante semble principalement liée à la nature argileuse des sols où se creuse le lit de la rivière plutôt qu'à une source ponctuelle de pollution.

À Daveluyville, où aucune intervention du PAEQ n'a encore été réalisée, la dégradation du milieu récepteur se fait sentir principalement dans le bras gauche de la

rivière Bécancour et ce, sur toute l'étendue de la municipalité. L'eau est turbide, le périphyton et les algues filamenteuses y abondent en période estivale. Localement, certains émissaires domestiques entraînent des détériorations très marquées, caractérisées surtout par des déchets sanitaires, un volume imposant de dépôts organiques et des odeurs infectes.

Au niveau industriel, l'émissaire de l'industrie Tricot Domino rejette régulièrement des teintures et autres produits connexes qui ont pour effet de colorer anormalement les eaux de la rivière. Des amas de charpie s'accumulent sur la rive sud près du point de rejet. Pendant ces déversements, la coloration s'étend sur près de la moitié de la rivière avant d'atteindre les chutes Maddington, attrait touristique indéniable de la région. Le brassage important des eaux à cet endroit permet alors une bonne dilution et atténue par la suite l'impact visuel de cette coloration.

Plus en aval dans le bassin, le déversement des eaux d'égout directement dans un fossé de drainage en bordure d'une route entraînait autrefois une détérioration visuelle importante à Sainte-Eulalie. Visuellement peu attirants, les débris accumulés à cet endroit produisaient également des odeurs désagréables en période estivale. L'effluent des étangs non aérés construits en 1986 dans le cadre du PAEQ se déverse maintenant dans le ruisseau Calixte-Tourigny, tributaire de la rivière Blanche (rivière Saint-Wenceslas). La croissance importante de périphyton à proximité du site de rejet constitue le seul indice perceptible de pollution dans le ruisseau. Toutefois, celui-ci s'écoule en milieu agricole et son accès est limité. De ce fait, l'impact esthétique résiduel s'avère minime et les détériorations antérieures au PAEQ sont choses du passé.

SYNTHÈSE ET CONCLUSION

Depuis le début des années 80, des efforts assidus de dépollution ont été consentis par le MENVIQ et les municipalités, par le biais du PAEQ, dans le but de protéger et de récupérer les différents usages liés à l'eau dans le bassin versant de la rivière Bécancour. Dans ce cas précis, les actions entreprises en vue d'épurer les eaux usées n'auront pas été vaines puisque certains résultats tendent à démontrer que les mesures d'assainissement mises de l'avant commencent à rapporter des dividendes en regard de la qualité du milieu récepteur.

Au terme de cette étude, il ressort que la qualité de l'eau du bassin de la Bécancour s'est sensiblement améliorée au cours des 10 dernières années. Cette amélioration ne signifie pas pour autant que les eaux brutes ou traitées atteignent en tout temps les standards de qualité prescrits pour la sauvegarde de la vie aquatique, la consommation de l'eau potable et les activités récréatives. Sur plusieurs segments du cours principal et des tributaires, certaines variables affichent encore des concentrations anormalement élevées par rapport aux critères établis. Au stade actuel, le programme d'assainissement fait sentir ses effets localement à l'échelle de certains sous-bassins. Ce n'est que lorsque tous les travaux d'assainissement prévus à la grandeur du bassin seront terminés que nous pourrons vraiment en mesurer les bénéfices et évaluer l'efficacité des ouvrages.

En général, l'analyse des données (1979 à 1989) de la qualité de l'eau du bassin a produit des résultats encourageants, en dépit d'un accroissement de 35% du cheptel porcin et de 60% des cultures céréalières. Il semble que les augmentations notées au niveau de ces activités agricoles, potentiellement génératrices de pollution par les fertilisants et les produits organiques, aient été largement compensées par la légère baisse de population enregistrée depuis 1976 et surtout par l'avancement des travaux d'assainissement industriel et urbain (95% de la population raccordée à des égouts était

desservie par une station d'épuration à la fin de 1989). Dans la vaste majorité des cas, l'examen des séries temporelles des descripteurs de qualité a montré des tendances à la baisse ou une stabilité des mesures dans le temps, ce qui indique l'absence ou le peu de détériorations survenues dans le réseau hydrologique au cours des dernières années. Les municipalités qui ont parachevé, ou presque, leurs ouvrages d'assainissement ont des effluents dont la qualité bactériologique et visuelle est supérieure à ce qu'elle était auparavant et dont les teneurs de phosphore ont diminué.

Dans la Haute-Bécancour, les concentrations de substances nutritives sont demeurées constantes au cours de la période d'étude (1979-1986). Toutefois, la caractérisation spatiale des eaux a aussi permis de mettre en évidence des problèmes liés à la surabondance d'azote et de phosphore qui perdurent dans le milieu. Non seulement ce secteur supporte-t-il 50% de la densité humaine de tout le bassin, mais de plus, aucune des industries de ce territoire, et retenues pour intervention d'assainissement, n'a encore débuté ses travaux. Quant à l'assainissement urbain, celui-ci est relativement récent, la station d'épuration de Black Lake ayant été mise en service à la fin de 1986. Jusqu'en 1985, les apports considérables de phosphore seraient plus particulièrement imputables aux rejets urbains, la forme filtrée de cet élément étant prédominante dans le milieu. Les rejets d'eaux non traitées provenant des laiteries de fermes et les activités d'élevage qui prévalent à Robertsonville, de même que le fait que les rives sont en maints endroits dépourvues de couverture végétale, contribueraient aussi à l'enrichissement des eaux en matières nutritives. En revanche, le ralentissement graduel des activités minières pourrait avoir favorisé la baisse significative de turbidité des eaux dans ce secteur.

On se souviendra également que la partie supérieure du bassin possède une capacité de dilution réduite en raison du faible volume d'eau qu'elle véhicule. De ce fait, il n'est pas étonnant de déceler de fortes teneurs en phosphore et en composés azotés (nitrates-nitrites, azote ammoniacal) dans le cours d'eau. Ainsi, la totalité des mesures

(n = 188) de phosphore total prises en aval de Black Lake entre 1979 et 1986 excèdent la valeur du critère associé à la protection de la vie aquatique, la concentration médiane calculée dépassant sept fois la limite tolérable fixée à 33 µg/L. Le cycle annuel de variation de ce descripteur s'écarte d'ailleurs du modèle théorique, des concentrations élevées persistant dans l'environnement aquatique au cours de la période estivale. Enfin, la concentration médiane de NH_4^+ déroge occasionnellement à l'objectif visé pour l'approvisionnement en eau brute mais les dépassements ne sont actuellement pas problématiques puisque les municipalités de la région ne puisent pas leur eau à même la rivière. Toutefois, une mise en garde s'impose en regard du potentiel d'eutrophisation encore existant pour la chaîne de lacs situés en aval de la municipalité de Black Lake.

Par ailleurs, les parcs à résidus miniers sont à toute fin pratique les seuls responsables des concentrations élevées de magnésium, de nickel, de chrome et de cuivre mesurées dans l'eau. Heureusement, la dureté de l'eau de la tête du bassin contribue à diminuer la toxicité de ces métaux. Même si, à prime abord, la qualité des eaux de la Haute-Bécancour apparaît peu reluisante, il importe de préciser que la courte série de données recueillies après la mise en service de la station d'épuration de Black Lake empêche de détecter, sur le plan statistique, les améliorations constatées sur le terrain, ces dernières n'étant pas négligeables au plan esthétique. En effet, le suivi visuel du cours d'eau permet d'affirmer que la qualité des eaux coulant dans les municipalités en amont de Black Lake a évolué, comme en témoignent actuellement la faible quantité de débris flottants, la réduction du périphyton et la meilleure transparence de l'eau par temps sec. Les mauvaises odeurs émanant de la rivière ont également disparu. Enfin, dans la Haute-Bécancour comme partout ailleurs à l'intérieur du bassin, les mesures de DBO_5 demeurent inférieures à 3 mg/L, ce qui signifie que les concentrations en oxygène dissous sont suffisamment élevées pour limiter les répercussions néfastes sur les biocénoses.

L'amélioration la plus tangible a sans contredit pris place dans la Moyenne-Bécancour. Dans ce territoire à vocation mi-agricole et mi-forestière déjà très peu touché, les gains environnementaux additionnels seraient notamment attribuables aux travaux d'assainissement urbain effectués en amont du lac William (Halifax-Sud et Black Lake), de même qu'à l'efficacité des étangs aérés de Lyster qui ont été maintenus à un degré optimal de fonctionnement jusqu'en 1989. Ainsi, les concentrations de phosphore total ont chuté de façon significative au cours de la période d'étude (1979-1986). Malgré ce progrès enregistré, il n'en demeure pas moins que 53% des mesures de ce descripteur dépassent encore le critère, leur valeur médiane se chiffrant à 70 µg/L. Par ailleurs, la diminution du ruissellement causée par les années sèches observées de 1982 à 1986, de même que la végétation riveraine omniprésente, a permis d'abaisser de façon significative les concentrations de phosphore en suspension acheminé à la rivière. Quant à la baisse des teneurs d'azote ammoniacal, celle-ci pourrait être attribuable à l'effet combiné des systèmes d'épuration, d'une réduction de 7,5% des activités d'élevage depuis 1976 et d'une meilleure gestion des fumiers. Enfin, les valeurs des principaux descripteurs physiques et celles des métaux sont demeurées stables et s'apparentent à celles observées au site témoin, ce qui rend compte de la bonne qualité de l'eau de la portion centrale du bassin.

La qualité de l'eau de la Basse-Bécancour a évolué dans le même sens que celle de la Haute-Bécancour. Les concentrations de nutriments n'ont pas varié entre 1979 et 1989 et, dans l'avenir, un contrôle plus rigoureux des engrais et des pesticides, de même que l'utilisation accrue de pratiques culturales appropriées pourraient entraîner des incidences positives sur le milieu aquatique. Les pertes de superficies de sols consacrés aux fourrages, l'augmentation de 300% des cultures à interligne étroit et l'accroissement de plus de 75% de l'élevage porcin au cours des dernières années font, qu'actuellement, les concentrations d'éléments nutritifs sont maintenues à la hausse. Les données estivales de 1988-1989 indiquent d'ailleurs que les valeurs maximales d'azote (1,46 mg/L) et de phosphore (0,445 mg/L) sont observées à l'embouchure de la rivière Blanche

(rivière Saint-Rosaire). Il en va de même pour les rivières Bourbon et Saint-Wenceslas qui présentent des problèmes de qualité de l'eau, les valeurs de ces paramètres dépassant le critère établi. Les teneurs d'azote et de phosphore demeurent néanmoins bien en deçà de celles mesurées dans les bassins versants à caractère typiquement agricole. À cet effet, l'un des résultats les plus encourageants concerne sans contredit la réduction de l'ordre de 50 % du débit massique de phosphore survenue à l'embouchure du cours principal entre 1986 et 1989.

Entre autres, l'assainissement des eaux de quatre fabriques de produits agro-alimentaires aura certes permis d'atténuer les charges de matières nutritives et organiques acheminées à la rivière. Lorsque les industries du textile traiteront leurs eaux usées, la turbidité et la coloration des eaux pourraient diminuer sensiblement. Enfin, l'efficacité des stations d'épuration de Plessisville et de Princeville aura permis d'améliorer la qualité bactériologique de l'eau de façon à envisager d'ores et déjà la reprise occasionnelle d'activités récréatives propres au milieu naturel.

Nous savons que la qualité de l'environnement s'inscrit aujourd'hui comme une priorité sociale et politique. De là est né le principe de développement durable qui vise à gérer les ressources pour assurer le progrès, tout en garantissant la protection de l'environnement et la disponibilité de ces mêmes ressources pour les générations futures. Les mesures d'assainissement déployées dans le bassin de la Bécancour auront servi non seulement à limiter la détérioration de la qualité de l'eau mais également à l'améliorer en plusieurs points de la rivière, permettant ainsi de redonner aux riverains et à la population en général l'usage de leurs cours d'eau. Les impacts positifs générés par le PAEQ sur la qualité de l'eau de la Bécancour proviennent, entre autres, de l'enlèvement massif de plus de 60% des charges de phosphore expédiées à la rivière, de même que de la mise en place de systèmes de traitement des eaux usées industrielles et du resserrement des normes de rejets aux effluents de certaines usines.

En résumé, l'effort environnemental fourni jusqu'à présent dans le bassin de la Bécancour constitue un atout afin de maintenir ou d'attirer la population dans la région et, de ce fait, ne doit pas s'essouffler dans l'immédiat. Dans le cas de la rivière Bécancour, il reste encore beaucoup d'énergie à investir dans la dépollution des eaux avant d'en arriver à l'entière salubrité du milieu. Il faudra voir notamment à terminer le programme d'assainissement urbain, à accélérer les travaux de dépollution industrielle et à poursuivre le développement de la recherche concernant les technologies à mettre en place afin de contrecarrer la pollution d'origine agricole. Dans une perspective globale d'assainissement du bassin versant, telles sont les avenues de solutions qui restent à envisager pour obtenir le résultat escompté, à savoir une eau d'une qualité qui en permet les pleins usages.

BIBLIOGRAPHIE

- ALABASTER, J.S. et R. LLOYD, 1982. Water quality criteria for freshwater fish, 2nd edition, Butterworth scientific, London, U.K., 361 pages.
- BARIL, J., 1987. Schéma d'aménagement de la MRC de Bécancour, 159 pages, 2 annexes.
- BERTRAND, R., 1981. Rapport technique du bassin versant de la rivière Bécancour, ministère de l'Environnement du Québec, Direction de l'assainissement des eaux, 29 pages, 7 annexes.
- BÉRUBÉ, M., 1991. Qualité des eaux du bassin de la rivière du Nord (1979-1989), Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, (en préparation).
- BIRD, P.M. et D.J. RAPPORT, 1986. Rapport sur l'état de l'environnement au Canada, ministère de l'Environnement du Canada, ISBN 0-660-91699-1, catalogue EN 21-54/1986 F, 273 pages.
- CANADIAN COUNCIL OF RESOURCE AND ENVIRONMENT MINISTERS (CCREM), 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du CCREM. Environnement Canada, Ottawa, 510 pages.
- CARREAU, I. et B. DUMONT, 1988. Mise en valeur des rivières des Bois-Francs: étude exploratoire du potentiel halieutique de dix rivières, Corporation de gestion des rivières des Bois-Francs, Notre-Dame-de-Ham, 77 pages, 3 annexes.
- CHAPMAN, L.J. et D.M. BROWN, 1966. Les climats du Canada et l'agriculture, ARDA, Rapport no 3, 65 pages.
- CHEN, E.C., 1989. L'industrie textile canadienne et l'environnement: une évaluation. Environnement Canada, Direction des programmes industriels. Rapport SPE-5/TX/1, 120 pages.
- CHEVRIER, R., 1987. Schéma d'aménagement de la MRC de l'Érable, 99 pages, 4 annexes.
- CRIQ (Centre de recherche industrielle du Québec), 1990. Répertoire des produits fabriqués au Québec, 13ième édition, volume 1, Québecor inc., Saint-Romuald, 1875 pages.

- DEMAYO, A. et M.C. TAYLOR, 1983. Cuivre, Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
- DESMEULES, J. et J.-P. GÉLINAS, 1981. Caractéristiques physiques et démographiques du bassin versant de la rivière Bécancour, ministère de l'Environnement du Québec, Direction générale des inventaires et de la recherche, 68 pages.
- DUBOIS, J.-J., 1977. Inspection de quelques tributaires de la rivière Palmer (Comté de Frontenac), ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 31 pages.
- DURFOR, C.J. et E. BECKER, 1982. Constituents and properties of water, dans Water quality in a stress environment. W.A. Pettyjohn (ed.) Burgess Publ. Co., Minneapolis, Minnesota, pp. 24-41.
- EL-SHAARAWI A.H. et E. DANSLETH, 1988. "Parametric and non parametric test for dependant data", dans Water Resources Bulletin, 24(3):513-519.
- EL-SHAARAWI, S.R. ESTERBY et K.W. KUNTZ, 1983. "A statistical evaluation of trends in the water quality of the Niagara river", dans J. Great Lakes Res., 9(2):234-240
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1982. Températures et précipitations, Service de l'environnement atmosphérique, 225 pages.
- GANGBAZO, G. et B. BUTEAU, 1985. Analyse de la gestion des fumiers dans le bassin versant de la rivière Chaudière: état de la situation et éléments de solution, Direction de l'assainissement agricole, ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Foy, Envirodoq 85514, 91 pages.
- GILBERT, R.O., 1987. Statistical methods for environmental pollution monitoring, Van Nostrand Reinhold Company, New-York, 320 pages.
- GRANDTNER, M.M., 1966. La végétation forestière du Québec méridional, Presses de l'Université Laval, Québec, 216 pages.
- GRIMARD, Y., L. TALBOT et S. THÉBERGE, 1988. Programme de suivi de la qualité physico-chimique et bactériologique des principaux cours d'eau visés par le programme d'assainissement des eaux du Québec, ministère de l'Environnement du Québec, Direction générale de la restauration et de l'amélioration du milieu aquatique, Direction des ouvrages hydrauliques, 203 pages, 2 annexes.
- HERMANUTZ, R.O., J.F. HEDTKE, J.W. ARTHUR, R.W. ANDREW, K.N. ALLEN et J.C. HELGEN, 1987. "Ammonia effects on microinvertebrates and fish in outdoor experimental streams", dans Environmental Pollution, 47:249-283.

- HIPEL, K.W., 1988. "Non parametric approaches to environmental impact assesment", dans Water Resources Bulletin, 24(3):487-492.
- HIRSCH, R.M. et J.R. SLACK, 1984. "A non parametric test for seasonal data with serial dependance", dans Water Resour. Res., 20(6):727-732.
- HIRSCH, R.M., 1988. "Statistical methods and sampling design for estimating step trends in surface-water quality", dans Water Resources Bulletin, 24(3):493-503.
- HIRSCH, R.M., J.R. SLACK et R.A. SMITH, 1982 "Technique of trend analysis for monthly water quality data", dans Water Resources Res., 18(1):107-121.
- HUGUES, J.P. et S.P. MILLARD, 1988. "A tau-like test for trend in presence of multiple censoring points", dans Water Resources Bulletin, 24(3):521-531.
- JACKSON, K.S. et G.B. SKIPPEN, 1978. "Geochemical dispersion of heavy metals via organic complexing: a laboratory study of copper, lead, zinc and nickel behavior at a simulated sediment-water boundary", dans J. Geochem. Explor., 10:117-138.
- LAFLAMME, G., M. ROMPRÉ, D. CARRIER et L. OUELLET, 1989. Étude pédologique du comté de Mégantic, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Direction de la recherche agricole, 160 pages.
- LAPOINTE, D., 1981. Eaux de surface du bassin de la rivière Bécancour, Ministère de l'Environnement du Québec, Direction générale des inventaires et de la recherche, 94 pages.
- LEGRIS, A., 1987. Schéma d'aménagement de la MRC de l'Amiante, 66 pages, 7 annexes.
- LETTENMAIER, D.P., 1988. "Multivariate non parametric tests for trend in water quality" dans Water Resources Bulletin, 24(3):505-512.
- LEWIS, W.J., 1988. "Uncertainty in pH and temperature corrections for ammonia toxicity", dans Journal of Water Pollution and Control. Fish., 60(11):1922-1929.
- MARIER, J.R., C. NERI et T.W. ANDERSON, 1980. Dureté de l'eau, santé et importance du magnésium, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil National de Recherches Canada, Ottawa CNRC no 17582, 123 pages.
- MASSIN, B., 1971a. Zones agroclimatiques du Québec méridional, Ministère des Richesses naturelles du Québec, rapport MP-32, 40 pages.
- MASSIN, B., 1971b. Les déficits hydriques du Québec, Ministère des Richesses naturelles du Québec, rapport MP-34, 28 pages.

- MCNEELY, R.N., V.P. NEIMANIS et L. DWYER, 1980. Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa, 99 pages.
- MESSER, J.J., J. HO et W.J. GRENNEY, 1984. "Ionic strenght correction for extent of ammonia ionization in freshwater", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41:811-815.
- MINISTÈRE DE L'ÉNERGIE ET DES RESSOURCES DU QUÉBEC, 1988. Cartes de potentiel forestier, Service de l'inventaire forestier, Québec.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 1985. La Bécancour: une tâche urgente, Direction des études du milieu aquatique, 27 pages.
- MINISTÈRE DES TERRES ET FORÊTS DU QUÉBEC, 1973. Connaissance du milieu forestier du bassin de la rivière Bécancour, Publication No 206-00, 79 pages.
- PHILLIPS, R.D., P.H. OTTO et J.C. LOFTIS, 1989. WQSTAT II: a water quality statistics program, Colorado State University, Fort Collins, Colorado, États-Unis, 42 pages.
- POTVIN, P., 1976. Relation entre l'état trophique d'un lac et l'utilisation du territoire dans son bassin versant. Thèse de maîtrise en sciences, Institut national de la recherche scientifique en eau. Université du Québec, Sainte-Foy, Québec. 137 pages.
- PRIMEAU, S. et Y. GRIMARD, 1989. Rivière Yamaska: 1975-1988, volume 1: description du bassin versant et qualité du milieu aquatique, Direction de la qualité du milieu aquatique, ministère de l'Environnement du Québec, Rapport QE-66-1, Envirodoq 900060, 136 pages, 10 annexes.
- RICHARD, N., 1985. Étude de la contamination du milieu aquatique par les exploitations minières d'amiante, ministère de l'Environnement du Québec, Direction régionale de Québec, 18 pages, 6 annexes.
- ROMPRÉ, M., G. LAFLAMME, L. OUELLET, D. CARRIER, J.-C. DUBÉ et F. PAGÉ, 1984. Étude pédologique du comté d'Arthabaska, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Direction de la recherche agricole, 96 pages.
- SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA, 1982. Dureté, Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - 1978. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa, pp. 13-21.
- SAS INSTITUTE INC., 1985. SAS User's guide: basics, 5e édition, SAS Institute Inc., Cary, North Carolina, 1290 pages.

- SCHREIER, H. et J. TAYLOR, 1980. Asbestos in receiving waters, Environnement Canada, bulletin technique no 17, 31 pages.
- SHUGAR, S., 1980. Les effets de l'amiante dans l'environnement au Canada. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches du Canada, Ottawa, CNRC no 16453, 202 pages.
- SIMONEAU, M., et Y. GRIMARD, 1989. Qualité des eaux du bassin de la rivière L'Assomption 1976-1987, Direction de la qualité du milieu aquatique, ministère de l'Environnement du Québec, EMA-88-31, 234 pages, 6 annexes.
- SMITH, R.A., R.B. ALEXANDER et M.G. WOLMAN, 1987. "Water-quality trends in the Nation's rivers", dans Science, 235:1607-1615.
- SOFTWARE PUBLISHING CORPORATION, 1988. Harvard graphics, version 2.12, 2.05.87, Mountain View, Ca., U.S.A.
- SOUTHAM COMMUNICATIONS, 1990. Répertoire SCOTT'S des fabricants du Québec, 14ième édition, Montréal, 958 pages.
- STATISTIQUE CANADA, 1978a. Inventaire national des équipements en eau des municipalités du Canada (1977), ministère des Approvisionnements et Services, Canada, ISBN 0-660-00917-7, catalogue EM 44-10/1977, 339 pages.
- STATISTIQUE CANADA, 1978b. Recensement du Canada 1976 (Agriculture Québec), ministère des Approvisionnements et Services, Canada, ISBN 4-3200-817, catalogue 96-805.
- STATISTIQUE CANADA, 1987 Recensement du Canada 1986 (Agriculture Québec), ministère des Approvisionnements et Services, Canada, ISBN 0-660-53544-0, catalogue 96-107.
- TAYLOR, M.C., A. DEMAYO et S.W. REEDER, 1983. Nickel, Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
- TREMBLAY, L., 1975. Étude de la qualité des eaux de la rivière Bécancour, Service de protection de l'environnement, Direction générale de la recherche et de la planification, 120 pages, 4 annexes.
- TURCOTTE, G., 1976. Schéma régionaux de développement et d'aménagement des bassins des rivières Saint-Maurice, Bécancour et Nicolet, (région administrative 04), Québec, 147 pages.

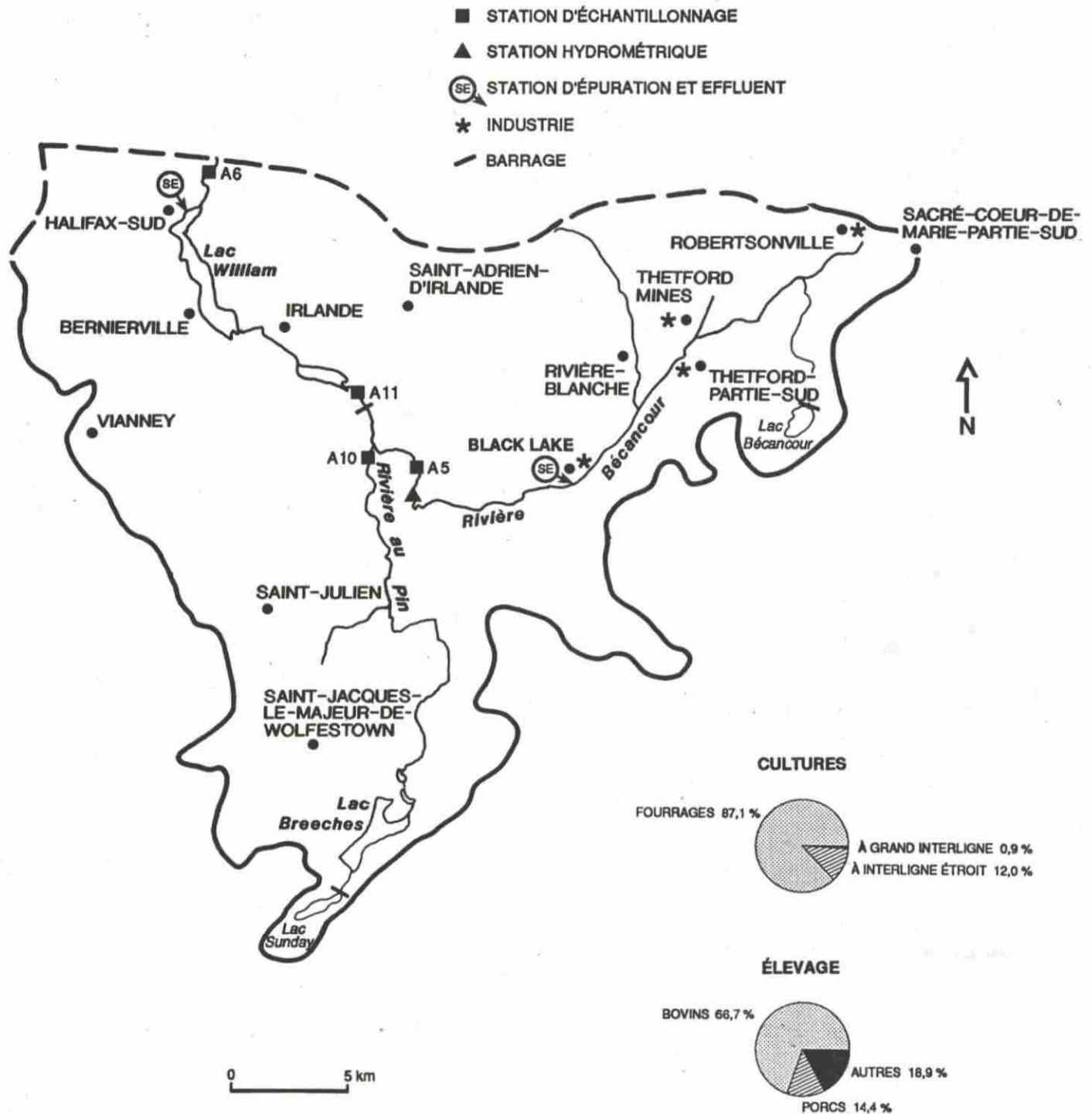
ANNEXE 1

Cartes des secteurs du bassin de la rivière Bécancour

- 1.1 Haute-Bécancour (secteur A)
- 1.2 Moyenne-Bécancour (secteur B)
- 1.3 Basse-Bécancour (secteur C)

ANNEXE 1.1

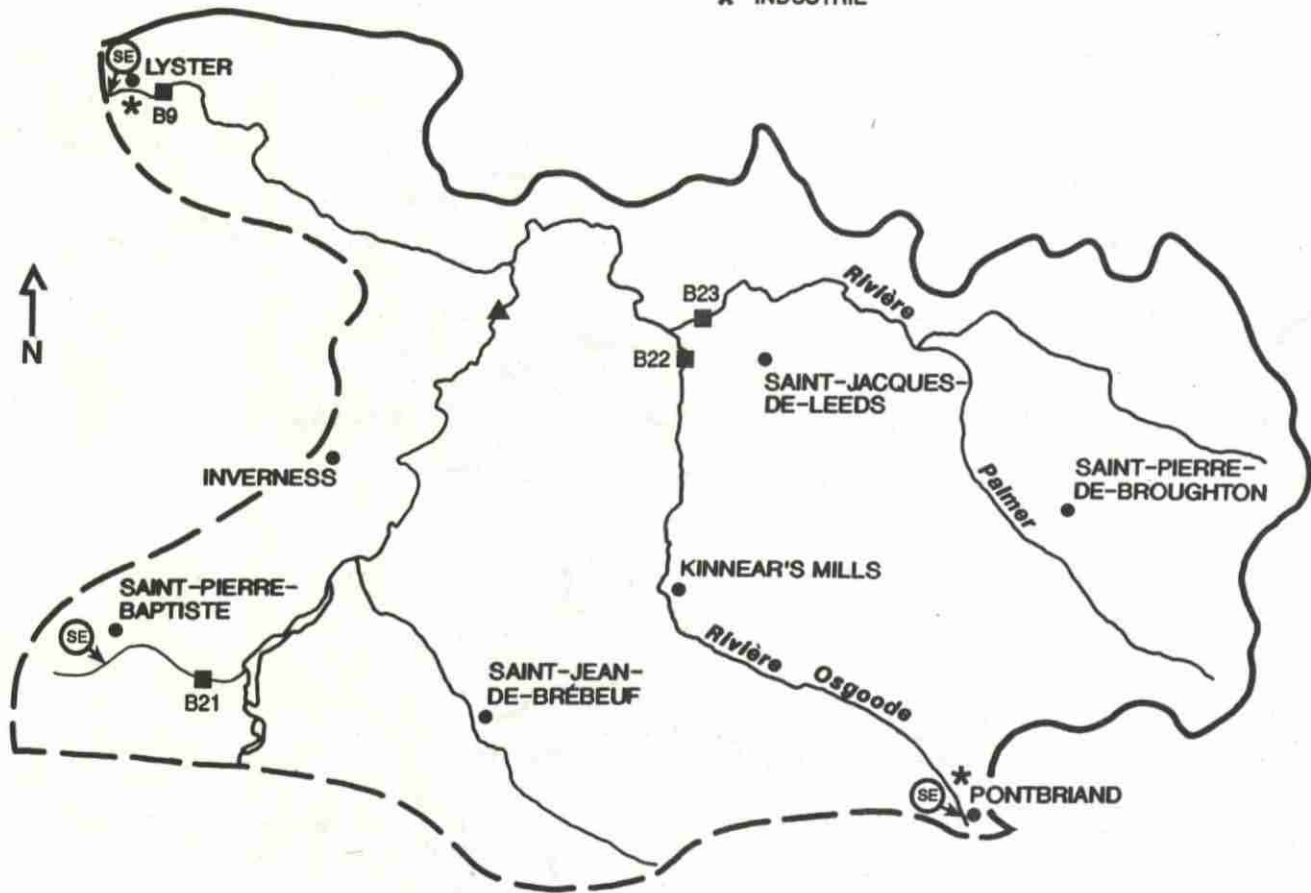
BASSIN VERSANT DE LA HAUTE-BÉCANCOUR (SECTEUR A)



ANNEXE 1.2

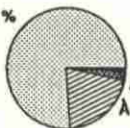
BASSIN VERSANT DE LA MOYENNE-BÉCANCOUR (SECTEUR B)

- STATION D'ÉCHANTILLONNAGE
- ▲ STATION HYDROMÉTRIQUE
- ⊙ SE STATION D'ÉPURATION ET EFFLUENT
- * INDUSTRIE



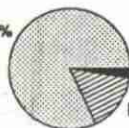
CULTURES

FOURRAGES 76,2 %



ÉLEVAGE

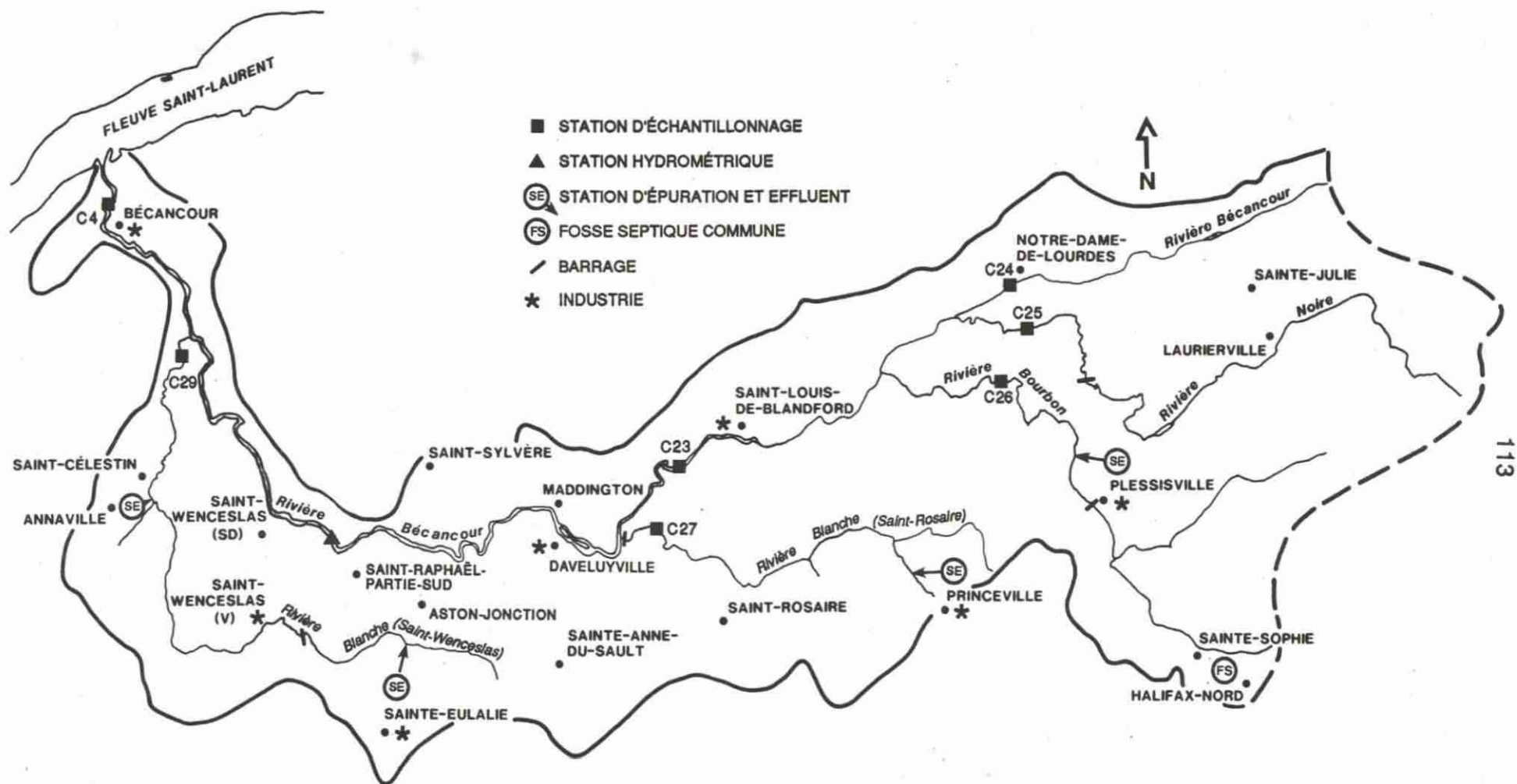
BOVINS 79,6 %



0 5 km

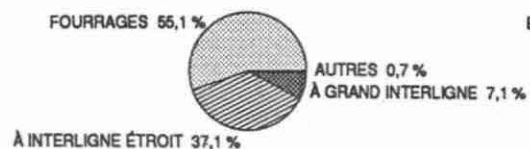
ANNEXE 1.3

BASSIN VERSANT DE LA BASSE-BÉCANCOUR (SECTEUR C)

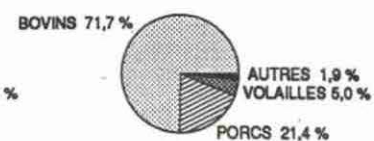


113

CULTURES



ÉLEVAGE



ANNEXE 2

Données socio-économiques des municipalités du bassin de la rivière Bécancour

ANNEXE 2 DONNÉES SOCIO-ÉCONOMIQUES DES MUNICIPALITÉS DU BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

MUNICIPALITÉ ¹	VOLET URBAIN								VOLET AGRICOLE ⁵			VOLET INDUSTRIEL ⁶
	DÉMOGRAPHIE ²			PROGRAMME D'ASSAINISSEMENT DES EAUX (PAEQ) ³					SUPERFICIE CULTIVABLE (ha)	CHEPTTEL (U.A.)	DENSITÉ (U.A/ha)	INDUSTRIES RETENUES POUR INTERVENTIONS
	POPULATION		VARIATION (%)	RÉSEAU D'ÉGOUTS	POPULATION RACCORDÉE À L'ÉGOUT	POPULATION EAUX TRAITÉES	TYPE DE TRAITEMENT ⁴	DATE DE MISE EN EAU				
	1976	1989										
Annaville (A)	500	761	52,20	oui	761	761	ENA	09-88	6270	2579	,41	
Aston-Jonction (B)	248	237	-4,44	non					2565	1546	,60	
Bécancour	9255	10934	18,14	oui	*			**	18656	10538	,05	5
Bernierville (1,C)	2370	2032	-14,26	oui	1365	1365	-	-	2737	2948	1,08	
Black Lake (2,D)	4120	4824	17,09	oui	4824	4824	BA(RBS)	10-86	668	864	1,29	2
Daveluyville (3,E)	1133	1183	4,41	oui	1183			indéterminée	2998	2565	,86	1
Halifax-Nord (F)	490	405	-17,35	oui	205	205	FS	**	4221	3229	,76	
Halifax-Sud (1,C)	625	783	25,28	oui	765	765	EA	11-85				
Inverness (Ct et Vl)	998	940	-5,81	non					4698	4806	1,02	
Irlande	1410	1059	-24,89	non					2335	2249	,96	
Kinnear's Mills(Leeds)	360	376	4,44	non					2249	1764	,78	
Laurierville (G)	910	954	4,84	non					4599	5981	1,30	
Lyster ⁷	2050	1872	-8,68	oui	1872	1872	EA	07-82	5332	5014	,94	1
Maddington (E)	330	400	21,21	non								
Notre-Dame-de-Lourdes	749	744	-0,67	non					1597	921	,58	
Plessisville (P et V)	9625	9765	1,45	oui	8385	8385	EA	08-88	5493	5117	,93	6
Pontbriand	926	891	-3,78	oui	490	490	EA	**	549	730	1,33	2
Princeville (P et V) ⁸	5468	5611	2,62	oui	4050	4050	EA	05-87	9456	5228	,55	10
Rivière-Blanche (2,D)	810	840	3,70	oui	600	600	-	-				
Robertsonville (2,H)	1350	1844	36,59	oui	1750	1750	-	-	645	3061	4,75	1
Sacré-Coeur-de-Marie-Partie-Sud	650	702	8,00	non					1341	1613	1,20	
Saint-Adrien-d'Irlande	410	435	6,10	non					1402	1206	,86	
Saint-Célestin (A)	680	744	9,41	non								
Saint-Jacques-de-Leeds	806	779	-3,35	non					3147	3582	1,14	
Saint-Jacques-le-Majeur-de-Wolfestown	130	171	31,54	non					1726	1048	,61	
Saint-Jean-de-Brébeuf	350	444	26,86	non					2120	2298	1,08	
Saint-Julien	300	407	35,67	non					968	1794	1,85	
Saint-Louis-de-Blandford	545	728	33,58	oui	50				1476	754	,51	1
Saint-Pierre-Baptiste	570	510	-10,53	oui	217		indéterminé	indéterminée	2967	2144	,72	
Saint-Pierre-de-Broughton	1010	955	-5,45	oui	135				3787	2646	,70	
Saint-Raphaël-Partie-Sud (B)	245	243	-0,82	non								

MUNICIPALITÉ ¹	VOLET URBAIN								VOLET AGRICOLE ⁵			VOLET INDUSTRIEL ⁶
	DÉMOGRAPHIE ²			PROGRAMME D'ASSAINISSEMENT DES EAUX ³					SUPERFICIE CULTIVABLE (ha)	CHEPTEL (U.A.)	DENSITÉ (U.A/ha)	INDUSTRIES RETENUES POUR INTERVENTIONS
	POPULATION		VARIATION (%)	RÉSEAU D'ÉGOUTS	POPULATION RACCORDÉE À L'ÉGOUT	POPULATION EAUX TRAITÉES	TYPE DE TRAITEMENT ⁴	DATE DE MISE EN EAU				
	1976	1989										
Saint-Rosaire	600	747	24,50	non					3440	2825	,82	
Saint-Sylvère	1008	925	-8,23	non					4386	4021	,92	
Saint-Wenceslas (SD et V) ⁸	1157	1261	8,99	oui	506		ENA	09-91	4285	4620	1,08	1
Sainte-Anne-du-Sault (3,E)	700	1311	87,29	oui	606							
Sainte-Eulalie	870	835	-4,02	oui	450	450	ENA	08-86	2571	1554	,60	1
Sainte-Julie (G)	3470	726	-79,08	non								
Sainte-Sophie (F)	330	294	-10,91	non								
Thetford Mines (2,H)	22100	18561	-16,01	oui	18561	18561	-	-				8
Thetford-Partie-Sud (2,H)	2089	3189	52,66	oui	1650	1650	-	-				2
Vianney	225	217	-3,56	non					1300	995	,77	
TOTAL	81972	80639	-1,63		48425	45728			109984	90242	,82	41

1 Les municipalités affichant le même chiffre entre parenthèses possèdent une station d'épuration conjointe; celles présentant une même lettre ont été regroupées pour les fins du recensement agricole.

2 Statistiques Canada (1977); Ministère des Affaires Municipales (1990)

3 MENVIQ (Direction de l'assainissement urbain), juin 1990

4 AP: aération prolongée; BA: boues activées; EA: étangs aérés; ENA: étangs non aérés; FS: fosses septiques; RBS: réacteurs biologiques séquentiels

5 Statistiques Canada (1986)

6 MENVIQ (Direction de l'assainissement industriel), août 1990

7 Réfection du système d'épuration existant (EA) prévue pour juillet 1991

8 Les municipalités de Princeville (P) et de Saint-Wenceslas (SD) ne possèdent pas de réseau d'égout

* Hors bassin

** Antérieure au PAEQ

ANNEXE 3

Données relatives aux exploitations agricoles des municipalités du bassin de la rivière Bécancour

- 3.1 Cultures de l'ensemble du bassin
- 3.2 Cheptel de l'ensemble du bassin

ANNEXE 3.1 ÉVOLUTION DES CULTURES DES MUNICIPALITÉS DU BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR, ENTRE 1976 ET 1986

MUNICIPALITÉS	Cultures (hectares)										Variation (%)
	Interligne étroit		Grand interligne		Fourrages		Autres		Total		
	1976	1986	1976	1986	1976	1986	1976	1986	1976	1986	
Annaville et Saint-Célestin	832	3692	444	781	3087	1794	156	3	4519	6270	38,75
Aston-Jonction et St-Raphaël-Partie-Sud	462	1226	263	288	1330	1036	82	15	2138	2565	19,99
Bécancoeur	2429	7562	422	1818	10563	9137	519	139	13933	18656	33,90
Bernierville et Halifax-Sud	187	533	12	13	1887	2176	994	15	3080	2737	-11,13
Black Lake et Rivière-Blanche		8		13		647				668	
Daveluyville, Maddington et Sainte-Anne du-Sault	455	1066	65	137	2264	1766	95	29	2879	2998	4,12
Halifax-Nord et Sainte-Sophie	567	978	161	150	3752	3078	98	15	4577	4221	-7,78
Inverness (Ct et Vl)	563	687	187	15	3380	3902	825	94	4954	4698	-5,18
Irlande(SD)	282	220	83		2793	2115	1697		4856	2335	-51,91
Kinnear's Mills(Leeds)	168	467	28	15	952	1757	150	10	1297	2249	73,39
Laurierville et Sainte-Julie	430	566	212	246	3536	3702	401	85	4579	4599	,44
Lyster	520	1915	351	415	4024	2931	491	71	5386	5332	-1,00
Notre-Dame-de-Lourdes	237	398	26	13	1433	1186	176		1872	1597	-14,69
Plessisville (P et V)	368	1528	384	426	4709	3522	316	17	5777	5493	-4,91
Pontbriand	64	50	4		864	484	158	15	1091	549	-49,68
Princeville (P et V)	724	4736	376	309	5017	4335	391	76	6508	9456	45,29
Robertsonville, Thetford Mines et Thetford-Partie-Sud	73	70		7	335	568	34		442	645	46,01
Sacré-Coeur-de-Marie-Partie-Sud	268	153	9	13	1413	1175	62		1752	1341	-23,44
Saint-Adrien-d'Irlande	226	87	83	7	1583	1308	36		1928	1402	-27,28
Saint-Jacques-de-Leeds	391	621	23	18	2481	2493	127	15	3021	3147	4,16
Saint-Jacques-le-Majeur-de-Wolfestown	360	386	12		703	1325	173	15	1248	1726	38,29
Saint-Jean-de-Brébeuf	217	161	34	42	1297	1912	74	5	1622	2120	30,72
Saint-Julien	238	98	40	6	969	864	159		1407	968	-31,19
Saint-Louis-de-Blandford	207	249	14	13	1297	1214	79		1597	1476	-7,59
Saint-Pierre-Baptiste	268	491	39	74	3119	2387	98	15	3524	2967	-15,80
Saint-Pierre-de-Broughton	480	702	31	13	3394	3072	278		4184	3787	-9,48
Saint-Rosaire	238	1317	17	107	1592	2005	485	11	2332	3440	47,50
Saint-Sylvere	512	1210	170	172	3242	3004	229		4153	4386	5,61
Saint-Wenceslas (SD et V.)	707	1160	294	413	2964	2712	316		4281	4285	,09
Sainte-Eulalie	464	1052	418	252	1718	1252	74	15	2674	2571	-3,85
Vianney	382	16	4	7	709	1248	13	29	1108	1300	17,33
TOTAL	13319	33405	4206	5783	76406	70107	8786	689	102718	109984	7,07

ANNEXE 3.2 ÉVOLUTION DU CHEPTEL DES MUNICIPALITÉS DU BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR, ENTRE 1976 ET 1986

MUNICIPALITÉS	Cheptel (unités animales)										Variation (%)
	Bovins		Porcins		Volailles		Autres		Total		
	1976	1986	1976	1986	1976	1986	1976	1986	1976	1986	
Annaville et Saint-Célestin	2683	1936	197	480	1	47		115	2881	2579	-10,48
Aston-Jonction et St-Raphaël-Partie-Sud	1422	1070	601	470				6	2023	1546	-23,60
Bécancour	8867	7641	1112	1894	573	678	17	326	10569	10538	-,29
Bernierville et Halifax-Sud	1975	2114	143	215	15	1		619	2133	2948	38,20
Black Lake et Rivière-Blanche		703		119		24		18		864	
Daveluyville, Maddington et Sainte-Anne du-Sault	1647	1381	621	1054		123	32	7	2300	2565	11,53
Halifax-Nord et Sainte-Sophie	3452	2478	165	615	39	58		78	3655	3229	-11,66
Inverness (Ct et VL)	4461	4162	384	556	6	4	11	84	4862	4806	-1,15
Irlande(SD)	2718	1989	254	239	4	1	3	21	2979	2249	-24,51
Kinnear's Mills(Leeds)	1245	1191	83	508	1	1	13	64	1342	1764	31,48
Laurierville et Sainte-Julie	3268	3477	1347	2375	104	106	4	22	4723	5981	26,63
Lyster	3479	3320	419	1595	240	67		33	4138	5014	21,16
Notre-Dame-de-Lourdes	1215	791	4	119			1	11	1220	921	-24,46
Plessisville (P et V)	4830	4198	595	578	296	334	1	7	5722	5117	-10,56
Pontbriand	769	472	410	190	2	1	4	67	1185	730	-38,36
Princeville (P et V)	5886	5073	107	119	119	24		12	6112	5228	-14,46
Robertsonville, Thetford Mines et Thetford-Partie-Sud	481	454	1	424	1	1		2183	482	3061	534,88
Sacré-Coeur-de-Marie-Partie-Sud	1508	1148	122	432	5	1		32	1634	1613	-1,27
Saint-Adrien-d'Irlande	1720	1191	31		3	1		13	1754	1206	-31,25
Saint-Jacques-de-Leeds	2362	2699	25	635	115	141		107	2501	3582	43,19
Saint-Jacques-le-Majeur-de-Wolfestown	700	1027	5		1	1		20	706	1048	48,44
Saint-Jean-de-Brébeuf	1953	2049	62	239	3	1		9	2017	2298	13,93
Saint-Julien	1066	1192	64	598	1			3	1131	1794	58,62
Saint-Louis-de-Blandford	827	608		120	1		1	27	829	754	-8,97
Saint-Pierre-Baptiste	2562	2133	112					11	2674	2144	-19,82
Saint-Pierre-de-Broughton	3222	2263	2830	269	42	44	34	70	6129	2646	-56,83
Saint-Rosaire	1574	1794	398	981	81	47		3	2053	2825	37,58
Saint-Sylvere	2640	2497	622	813	531	421	25	290	3818	4021	5,33
Saint-Wenceslas (SD et V.)	2997	2434	296	1381	569	749		56	3862	4620	19,63
Sainte-Eulalie	1478	1530	141		1			24	1620	1554	-4,03
Vianney	1092	707	139	239	1			50	1232	995	-19,21
TOTAL	74099	65722	11289	17256	2752	2874	145	4389	88286	90242	2,22

ANNEXE 4

**Usages liés à l'eau dans le bassin de la rivière Bécancour
(en pochette)**

ANNEXE 5

Interventions d'assainissement industriel dans le bassin de la rivière Bécancour

- 5.1 Liste des industries retenues pour interventions
d'assainissement et pour étude
- 5.2 Répartition des interventions d'assainissement par secteur
industriel

ANNEXE 5.1 LISTE DES INDUSTRIES RETENUES POUR INTERVENTIONS D'ASSAINISSEMENT ET POUR ÉTUDE DANS
LE BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

Municipalité	Secteur de bassin	Raison sociale	État d'avancement du programme d'assainissement
Black Lake	A	Société Asbestos ltée	Dossier à l'étude
Black Lake	A	Lac d'Amiante du Québec ltée	Dossier à l'étude
Thetford Mines	A	Industries Apalache ltée (Les)	Dossier à l'étude
Thetford Mines	A	Industries Keystone (1970) ltée (Les)	Travaux en cours
Thetford Mines	A	Métallurgie Frontenac ltée	Travaux en cours
Thetford Mines	A	Produits Régäl (1980) inc. (Les)	Dossier à l'étude
Thetford Mines	A	Produits Régäl (1980) inc. (Div. Crème glacée)	Dossier à l'étude
Thetford Partie-Sud	A	Ber-Vac inc.	Dossier à l'étude
Robertsonville	A	Visonnière Labonté et Fils ltée	Dossier à l'étude
Lyster	B	Industries de Lyster ltée	Dossier à l'étude
Bécancour	C	Abattoir Morrisette inc.	Dossier à l'étude
Bécancour	C	Maurice Guillemette inc.	Travaux terminés
Bécancour	C	Viandes Seficlo inc.	Travaux terminés
Daveluyville	C	Tricot Domino (1986) ltée	Travaux en cours
Plessisville	C	Agropur, Coop. agro-alimentaire	Dossier à l'étude
Plessisville	C	Fromages Princesse inc. (Les)	Dossier à l'étude
Plessisville	C	Bonneterie Goyet inc.	Dossier à l'étude
Plessisville	C	Producteurs de sucre d'érable du Québec	Dossier à l'étude
Plessisville	C	Tricot Somerset enr.	Dossier à l'étude
Plessisville	C	Vêtements Avantí inc. (Les)	Dossier à l'étude
Princeville	C	Les aliments Prince Foods inc.	Dossier à l'étude
Princeville	C	Coopérative fédérée de Québec (Div. viandes)	Travaux terminés
Princeville	C	Meubles Princeville inc. (Les)	Dossier à l'étude
Princeville	C	Tricot Caravelle inc.	Dossier à l'étude
Princeville	C	Tricot Duval et Raymond ltée	Dossier à l'étude
Princeville	C	Common Wealth Plywood ltée	Dossier à l'étude
Sainte-Eulalie	C	Boucherie Alphonse Côté et Fils	Travaux terminés

ANNEXE 5.2 RÉPARTITION DES INTERVENTIONS D'ASSAINISSEMENT PAR SECTEUR INDUSTRIEL DANS LE BASSIN
DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

SECTEURS INDUSTRIELS	HAUTE-BÉCANCOUR		MOYENNE-BÉCANCOUR		BASSE-BÉCANCOUR		TOTAL	
	A	B	A	B	A	B	A	B
Agro-alimentaire		3			4	5	4	8
Chimie								
Métallurgie	1	2		1			1	3
Mines		2						2
Pâtes et papiers						2		2
Pétrole								
Revêtement de surface								
Textiles	1				1	5	2	5
TOTAL	2	7	0	1	5	12	7	20

A: travaux terminés ou en cours de réalisation

B: dossiers actuellement à l'étude

ANNEXE 6

**Matrice des corrélations de Spearman entre descripteurs
(stations regroupées) - bassin de la rivière Bécancour**

131

0.87	$r \geq 0,70$	
0.0001		
245		
0.68	$r \geq 0,60$	
0.0001		
304		
0.63	COEFFICIENT DE CORRÉLATION	
0.0001	NIVEAU DE PROBABILITÉ	
369	NOMBRE D'ÉCHANTILLONS	

[illegible]

ANNEXE 7

**Statistiques descriptives globales calculées à la station témoin
et aux stations principales pour l'ensemble de la période 1979
à 1989**

- 7.1 Station témoin
- 7.2 Station A5 (Black Lake)
- 7.3 Station B9 (Lyster)
- 7.4 Station C4 (Bécancour)

ANNEXE 7.1 RIV. SAINT-FRANÇOIS, STATION TÉMOIN (Riv. au Saumon au pont-route près de Fontainebleau) 1988 à 1989

Descripteur	Unité	Effectif	Moyenne	Écart-type	Minimum	Centile 25	Médiane	Centile 75	Maximum
<u>IONS MAJEURS</u>									
Alcalinité	mg/L	8	27,7	13,1	15,0	16,0	25,0	38,5	51,0
Calcium	mg/L	21	11,1	2,9	6,8	8,8	10,4	13,0	17,6
Chlorures	mg/L	14	2,2	1,1	1,0	1,8	2,0	2,5	4,0
Dureté	mg/L	18	37,6	10,5	22,7	29,5	34,7	44,7	59,6
Fluorures	mg/L								
Magnésium	mg/L	21	2,3	0,7	1,4	1,8	2,2	2,7	3,8
Potassium	mg/L	0	-	-	-	-	-	-	-
Sodium	mg/L	0	-	-	-	-	-	-	-
Sulfates	mg/L	21	5,9	1,0	4,0	5,0	5,5	6,5	8,0
<u>SUBSTANCES NUTRITIVES</u>									
Azote ammoniacal total	mg/L	29	0,03	0,02	0,01	0,01	0,02	0,04	0,07
Azote Kjeldahl	mg/L	29	0,25	0,11	0,10	0,18	0,22	0,26	0,61
Azote organique	mg/L	29	0,22	0,11	0,06	0,15	0,19	0,23	0,55
Nitrates & nitrites	mg/L	29	0,16	0,17	0,01	0,03	0,08	0,23	0,55
Azote total	mg/L	30	0,40	0,19	0,17	0,24	0,34	0,55	0,80
Carbone organique dissous	mg/L	29	5,9	3,1	2,8	3,7	5,2	7,1	16,8
Carbone organique total	mg/L								
Phosphore filtré	mg/L	30	0,021	0,033	0,005	0,005	0,005	0,016	0,140
Phosphore en suspension	mg/L	29	0,012	0,018	0,003	0,006	0,008	0,011	0,099
Phosphore total	mg/L	29	0,034	0,035	0,008	0,013	0,017	0,033	0,148
Silice	mg/L	0	-	-	-	-	-	-	-
<u>DESCRIPTEURS PHYSIQUES</u>									
Conductivité	µs/cm	29	87,4	23,3	45,7	63,5	91,0	100,0	130,0
Couleur apparente	Hazen								
Couleur vraie	Hazen	25	26,5	18,0	8,0	14,0	22,0	33,0	87,0
Oxygène dissous	mg/L	8	9,3	2,1	7,2	7,4	8,7	11,6	12,5
pH		29	7,3	0,3	6,5	7,1	7,3	7,5	7,7
Solides en suspension	mg/L	8	1,4	0,7	1,0	1,0	1,0	1,8	3,0
Tanins & lignines	mg/L	0	-	-	-	-	-	-	-
Température	°C								
Turbidité	UNT	30	1,6	1,3	0,7	0,9	1,1	1,6	7,0
<u>DESCRIPTEURS BIOLOGIQUES</u>									
Chlorophylle A. active	mg/m ³								
Chlorophylle A. totale	mg/m ³								
Coliformes fécaux	nb./100ml	27	155	226	6	48	98	160	1182
DBO ₅	mg/L	8	0,6	0,3	0,3	0,5	0,6	0,8	1,2
<u>MÉTAUX ET TOXIQUES</u>									
Aluminium	mg/L	21	0,07	0,05	0,01	0,04	0,05	0,09	0,22
Arsenic	µg/L								
Cadmium	µg/L	29	1,0	0,2	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0
Chrome	µg/L	29	1,7	0,8	1,5	1,5	1,5	1,5	5,0
Cuivre	µg/L								
Cyanures	µg/L								
Fer	mg/L	29	0,20	0,06	0,08	0,16	0,20	0,24	0,36
Manganèse	mg/L	29	0,02	0,01	0,00	0,01	0,02	0,03	0,05
Mercure	µg/L								
Nickel	µg/L	29	10,0	0,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0
Plomb	µg/L								
Zinc	µg/L								

Descripteur	Unité	Effectif	Moyenne	Écart-type	Minimum	Centile 25	Médiane	Centile 75	Maximum
<u>IONS MAJEURS</u>									
Alcalinité	mg/L	108	125,1	49,7	41	91	120	153	241
Calcium	mg/L	106	10,9	3,5	4	8,7	11	13	30
Chlorures	mg/L	119	29	13,9	7	18	26	38	70
Dureté	mg/L	106	157,2	62,1	45,6	116,3	152,7	185,5	309,1
Fluorures	mg/L	99	,07	,03	,02	,04	,06	,09	,15
Magnésium	mg/L	106	31,6	13,9	3,1	22	30	37,5	66
Potassium	mg/L	75	4,5	2,2	,5	2,9	4,1	5,5	9,6
Sodium	mg/L	75	12,5	6,6	3,4	7,4	11,3	17	38,5
Sulfates	mg/L	107	26,4	12,9	5	17,8	26,5	33	108
<u>SUBSTANCES NUTRITIVES</u>									
Azote ammoniacal total	mg/L	236	,51	1,23	,01	,10	,16	,44	16,20
Azote Kjeldahl	mg/L	165	1,07	1,57	,15	,54	,66	,96	17,70
Azote organique	mg/L	230	,48	,30	0	,33	,44	,58	2,14
Nitrates & nitrites	mg/L	230	,84	,35	,05	,61	,79	,98	2,20
Azote total	mg/L	237	1,81	1,46	,14	1,15	1,47	2,04	19,14
Carbone organique dissous	mg/L	99	7,13	1,92	3,60	5,80	6,60	8	15
Carbone organique total	mg/L	128	14,8	6,7	,5	11	13,5	18,4	34
Phosphore filtré	mg/L	243	,167	,143	,009	,067	,108	,230	,870
Phosphore en suspension	mg/L	242	,048	,077	,006	,021	,029	,048	,870
Phosphore total	mg/L	242	,215	,175	,039	,100	,156	,270	1,470
Silice	mg/L	92	5,8	2,1	,5	4,4	6,5	7,3	9,7
<u>DESCRIPTEURS PHYSIQUES</u>									
Conductivité	µs/cm	187	381	141	5	288	360	500	720
Couleur apparente	Hazen	32	70,3	54,9	30	41,3	60	70	300
Couleur vraie	Hazen	86	38,6	15,6	15	25	36,5	48,3	82
Oxygène dissous	mg/L	32	11,5	2,1	8	9,8	11,4	13,0	15,2
pH		108	8,4	,5	7,1	8	8,3	8,7	9,8
Solides en suspension	mg/L	34	18,1	25,2	1	3,8	5	27,8	107
Tanins & lignines	mg/L								
Température	°C	285	9,7	8,2	0	2	8	16,3	28
Turbidité	UNT	163	5,4	8,1	,8	1,7	2,6	4	47
<u>DESCRIPTEURS BIOLOGIQUES</u>									
Chlorophylle A. active	mg/m ³	5	,55	,36	,03	,18	,73	,83	,86
Chlorophylle A. totale	mg/m ³	5	1,35	1,04	,15	,39	1,33	2,32	2,83
Coliformes fécaux	nb./100ml	56	5026	3953	108	1400	3900	9800	14700
DBO ₅	mg/L	7	3	1,8	1,7	1,8	1,9	4,4	6,4
<u>MÉTAUX ET TOXIQUES</u>									
Aluminium	mg/L	55	,12	,16	,02	,02	,06	,15	,78
Arsenic	µg/L	72	1,4	,9	,5	1	1	1,8	6
Cadmium	µg/L	138	1	,3	1	1	1	1	4
Chrome	µg/L	129	4,4	4,7	1,5	1,5	3	5,1	26
Cuivre	µg/L	145	8,2	6,1	2,5	2,5	7	11,8	51
Cyanures	µg/L	21	1,6	,5	1,5	1,5	1,5	1,5	4
Fer	mg/L	146	,32	,31	,05	,16	,25	,36	2,72
Manganèse	mg/L	146	,06	,05	,01	,04	,05	,07	,30
Mercuré	µg/L	12	,02	,01	,02	,02	,02	,02	,05
Nickel	µg/L	143	16,5	13,9	5	10	11	20	110
Plomb	µg/L	142	16	36,3	8	8	8	8	378
Zinc	µg/L	144	12,6	19,8	5	5	5	10,2	160

ANNEXE 7.3 RIV. BÉCANCOUR, STATION B9 (Riv. Bécancour au pont-route 116 à Lyster) - 1979 À 1989

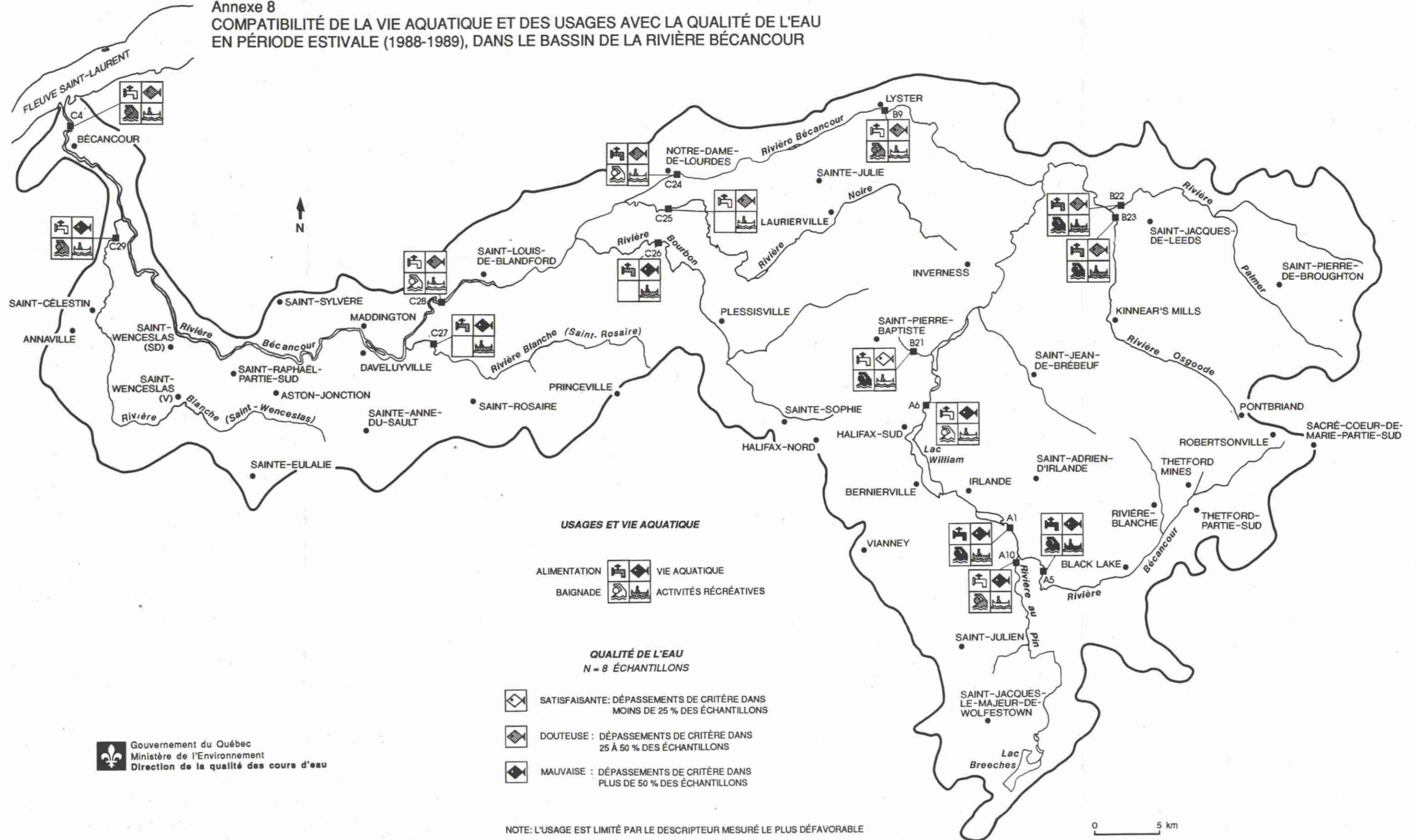
Descripteur	Unité	Effectif	Moyenne	Écart-type	Minimum	Centile 25	Médiane	Centile 75	Maximum
<u>IONS MAJEURS</u>									
Alcalinité	mg/L	99	42,1	11,2	19	35	44	50	65
Calcium	mg/L	98	11,3	2,9	2,3	9,7	11,5	13	18
Chlorures	mg/L	109	7,8	2,6	1,9	6	8	9	16
Dureté	mg/L	98	53,8	12,7	8,2	46,7	55,5	63,2	77,1
Fluorures	mg/L	90	,05	,02	,02	,03	,05	,06	,12
Magnésium	mg/L	98	6,2	1,7	,6	4,9	6,5	7,5	10
Potassium	mg/L	62	1,4	,3	,6	1,2	1,4	1,5	2,5
Sodium	mg/L	62	3,9	1,1	1,7	3,1	3,8	4,5	6,5
Sulfates	mg/L	98	10,8	2,9	,3	9,3	10,6	12,5	18,9
<u>SUBSTANCES NUTRITIVES</u>									
Azote ammoniacal total	mg/L	221	,06	,05	,01	,02	,04	,08	,23
Azote Kjeldahl	mg/L	150	,29	,11	,09	,21	,27	,33	,79
Azote organique	mg/L	216	,23	,09	0	,18	,21	,27	,72
Nitrates & nitrites	mg/L	216	,32	,21	,01	,14	,28	,49	1,15
Azote total	mg/L	223	,59	,24	,24	,39	,55	,76	1,41
Carbone organique dissous	mg/L	91	4,62	,98	2,60	4	4,60	5,20	7,80
Carbone organique total	mg/L	121	10,4	4,3	3,5	8	9	12	31
Phosphore filtré	mg/L	229	,020	,021	,005	,009	,015	,024	,140
Phosphore en suspension	mg/L	226	,027	,052	,003	,010	,016	,025	,667
Phosphore total	mg/L	226	,048	,058	,008	,021	,034	,051	,700
Silice	mg/L	82	3,8	1,4	,8	2,6	3,6	4,7	7,4
<u>DESCRIPTEURS PHYSIQUES</u>									
Conductivité	us/cm	168	139	29	30	122	142	160	192
Couleur apparente	Hazen	33	41,8	47,3	15	30	35	40	300
Couleur vraie	Hazen	72	20,5	6,5	9	16	20	24,8	39
Oxygène dissous	mg/L	29	11,9	2,9	6,2	9,4	12,7	14,1	17,2
pH		101	7,6	,3	6,6	7,4	7,6	7,8	8,3
Solides en suspension	mg/L	33	18,9	26,4	1	2,6	5,4	29,5	101
Tanins & lignines	mg/L	0							
Température	°C	287	9,8	8,5	0	1	8,5	18	26
Turbidité	UNT	153	5,4	11,1	,8	1,4	2	4,9	110
<u>DESCRIPTEURS BIOLOGIQUES</u>									
Chlorophylle A. active	mg/m ³	4	2,51	1,98	,38	,71	2,31	4,51	5,04
Chlorophylle A. totale	mg/m ³	4	3,61	2,02	,79	1,58	4,03	5,23	5,60
Coliformes fécaux	nb./100ml	55	431	1430	2	28	80	230	10000
DBO ₅	mg/L	7	1,4	,6	,8	,8	1,3	1,6	2,6
<u>MÉTAUX ET TOXIQUES</u>									
Aluminium	mg/L	54	,11	,15	,02	,02	,05	,13	,80
Arsenic	ug/L	60	1	,8	,5	,5	1	1	5
Cadmium	ug/L	128	1,3	1,3	1	1	1	1	10,5
Chrome	ug/L	70	3,6	10,8	1,5	1,5	1,5	1,5	86
Cuivre	ug/L	135	5,8	7,6	2,5	2,5	2,5	6	57
Cyanures	ug/L	21	4,2	7,4	1,5	1,5	1,5	1,5	31
Fer	mg/L	139	,28	,57	,04	,11	,16	,27	6,50
Manganèse	mg/L	139	,08	,14	,01	,04	,06	,08	1,70
Mercure	ug/L	11	,02	,01	,02	,02	,02	,02	,05
Nickel	ug/L	134	9	7,9	5	5	5	10	57
Plomb	ug/L	131	63,2	390,2	8	8	8	8	3800
Zinc	ug/L	134	17,7	29	5	5	5	15,3	190

Descripteur	Unité	Effectif	Moyenne	Écart-type	Minimum	Centile 25	Médiane	Centile 75	Maximum
IONS MAJEURS									
Alcalinité	mg/L	134	50,2	22,5	17	35,8	48	59,1	200
Calcium	mg/L	209	16,7	5	2	13,5	16,8	20	34,2
Chlorures	mg/L	220	11,5	6,4	3,2	8	10	13	55
Dureté	mg/L	209	61,9	16,9	25,6	50,6	62,6	72	114,2
Fluorures	mg/L	113	,08	,04	,02	,05	,07	,09	,26
Magnésium	mg/L	209	4,9	1,8	1,7	4	4,9	5,8	21,9
Potassium	mg/L	167	1,5	,4	,2	1,3	1,5	1,8	3,2
Sodium	mg/L	168	7,3	3,8	1,6	4,8	6,5	9,2	28
Sulfates	mg/L	201	15,1	5,1	5,8	11	14,6	17,9	32
SUBSTANCES NUTRITIVES									
Azote ammoniacal total	mg/L	305	,11	,21	,01	,02	,05	,14	3
Azote Kjeldahl	mg/L	194	,36	,14	,09	,27	,33	,42	1,20
Azote organique	mg/L	290	,25	,11	0	,20	,24	,30	1,03
Nitrates & nitrites	mg/L	359	,48	,64	,01	,06	,36	,60	4,50
Azote total	mg/L	297	,69	,42	,10	,35	,62	,92	4
Carbone organique dissous	mg/L	132	5,93	1,86	2	4,60	5,60	6,87	13,20
Carbone organique total	mg/L	157	12,4	4,8	1	9,3	12	14	31,5
Phosphore filtré	mg/L	284	,026	,026	,005	,010	,020	,030	,193
Phosphore en suspension	mg/L	283	,049	,086	,003	,015	,022	,037	,700
Phosphore total	mg/L	302	,071	,090	,009	,028	,043	,071	,705
Silice	mg/L	173	4	2	,6	2,5	3,9	5,3	8,6
DESCRIPTEURS PHYSIQUES									
Conductivité	µs/cm	308	172	55	43	140	172	200	484
Couleur apparente	Hazen	40	56,3	33,9	15	40	46,5	60	200
Couleur vraie	Hazen	103	33,8	15,8	5,1	21	31	44	79
Oxygène dissous	mg/L	35	11,6	2,2	7,1	9,6	12	13,4	15,2
pH		134	7,7	,4	6,1	7,4	7,7	7,9	9,1
Solides en suspension	mg/L	55	39,6	83,7	1	3	7	39	452
Tanins & lignines	mg/L								
Température	°C	434	10,5	9,2	0	1	8,3	19,6	29
Turbidité	UNT	213	9,3	17,2	,9	2,3	3,7	7,6	140
DESCRIPTEURS BIOLOGIQUES									
Chlorophylle A. active	mg/m ³	5	2,97	3,13	,10	,45	1,27	6,33	6,95
Chlorophylle A. totale	mg/m ³	5	5,85	6,51	,25	,72	2,59	12,60	15,30
Coliformes fécaux	nb./100	78	300	376	2	109	200	323	2200
DBO ₅	mg/L	7	1,4	,7	,7	,9	1,3	1,4	2,9
MÉTAUX ET TOXIQUES									
Aluminium	mg/L	55	,34	,68	,02	,06	,11	,32	4,36
Arsenic	µg/L	90	,9	,4	,5	,5	1	1	3
Cadmium	µg/L	178	1,1	,5	1	1	1	1	6
Chrome	µg/L	88	2,6	5,1	1,5	1,5	1,5	1,5	47
Cuivre	µg/L	188	6,1	5,8	2,5	2,5	2,5	7,8	38
Cyanures	µg/L	22	2,9	6,7	1,5	1,5	1,5	1,5	33
Fer	mg/L	195	,56	,72	,07	,22	,37	,60	6,10
Manganèse	mg/L	197	,14	,42	0	,04	,06	,09	3,80
Mercuré	µg/L	16	,06	,17	,02	,02	,02	,02	,72
Nickel	µg/L	186	6,8	3,3	5	5	5	10	25
Plomb	µg/L	182	80,4	912,6	8	8	8	8	12320
Zinc	µg/L	183	29,7	128,8	5	5	5	15	1610

ANNEXE 8

**Compatibilité de la vie aquatique et des usages
avec la qualité de l'eau en période estivale (1988-1989)**

Annexe 8
COMPATIBILITÉ DE LA VIE AQUATIQUE ET DES USAGES AVEC LA QUALITÉ DE L'EAU
EN PÉRIODE ESTIVALE (1988-1989), DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR



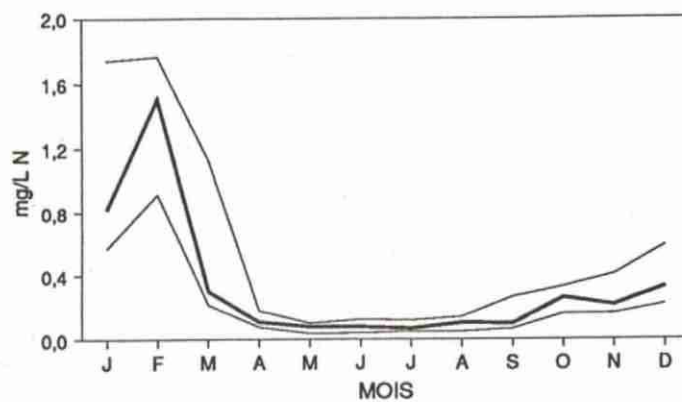
ANNEXE 9

Cycles annuels de variation des descripteurs de qualité de l'eau aux stations principales de la rivière Bécancour

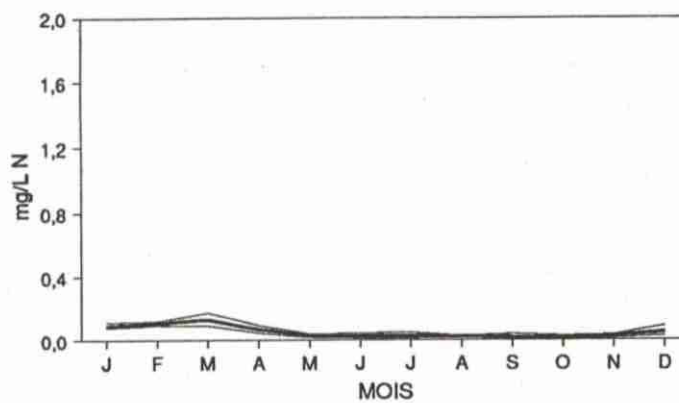
- 9.1 Azote ammoniacal
- 9.2 Nitrates-nitrites
- 9.3 Azote organique
- 9.4 Azote total
- 9.5 Phosphore filtré
- 9.6 Phosphore en suspension
- 9.7 Phosphore total
- 9.8 Turbidité
- 9.9 Conductivité

ANNEXE 9.1
AZOTE AMMONIACAL

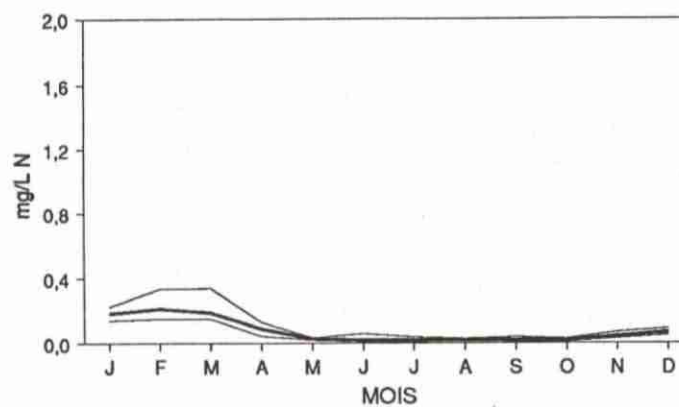
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



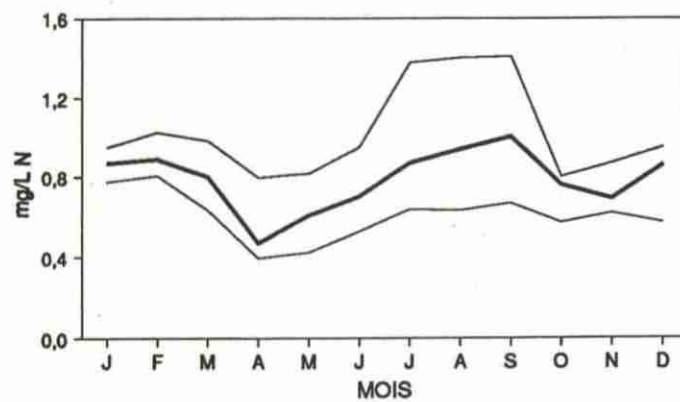
BÉCANCOUR (C4)



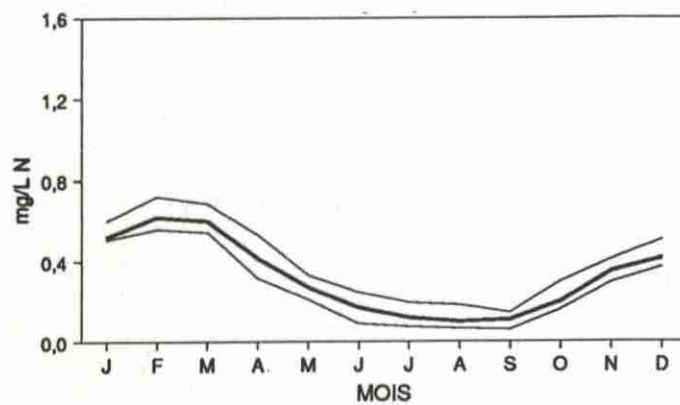
— CENTILE 75
— MÉDIANE MENSUELLE
— CENTILE 25

ANNEXE 9.2
NITRATES ET NITRITES

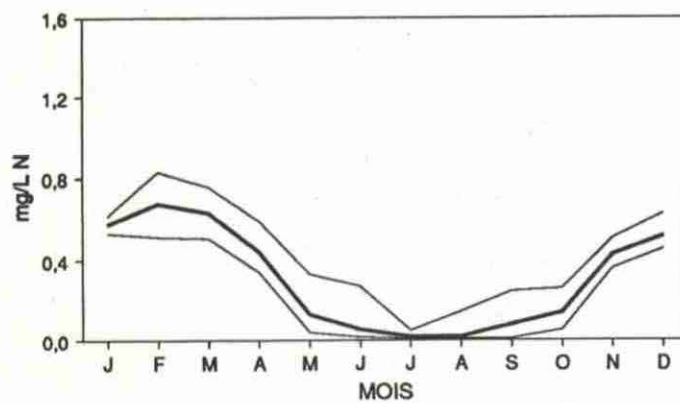
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



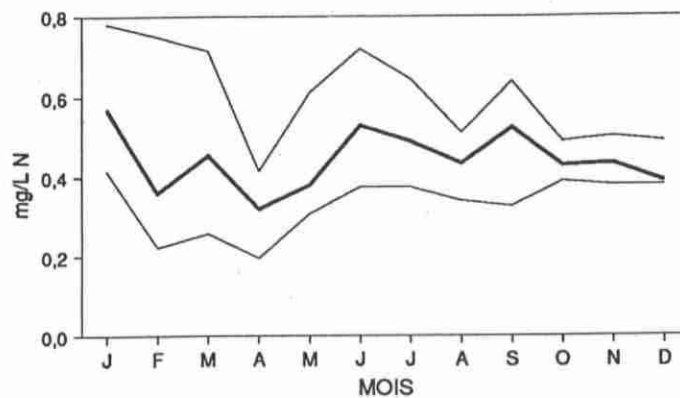
BÉCANCOUR (C4)



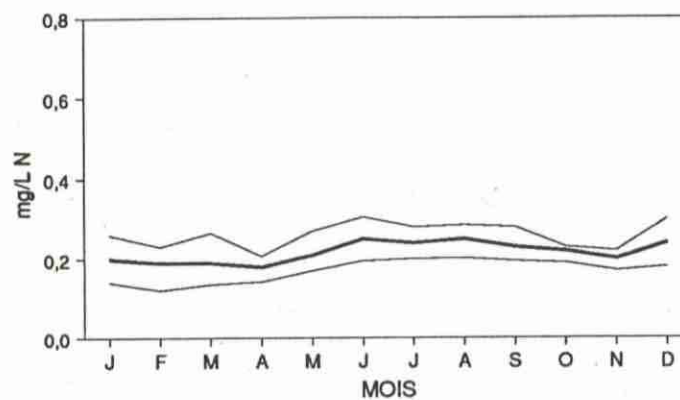
— CENTILE 75
— MÉDIANE MENSUELLE
— CENTILE 25

ANNEXE 9.3
AZOTE ORGANIQUE

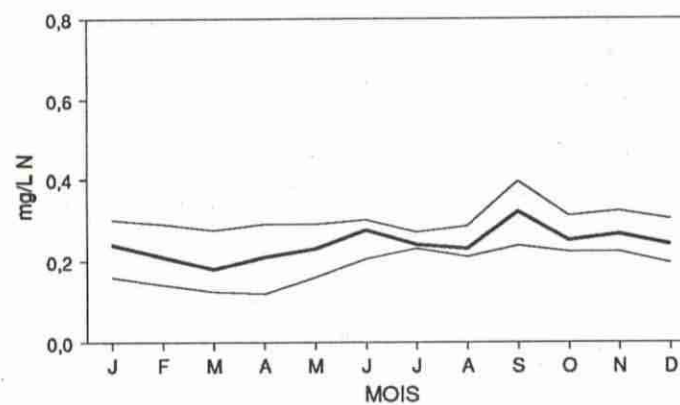
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



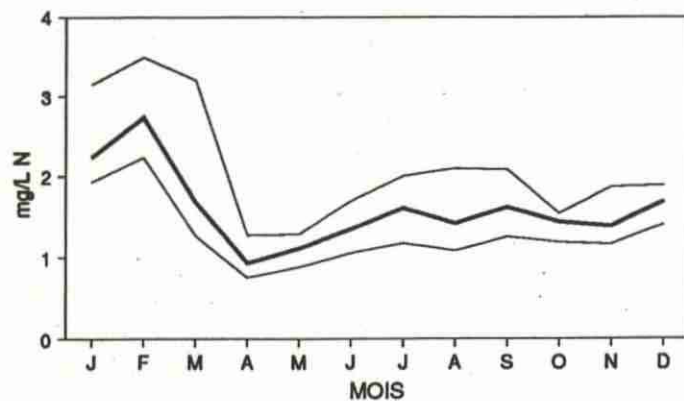
BÉCANCOUR (C4)



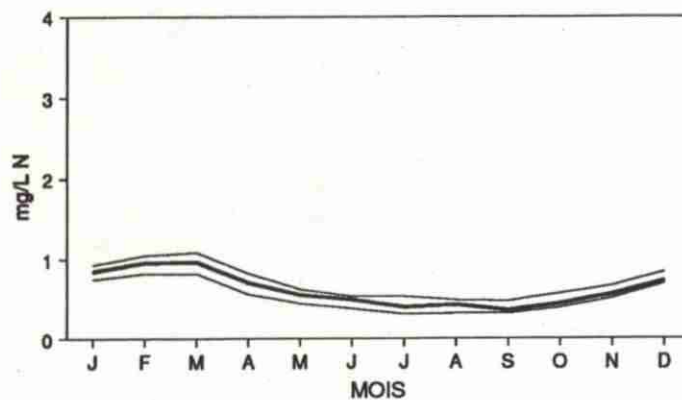
— CENTILE 75
— MÉDIANE MENSUELLE
— CENTILE 25

ANNEXE 9.4
AZOTE TOTAL

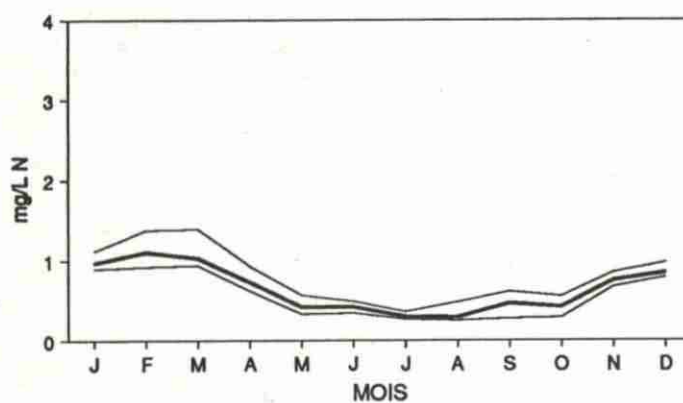
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



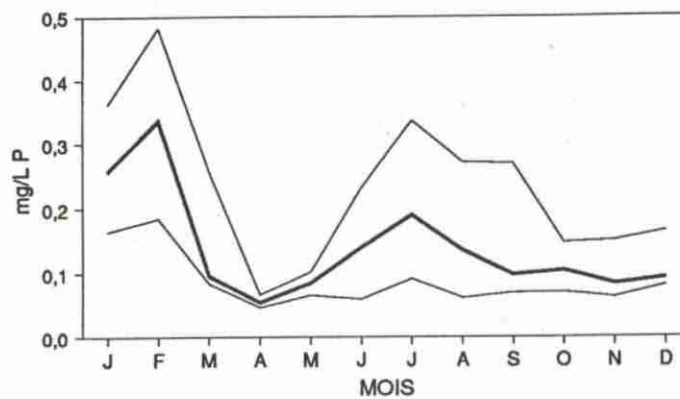
BÉCANCOUR (C4)



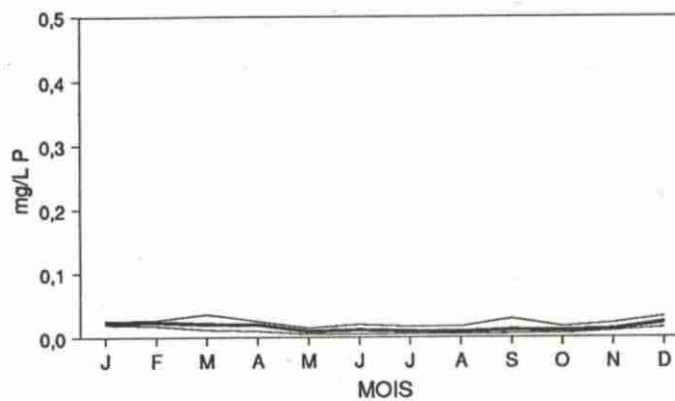
— CENTILE 75
— MÉDIANE MENSUELLE
— CENTILE 25

ANNEXE 9.5
PHOSPHORE FILTRÉ

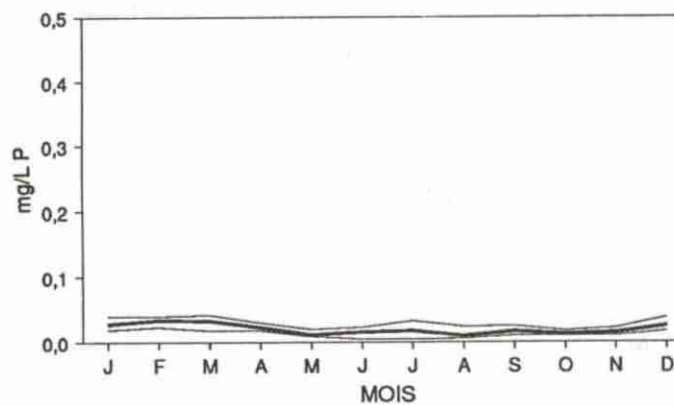
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



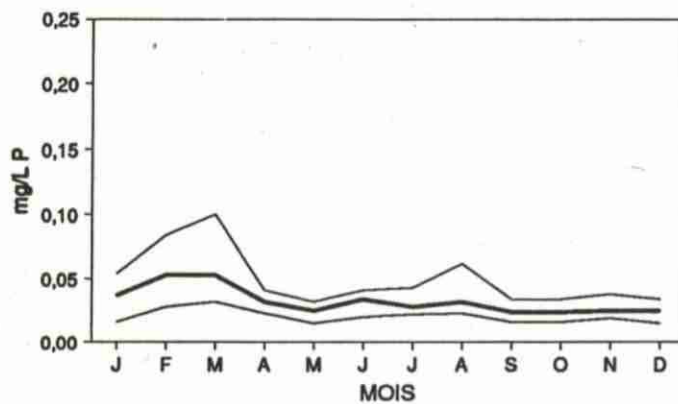
BÉCANCOUR (C4)



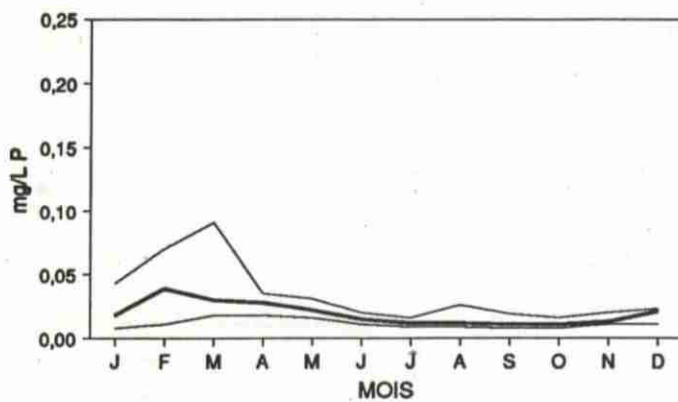
— CENTILE 75
— MÉDIANE MENSUELLE
— CENTILE 25

ANNEXE 9.6
PHOSPHORE EN SUSPENSION

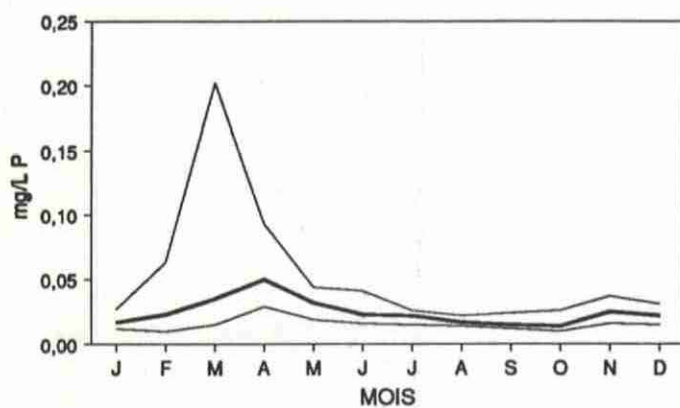
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



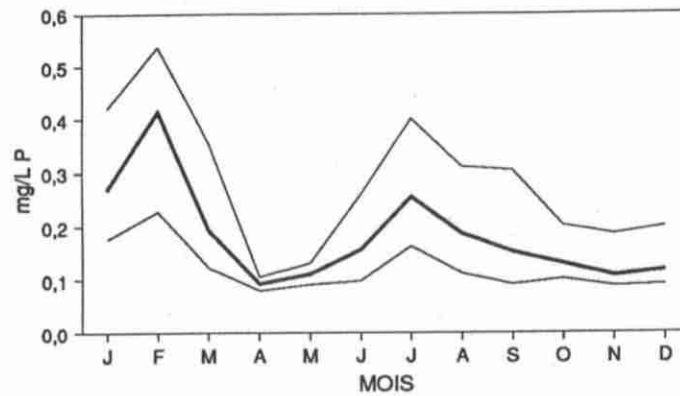
BÉCANCOUR (C4)



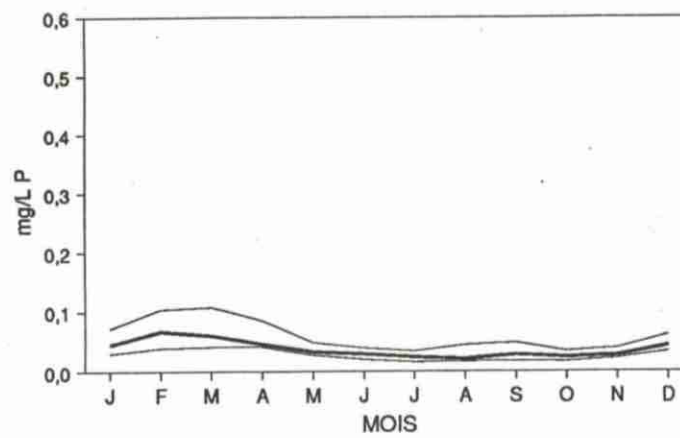
— CENTILE 75
— MÉDIANE MENSUELLE
— CENTILE 25

ANNEXE 9.7
PHOSPHORE TOTAL

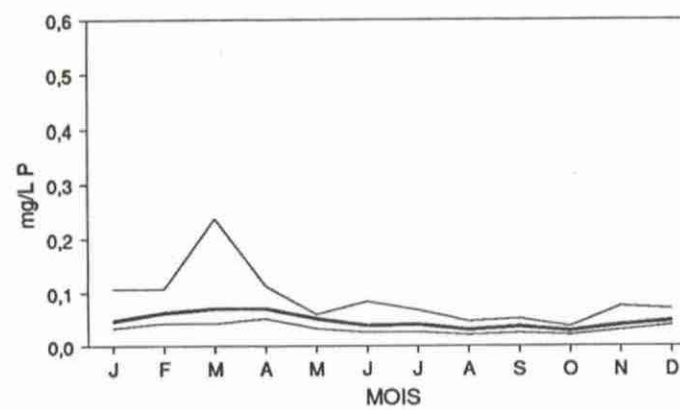
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



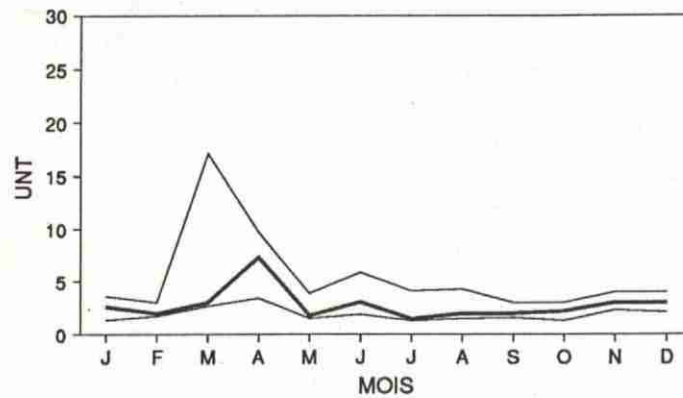
BÉCANCOUR (C4)



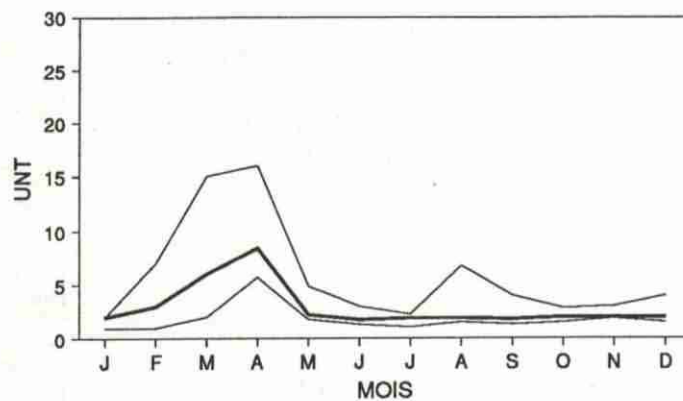
— CENTILE 75
— MÉDIANE MENSUELLE
— CENTILE 25

ANNEXE 9.8
TURBIDITÉ

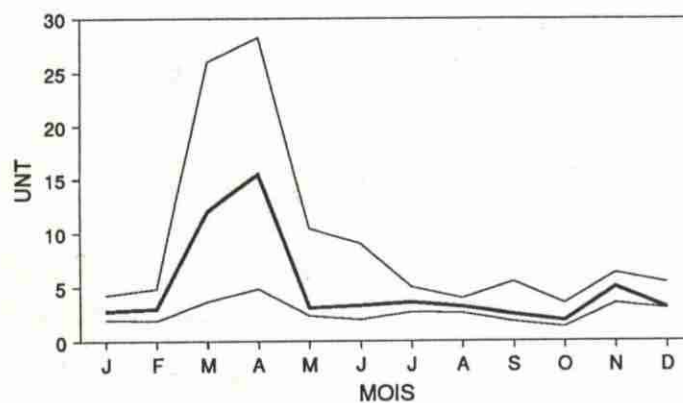
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



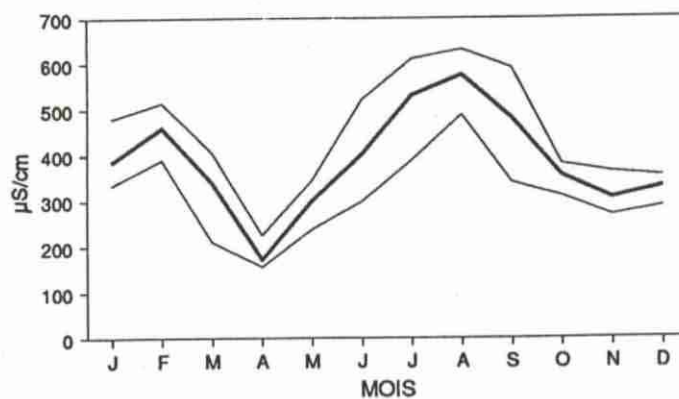
BÉCANCOUR (C4)



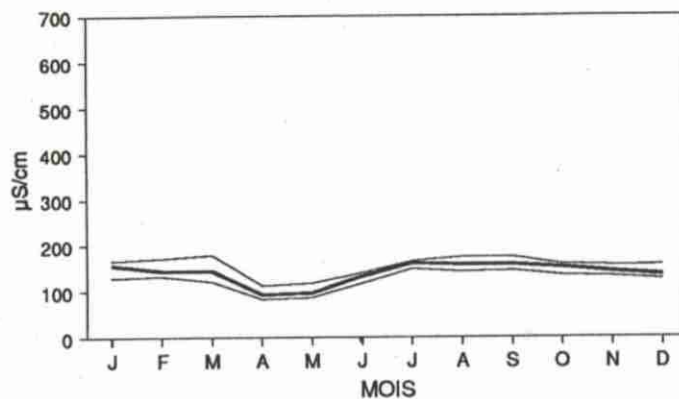
— CENTILE 75
— MÉDIANE MENSUELLE
— CENTILE 25

ANNEXE 9.9
CONDUCTIVITÉ

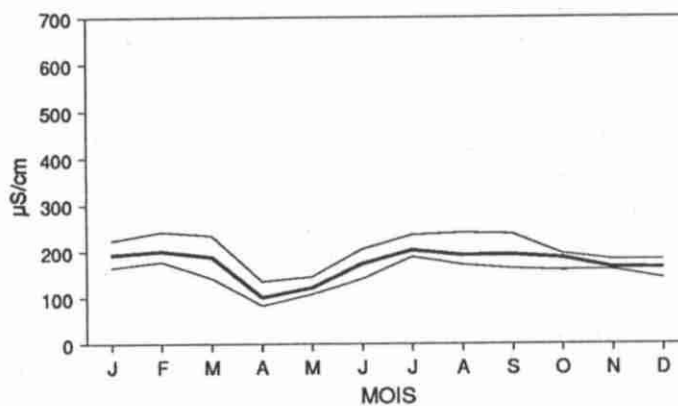
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



BÉCANCOUR (C4)



— CENTILE 75
— MÉDIANE MENSUELLE
— CENTILE 25

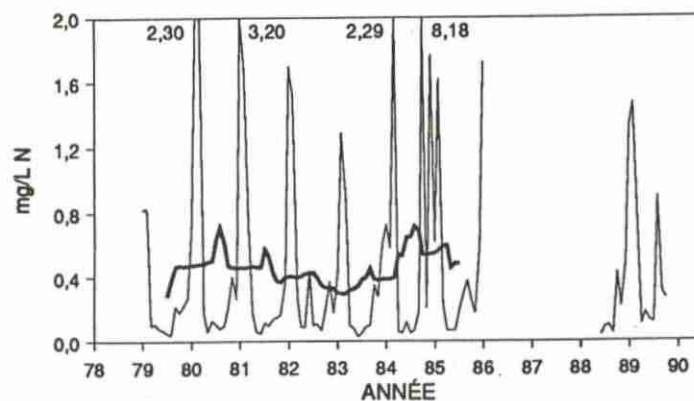
ANNEXE 10

Séries chronologiques des descripteurs de qualité de l'eau aux stations principales de la rivière Bécancour

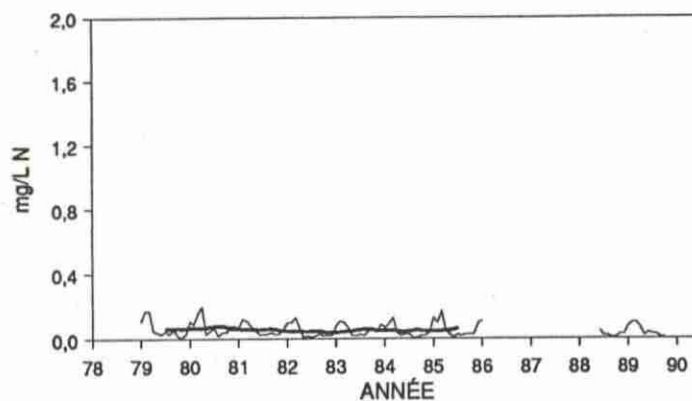
- 10.1 Azote ammoniacal
- 10.2 Nitrates-nitrites
- 10.3 Azote organique
- 10.4 Azote total
- 10.5 Phosphore filtré
- 10.6 Phosphore en suspension
- 10.7 Phosphore total
- 10.8 Turbidité
- 10.9 Conductivité
- 10.10 Magnésium
- 10.11 Débit mensuel moyen

ANNEXE 10.1
AZOTE AMMONIACAL

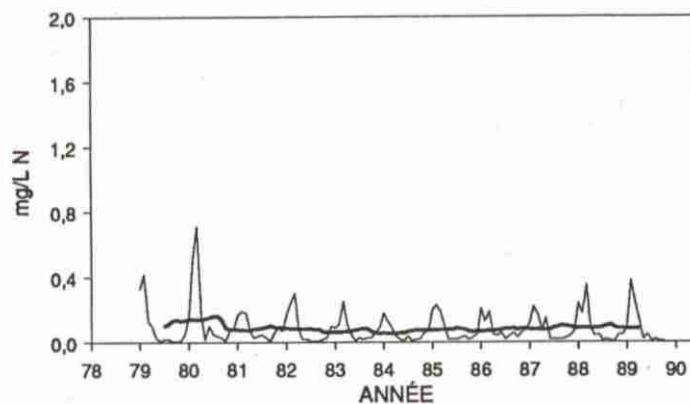
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



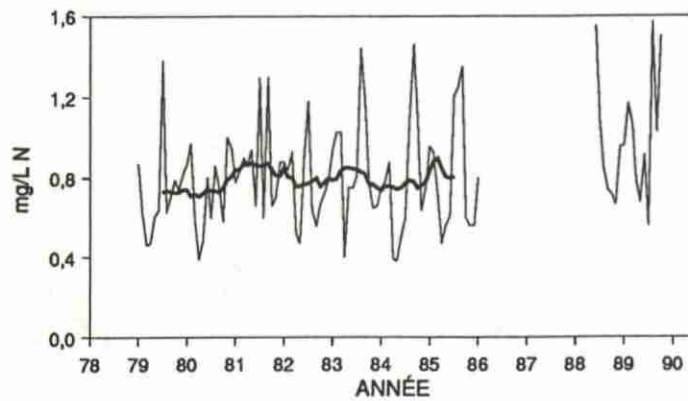
BÉCANCOUR (C4)



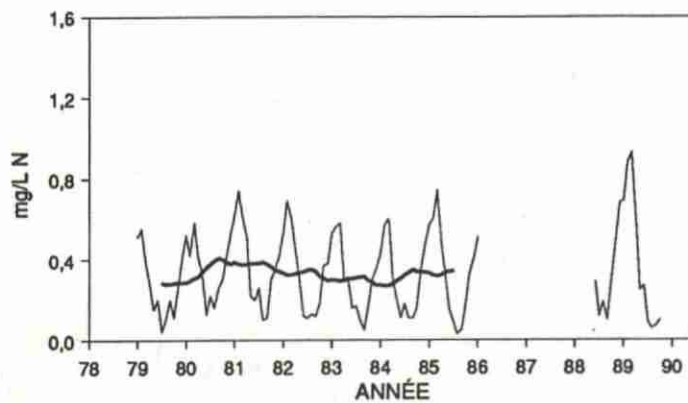
— MÉDIANE MENSUELLE — MOYENNE MOBILE

ANNEXE 10.2
NITRATES ET NITRITES

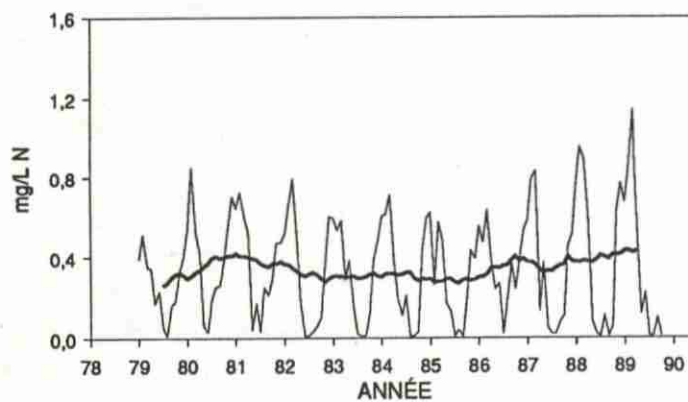
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



BÉCANCOUR (C4)

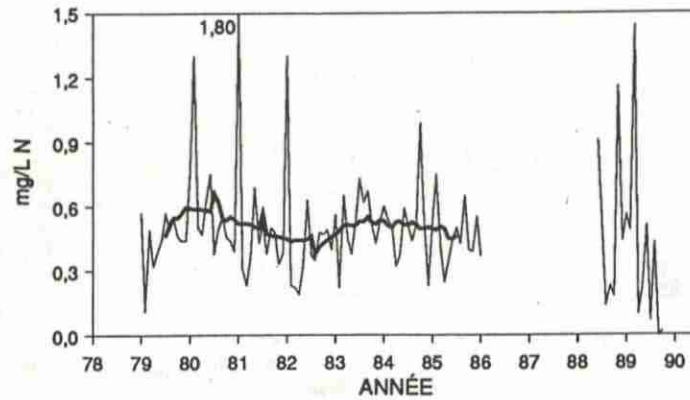


— MÉDIANE MENSUELLE

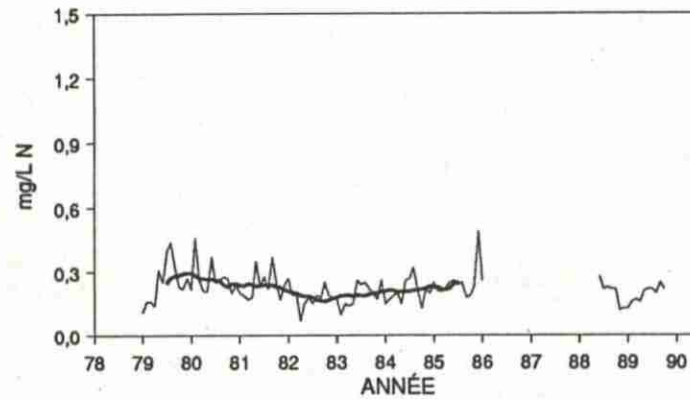
— MOYENNE MOBILE

ANNEXE 10.3
AZOTE ORGANIQUE

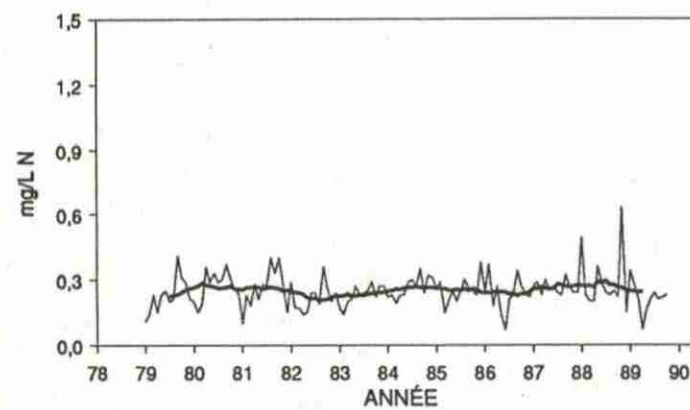
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



BÉCANCOUR (C4)

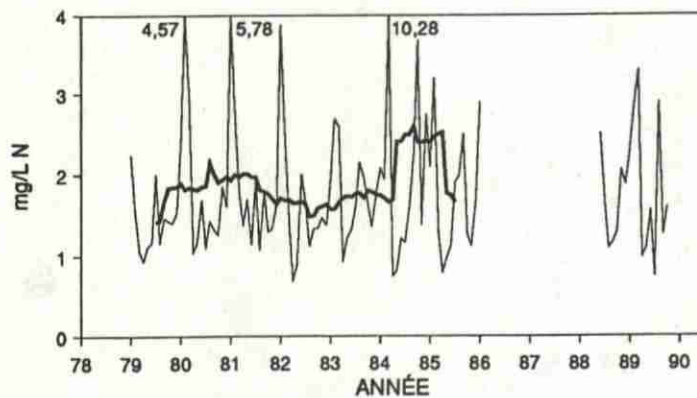


— MÉDIANE MENSUELLE

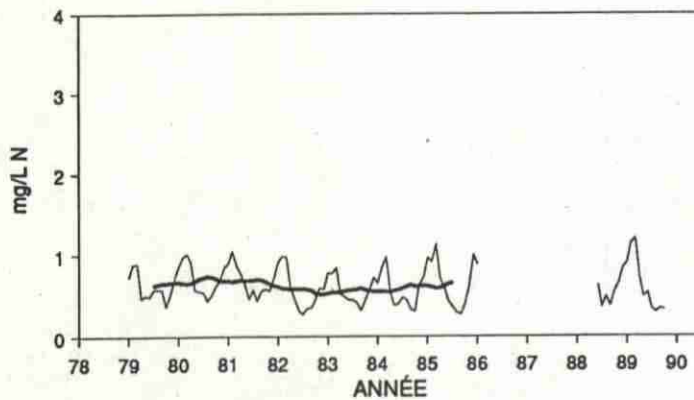
— MOYENNE MOBILE

ANNEXE 10.4
AZOTE TOTAL

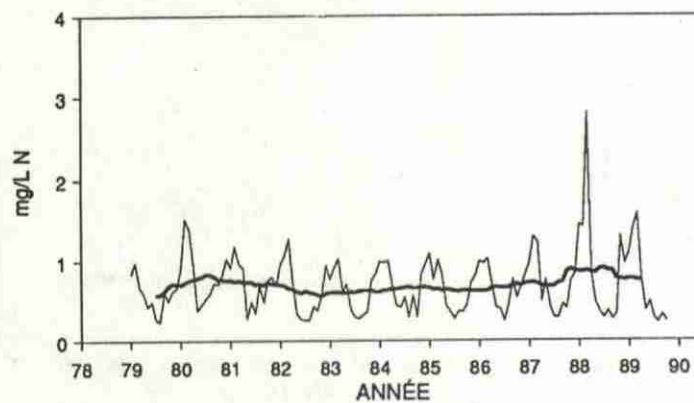
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



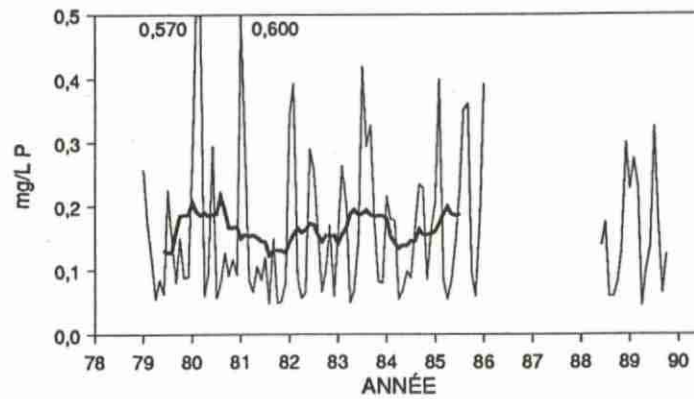
BÉCANCOUR (C4)



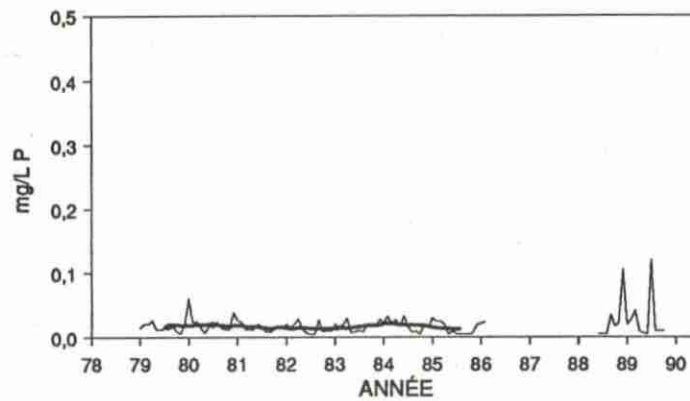
— MÉDIANE MENSUELLE — MOYENNE MOBILE

ANNEXE 10.5
PHOSPHORE FILTRÉ

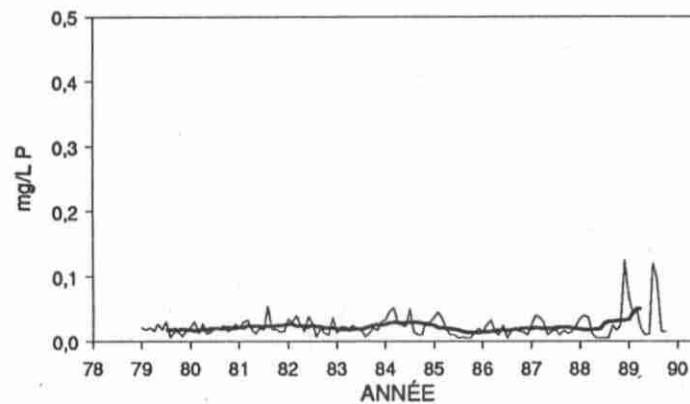
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



BÉCANCOUR (C4)

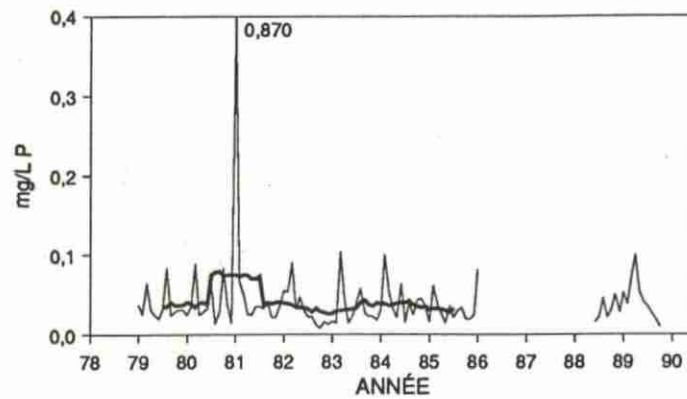


— MÉDIANE MENSUELLE

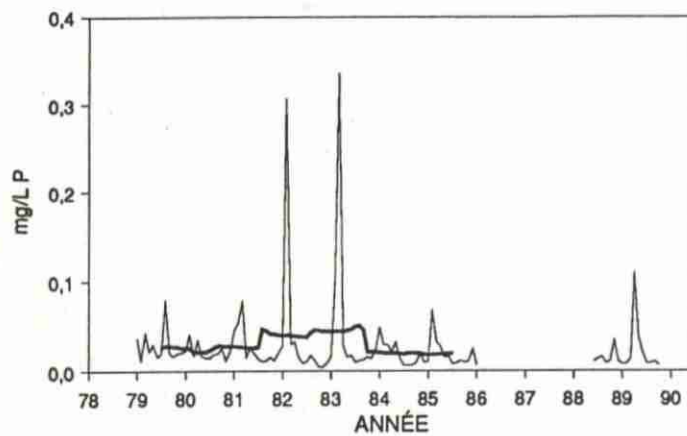
— MOYENNE MOBILE

ANNEXE 10.6
PHOSPHORE EN SUSPENSION

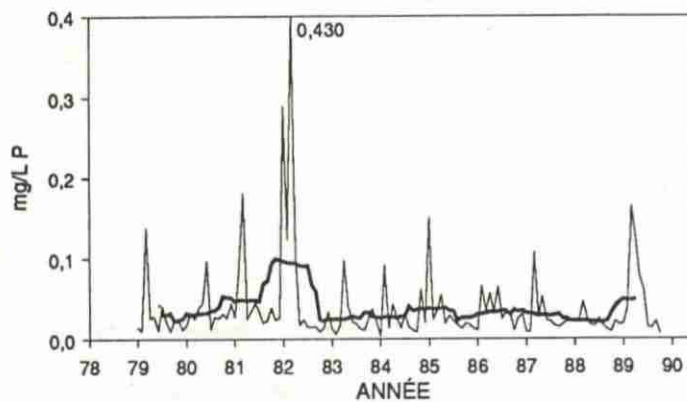
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



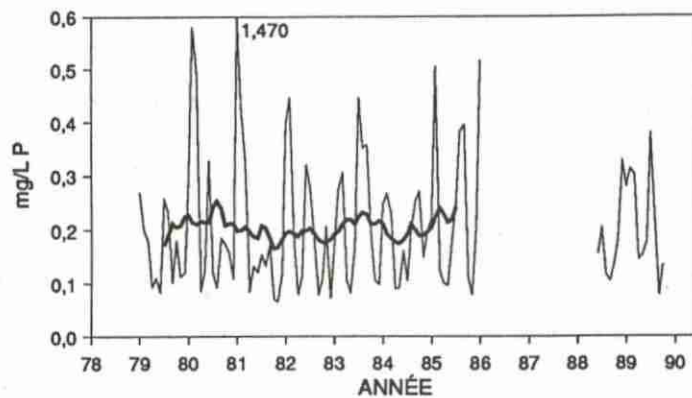
BÉCANCOUR (C4)



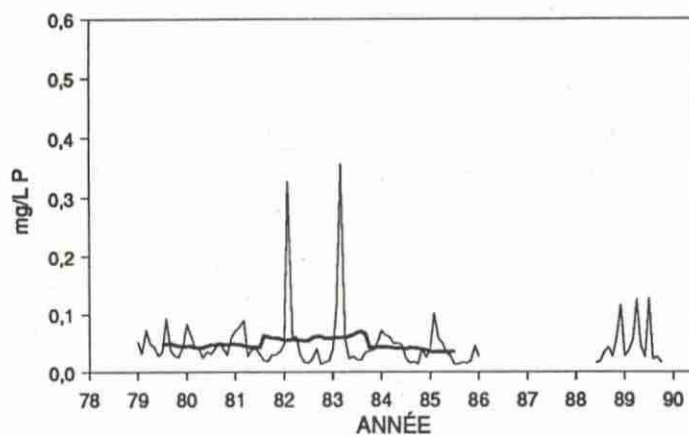
— MÉDIANE MENSUELLE — MOYENNE MOBILE

ANNEXE 10.7
PHOSPHORE TOTAL

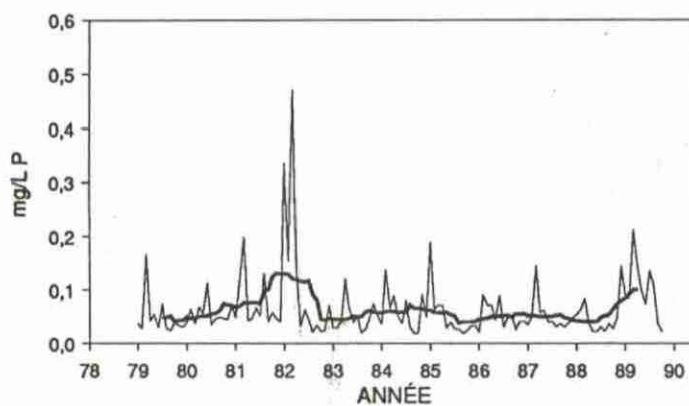
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



BÉCANCOUR (C4)

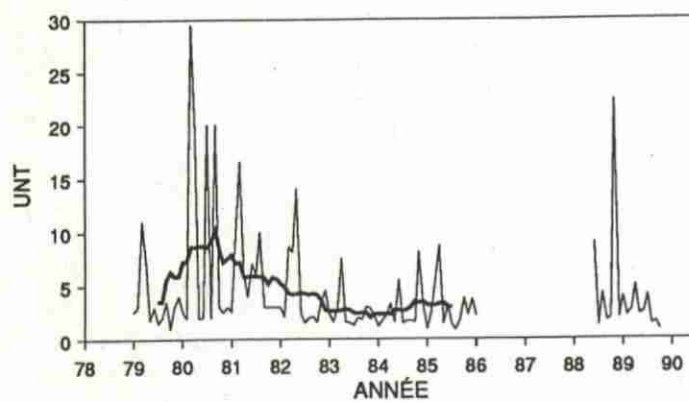


— MÉDIANE MENSUELLE — MOYENNE MOBILE

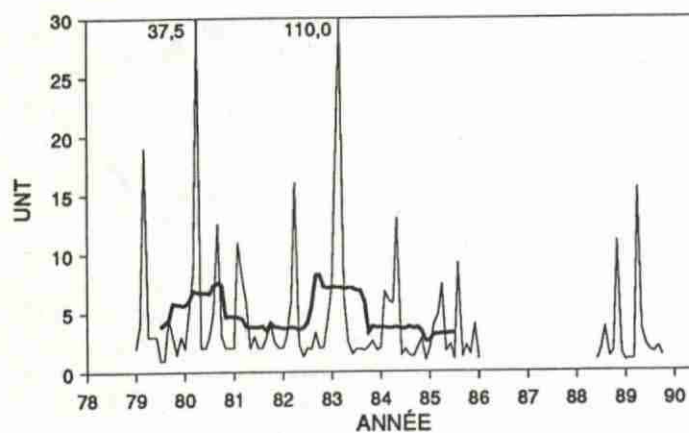
ANNEXE 10.8

TURBIDITÉ

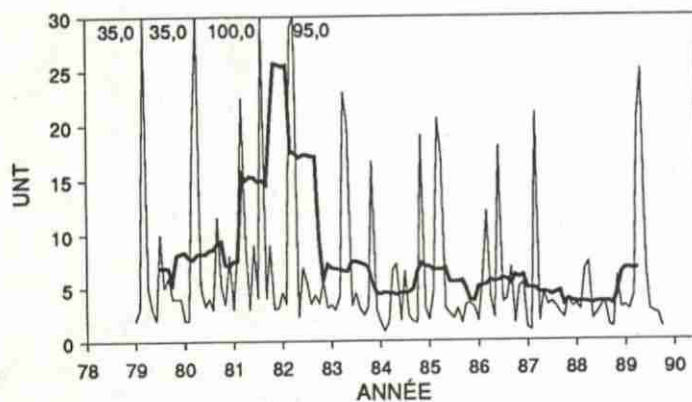
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



BÉCANCOUR (C4)

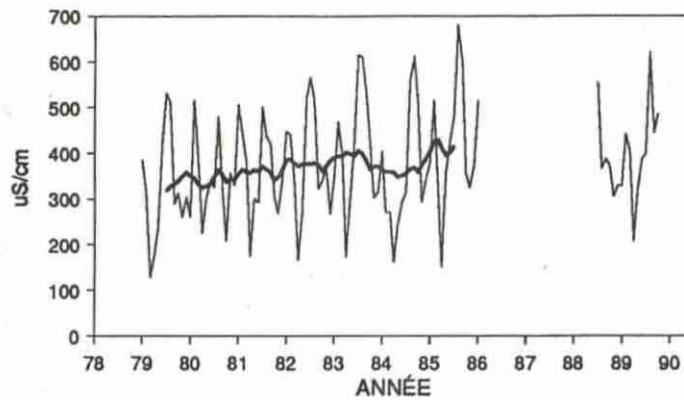


— MÉDIANE MENSUELLE

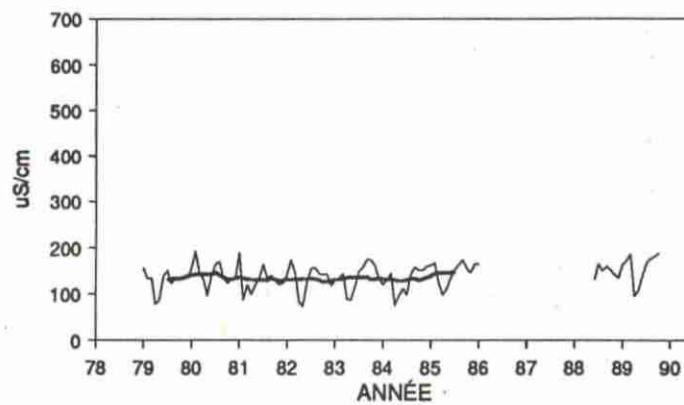
— MOYENNE MOBILE

ANNEXE 10.9
CONDUCTIVITÉ

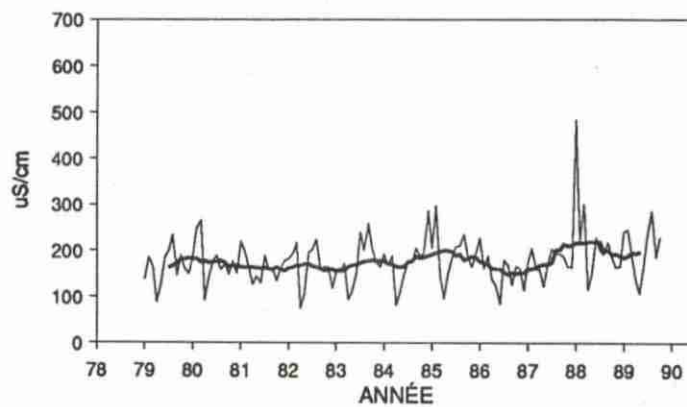
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



BÉCANCOUR (C4)

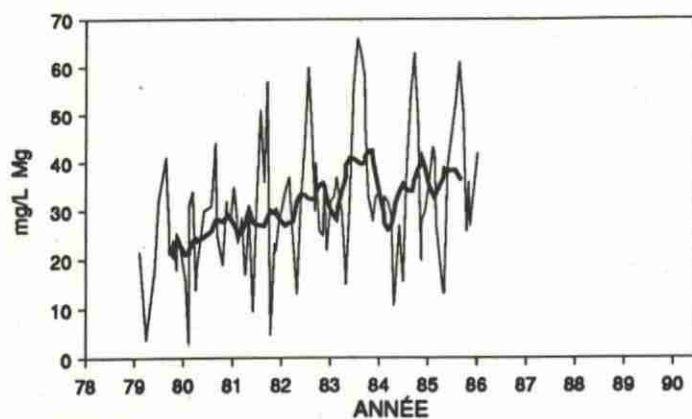


— MÉDIANE MENSUELLE

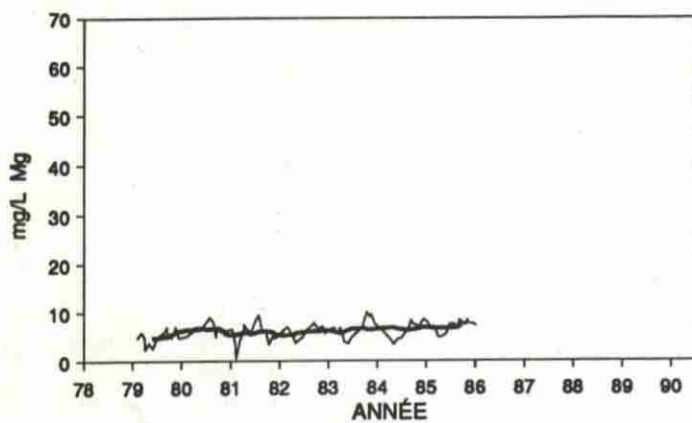
— MOYENNE MOBILE

ANNEXE 10.10
MAGNÉSIUM

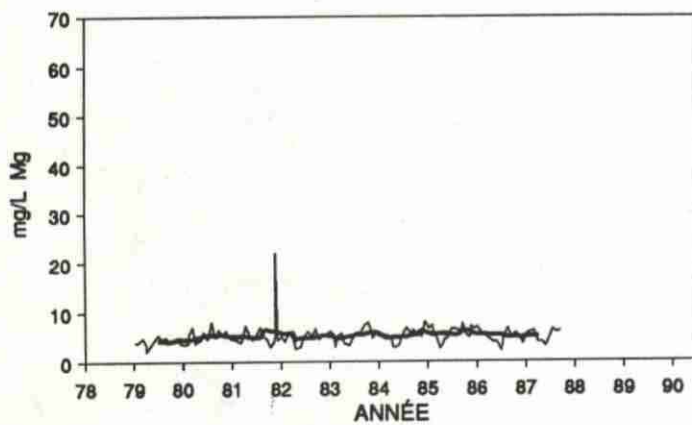
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



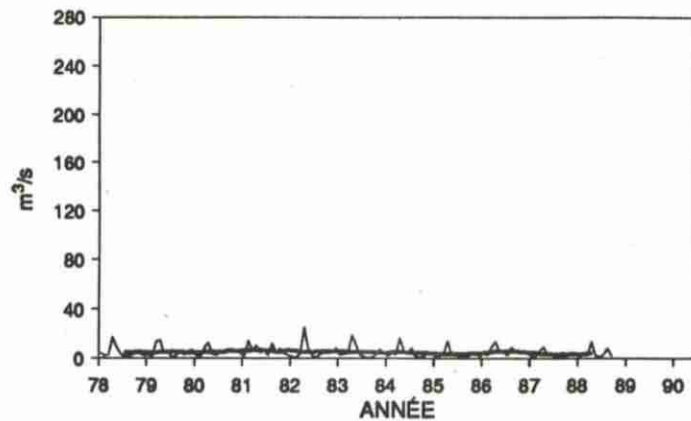
BÉCANCOUR (C4)



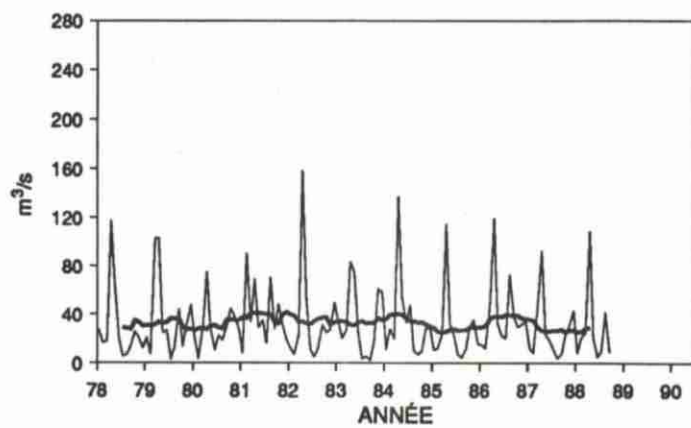
— MÉDIANE MENSUELLE — MOYENNE MOBILE

ANNEXE 10.11
DÉBITS MENSUELS MOYENS

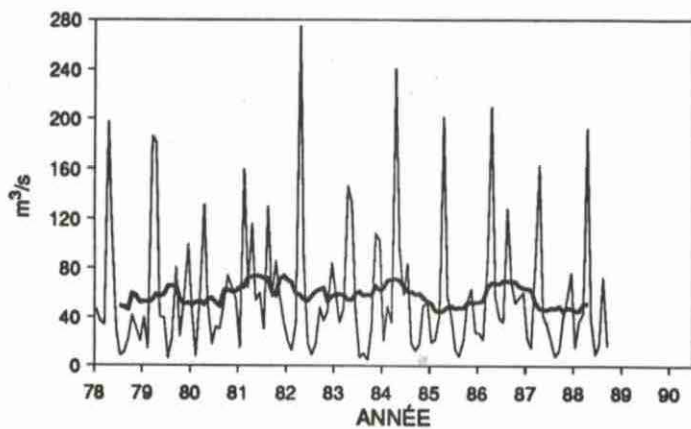
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



BÉCANCOUR (C4)



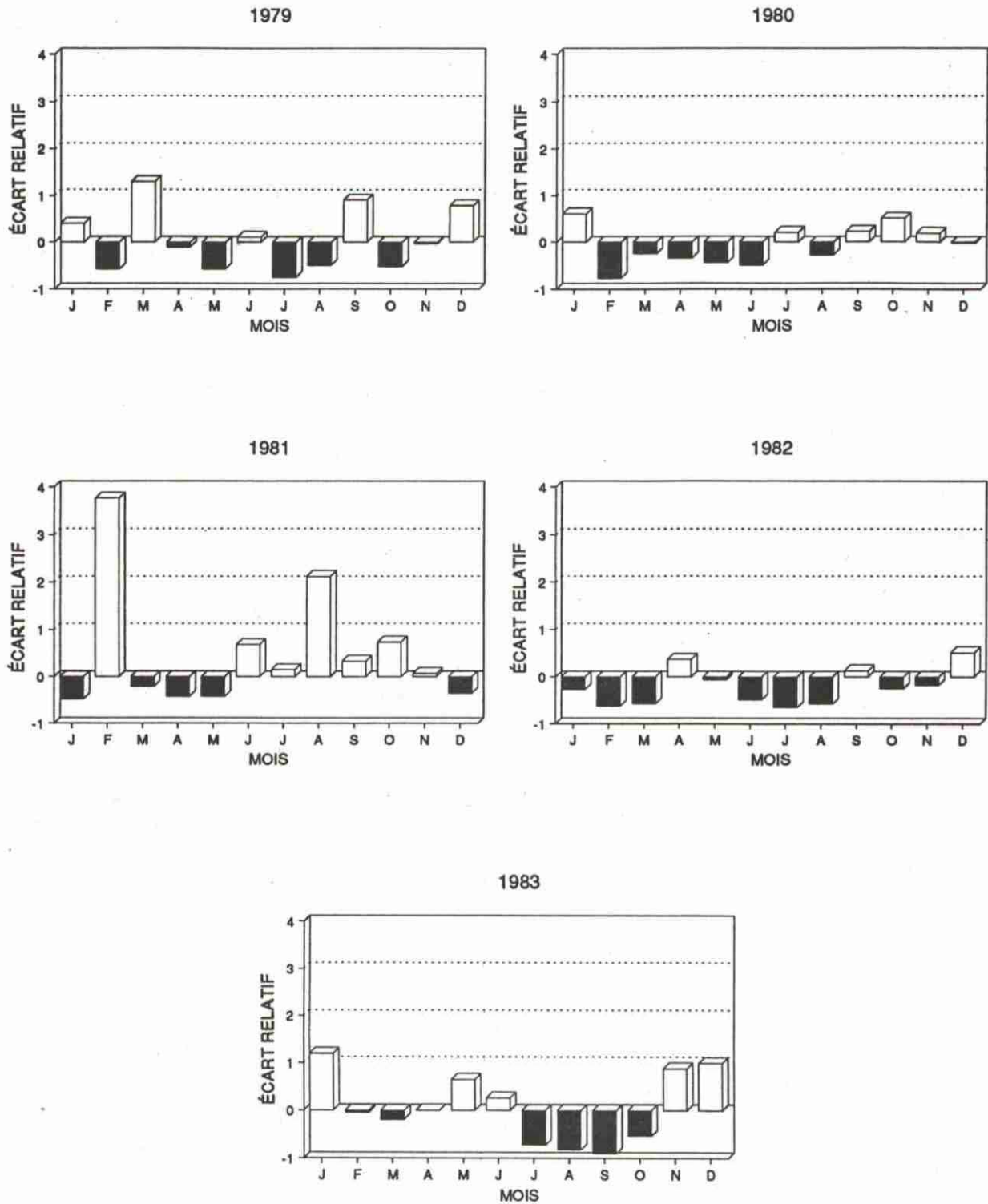
— MÉDIANE MENSUELLE — MOYENNE MOBILE

ANNEXE 11

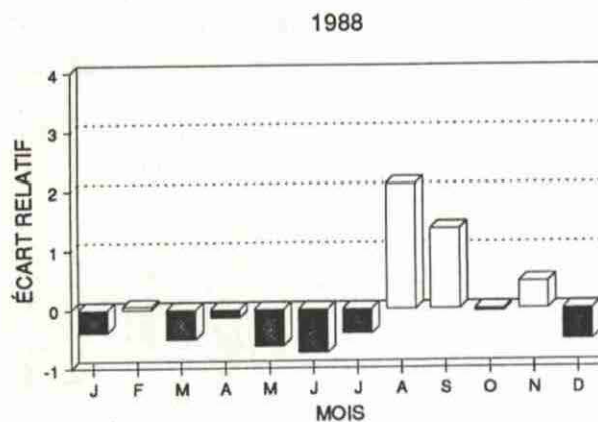
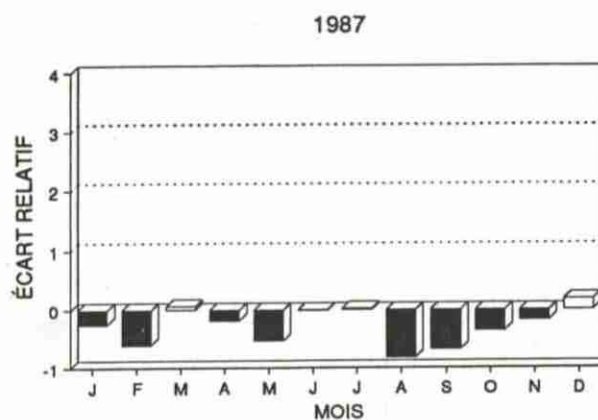
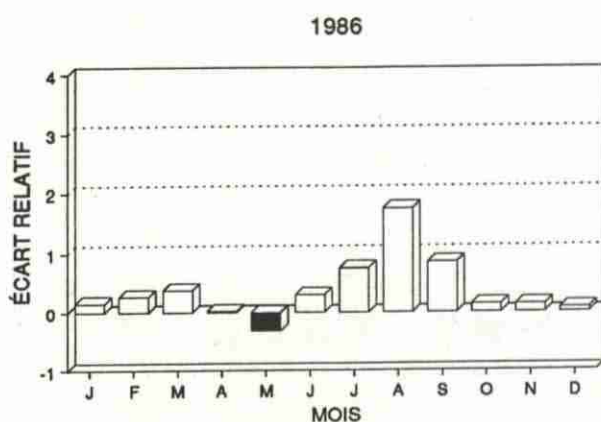
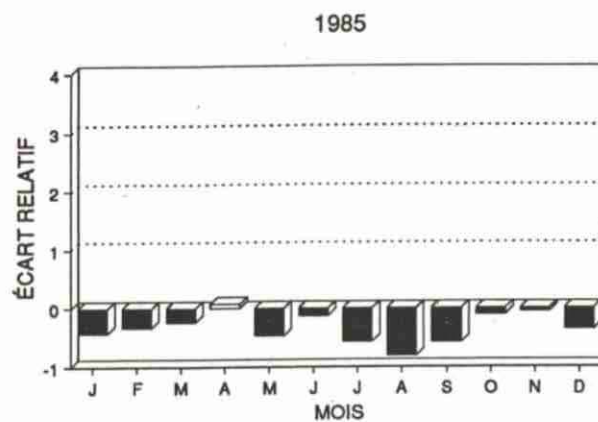
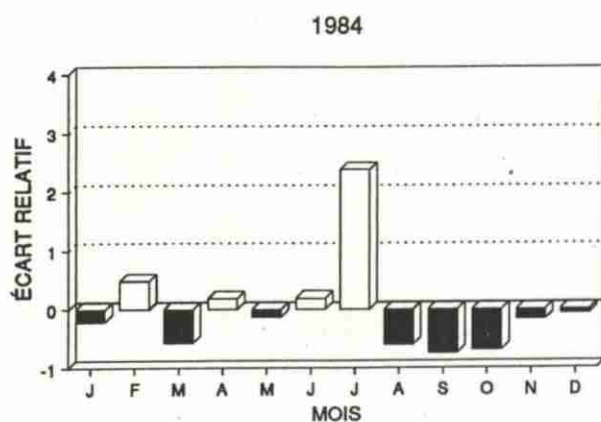
**Écart relatif $((A-B)/B)$ entre les débits mensuels moyens (A)
à la station hydrométrique de référence (024007) et ceux
calculés pour la période de 1967 à 1988 (B)**

ANNEXE 11

ÉCART RELATIF $[(A-B)/B]$ ENTRE LES DÉBITS MENSUELS MOYENS (A) À LA STATION HYDROMÉTRIQUE DE RÉFÉRENCE (024007) ET CEUX CALCULÉS POUR LA PÉRIODE 1967-1988 (B).



ÉCART RELATIF $[(A-B)/B]$ ENTRE LES DÉBITS MENSUELS MOYENS (A) À LA STATION HYDROMÉTRIQUE DE RÉFÉRENCE (024007) ET CEUX CALCULÉS POUR LA PÉRIODE 1967-1988 (B) (SUITE).



ANNEXE 12

Dépassements de critères des descripteurs de qualité de l'eau aux stations principales de la rivière Bécancour

Protection de la vie aquatique

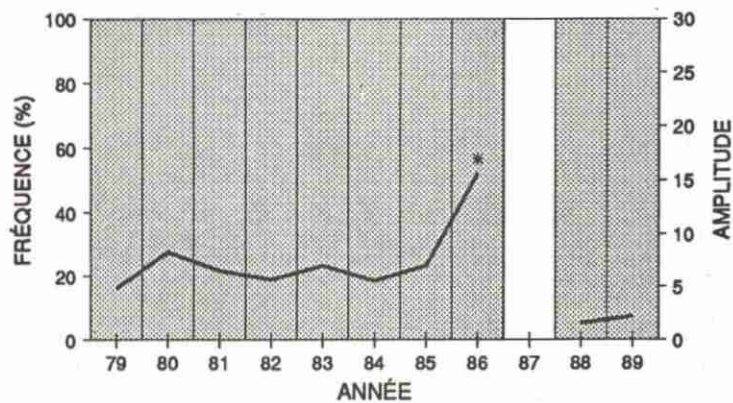
- 12.1 Phosphore total
- 12.2 Cuivre
- 12.3 Fer
- 12.4 Plomb

Eau brute d'approvisionnement

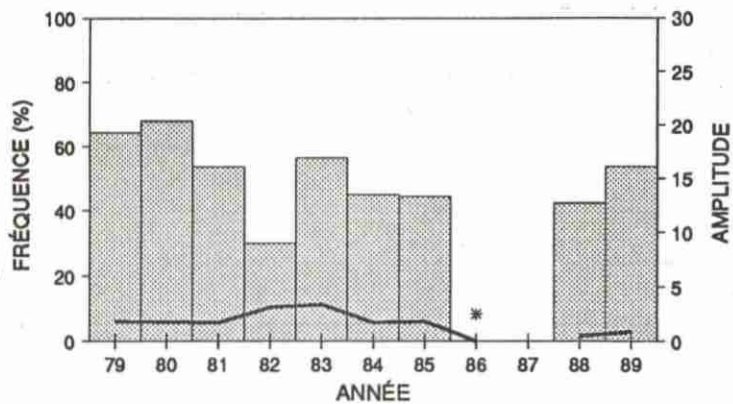
- 12.5 Azote ammoniacal, pH et nickel

ANNEXE 12.1 PHOSPHORE TOTAL

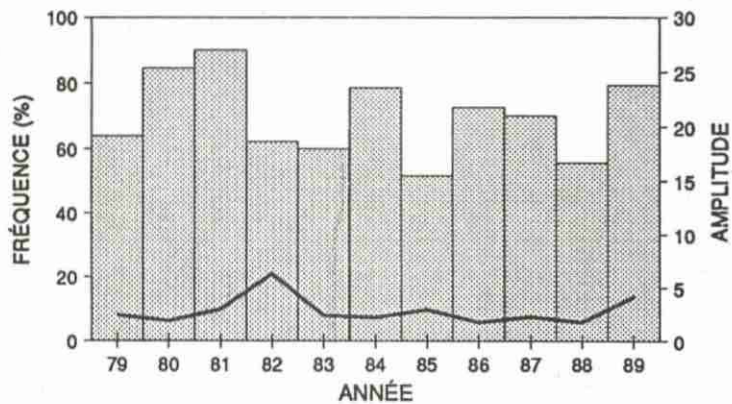
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



BÉCANCOUR (C4)



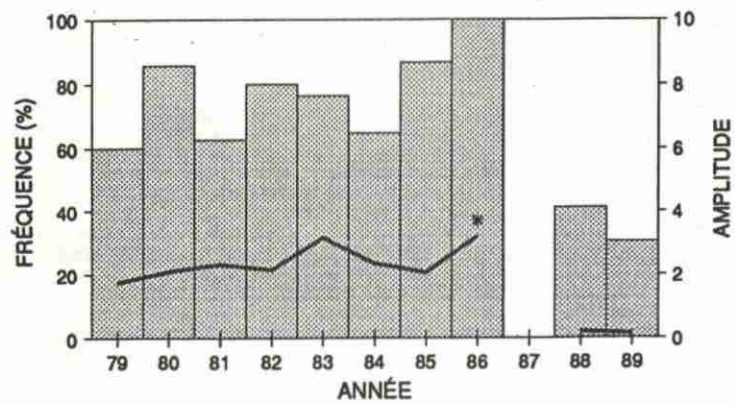
FRÉQUENCE — AMPLITUDE

Critère: 0,033 mg/L P (vie aquatique)

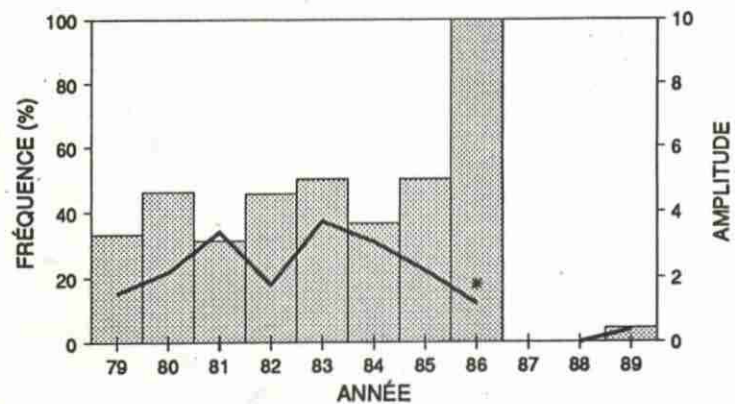
* : résultat issu de 4 mois ou moins de données

ANNEXE 12.2
CUIVRE

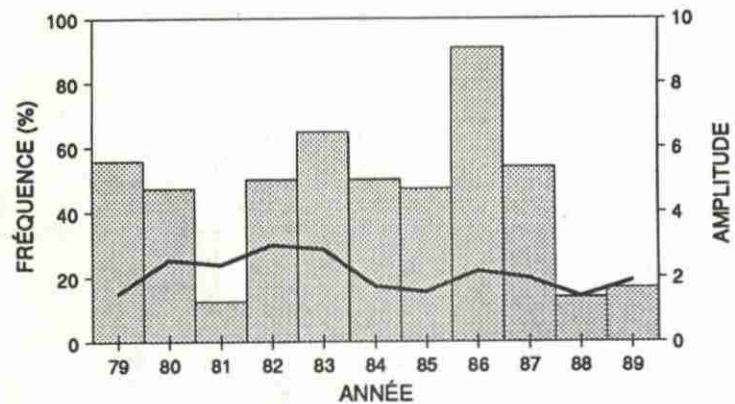
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



BÉCANCOUR (C4)



FRÉQUENCE — AMPLITUDE

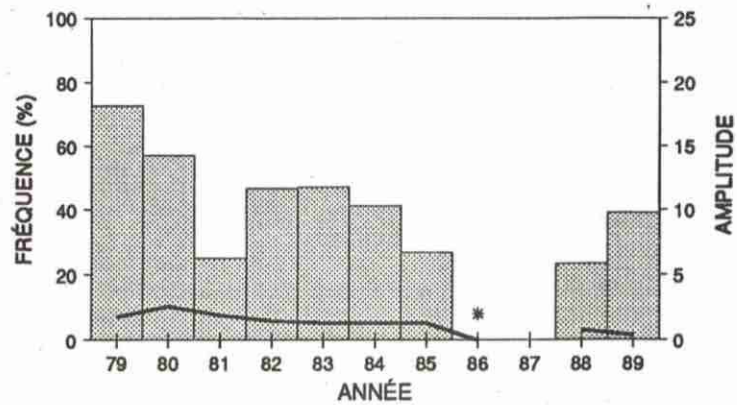
Critère: 5 µg/L Cu (vie aquatique)

* : résultat issu de 4 mois ou moins de données

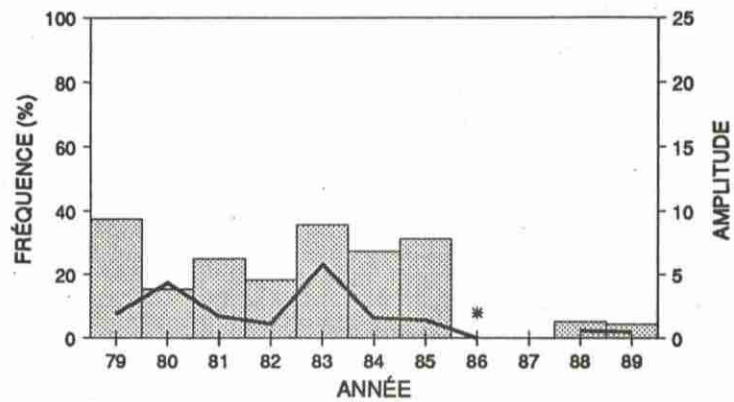
ANNEXE 12.3

FER

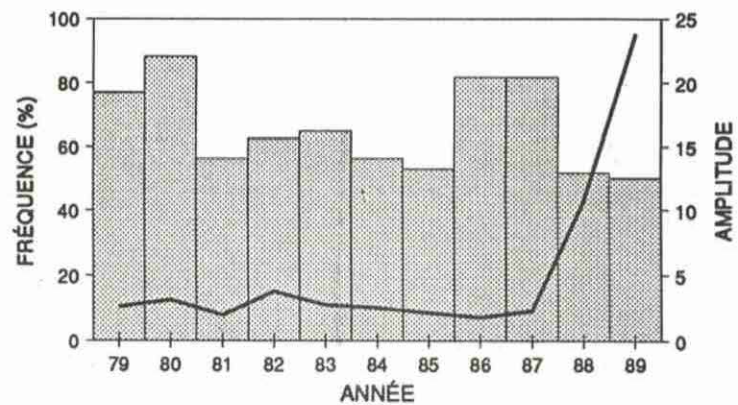
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



BÉCANCOUR (C4)



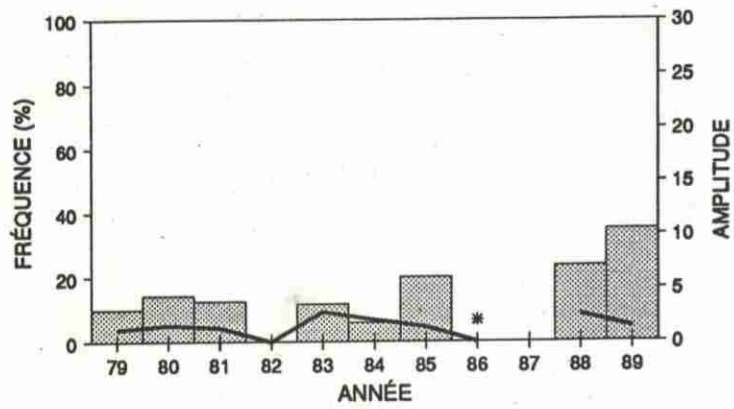
FRÉQUENCE — AMPLITUDE

Critère: 0,30 mg/L Fe (vie aquatique)

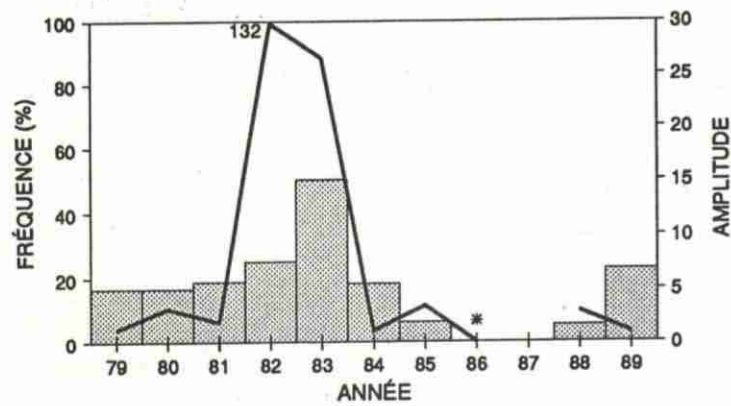
* : résultat issu de 4 mois ou moins de données

ANNEXE 12.4
PLOMB

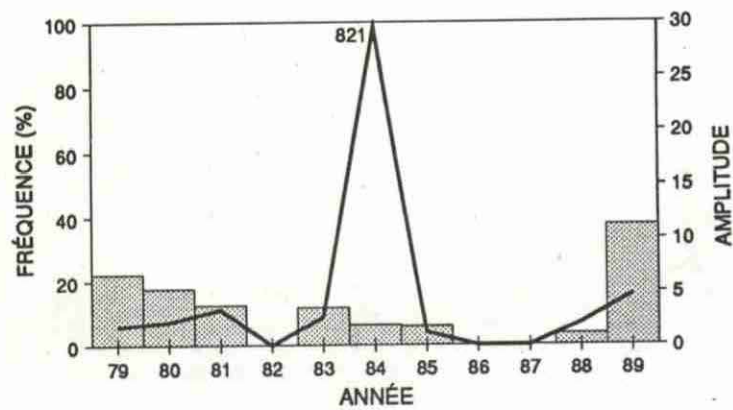
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



BÉCANCOUR (C4)



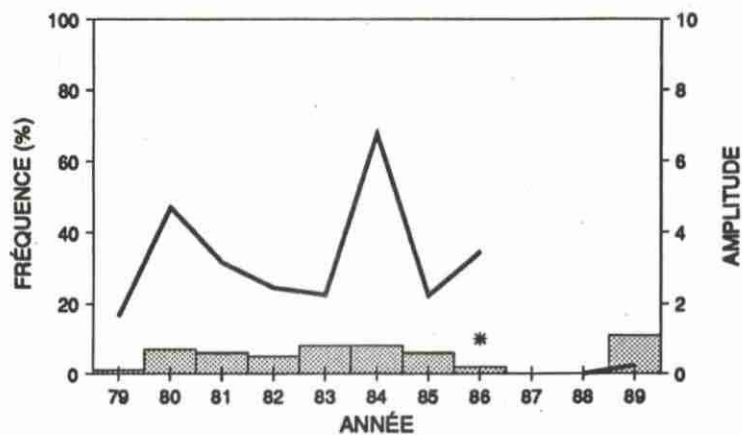
FRÉQUENCE — AMPLITUDE

Critère: 15 µg/L Pb (vie aquatique)

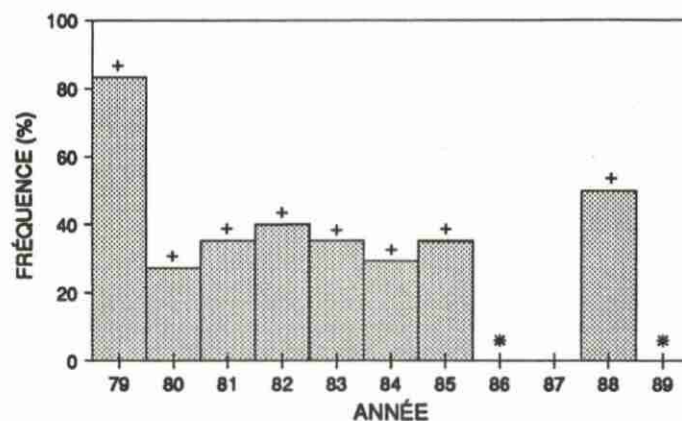
* : résultat issu de 4 mois ou moins de données

ANNEXE 12.5 BLACK LAKE

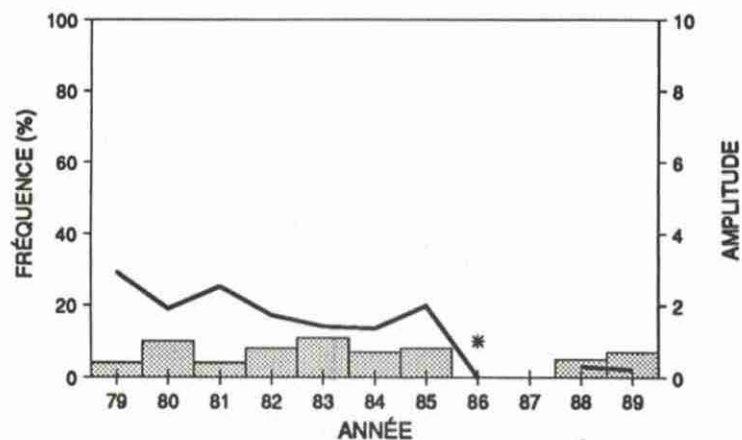
AZOTE AMMONIACAL



pH



NICKEL



FRÉQUENCE — AMPLITUDE

Critère : 0,5 mg / L N ; 13,4 µg / L Ni (eau brute d'approvisionnement)
6,5 - 8,5 unités de pH (eau brute d'approvisionnement)

+ : dépasse la valeur maximale du critère

* : résultat issu de 4 mois ou moins de données

ANNEXE 13

**Liste des stations d'épuration en service
procédant à l'enlèvement du phosphore dans le bassin
de la rivière Bécancour**

ANNEXE 13 LISTE DES STATIONS D'ÉPURATION EN SERVICE PROCÉDANT À L'ENLÈVEMENT DU PHOSPHORE DANS LE BASSIN
DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

MUNICIPALITÉ	SECTEUR	DÉBIT MOYEN DE L'EFFLUENT (m ³ /j)	CHARGE THÉORIQUE ANNUELLE (kg)	CHARGE THÉORIQUE RÉSIDUELLE (kg)	CHARGE THÉORIQUE ENLEVÉE (kg)	PÉRIODE D'ENLÈVEMENT
Black Lake	A	19700	36135	7190	28945	01/01 - 31/12
TOTAL SECTEUR		19700	36135	7190	28945	
Lyster	B	380	786	69	717	15/05 - 15/11
TOTAL SECTEUR		380	786	69	717	
Plessiville	C	10500	12776	8320	4456	15/05 - 15/11
Princeville	C	5767	6206	4207	1999	15/05 - 15/11
TOTAL SECTEUR		16267	18982	12527	6455	
TOTAL BASSIN		36347	55903	19786	36117	

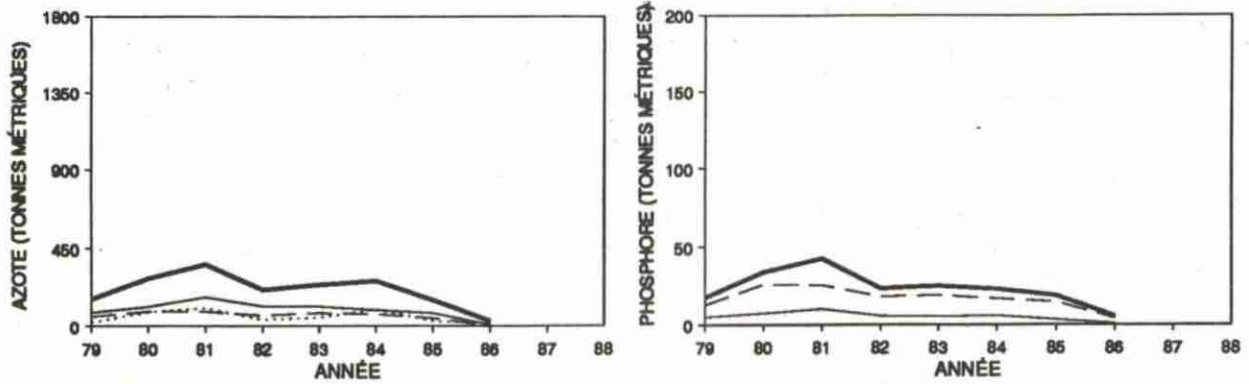
ANNEXE 14

**Évolution des apports annuels moyens d'azote et de phosphore
aux stations principales de la rivière Bécancour**

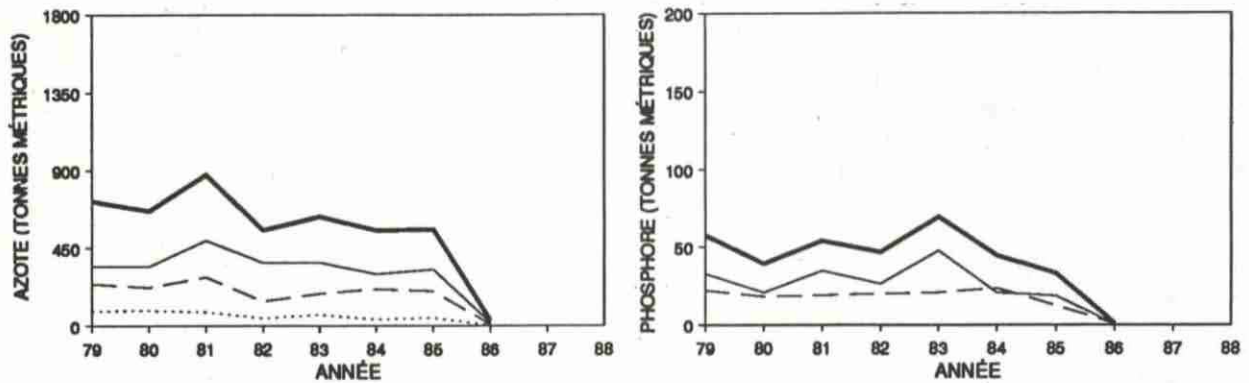
ANNEXE 14

ÉVOLUTION DES APPORTS ANNUELS MOYENS D'AZOTE ET DE PHOSPHORE
AUX STATIONS PRINCIPALES DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR

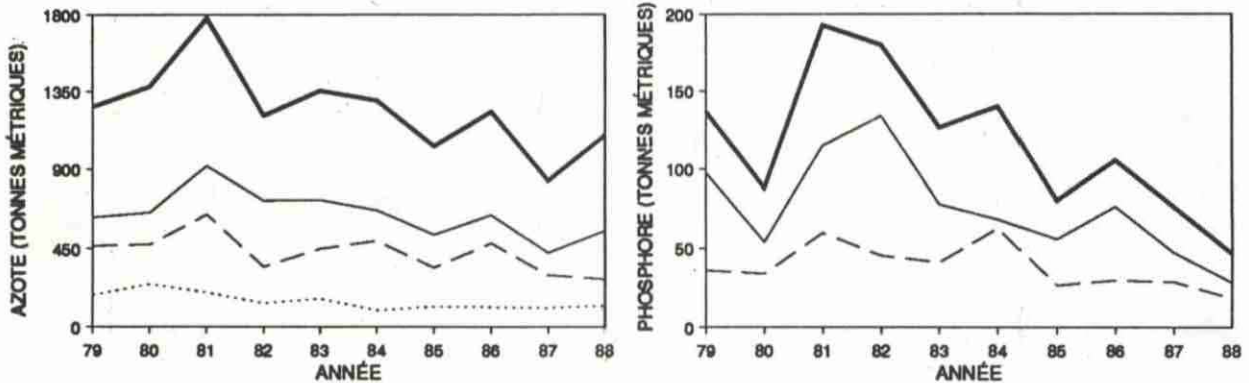
BLACK LAKE (A5)



LYSTER (B9)



BÉCANCOUR (C4)

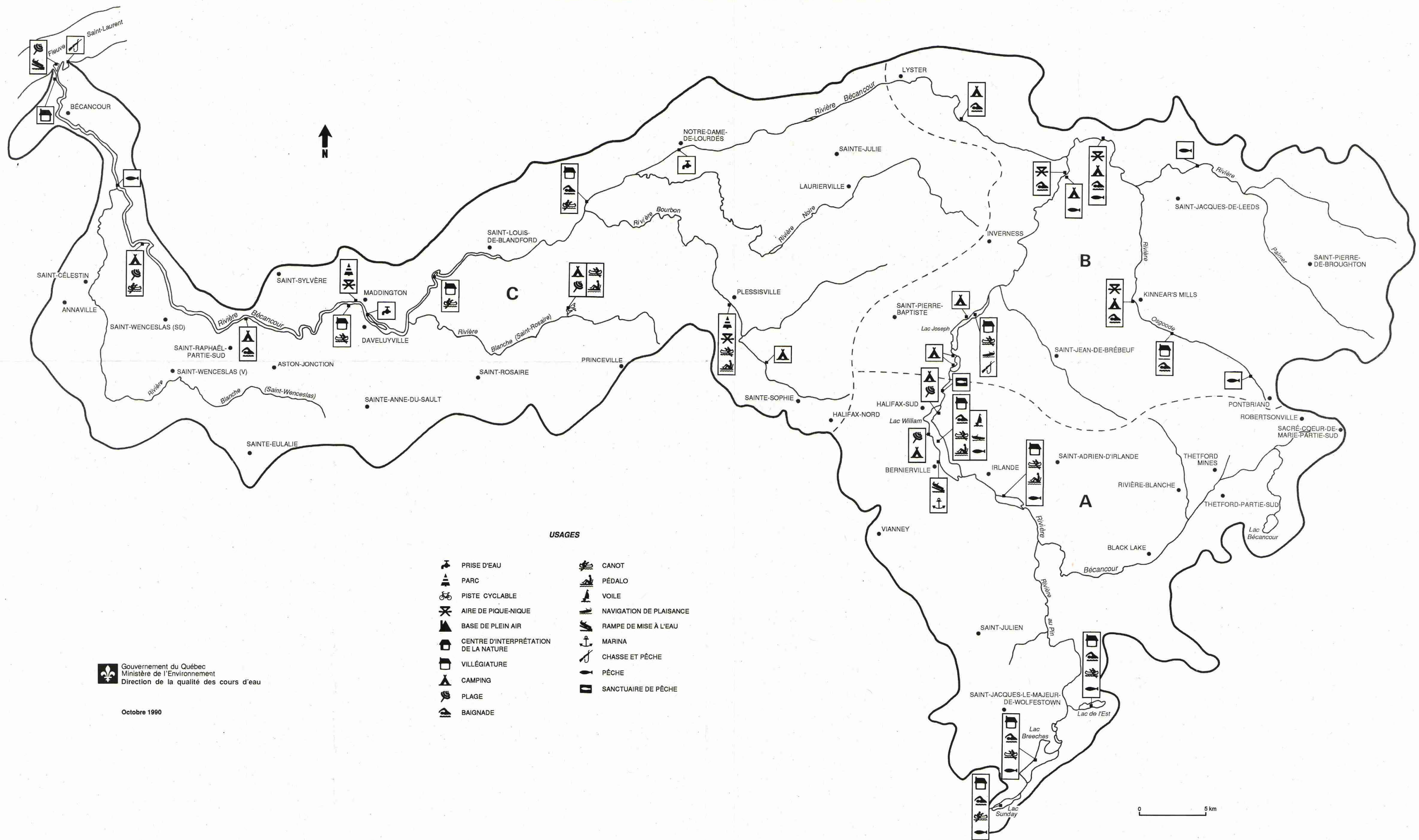


— AZOTE TOTAL
 — NITRATES ET NITRITES
 - - - AZOTE ORGANIQUE
 AZOTE AMMONIACAL TOTAL

— PHOSPHORE TOTAL
 — PHOSPHORE EN SUSPENSION
 - - - PHOSPHORE FILTRÉ

ANNEXE 4

USAGES LIÉS À L'EAU DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE BÉCANCOUR



Bibliothèque Cécile - Rouleau



QMC A 460 201



Ce document est imprimé sur du papier
contenant 100 % de fibres recyclées



Gouvernement du Québec
**Ministère de
l'Environnement**