

# **Analyse des communautés benthiques comme indicateur de santé des écosystèmes du Saint-Laurent**

**Alan Willsie et Georges Costan**  
Contamination du milieu aquatique

Centre Saint-Laurent  
Conservation de l'environnement  
Environnement Canada - Région du Québec

Décembre 1996

## COMMENTAIRES DES LECTEURS

Veillez adresser vos commentaires sur le contenu du présent rapport au Centre Saint-Laurent, Conservation de l'environnement, Environnement Canada – Région du Québec, 105, rue McGill, 7<sup>e</sup> étage, Montréal (Québec), H2Y 2E7.

## AVIS DE RÉVISION

Le présent rapport a été examiné par le Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, qui en a autorisé la publication. Cette autorisation ne signifie pas nécessairement que le contenu du rapport reflète les opinions et politiques du Ministère. Les mentions de marques de commerce ou de produits commerciaux ne signifient aucunement que leur utilisation est recommandée.

On devra citer la publication comme suit :

Willsie, A. et G. Costan. 1996. *Analyse des communautés benthiques comme indicateur de santé des écosystèmes du Saint-Laurent*. Environnement Canada - Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-44, 68 pages.

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1996  
N° de catalogue En153-74/1996F  
ISBN 0-662-81013-9

## **Perspective de gestion**

Réalisée dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent et du programme Saint-Laurent - Vision 2000, la présente étude visait à développer un bioindicateur de l'état des écosystèmes aquatiques. Le projet de recherche avait pour but d'évaluer l'utilisation potentielle d'un indice d'intégrité des communautés benthiques (ICI) comme indicateur de la réponse des écosystèmes soumis à des stress chimiques. Cet indice qui a été développé aux États-Unis, est présentement utilisé pour les tributaires du Saint-Laurent et avait déjà été adapté pour les conditions du fleuve. La spécificité de l'indice en réponse à un stress chimique précis n'avait cependant pas été testée et s'avérait nécessaire afin de recommander son utilisation éventuelle dans le cadre de réseau de suivi des effets de la contamination aquatique pour le Saint-Laurent.

## **Management Perspective**

This study was carried out as part of the St. Lawrence Action Plan and St. Lawrence Vision 2000 with the aim of developing a bioindicator of the state of health of aquatic ecosystems. The objective of the research project was to assess the potential use of an index of the integrity of benthic communities (ICI) as an indicator of ecosystem response to chemical stresses. Developed in the United States, this index was adapted to conditions in the St. Lawrence River and is now being used to assess tributaries of the river. The specificity of the index in response to precise chemical stresses had not been previously tested, however, and this proved necessary before its use as part of the network monitoring the effects of aquatic contamination in the St. Lawrence River could be recommended.

## Résumé

La présente étude a été réalisée dans le lac Saint-Louis, un élargissement du fleuve Saint-Laurent, afin de comparer la structure des communautés d'invertébrés benthiques situées en amont et en aval de la rivière Saint-Louis et identifiées comme une source ponctuelle de contamination, d'évaluer la performance d'un indice biotique (ICI) adapté au benthos du Saint-Laurent en tant qu'indicateur de l'intégrité des écosystèmes aquatiques, et enfin, d'identifier les principales variables à l'origine des différences observées dans la structure des communautés. Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau (température, pH, oxygène dissous, conductivité, lumière, carbone, nutriments et contaminants organiques et inorganiques) et des sédiments (taille des particules sédimentaires, carbone, substances nutritives et contaminants organiques et inorganiques) ont été analysées à quatre stations, deux en amont et deux en aval de la rivière Saint-Louis, en juillet et en septembre 1991. Les communautés d'invertébrés benthiques des quatre stations ont été échantillonnées aux deux période mentionnées à l'aide d'une benne Ponar afin d'en déterminer la richesse en taxons, la densité et l'abondance relative des organismes. Les principales variables physico-chimiques susceptibles d'expliquer les différences spatiales et temporelles dans la structure des communautés benthiques ont été identifiées par l'analyse canonique des correspondances. Les résultats révèlent des différences spatio-temporelles significatives dans la structure des communautés. En moyenne, les communautés présentes dans les stations en amont de la rivière Saint-Louis sont plus riches en taxons que les communautés des stations aval ( $p < 0,001$ ), tant en juillet qu'en septembre; par contre, l'abondance relative de chaque taxon diffère selon les stations et les saisons. Ces différences ne peuvent cependant pas être attribuées avec certitude à l'influence de la rivière Saint-Louis, bien que celle-ci soit fortement contaminée. La turbidité de l'eau et les concentrations d'aluminium et de fer sont significativement plus élevées en aval ( $p < 0,05$ ), mais les sédiments sont plus contaminés en amont ( $p < 0,05$ ), avec de fortes teneurs en métaux-traces et en BPC. L'indice biotique traduit les différences de structure des communautés benthiques mais ne permet pas d'établir des liens précis avec la qualité du milieu aquatique, même si l'indice comporte des métriques relatives à la

tolérance ou à la sensibilité de certaines espèces (ou taxons) à la contamination. Parmi les organismes qui composent les communautés macrobenthiques, seuls les Chironomides et les Mollusques bivalves du genre *Pisidium* présentent un potentiel comme indicateur de contamination inorganique des sédiments. L'utilité de ces organismes et des indices biotiques comme indicateurs de la qualité des écosystèmes aquatiques perturbés fait l'objet de la présente étude.

## Abstract

This study was carried out in Lake Saint-Louis, an expansion of the St. Lawrence River, to compare the structure of benthic invertebrate communities upstream and downstream of the Saint-Louis River, a recognized point source of contamination; evaluate the performance of a biotic index (ICI) adapted to benthos of the St. Lawrence as an indicator of the integrity of aquatic ecosystems; and also identify the main variables of the differences observed in community structures. The physico-chemical characteristics of water (temperature, pH, dissolved oxygen, conductivity, light, carbon, nutrients, and organic and inorganic contaminants) and of sediments (particle grain size, carbon, nutrients, and organic and inorganic contaminants) were analysed at four stations, two upstream and two downstream of the Saint-Louis River, in July and September 1991. At every station and for each season of the year, a sample of the benthic invertebrate communities was drawn using a Ponar bucket to determine the richness of the taxons and the relative density and abundance of the organisms. The main physico-chemical variables likely to explain the spatial and temporal differences in the structure of benthic communities were identified by analysis of canonical correlation. The results reveal marked spatial and temporal differences in the structure of benthic communities. On average, communities upstream are richer in taxons than those downstream ( $p < 0.001$ ), whether in July or September, whereas the relative abundance of each taxon differs according to station and season. These differences may not, however, be attributed with any certainty to the influence of the Saint-Louis River, even though it is highly polluted. The turbidity of the water and concentrations of aluminum and iron are significantly higher downstream ( $p < 0.05$ ), but sediments are more contaminated upstream ( $p < 0.05$ ), with elevated levels of trace metals and PCBs. The biotic index relates the differences in the structure of benthic communities, but makes no clear connection to the quality of aquatic environments, even though the index includes metrics relative to the tolerance or sensitivity of some species or taxons to contamination. Of the organisms that make up macrobenthic communities, only the Chironomidae and bivalve shellfish of the genus *Pisidium* are potential indicators of the inorganic contamination of sediment. The usefulness of both these organisms

and of biotic indexes as indicators of the quality of disturbed aquatic ecosystems are discussed in this study.

## Remerciements

Tous nos remerciements à la section Évaluation des écosystèmes du Centre Saint-Laurent pour avoir accepté de financer ce projet, et plus particulièrement à Claude Langlois et Louise Lapierre pour leur soutien lors de la mise en oeuvre du projet. Nous remercions également Pierre Courville, Brigitte Cusson et Nathalie Doyon pour leur motivation lors des travaux d'échantillonnage.

Nous désirons souligner aussi le vif intérêt démontré par plusieurs personnes du CSL qui nous ont prêté main forte lorsque nécessaire. Un sincère merci à Julia Innes, Carmen Schwery et Dominique Trudeau pour leur incessant travail de recherche de documents et de références bibliographiques, ainsi qu'aux informaticiens Mario Janson et Michel Saint-Louis pour leurs nombreux coups de main.

Finalement, nous tenons à remercier Alain Leduc et Pierre Legendre pour leurs précieux conseils en matière de traitement de données, ainsi que Michel LaHaye pour ses remarques précieuses.

Merci à Delphine, Nicolas et Samantha.



# Table des matières

RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	vii
REMERCIEMENTS	ix
LISTE DES FIGURES	xiv
LISTE DES TABLEAUX	xv
<b>1 INTRODUCTION</b>	<b>1</b>
<b>2 MATÉRIEL ET MÉTHODES</b>	<b>4</b>
2.1 Sites et stratégie d'échantillonnage	4
2.2 Variables physico-chimiques	5
2.3 Caractérisation des sédiments	7
2.3.1 Échantillonnage	7
2.3.2 Analyses physico-chimiques	8
2.4 Caractérisation du benthos	8
2.4.1 Récolte et analyse	8
2.4.2 L'indice ICI et ses composantes	9
2.4.3 Traitement des données	10
<b>3 RÉSULTATS</b>	<b>12</b>
3.1 Physico-chimie de l'eau : variabilité spatio-temporelle	12
3.2 Physico-chimie des sédiments : variabilité spatio-temporelle	12
3.3 La faune benthique: structure et variabilité spatio-temporelle	15
3.4 L'indice ICI et ses composantes	19
3.5 Espèces caractéristiques des stations	21
3.6 Relation entre variables abiotiques et communautés benthiques	24

<b>4</b>	<b>DISCUSSION</b>	25
4.1	L'indice ICI et la qualité de l'environnement	26
4.2	Physico-chimie de l'eau et des sédiments et espèces indicatrices de perturbation	28
<b>5</b>	<b>CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS</b>	32
	<b>RÉFÉRENCES</b>	34
<b>ANNEXES</b>		
1	Caractéristiques physico-chimiques de l'eau pour les quatre stations et la rivière Saint-Louis aux mois de juillet et septembre 1991	43
2	Pourcentage d'atténuation de la lumière dans l'eau	44
3	Caractéristiques physico-chimiques de l'eau de surface (analyses en laboratoire)	45
4	Pourcentage cumulé (%) du poids (g) par classe de taille ( $\Theta$ ) des particules sédimentaires	47
5	Composition, coefficient de Trask (So) et pourcentage d'eau dans les sédiments	48
6	Pourcentage pondéral des classes granulométriques	49
7	Teneurs des sédiments en métaux, en eau et en nutriments	50
8	Teneurs des sédiments en substances organiques	51
9	Valeur moyenne et écart-type du nombre total de taxons et de la dominance des groupes d'invertébrés macrobenthiques échantillonnés	55
10	Abondance relative de chaque taxon d'invertébrés macrobenthiques par station et période d'échantillonnage	57
11	Valeur brute des métriques de l'indice ICI par station, période d'échantillonnage et sous-échantillons	62
12	Cote des métriques de l'indice ICI par station, période d'échantillonnage et sous-échantillon	63

13	Variables abiotiques composant la matrice environnementale utilisée dans l'analyse canonique des correspondances	64
14	Variables abiotiques composant la matrice des contaminants utilisés dans l'analyse canonique des correspondances	66
15	Sommaire des variables explicatives extraites de l'analyse canonique des correspondances	68

## Liste des figures

1	Localisation des stations	4
2	Variations spatio-temporelles significatives de quelques variables physico-chimiques de l'eau	13
3	Variations spatio-temporelles significatives de quelques métaux et de BPC (somme de sept congénères) dans les sédiments	14
4	Nombre moyen ( $\pm$ écart-type) de taxons aux stations amont et aval en juillet et septembre 1991	16
5	Densité moyenne ( $\pm$ écart-type) des principaux groupes d'invertébrés benthiques aux stations amont et aval en juillet et septembre 1991	18
6	Valeurs brutes des composantes I9A de l'indice ICI aux stations amont et aval en juillet et septembre 1991	20
7	Position dans l'espace réduit, des stations 1 à 4 et des espèces associées significativement aux deux premiers axes de l'analyse des correspondances pour juillet (J) et septembre (S) en 1991	23

## Liste des tableaux

1	Appareils de mesure utilisés <i>in situ</i> pour l'enregistrement des variables physico-chimiques de l'eau	5
2	Protocoles de laboratoire utilisés pour l'analyse de l'eau	6
3	Seuils des quatre cotes de chaque métrique pour les composantes I9A (métriques M1 à M9A) et I16 (métriques M1 à M16)	10
4	Résultats des tests U de Mann et Whitney sur les différences spatiales et temporelles de différents paramètres de la structure des communautés macrobenthiques	17
5	Résultats des tests U de Mann et Whitney sur les différences amont-aval des métriques (données brutes et cotes) et des composantes I9A et I16 de l'indice ICI	19
6	Résultats des tests U de Mann et Whitney sur les différences entre juillet et septembre des métriques (données brutes et cotes) et des composantes I9A et I16 de l'indice ICI	21
7	Résultats des tests U de Mann et Whitney sur les différences spatiales (amont-aval) et temporelles (juillet-septembre) des densités des taxons contribuant significativement à la formation de l'axe I dans l'analyse des correspondances	24



# 1 Introduction

Les bioindicateurs sont des organismes, ou des groupes d'organismes, qui servent à évaluer l'état de l'environnement soumis à divers processus perturbateurs, notamment en milieu aquatique : la contamination, l'acidification et l'eutrophisation. Parmi les différents groupes d'organismes d'eau douce, les macroinvertébrés benthiques possèdent plusieurs attributs d'un bon indicateur environnemental : ils sont abondants, cosmopolites, sédentaires dans plusieurs cas, et peuvent vivre plusieurs années (Hellowell, 1986). Bien que la taxonomie de certains taxons, particulièrement les Chironomides et les Oligochètes, présente certaines difficultés, les organismes benthiques sont généralement assez facilement identifiables.

Dans les milieux aquatiques, les invertébrés benthiques jouent un rôle important dans les processus écologiques et toxicologiques (McCall et Soster, 1990; Downing, 1991; Griffiths, 1991). Ils constituent une composante importante des réseaux trophiques et un maillon dans le transfert des contaminants vers les niveaux trophiques supérieurs, notamment en servant de ressource alimentaire aux poissons. Par conséquent, les communautés benthiques sont particulièrement attrayantes pour l'étude de la qualité de l'environnement aquatique (Hellowell, 1986; Metcalfe, 1989; Rosenberg et Resh, 1993). La structure des communautés benthiques, notamment la composition spécifique, l'abondance, la biomasse et la distribution spatiale, peut être utilisée comme bioindicateur; elle a ainsi donné naissance à de nombreux indices biotiques de la qualité des milieux aquatiques (Blandin, 1986; Hellowell, 1986; Ohio-EPA, 1988; Metcalfe, 1989; Plafkin *et al.*, 1989). Ces indices peuvent être définis comme une mesure synthétique d'un assemblage d'organismes dont la sensibilité aux agents de perturbation varie d'une espèce à l'autre.

Un indice biotique offre un net avantage par rapport à un indice chimique qui ne renseigne en rien sur les effets négatifs des diverses substances présentes dans le milieu. Il offre également, par son caractère plurispécifique, un avantage par rapport aux bioindicateurs basés sur l'individu ou la population. De plus, l'indice biotique joue un double rôle intégrateur : a) intégration des divers processus biotiques (par exemple, la compétition, la prédation) et

abiotiques (par exemple la biodisponibilité, les interactions et la toxicité des substances chimiques) qui déterminent les effets observés chez l'organisme, et b) intégration des réponses d'organismes différents à ces processus. En contrepartie, le caractère intégrateur de l'indice constitue, par définition, une limite à l'interprétation des résultats puisqu'il ne permet pas d'établir ni le degré de sensibilité d'une espèce par rapport à une autre, ni l'importance relative des divers facteurs de perturbation de la communauté d'invertébrés benthiques.

Une étude portant sur l'influence de l'activité agricole sur les communautés macrobenthiques en rivière (Dance et Hynes, 1980) a mis en évidence divers facteurs susceptibles d'expliquer les effets observés sur les communautés : apport de pesticides et d'engrais chimiques, augmentation de la turbidité et de la température, diminution des matières nutritives pour les espèces brouteuses et détritivores. Tous ces facteurs sont cependant liés à la variation du régime hydrologique, et il apparaît difficile dans une telle situation de déterminer la contribution d'une variable (par exemple un pesticide particulier) aux effets observés (Metcalf, 1989).

L'ICI (Invertebrate Community Index; Ohio-EPA, 1988), un indicateur benthique utilisé pour le suivi de la qualité de l'eau des rivières, a été récemment adapté pour le fleuve Saint-Laurent (Willsie, 1993, 1994). L'indice, construit à partir d'un certain nombre de taxons et de l'abondance de chacun, est fractionné en deux composantes d'intégrité benthique (I9A et I16) formées par le nombre total de taxons et une sélection de taxons individuels (comme les Ephéméroptères, Trichoptères, Diptères, Gastéropodes, Hirudinées, Oligochètes), appelées métriques (Willsie, 1994). Appliqué dans le cadre d'une étude sur les communautés benthiques du lac Saint-François (Pinel-Alloul *et al.*, 1991, 1996), l'indice montre des variations significatives de certaines métriques (Trichoptères, Diptères, tolérance des individus) en fonction de quelques paramètres de contamination de l'eau (métaux) et des sédiments (métaux, HAP), de la taille des particules sédimentaires et de quelques variables physico-chimiques (conductivité, Ptot) et biologiques (types de macrophytes). Toutefois, l'échelle spatiale de l'étude englobe trop de sources différentes de perturbations et un trop grand nombre de variables (par exemple la présence ou l'absence d'herbiers, les types de substrats, la texture des sédiments, la profondeur) pour expliquer clairement la variation de l'ICI en fonction des concentrations de polluants dans le

milieu. De plus, l'absence d'une différence marquée de la pollution contribue à la difficulté d'interprétation des résultats en augmentant l'incertitude quant à l'importance relative des causes (Pinel-Alloul *et al.*, 1991, 1996).

Ce type d'étude à grande échelle semble donc peu concluante pour expliquer les variations de structure des communautés benthiques en milieu perturbé. De plus, l'absence d'un contraste marqué des conditions environnementales ne contribue pas à l'évaluation précise de la performance de l'indice ICI, d'où la nécessité d'une approche plus ciblée à une échelle locale plus fine. La présente étude circonscrit l'analyse des communautés benthiques autour d'une unique source présumée de perturbation, la rivière Saint-Louis, contaminée à son embouchure. Par ailleurs, la structure des communautés benthiques variant de façon saisonnière (Ferraris, 1984) et cette variation pouvant influencer le choix des analyses et(ou) la période d'échantillonnage (Barton, 1989), deux campagnes d'échantillonnage ont été effectuées à des périodes différentes de l'année.

La présente étude vise principalement à *a)* comparer la structure des communautés benthiques situées en amont et en aval de la rivière Saint-Louis, qui est contaminée et qui est reconnue comme source de pollution au fleuve Saint-Laurent (Roy, 1982; Moulins, 1983); *b)* évaluer la capacité de l'indice ICI à traduire les différences probables amont-aval dans la structure des communautés; *c)* identifier les espèces (ou taxons) potentiellement indicatrices des conditions environnementales en amont et en aval de la source de perturbation; et *d)* identifier les principales variables physico-chimiques du milieu susceptibles d'expliquer les différences spatiales et temporelles observées dans la structure des communautés benthiques. Nous tenterons accessoirement d'évaluer aussi l'importance relative des variations temporelles des communautés par rapport aux variations spatiales entre les deux milieux (amont et aval).

## 2 Matériel et méthodes

### 2.1 SITES ET STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE

L'étude a été réalisée dans le secteur de Beauharnois, au lac Saint-Louis où les sédiments sont contaminés par les eaux de la rivière Saint-Louis (Carignan et Alves, 1978; Sérodes, 1978; Jarry *et al.*, 1985; Champoux et Sloterdijk, 1988; Entraco, 1989). Quatre stations d'échantillonnage ont été réparties comme suit : deux en amont et deux en aval de l'embouchure du tributaire (rivière Saint-Louis) (figure 1). Toutes les stations étaient situées à 6 m de profondeur sur des substrats meubles et libres de macrophytes et d'aggrégats de bivalves unionidés.

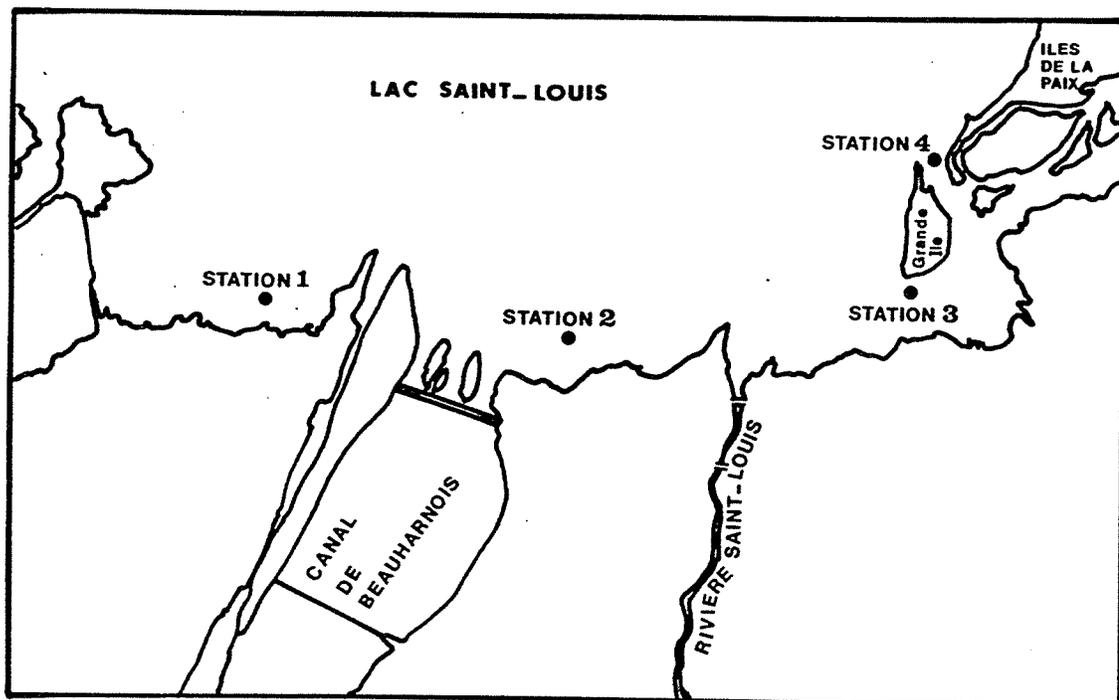


Figure 1 Localisation des stations

Deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées entre le 22 et le 25 juillet 1991 et entre le 23 et le 26 septembre 1991. Ces périodes ont été choisies d'après les résultats d'une étude préliminaire sur la variabilité saisonnière de l'indice ICI dans les eaux du Saint-Laurent (Willsie, 1993).

L'approche expérimentale de type amont-aval utilisée ici présume des conditions similaires aux deux stations de chacun des deux groupes (amont-aval) et sont donc considérées comme des duplicats. On doit cependant émettre ici une mise en garde sur la possibilité de «pseudoréplication» définie par Hurlbert (1984) où des différences spatiales peuvent exister même en l'absence de perturbation reconnue.

## 2.2 VARIABLES PHYSICO-CHIMIQUES

Des mesures *in situ* de température, pH, oxygène dissous, conductivité, lumière et transparence de l'eau ont été effectuées à chaque station au cours de chaque période d'échantillonnage (tableau 1). Les mesures ont été faites à trois profondeurs (0,5, 1,0 et 6,0 m), alors que la vitesse du courant a été mesurée à 0,5 m seulement.

**Tableau 1**  
**Appareils de mesure utilisés *in situ* pour l'enregistrement des variables physico-chimiques de l'eau**

Variables	Appareils de mesure	Précision
Température	Sonde de température sur le pH-mètre Fisher, modèle Accumet 955	+/- 5 °C
pH	pH-mètre Fisher, modèle Accumet 955 avec électrode Ag/AgCl standard	+/- 0,01 pH
Oxygène dissous (mg/L)	Oxymètre YSI, modèle 54A; sonde YSI modèle 5720A	+/- 1 %
Conductivité (µS/cm)	Conductivimètre YSI, modèle 33	+/- 2,5 % à 500 µS/cm; +/- 3,0 % à 250 µS/cm; capteur: +/- 0,2 % à 10 °C
Intensité lumineuse irradiante (µmol/s/m <sup>2</sup> )	Quantimètre LI-COR, modèle LI-185B; capteur terrestre : LI-190SB; capteur plan subaquatique LI-192SB	Quantimètre : +/- 1 % (0 à 55 °C); capteur terrestre : +/- 1 % jusqu'à 10 000 µmol/s/ m <sup>2</sup> ; capteur subaquatique : idem
Transparence	Disque de Secchi de 20 cm de diamètre	
Vitesse du courant	Courantomètre Montedoro-Whitney, modèle PVM-2A	+/- 1 %

Un échantillon d'eau a été prélevé à 1 m de profondeur à chaque station à l'aide d'une bouteille Kemmerer (8 L), puis fractionné en plusieurs sous-échantillons pour les différentes analyses (tableau 2) qui ont été aussitôt préservés selon les modalités des protocoles d'analyses et maintenus à environ 4 °C dans une glacière avec de la glace jusqu'au retour au laboratoire. Aucun duplicat d'échantillon n'a été prélevé. Les analyses ont été effectuées au laboratoire du Centre Saint-Laurent, selon les protocoles d'Environnement Canada. Les analyses incluaient des tests physiques et le dosage des métaux-traces, du mercure, du carbone organique total, du carbone organique particulaire, du phosphore total et de l'azote ammoniacal (tableau 2).

**Tableau 2**  
**Références des protocoles de laboratoire utilisés pour l'analyse de l'eau**

Variable	Code ou description du protocole	Référence bibliographique
pH	NAQUADAT 10301	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
Conductivité spécifique	NAQUADAT 02041	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
Turbidité	NAQUADAT 02073	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
Couleur vraie	NAQUADAT 02019	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
MSNF	NAQUADAT 10401	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
Solides dissous	NAQUADAT 01045	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
Alcalinité totale	NAQUADAT 10101	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
Dureté totale	NAQUADAT 10603	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
Azote ammoniacal	NAQUADAT 07555	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
N-NO <sub>2</sub> -NO <sub>3</sub>	NAQUADAT 07112	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
P total	NAQUADAT 15411	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
Ca	NAQUADAT 20111	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
Mg	NAQUADAT 12111	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
Na	NAQUADAT 11111	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
K	NAQUADAT 19102	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	NAQUADAT 16306	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
Cl <sup>-</sup>	NAQUADAT 17206	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
C.O.T.	NAQUADAT 06010	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
C.O.P.	NAQUADAT 06902	<i>Analytical Methods Manual</i> (1979)
Hg	3500-Hg-B. Méthode d'absorption atomique sous vapeur froide	<i>Standard Methods for the Examination of waste and wastewater</i> (1989)
Fe	3500-Fe-C. Méthode de spectrométrie par émission au plasma	<i>Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater</i> (1989)
Cd	3500-Cd-C. Méthode de spectrométrie par émission au plasma	<i>Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater</i> (1989)
Mn	3500-Mn-C. Méthode de spectrométrie par émission au plasma	<i>Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater</i> (1989)

Variable	Code ou description du protocole	Référence bibliographique
Cr	3500-Cr-C. Méthode de spectrométrie par émission au plasma	<i>Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater</i> (1989)
Ni	3500-Ni-C. Méthode de spectrométrie par émission au plasma	<i>Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater</i> (1989)
Cu	3500-Cu-C. Méthode de spectrométrie par émission au plasma	<i>Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater</i> (1989)
Zn	3500-Zn-C. Méthode de spectrométrie par émission au plasma	<i>Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater</i> (1989)
V	3500-V-C. Méthode de spectrométrie par émission au plasma	<i>Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater</i> (1989)
Pb	3500-Pb-C. Méthode de spectrométrie par émission au plasma	<i>Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater</i> (1989)
Al	3500-Al-C. Méthode de spectrométrie par émission au plasma	<i>Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater</i> (1989)
Mo	3500-Mo-C. Méthode de spectrométrie par émission au plasma	<i>Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater</i> (1989)
Co	3500-Co-C. Méthode de spectrométrie par émission au plasma	<i>Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater</i> (1989)
Ba	3500-Ba-C. Méthode de spectrométrie par émission au plasma	<i>Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater</i> (1989)
Li	3500-Li-C. Méthode de spectrométrie par émission au plasma	<i>Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater</i> (1989)
Be	3500-Be-C. Méthode de spectrométrie par émission au plasma	<i>Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater</i> (1989)

## 2.3 CARACTÉRISATION DES SÉDIMENTS

### 2.3.1 Échantillonnage

Quatre carottes de sédiments ont été prélevées en plongée autonome à chaque station et durant chaque période d'échantillonnage. Les trois premiers centimètres de chaque carotte ont été extrudés, combinés et homogénéisés, puis fractionnés en plusieurs sous-unités d'échantillonnage pour les analyses. Ces fractions ont été placées dans des récipients conditionnés en vue des analyses de métaux lourds (rinçage à l'acide) et des contaminants organiques (rinçage à l'hexane). Les récipients ont été rapidement placés dans une glacière avec de la glace sèche, transportés au laboratoire et conservés au frais (environ 4 °C) jusqu'à l'analyse en laboratoire.

### 2.3.2 Analyses physico-chimiques

Les différents protocoles analytiques utilisés pour l'analyse des sédiments sont détaillés dans le rapport d'étude-pilote sur la caractérisation physico-chimique des sédiments du lac Saint-Louis (SNC-Procéan, 1992). Les analyses granulométriques des sédiments ont été effectuées au laboratoire de l'Institut national de recherche sur les eaux (INRE) de Burlington. Les sédiments ont été triés par classe de taille millimétrique ( $\Phi$ ) et par type (gravier, sable, limon, argile), et pesés. Les pourcentages et les percentiles du poids cumulé de chaque classe de taille ainsi que les pourcentages du poids des fractions granulométriques majeures (types de sédiments) ont été calculés. Le coefficient d'homogénéité de Trask (1930) a aussi été calculé :

$$So = (Q3/Q1)^{1/2}$$

où Q3 est le quartile correspondant à 75 % du poids cumulé des fractions granulométriques millimétriques obtenu à partir de la courbe cumulative, et Q1 est le quartile correspondant à 25 % du poids cumulé. Plus So tend vers 1, plus les sédiments sont homogènes alors que plus So tend vers 0, plus les sédiments sont hétérogènes. Le pourcentage en eau des sédiments a aussi été déterminé par différence des poids humide et sec.

Les concentrations de carbone total et de carbone organique ont été analysées par le laboratoire INRE de Burlington, alors que l'azote total Kjeldhal et ammoniacal, le phosphore total et inorganique et les métaux Al, Mn, Fe, Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Cd, Li, As, Se, et Hg ont été analysés par la firme Technitrol Eco. Dans le cas du mercure, les échantillons de juillet ont été analysés sur des sédiments humides, et les résultats sont exprimés sur une base de poids sec, en tenant compte du pourcentage d'eau. Les teneurs des sédiments en contaminants organiques, BPC (différents congénères), composés organochlorés, HAP, chlorophénols, chlorogaiacols, ont été déterminées par la firme Novalab.

## 2.4 CARACTÉRISATION DU BENTHOS

### 2.4.1 Récolte et analyse

Le benthos a été récolté à l'aide d'une benne Ponar opérée en plongée afin d'assurer le remplissage maximal de l'appareil à chaque prélèvement. À chaque site et à chaque période

d'échantillonnage, trois unités d'échantillonnage ont été prélevées et traitées séparément. Les zones occupées par des bivalves (Unionidés) étaient évitées afin de minimiser l'influence de ces organismes sur la structure de l'assemblage des autres invertébrés benthiques. Chaque prélèvement (ou unité d'échantillonnage) a été fractionné en deux sous-unités préservées à l'aide d'une solution de formaldéhyde à 10 % v/v dans des pots en verre de 1 L.

Les échantillons de benthos ont été traités par les Laboratoires SAB. Après avoir mesuré le volume de chaque sous-unité d'échantillonnage, une seule a été traitée au laboratoire, et l'autre, mise en réserve. Les fractions traitées ont été tamisées sur un tamis à mailles de 250  $\mu\text{m}$ . Certains groupes fauniques numériquement très importants (Ostracodes, Copépodes harpacticoïdes) ont fait l'objet d'un fractionnement lors du tri. Tous les organismes présents dans le refus de tamis ont été identifiés jusqu'à l'espèce lorsque possible, y compris les Ostracodes et les Copépodes harpacticoïdes. Les méthodes détaillées de préparation des échantillons, de tri et d'identification des organismes sont indiquées dans Jacquaz (1995). La richesse taxonomique (nombre d'espèces), la densité totale (exprimée en nombre d'individus/m<sup>2</sup>) ou partielle (sans les Cladocères, Ostracodes et Copépodes) et la dominance (importance relative d'un groupe ou d'un taxon par rapport à l'abondance totale) des grands groupes fauniques et de certains taxons ont été calculées. Les densités d'organismes ont été calculées en divisant l'abondance des organismes d'un échantillon par la surface unitaire de la benne, soit 0,0232 m<sup>2</sup> (Jacquaz, 1995).

#### **2.4.2 L'indice ICI et ses composantes**

Quinze métriques constituent l'indice ICI dont les deux composantes, I9A et I16, sont calculées et exprimées en pourcentage pour fin de comparaisons entre elles (Willsie, 1994). La valeur brute des métriques, leur cote et la valeur des composantes de l'indice ont été calculées d'après les seuils des cotes (tableau 3) établis par Willsie (1994). Une cote d'ordre croissant (0,2,4,6) est attribuée à chaque métrique selon le nombre de taxons que comprend cette métrique, ou selon la dominance d'un taxon donné. Ces mêmes cotes sont attribuées par ordre décroissant à la tolérance des individus (métrique M9A). La somme des cotes des neuf premières métriques constitue la valeur de la composante I9A (ICI9A). La somme des cotes de l'ensemble des 15

métriques constitue la valeur de la composante I16 (ICI16). Les métriques dont la valeur brute et la cote montrent des différences significatives uniquement sur le plan spatial ont été retenues pour interpréter les variations amont-aval de la structure des communautés benthiques.

**Tableau 3**  
**Seuils des quatre cotes de chaque métrique pour les composantes I9A**  
**(métriques M1 à M9A) et I16 (métriques M1 à M16)**

Métriques	Seuils			
	0	2	4	6
M1 : nombre total de taxons (N)	$N < 17^*$	$17 \leq N < 24$	$24 \leq N < 33$	$N \geq 33$
M2 : taxons - Éphéméroptères	$N = 0$	$N = 1$	$N = 2$	$N \geq 3$
M3 : taxons - Trichoptères	$N = 0$	$N = 1$	$N = 2$	$N \geq 3$
M4 : taxons - Diptères	$N = 0$ ou 1	$N = 2$ ou 3	$N = 4$ à 7	$N \geq 8$
M5 : individus - Éphéméroptères	$\% < 1$	$1 \leq \% < 3$	$3 \leq \% < 4$	$\% \geq 4$
M6 : individus - Trichoptères	$\% < 1$	$1 \leq \% < 2$	$2 \leq \% < 4$	$\% \geq 4$
M7 : individus - <i>Tanytarsini</i> sp.	$\% < 1$	$1 \leq \% < 2$	$2 \leq \% < 3$	$\% \geq 3$
M8 : individus - Autres diptères et invertébrés non insectes	$\% \geq 91$	$88 \leq \% < 91$	$85 \leq \% < 88$	$\% < 85$
M9A : individus tolérants	$\% \geq 63$	$42 \leq \% < 63$	$22 \leq \% < 42$	$\% < 22$
M11 : taxons - Gastéropodes	$N = 0$	$N = 1$ ou 2	$N = 3$ ou 4	$N \geq 5$
M12 : individus - Gastéropodes	$\% < 3$	$3 \leq \% < 10$	$10 \leq \% < 27$	$\% \geq 27$
M13 : taxons - Oligochètes	$N \geq 5$	$N = 3$ ou 4	$N = 2$	$N = 0$ ou 1
M14 : individus - Oligochètes	$\% \geq 32$	$11 \leq \% < 32$	$3 \leq \% < 11$	$\% < 3$
M15 : taxons - Hirudinées	$N \geq 3$	$N = 2$	$N = 1$	$N = 0$
M16 : individus - Hirudinées	$\% \geq 3$	$2 \leq \% < 3$	$1 \leq \% < 2$	$\% < 1$

\* Nombre de taxons.

### 2.4.3 Traitement des données

La stratégie d'échantillonnage étant du type à choix raisonné (Scherrer, 1984), des analyses non paramétriques (test U de Mann et Whitney; progiciel STATVIEW) ont été appliquées aux variables abiotiques (physico-chimie de l'eau et des sédiments), aux variables biotiques (richesse en taxons et densité des organismes) et aux éléments qui constituent l'indice ICI (métriques et composantes d'intégrité benthique). L'étude plus approfondie des données

biologiques et physico-chimiques a été réalisée à l'aide d'analyses multidimensionnelles à partir du progiciel CANOCO (ter Braak, 1988, 1989, 1990). Dans un premier temps, une analyse factorielle des correspondances a été effectuée à partir d'une matrice comprenant 128 taxons  $\times$  8 stations (4 en juillet et 4 en septembre), pour déterminer quels organismes caractérisaient significativement les diverses stations et périodes d'échantillonnage. Les trois sous-unités d'échantillonnage par station ont été combinées, et les données (densité de chaque taxon) ont été transformées ( $\log X + 1$ ). L'influence des espèces rares sur l'analyse statistique a été réduite avant le calcul des valeurs propres (option *downweighing of rare species* du progiciel CANOCO; ter Braak, 1988).

Dans un deuxième temps, trois analyses canoniques des correspondances (ACC) ont été effectuées à partir de trois matrices différentes de variables abiotiques, pour déterminer les variables physico-chimiques susceptibles d'expliquer les variations spatiales et temporelles de structure des communautés benthiques. La séparation en trois matrices de variables permet de réduire l'effet de colinéarité de certaines variables abiotiques entre elles. La première matrice comprend les données physico-chimiques de l'eau, les divers types de sédiments et leur classification selon le coefficient de Trask. La deuxième matrice comprend les données sur les contaminants (métaux lourds dans l'eau et les sédiments, contaminants organiques dans les sédiments). La troisième matrice comprend les données relatives aux différentes classes granulométriques des sédiments. Dans le cas des données sur les substances chimiques, les valeurs inférieures au seuil de détection ont été remplacées par des zéros dans les différentes matrices utilisées pour les analyses canoniques.

Un test de permutation de Monte Carlo (ter Braak, 1988, 1990) a permis de vérifier si les axes canoniques de l'ensemble des analyses étaient significatifs. Un processus de sélection des variables explicatives avec pas en avant (*forward selection*, CANOCO) a été appliqué afin de déterminer les variables abiotiques significativement associées aux axes canoniques. Cette approche ressemble à celle utilisée par Barbour *et al.* (1992) pour déterminer les métriques benthiques qui discriminent significativement les groupes de stations de benthos de différentes écorégions.

## 3 Résultats

### 3.1 PHYSICO-CHIMIE DE L'EAU : VARIABILITÉ SPATIO-TEMPORELLE

Parmi l'ensemble des paramètres mesurés à chaque station durant chaque période d'échantillonnage (voir les résultats aux annexes 1 à 3), les paramètres suivants présentaient une différence spatiale amont-aval significative ( $p < 0,05$ ; valeurs de Z comprises entre -2,021 et -2,309, test U de Mann-Whitney) : oxygène dissous, turbidité, Al, Fe et coefficient d'extinction de la lumière. Tous ces paramètres indiquent des valeurs significativement plus élevées en aval (figure 2).

Sur le plan temporel, les paramètres suivants différaient significativement ( $p < 0,05$ ; valeurs de Z comprises entre -1,199 et -2,323) entre juillet et septembre 1991 : température, conductivité (-1 m), matières dissoutes (composés organiques), P total, Ca, Na, sulfates et carbone total particulaire. Exception faite du carbone total particulaire, les valeurs de ces paramètres étaient plus faibles en septembre qu'en juillet (figure 2, annexe 3). L'ampleur des variations temporelles était plus faible que celle des variations spatiales.

### 3.2 PHYSICO-CHIMIE DES SÉDIMENTS : VARIABILITÉ SPATIO-TEMPORELLE

Parmi l'ensemble des paramètres mesurés dans les sédiments à chaque station durant chaque période d'échantillonnage (voir les résultats aux annexes 4 à 8), les paramètres suivants présentaient une différence amont-aval significative ( $p < 0,05$ ; valeurs de Z comprises entre -2,021 et -2,460, test U de Mann-Whitney) : classes de tailles granulométriques 4,5, 5, 8, 8,5 et 9 (seules les deux premières classes indiquaient des valeurs plus grandes en aval, annexe 4), So (coefficient de classement de Trask) avec des valeurs plus petites en aval (annexe 5). Les substances inorganiques (Mn, Cu, Zn, Pb, Cd, P total, P inorganique) et organiques (BPC-118, BPC-128, BPC-138, BPC-153, BPC-156, pentachlorophénol (PCP) présentaient des teneurs plus faibles aux stations situées en aval de l'embouchure de la rivière Saint-Louis (figure 3, annexe 8). L'amplitude des variations spatiales était plus importante que celles des variations temporelles.

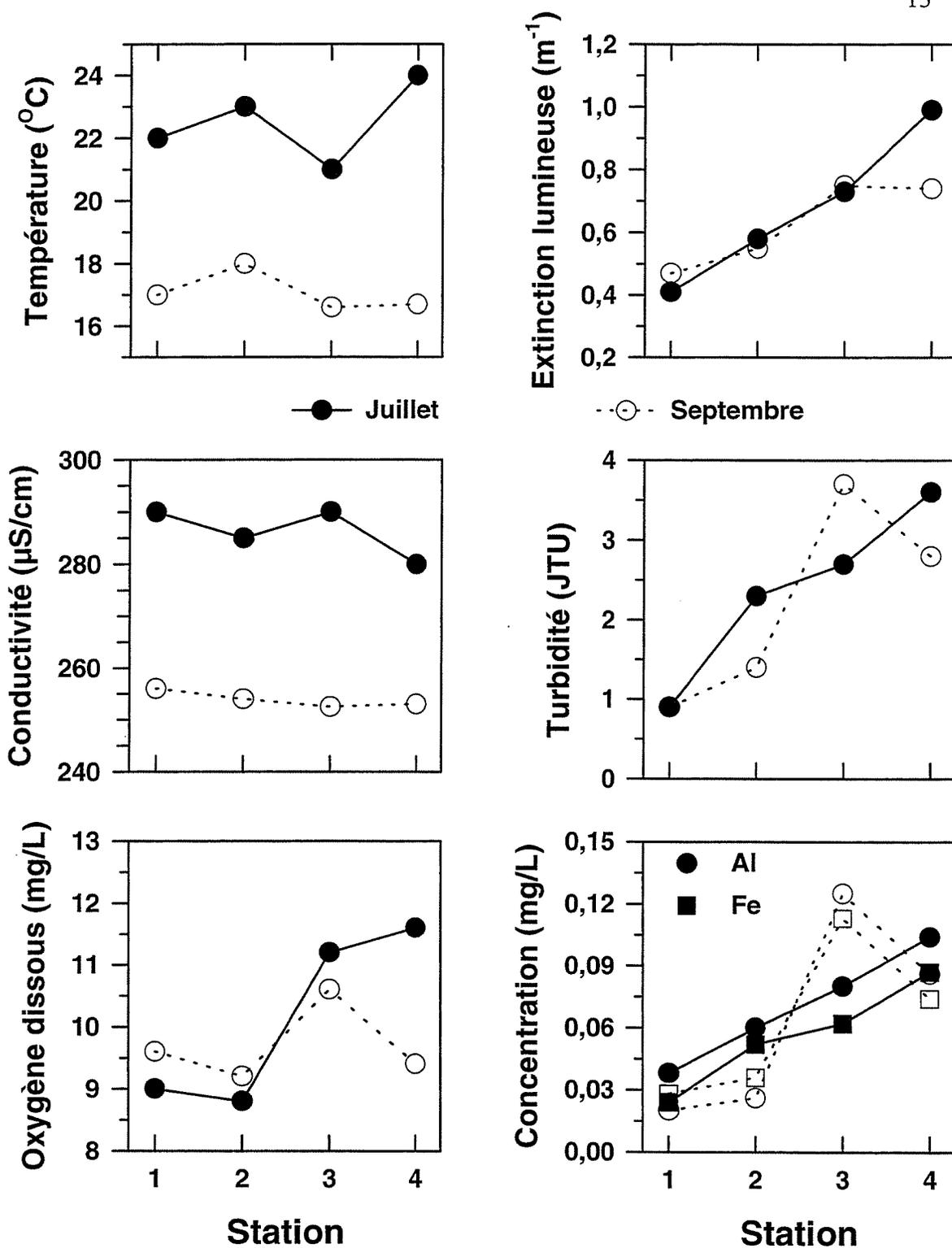


Figure 2 Variations spatio-temporelles significatives de quelques variables physico-chimiques de l'eau

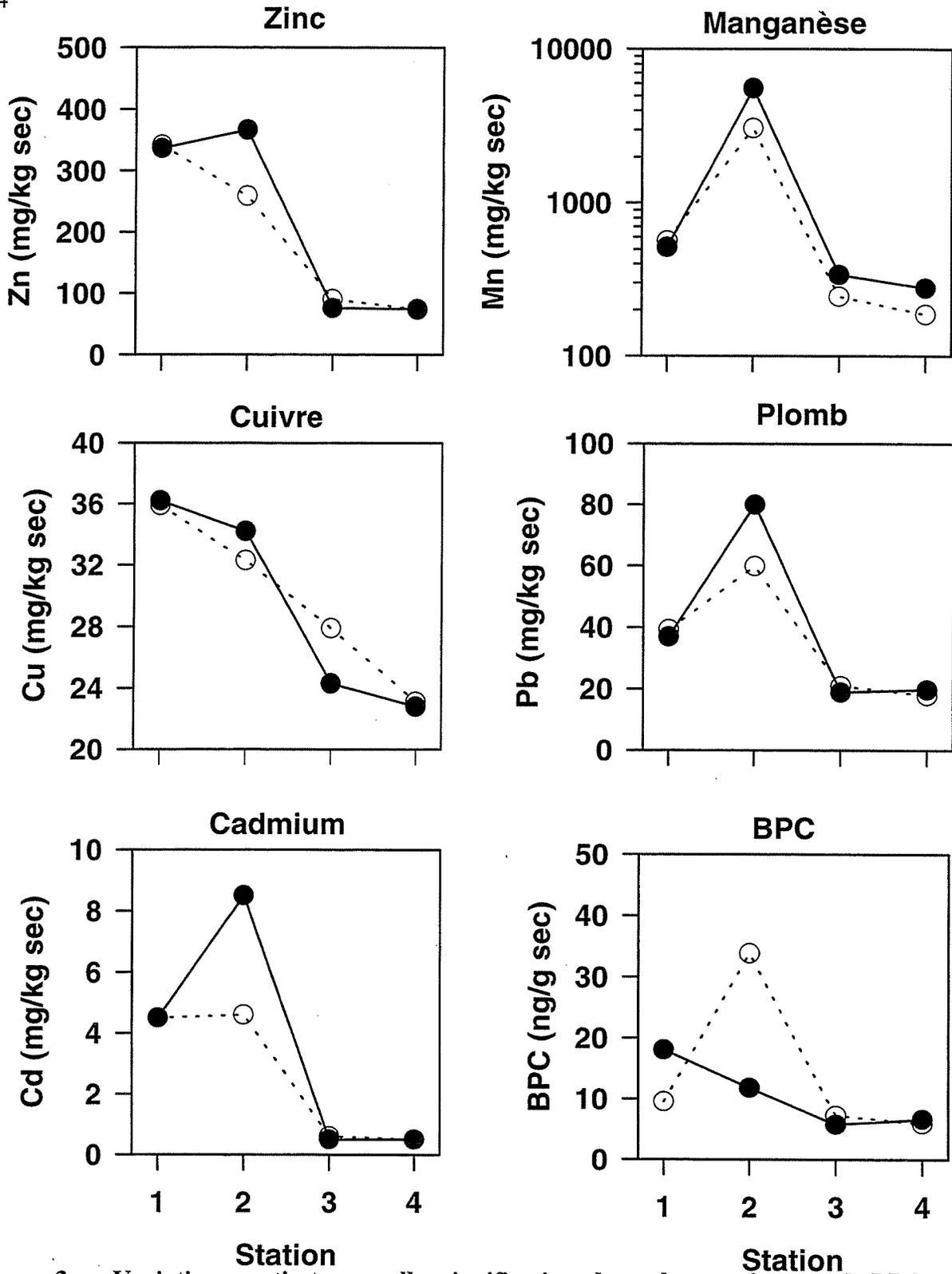


Figure 3 Variations spatio-temporelles significatives de quelques métaux et de BPC (somme de sept congénères) dans les sédiments

Sur le plan temporel, les paramètres suivants différaient significativement ( $p < 0,05$ ; valeurs de  $Z$  comprises entre -1,984 et -2,366) entre juillet et septembre 1991 : classe de tailles granulométriques 7 (pourcentages cumulés plus faibles en septembre, annexe 11), Li,  $p,p'$ -DDE, Mirex et atrazine, avec des valeurs plus fortes en septembre (annexe 8).

### **3.3 LA FAUNE BENTHIQUE : STRUCTURE ET VARIABILITÉ SPATIO-TEMPORELLE**

Cinq groupes principaux d'organismes constituaient l'essentiel de la communauté d'invertébrés par leur densité (individus/m<sup>2</sup>) et leur richesse (nombre de taxons): les Crustacés (Cladocères, Ostracodes et Copépodes), les Nématodes, les Annélides (surtout les Oligochètes), les Mollusques (Gastéropodes et Pélécytopodes) et les Insectes (surtout les Diptères); les quatre derniers groupes sont des groupes strictement benthiques (voir les données aux annexes 9 et 10). Les Crustacés, qui regroupent des organismes benthiques et pélagiques, dominaient numériquement et représentaient 65 à 94 % de la densité totale (tous les organismes) selon les stations et les périodes d'échantillonnage (annexe 9). La densité totale ne différait pas significativement entre les stations amont et aval et entre juillet et septembre, alors que la dominance (abondance relative) de la majorité des groupes d'organismes pris séparément différait significativement entre les sites et(ou) selon les saisons (tableau 4).

La communauté strictement benthique (excluant les Cladocères, Ostracodes et Copépodes) était composée en moyenne de 13 à 32 taxons selon les stations et périodes d'échantillonnage (annexe 9). La richesse en taxons était significativement ( $Z = -3,475$ ,  $p < 0,001$ ) plus élevée en amont qu'en aval (figure 4, tableau 4), mais ne montrait aucune différence significative entre juillet et septembre 1991. La densité moyenne variait de 21 284 à 73 686 individus/m<sup>2</sup> selon les stations et périodes d'échantillonnage. Elle était significativement plus élevée en septembre ( $Z = -2,425$ ,  $p = 0,015$ , tableau 4), mais ne montrait aucune différence significative sur le plan spatial.

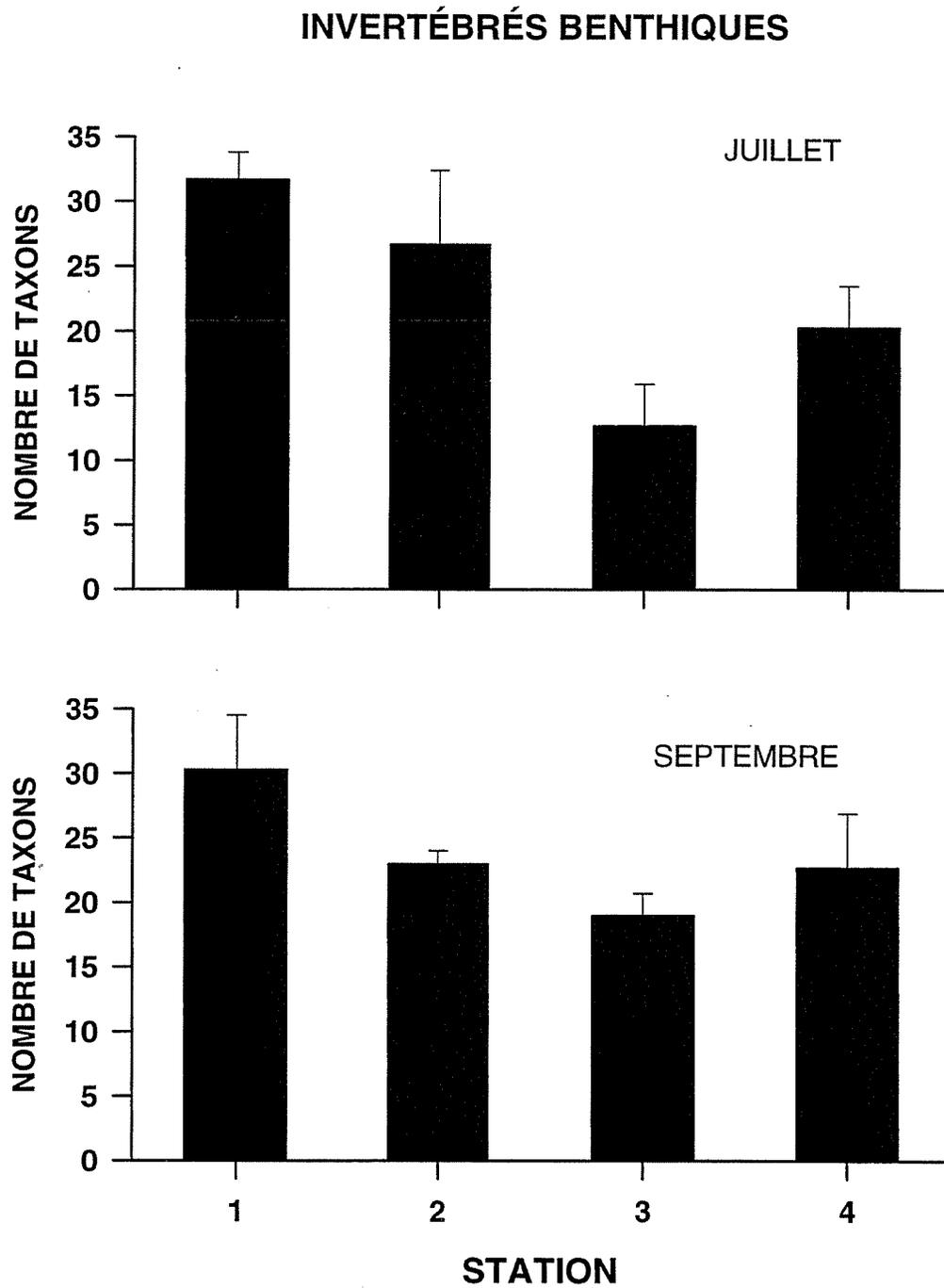
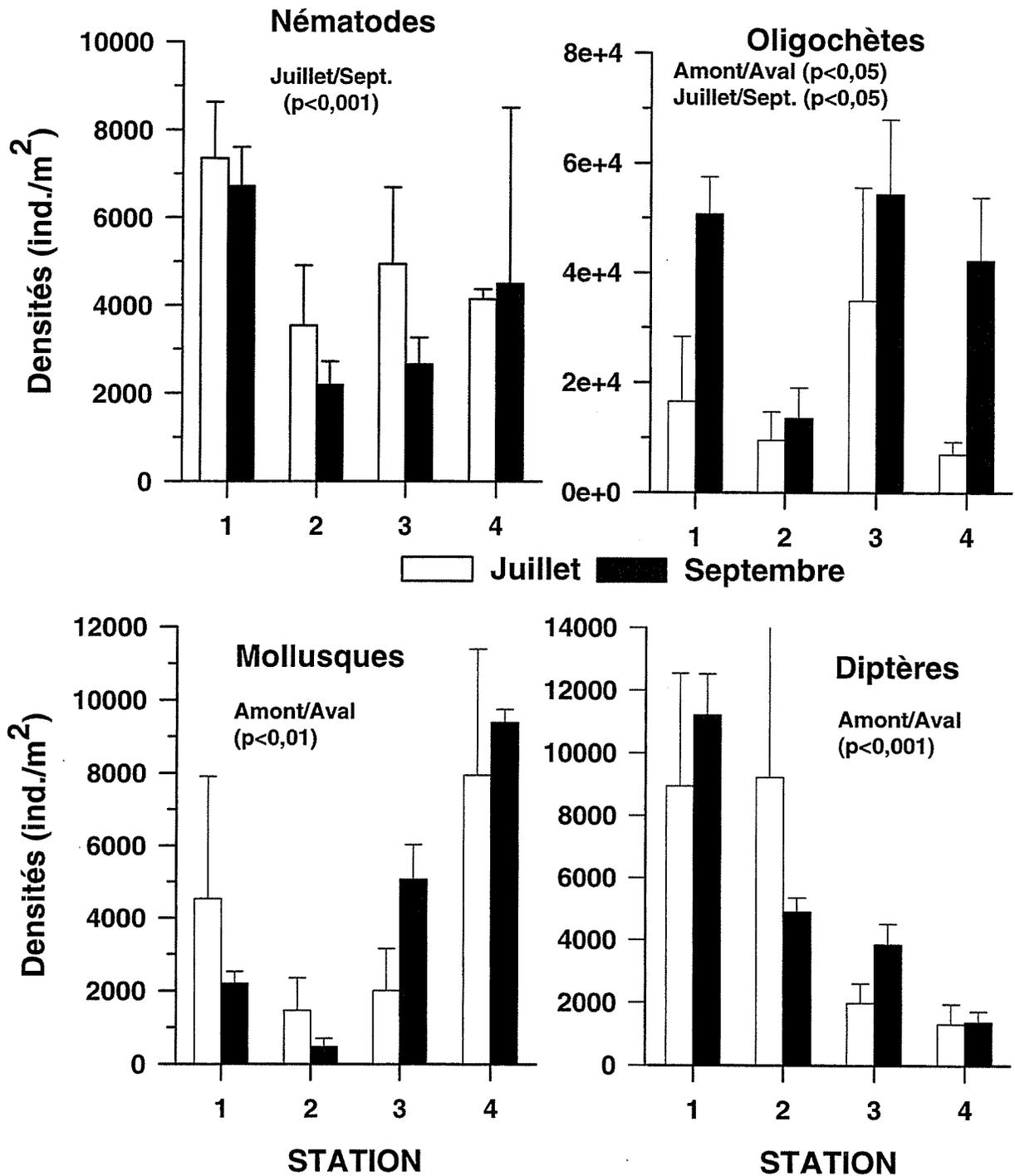


Figure 4 Nombre moyen ( $\pm$  écart-type) des taxons aux stations amont et aval en juillet et septembre 1991

Parmi les principaux groupes d'organismes strictement benthiques, les Oligochètes dominaient numériquement et représentaient 32,7 à 80,3 % de la densité de la faune benthique selon les stations et les saisons. Les autres groupes suivaient avec des pourcentages de dominance variant entre 4,0 % et 21,3 % pour les Nématodes, entre 3,0 % et 36,5 % pour les Mollusques, et entre 2,4 % et 35,2 % pour les Diptères, selon les stations et les saisons. La densité et la dominance de certains de ces groupes d'organismes différaient significativement entre les stations amont et aval et(ou) entre juillet et septembre (figure 5, tableau 4).

**Tableau 4**  
**Résultats des tests U de Mann et Whitney sur les différences spatiales et temporelles de différents paramètres de la structure des communautés macrobenthiques**

	Différence amont-aval		Différence juillet-septembre	
	Z	Probabilité	Z	Probabilité
Nombre total de taxons	- 3,475	< <u>0.001</u>	- 0,232	0,82
Densité partielle	- 0,866	0,38	- 2,425	<u>0.01</u>
Densité totale	- 0,635	0,52	- 0,289	0,77
Plathelminthes	- 2,121	<u>0.03</u>	- 0,581	0,56
Nématodes	- 1,155	0,25	- 3,811	< <u>0.001</u>
Gastéropodes	- 1,590	0,11	- 1,995	<u>0.04</u>
Bivalves	- 3,841	< <u>0.001</u>	- 0,693	0,49
<i>Pisidium spp.</i>	- 3,985	< <u>0.001</u>	- 0,289	0,77
Polychètes	- 3,021	<u>0.002</u>	- 2,302	<u>0.02</u>
Oligochètes	- 2,079	<u>0.04</u>	- 2,483	<u>0.01</u>
Tubificidés	- 2,021	<u>0.04</u>	- 2,425	<u>0.01</u>
Hirudinées	- 0,090	0,93	- 2,409	<u>0.02</u>
Hydracariens	- 0,669	0,50	- 0,204	0,84
(Cladocères + Ostracodes + Copépodes)	0,953	0,34	- 2,138	<u>0.03</u>
Cladocères	- 2,955	<u>0.003</u>	- 0,448	0,65
Ostracodes	- 2,282	<u>0.02</u>	- 0,578	0,56
Copépodes	- 1,530	0,13	- 1,819	0,07
<i>Canthocamptus robertcokeri</i>	- 1,732	0,08	- 1,646	0,10
(Isopodes + Amphipodes)	- 0,777	0,47	- 0,090	0,93
Isopodes	- 1,808	0,07	- 0,703	0,48
Amphipodes	- 0,777	0,44	- 0,090	0,93
Insectes	- 4,157	<u>0.001</u>	- 1,270	0,20
Trichoptères	- 4,372	<u>0.001</u>	- 0,698	0,48
Diptères	- 4,157	<u>0.001</u>	- 1,270	0,20
Chironomides	- 4,157	<u>0.001</u>	- 1,097	0,27



Remarque. - Les différences significatives entre stations et(ou) entre saisons sont indiquées pour chaque groupe d'organismes.

Figure 5 Densité moyenne ( $\pm$  écart-type) des principaux groupes d'invertébrés benthiques aux stations amont et aval en juillet et septembre 1991

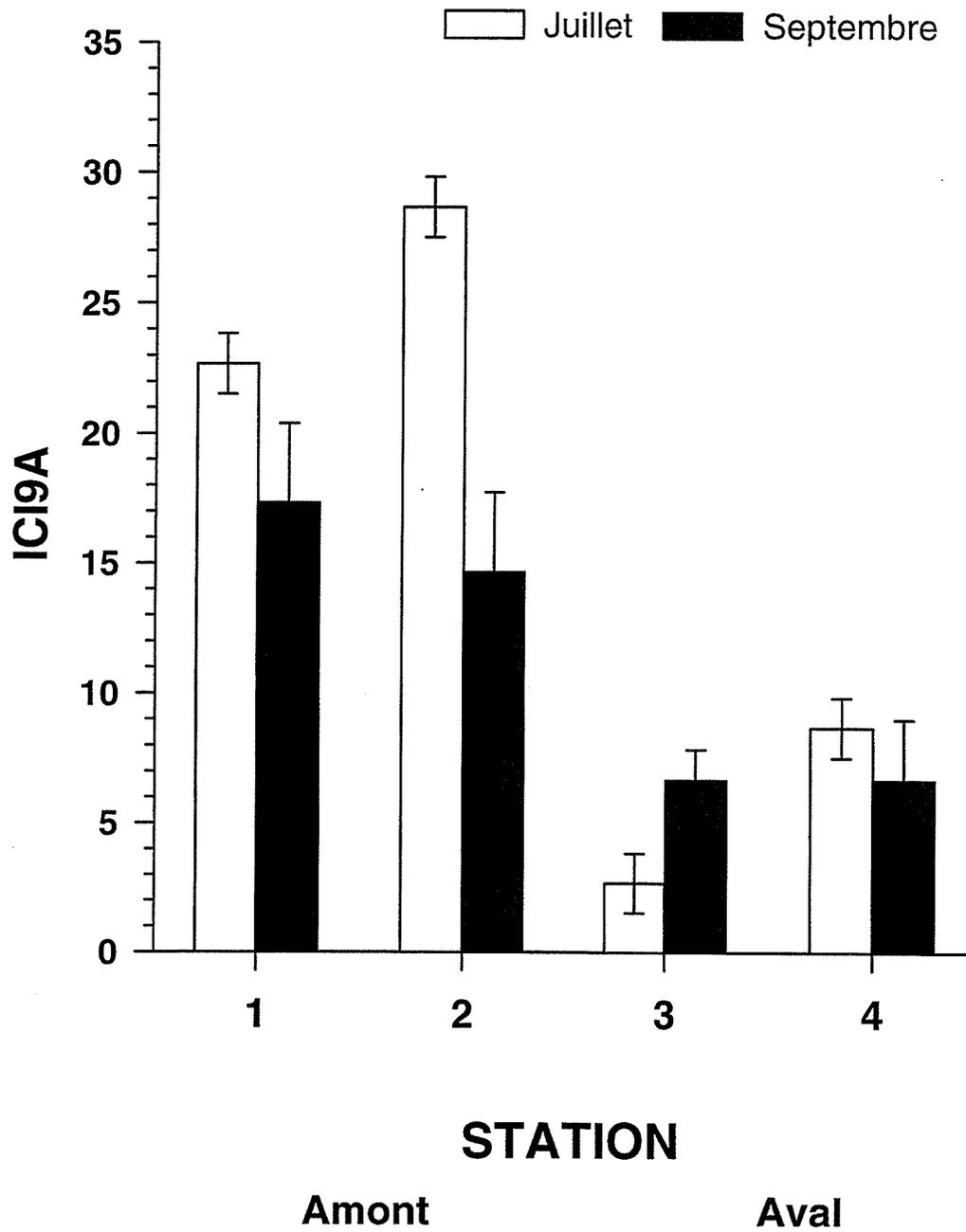
### 3.4 L'indice ICI et ses composantes

Les composantes I9A et I16 indiquent une différence très hautement significative ( $p < 0,001$ ) dans la structure des communautés benthiques ( $Z = -4,182$  et  $Z = -4,153$  respectivement) de part et d'autre de l'embouchure de la rivière Saint-Louis. Les valeurs des composantes I9A et I16 sont plus élevées en amont qu'en aval, autant en juillet qu'en septembre (figure 6, tableau 5). Les métriques M1 (nombre total de taxons), M3 (nombre de taxons de Trichoptères), M4 (nombre de taxons de Diptères), M6 (abondance relative des Trichoptères), M7 (abondance relative des Chironomides *Tanytarsini*) et M11 (nombre de taxons de Gastéropodes) montrent des différences significatives amont-aval dans leurs valeurs brutes et leurs cotes (tableaux 5 et 6). Les valeurs sont toutes plus élevées en amont qu'en aval, autant en juillet qu'en septembre.

**Tableau 5**  
**Résultats des tests U de Mann et Whitney sur les différences amont-aval des métriques (données brutes et cotes) et des composantes I9A et I16 de l'indice ICI**

Métrique	Données brutes		Cotes	
	Z	Probabilité	Z	Probabilité
M1 : nombre total de taxons (N)	- 3,475	< <u>0.001</u>	- 2,751	<u>0.006</u>
M2 : taxons - Éphéméroptères	- 1	0,32	- 1	0,32
M3 : taxons - Trichoptères	- 4,375	< <u>0.001</u>	- 4,378	< <u>0.001</u>
M4 : taxons - Diptères	- 4,179	< <u>0.001</u>	- 4,55	< <u>0.001</u>
M5 : individus - Éphéméroptères	- 1	0,32		
M6 : individus - Trichoptères	- 4,372	< <u>0.001</u>	- 3,03	<u>0.002</u>
M7 : individus - <i>Tanytarsini</i> sp.	- 4,012	< <u>0.001</u>	- 2,744	<u>0.006</u>
M8 : individus - autres diptères et invertébrés non insectes	- 4,372	< <u>0.001</u>	- 1,813	0,07
M9A : individus tolérants	- 2,021	<u>0.04</u>	- 1,452	0,15
M11 : taxons - Gastéropodes	- 2,664	<u>0.01</u>	- 2,389	<u>0.02</u>
M12 : individus - Gastéropodes	- 1,590	0,11	- 0,413	0,68
M13 : taxons - Oligochètes	- 1,907	0,05	- 1,852	0,06
M14 : individus - Oligochètes	- 2,079	<u>0.04</u>	0,0	> 0,99
M15 : taxons - Hirudinées	- 0,438	0,66	- 0,438	0,66
M16 : individus - Hirudinées	- 0,090	0,93	- 2,135	<u>0.03</u>
<b>I9A %</b>			<b>- 4,182</b>	<b>&lt; 0.001</b>
<b>I16 %</b>			<b>- 4,153</b>	<b>&lt; 0.001</b>

Remarque.- Calcul de Z corrigé pour les *ex aequo* ( $n = 12$ ).



**Figure 6** Valeurs brutes des composantes I9A de l'indice ICI aux stations amont et aval en juillet et septembre 1991

**Tableau 6**  
**Résultats des tests U de Mann et Whitney sur les différences entre juillet et septembre des métriques (données brutes et cotes) et des composantes I9A et I16 de l'indice ICI**

Métriques	Données brutes		Cotes	
	Z	Probabilité	Z	Probabilité
M1 : nombre total de taxons (N)	- 0,232	0,82	- 0,367	0,72
M2 : taxons - Éphéméroptères	- 1	0,32	- 1	0,32
M3 : taxons - Trichoptères	- 0,678	0,50	- 0,678	0,50
M4 : taxons - Diptères	- 0,261	0,79	- 0,379	0,70
M5 : individus - Éphéméroptères	- 1	0,32		
M6 : individus - Trichoptères	- 0,698	0,49	- 1,515	0,13
M7 : individus - <i>Tanytarsini</i> sp.	- 1,111	0,27	- 2,744	<u>0,006</u>
M8 : individus - autres diptères et invertébrés non insectes	- 0,911	0,36	- 1,813	0,07
M9A : individus tolérants	- 2,54	<u>0,01</u>	- 3,234	<u>0,001</u>
M11 : taxons - Gastéropodes	- 1,569	0,12	- 1,582	0,11
M12 : individus - Gastéropodes	- 1,995	<u>0,04</u>	- 2,064	<u>0,04</u>
M13 : taxons - Oligochètes	- 2,712	<u>0,007</u>	- 2,502	<u>0,01</u>
M14 : individus - Oligochètes	- 2,483	<u>0,01</u>	- 1,446	0,15
M15 : taxons - Hirudinées	- 1,689	0,09	- 1,689	0,09
M16 : individus - Hirudinées	- 2,409	<u>0,02</u>	- 2,135	<u>0,03</u>
<b>I9A %</b>			<b>- 0,900</b>	<b>0,37</b>
<b>I16 %</b>			<b>- 0,871</b>	<b>0,38</b>

Remarque.- Calcul de Z corrigé pour les *ex aequo* ( $n = 12$ ).

### 3.5 ESPÈCES CARACTÉRISTIQUES DES STATIONS

L'analyse des correspondances appliquée aux densités des organismes strictement benthiques met en évidence les principales espèces qui déterminent les différences spatiales et temporelles entre les communautés (figure 7). Les stations amont en juillet (1J et 2J) et en septembre (1S et 2S), les stations aval en juillet (3J et 4J) et en septembre (3S et 4S), et les espèces caractéristiques de ces stations sont représentées dans l'espace réduit des deux premiers axes (seuls ces deux axes principaux sont significatifs; test de Monte Carlo). L'axe I ( $p = 0,01$ ) explique 29,3 % de la variation totale et peut être associé à un gradient spatial. Les stations amont 1J, 1S et 2J, 2S sont situées dans la partie négative de cet axe, alors que les stations aval 3J, 3S et 4J, 4S sont situées dans la partie positive. L'axe II ( $p = 0,02$ ) explique 20,6 % de la variation totale et peut être associé à un gradient temporel. Les stations amont-aval en juillet 1J, 2J, 3J et 4J

se situent dans la partie négative de cet axe, alors que ces mêmes stations en septembre (1S, 2S, 3S et 4S) se situent dans la partie positive. Les différences temporelles dans la densité du benthos apparaissent plus fortes en amont qu'en aval, comme l'indique la distance dans l'espace réduit des deux premiers axes entre les stations amont en juillet et septembre par rapport aux stations aval durant ces mêmes périodes (figure 7).

Les espèces qui contribuent significativement à la formation de l'axe I sont les Bivalves *Pisidium amnicum* et *Pisidium variable*, les Oligochètes *Spirosperma ferox* et *Quistadrilus multisetosus*, et les Diptères Ceratopogonidés *Malochohelea sp.* (immatures, stade IV) et Chironomides *Chironomus (Ch.) plumosus*. Ces espèces apparaissent dans la portion positive de l'axe I, caractérisant ainsi les stations situées en aval (stations 3 et 4, juillet et septembre). Les espèces significativement associées à la portion négative de cet axe sont le Gastéropode *Valvata tricarinata*, les Oligochètes *Aulodrilus limnobius* et *Specaria josinae*, le Trichoptère *Philocentropus sp.* et le Diptère Chironomide *Dicrotendipes modestus*. Ces espèces caractérisent les stations situées en amont (stations 1 et 2, juillet et septembre). Seulement deux espèces contribuent significativement à la formation de l'axe II : le Diptère Chironomide *Pseudochironomus fulviventris* et le Trichoptère *Oecetis inconspiva*. Ces espèces caractérisent les stations aval en septembre.

Les espèces associées à l'axe I présentent toutes des différences significatives de densité (test U de Mann et Whitney) entre les stations amont-aval et ne varient pas significativement dans le temps, sauf l'Oligochète Tubificidé *Quistadrilus multisetosus* qui présente des densités significativement différentes dans les deux cas (tableau 7). Les deux espèces du genre *Pisidium* (*P. amnicum* et *P. variable*), l'Oligochète *Spirosperma ferox* et le Chironomide *Chironomus (Ch.) plumosus* sont absents des stations amont.

À l'opposé des espèces précédentes, le Gastéropode *Valvata tricarinata*, les Oligochètes *Specaria josinae* (Naididae) et *Aulodrilus limnobius* (Tubificidae), les Insectes *Philocentropus sp.* (Trichoptère) et *Dicrotendipes modestus* (Diptère Chironomide) sont absents aux stations aval.

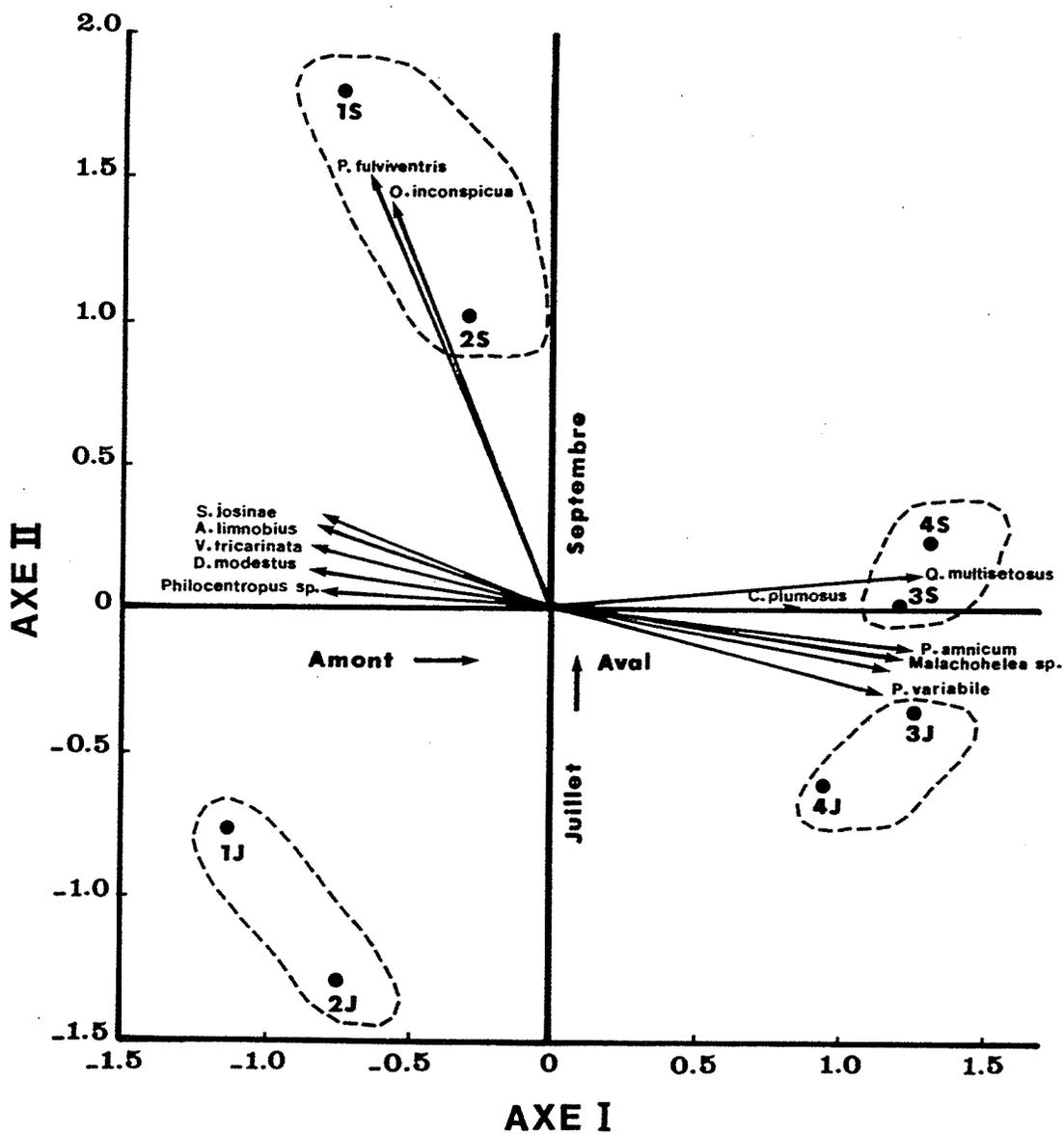


Figure 7 Position, dans l'espace réduit, des stations 1 à 4 et des espèces associées significativement aux deux premiers axes de l'analyse des correspondances pour juillet (J) et septembre (S) en 1991

**Tableau 7**  
**Résultats des tests U de Mann et Whitney sur les différences spatiales (amont-aval)**  
**et temporelles (juillet-septembre) des densités des taxons contribuant significativement**  
**à la formation de l'axe I dans l'analyse des correspondances**

Taxon	Différence amont-aval		Différence juillet-septembre	
	Z	Probabilité	Z	Probabilité
<i>Valvata tricarinata</i>	- 3,302	0,001	0	1
<i>Pisidium amnicum</i>	- 4,442	0,0001	- 0,062	0,95
<i>Pisidium variable</i>	- 3,019	0,0025	- 0,863	0,39
<i>Specaria josinae</i>	- 3,585	0,0003	- 0,365	0,71
<i>Spirosperma ferox</i>	- 3,584	0,0003	- 0,597	0,55
<i>Aulodrilus limnobius</i>	- 4,442	0,0001	- 0,494	0,62
<i>Quistadrilus multisetosus</i>	- 2,134	0,03	- 2,134	0,03
<i>Mallochohelea sp. immature IV</i>	- 2,733	0,006	- 0,759	0,45
<i>Chironomus (Ch.) plumosus</i>	- 3,321	0,0009	- 0,258	0,79
<i>Philocentropus sp.</i>	- 4,153	0,0001	- 1,322	0,19
<i>Dicrotendipes modestus</i>	- 3,868	0,0001	- 0,548	0,58

Remarque.- Calcul de Z corrigé pour les *ex aequo* ( $n = 12$ ).

### 3.6 RELATION ENTRE VARIABLES ABIOTIQUES ET COMMUNAUTÉS BENTHIQUES

Les analyses canoniques de correspondance effectuées à partir des données physico-chimiques de l'eau et des sédiments (incluant les contaminants dans ces deux compartiments et la granulométrie) indiquent que les teneurs en Al et Fe, la turbidité et l'extinction lumineuse dans l'eau sont significativement plus élevées en aval, alors que le Cu, le Zn, le Cd, le BPC-156, le PCP, le P-total, le P-inorganique et le coefficient de classement Trask dans les sédiments montrent des valeurs significativement plus élevées en amont (annexes 13, 14 et 15). Les variables physico-chimiques susceptibles d'expliquer les variations temporelles dans la structure des communautés n'ont pu être dégagées avec ces analyses.

## 4 Discussion

L'étude a mis en évidence des différences significatives dans la structure (richesse en taxons et abondance relative) des communautés d'invertébrés benthiques, tant sur le plan spatial (amont-aval) que sur le plan temporel (juillet-septembre). Globalement, les communautés amont sont plus riches en taxons que les communautés aval, tant en juillet qu'en septembre (figure 4), l'abondance relative de chaque taxon diffère selon les stations et les saisons, et les variations spatiales apparaissent plus importantes que les variations temporelles (tableau 4). Ces résultats vont dans le même sens que ceux de plusieurs études portant sur les communautés benthiques soumises à l'influence de sources ponctuelles de pollution, notamment les effluents industriels (Couillard et Trudel, 1981; Amblard *et al.*, 1990; Owens, 1991; Colodey et Wells, 1992).

La station 1, la plus éloignée en amont de la rivière Saint-Louis, est la plus riche en taxons alors que la station 3, la plus proche en aval de l'embouchure de la rivière Saint-Louis, est la plus pauvre en taxons des quatre stations utilisées pour cette étude. Les communautés ne montrent pas de différence significative de densité totale (individus/m<sup>2</sup>) entre l'amont et l'aval ou entre les saisons (tableau 4). Toutefois, dans le cas de leur abondance relative, les principaux groupes d'organismes pris séparément montrent des différences significatives spatiales et(ou) temporelles (figure 5, tableau 4). Ainsi, l'abondance relative des Diptères en juillet et en septembre est nettement plus forte aux stations amont qu'aux stations aval, alors que chez les Nématodes, l'abondance relative aux quatre stations est nettement plus forte en juillet qu'en septembre. Ces différences spatio-temporelles peuvent aussi être observées à l'intérieur d'un groupe donné d'organismes. Par exemple, chez les Mollusques, l'abondance relative des Pélécy-podes bivalves est nettement plus forte en aval qu'en amont alors que l'abondance relative des Gastéropodes est plus élevée en juillet qu'en septembre (tableau 4).

Les nombreuses différences selon les éléments de structure considérés (comme la richesse, l'abondance, la dominance) et l'échelle d'observation (ensemble de la communauté, groupe d'organismes, taxons individuels) permettent difficilement de dégager un portrait-synthèse des communautés étudiées. Dans ce contexte, l'intégration des différentes mesures sous forme

d'indice pourrait faciliter les comparaisons entre communautés et favoriser l'inférence possible sur les conditions environnementales de chaque station.

#### 4.1 L'INDICE ICI ET LA QUALITÉ DE L'ENVIRONNEMENT

L'utilisation de certaines variables de structure des communautés benthiques (par exemple richesse, abondance, biomasse) liée au concept de sensibilité ou de tolérance d'espèces indicatrices d'un stress environnemental, comme une contamination organique ou inorganique, a donné naissance à plusieurs indices biotiques dont l'objectif est d'évaluer la qualité de l'environnement aquatique et de permettre un suivi de celle-ci (Chandler, 1970; Persoone et De Pauw, 1979; Armitage *et al.*, 1983; Hilsenhoff, 1987; Pontasch et Brusven, 1988; Ohio-EPA, 1988; Metcalfe, 1989; Johnson *et al.*, 1993).

L'indice ICI (Ohio-EPA, 1988), adapté pour le Saint-Laurent (Willsie, 1994), intègre divers attributs (métriques) d'un bon indice biotique : richesse de la communauté benthique et des principaux groupes d'organismes, abondance relative des principaux taxons tolérants ou sensibles à la pollution organique ou inorganique. Comme tel, l'indice devrait refléter les différences de structure des communautés de part et d'autre de la rivière Saint-Louis, source présumée de pollution. De fait, les deux composantes de l'indice, I9A et I16, varient significativement sur le plan spatial (figure 6, tableaux 5 et 6), avec de plus faibles valeurs en aval (voir annexe 12). Par ailleurs, trois des principaux groupes d'organismes (Oligochètes, Mollusques et Diptères) sont représentés parmi l'ensemble des métriques qui montrent des différences significatives dans leur richesse en taxons et l'abondance relative de chaque taxon, sur le plan spatial ou temporel (tableaux 5 et 6).

Ces résultats présentent cependant un intérêt relativement limité. En effet, l'analyse des composantes ou des diverses métriques de l'indice ne renseigne en rien sur les causes des changements observés ni sur la qualité de l'environnement. Bien que les changements de structure des communautés, particulièrement ceux qui se rapportent à la richesse et à l'abondance des organismes, soient considérés comme des outils sensibles pour détecter des altérations dans les écosystèmes aquatiques (Mance, 1987; Schindler, 1987; Dickman *et al.*, 1990), le caractère

intégrateur d'un indice constitue en soi une limite à l'interprétation des résultats, puisqu'il ne permet pas d'établir si les effets observés sont attribuables à des causes naturelles ou anthropiques, pas plus que de déterminer l'importance relative des divers facteurs de perturbation. Le concept même de tolérance des organismes à certaines conditions environnementales offre ici un intérêt tout aussi limité que l'analyse des diverses autres métriques. À supposer que les conditions environnementales en aval de la source de perturbation soient «moins bonnes» qu'en amont, les différences de structure dans les communautés devraient se refléter dans l'importance relative des organismes tolérants. Or, la métrique M9A qui est liée à la tolérance des organismes ne montre pas de différence significative sur le plan spatial (tableau 5). Par conséquent, même si l'indice ICI comporte plusieurs variables d'importance écologique (comme la richesse, l'abondance, la biomasse) ou toxicologique (comme la sensibilité ou la tolérance des organismes), il est peu probable qu'il puisse permettre, sous sa forme actuelle, une inférence sur la qualité de l'environnement, du moins dans le milieu concerné par cette étude.

Les communautés benthiques répondent à un ensemble de facteurs environnementaux, tant écologiques que toxiques : composition et texture des sédiments (Robbins *et al.*, 1989), présence et type de macrophytes (Downing, 1991; Lalonde et Downing, 1992), ressources alimentaires (Cattaneo, 1983; Lamberti *et al.*, 1989), compétition (Hawkins et Furnish, 1987; Osenberg, 1989) et prédation (Allan, 1982; Reice, 1983; Flecker, 1984; Gilliam *et al.*, 1989; Power, 1990; Vadas, 1990), substances et polluants organiques et inorganiques dans l'eau et les sédiments (Hellowell, 1986; Mance, 1987; Newell *et al.*, 1990; Rosenberg et Resh, 1993). Tous ces facteurs déterminent la distribution et l'abondance des invertébrés benthiques et sont donc susceptibles d'expliquer les différences spatiales et temporelles observées dans la structure des communautés. Dans ce contexte multifactoriel, l'utilisation d'un indice biotique pour évaluer la qualité de l'environnement apparaît pour le moins hasardeuse (Milbrink, 1983; Pontasch et Brusven, 1988). L'indice biotique est probablement plus utile dans le cadre précis d'un gradient environnemental bien marqué.

#### 4.2 PHYSICO-CHIMIE DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS ET ESPÈCES INDICATRICES DE PERTURBATION

Plusieurs études dans le secteur situé entre l'embouchure de la rivière Saint-Louis et les îles de la Paix (en aval) mentionnent une forte contamination de la masse d'eau (Désilets et Langlois, 1989; Rondeau, 1993). Sous certaines conditions hydrologiques, le courant anticyclonique provenant du barrage de Beauharnois se sépare en deux tronçons en face de la pointe Thibaudeau (SOGÉAM, 1985) et plaque le panache de la rivière Saint-Louis contre la rive sud du lac Saint-Louis (figure 1). Le panache de la rivière véhicule un certain nombre de substances toxiques (e.g. Al, HAP, pyrène, fluoranthène) associées aussi bien en phase particulaire qu'en phase dissoute. À l'embouchure de la rivière Saint-Louis, les critères de qualité de l'eau qui s'appliquent à la turbidité et aux matières en suspension sont fréquemment dépassés (Rondeau, 1993). Ces observations soulignent l'importance de la pollution organique pour expliquer les effets observés sur les communautés benthiques (Hellowell, 1986; Burt *et al.*, 1991; Rosenberg et Resh, 1993).

Les invertébrés aquatiques sont généralement sensibles à des teneurs élevées en matières en suspension (Newcombe et MacDonald, 1991). Néanmoins, les matières organiques associées aux particules peuvent être bénéfiques aux organismes qui tolèrent ces conditions extrêmes, notamment les Oligochètes Tubificidés (Hellowell, 1986). Ces derniers dominent largement le peuplement aux stations en aval, surtout en septembre (notez la différence d'échelle par rapport aux autres groupes d'organismes dans la figure 5). Vaillancourt et Laferrière (1983) mentionnent que les stations littorales du fleuve Saint-Laurent près de Gentilly, où la contamination organique est forte, présentent un grand nombre d'Oligochètes Tubificidés. Couillard et Trudel (1981) considèrent les Tubificidés comme des organismes qui tolèrent l'eutrophisation dans la rivière Saint-François. Dans le lac Ontario, la forte dominance des Oligochètes dans les zones littorales est associée à un enrichissement en nutriments de ces milieux (Nalepa, 1991).

Un bémol doit cependant être attaché ici au caractère indicateur de pollution organique attribué à ces organismes. Deux espèces d'Oligochètes Tubificidés, *Spirosperma ferox* et *Quistadrilus multisetosus*, caractérisent les stations en aval de l'embouchure de la rivière Saint-

Louis alors qu'une autre espèce de Tubificidé, *Aulodrilus limnobius*, caractérise les stations amont (figure 7). Les trois espèces montrent une différence significative dans leur abondance relative sur le plan spatial (tableau 7). Or, ces espèces sont considérées comme indicatrices de communautés relativement peu perturbées et sensibles à la pollution organique (Slepuknina, 1984; Griffiths, 1991; Rosenberg et Resh, 1993). La forte dominance de *Spirosperma ferox* aux stations aval serait donc indicatrice d'un milieu peu perturbé par la pollution organique, ce qui ne correspond pas aux observations de turbidité et de matière en suspension précédemment mentionnées dans le milieu d'étude (Rondeau, 1993; voir aussi figure 2). De même, la forte dominance de *Audrilus limnobius* aux stations amont s'explique difficilement au vu des résultats de forte contamination des sédiments (figure 3, annexe 15). Ces espèces reflètent plus probablement les différences de composition et de texture des sédiments (annexes 4 et 5) dont l'importance est bien connue pour les organismes benthiques qui vivent dans les sédiments (Winnel et Jude, 1984; Soluk, 1985; Robbins *et al.*, 1989). La texture des sédiments (coefficient de Trask) est d'ailleurs l'une des rares variables significatives extraites de l'analyse canonique des correspondances pour expliquer ici les variations spatiales de la structure des communautés (annexe 13).

Outre les Oligochètes, diverses espèces de Pélécytopodes, parmi lesquelles les Sphaeridae *Pisidium amnicum* et *P. variable*, sont abondantes aux stations aval (annexe 10). Ces deux espèces sont présentes uniquement aux stations aval et absentes aux stations amont. Le genre *Pisidium* contient de nombreuses espèces ubiquistes mais généralement intolérantes à la pollution et plus particulièrement à la contamination par les métaux lourds (Hellawell, 1986). Winner *et al.* (1980) mentionnent une relation inverse entre l'abondance de ces bivalves et la contamination des sédiments par les métaux lourds. L'absence de ces espèces aux stations amont pourrait donc indiquer une contamination des sédiments dans cette région.

Plusieurs études dans la région de Beauharnois indiquent une forte contamination des sédiments (Carignan et Alves, 1978; Sérodes, 1978; Delisle *et al.*, 1981; Jarry *et al.*, 1985; Champoux et Sloterdijk, 1988). Aux stations situées en amont de la rivière Saint-Louis, la contamination des sédiments dépasse celle des sédiments des stations en aval (figure 3, annexes 7 et 8); à la station 2, notamment, la plupart des contaminants organiques montrent des valeurs

élevées, et les teneurs en mercure et en cadmium dépassent le «seuil d'effets néfastes» (Environnement Canada et MENVIQ, 1992). Or, la richesse de l'assemblage benthique est significativement plus élevée en amont qu'en aval. De plus, les composantes de l'indice ICI montrent les plus fortes valeurs aux stations 1 et 2 (figure 6, annexe 12). Celles-ci sont caractérisées par le Gastéropode *Valvata tricarinata*, les Oligochètes *Audrilus limnobiis* et *Specaria josinae*, le Trichoptère *Philocentropus sp.*, et particulièrement bien représentées par les Insectes Chironomides, notamment : *Dicrotendipes modestus* et *Pseudochironomus fulviventris*, ainsi que *Procladius sp.*, *Pseudochironomus sp.*, *Tribelos jucundum* et *Tanytarsus sp.* Ces quatre dernières espèces sont abondantes mais ne sont pas considérées comme caractéristiques des stations amont, puisque leur contribution à la formation des principaux axes dans l'analyse des correspondances n'est pas significative.

Parmi les nombreux représentants du groupe des Chironomides, plusieurs espèces appartenant aux genres *Procladius*, *Chironomus*, *Pseudochironomus*, *Cryptochironomus* et *Tribelos* sont considérées comme capables de tolérer des concentrations relativement élevées de métaux lourds (Cook et Johnson, 1974; Hellawell, 1986; Warwick, 1989; Burt *et al.*, 1991; Hare, 1992; Rosenberg et Resh, 1993). Winner *et al.* (1980) ont montré une corrélation positive entre la dominance des Chironomides (exprimée en fonction de l'abondance totale des Insectes) et le degré de pollution par les métaux lourds en milieu lotique.

À l'exception peut-être du groupe des Chironomides qui contient de nombreuses espèces reconnues tolérantes à la contamination des sédiments, aucune des espèces caractéristiques des stations amont ne peut être considérée comme indicatrice de la qualité de l'environnement. Les espèces présentes sont plutôt considérées comme représentatives de milieux non perturbés et peu ou pas tolérantes à la contamination organique et(ou) inorganique (Hellawell, 1986; Rosenberg et Resh, 1993). Or, les concentrations de métaux lourds et de BPC aux stations amont sont nettement plus élevées qu'en aval de la rivière Saint-Louis (figure 3, annexes 7 et 8). Les différences de densité et d'abondance relative de ces espèces entre les stations amont et aval devraient donc s'expliquer par des facteurs écologiques, telles la composition des sédiments, les ressources alimentaires, la prédation, plutôt que par la contamination de la masse d'eau et(ou) des

sédiments. Ici encore, la significativité de quelques contaminants (Cd, Cu, Zn, PCP, BPC-156) dans les sédiments ne permet pas d'attribuer les variations de structure des communautés aux facteurs strictement écotoxiques.

## 5 Conclusions et recommandations

L'étude a révélé des différences significatives dans la physico-chimie de l'eau et des sédiments ainsi que dans la structure des communautés benthiques de part et d'autre de la rivière Saint-Louis. Toutefois, si l'hypothèse d'une influence de ce tributaire sur les conditions environnementales ne peut être exclue, l'étude ne permet pas de relier les différences observées à l'influence de cette rivière. De plus, divers facteurs écologiques susceptibles d'expliquer les différences et les variations observées dans la structure des communautés n'ont pu être considérés dans cette étude. Or, ces facteurs constituent une hypothèse alternative à l'explication des résultats par des facteurs de toxicité ou de perturbation anthropique.

Par ailleurs, l'indice ICI reflète bien les différences de structure des communautés, ce qui démontre sa valeur en tant que mesure synthétique de l'organisation complexe des communautés benthiques. L'ensemble des métriques et les composantes de l'indice sont adéquates pour l'analyse comparative des communautés tant sur le plan spatial que temporel. Toutefois, l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques à l'aide de l'indice ICI apparaît pour le moins hasardeuse, et par conséquent, n'est pas souhaitable, du moins dans la région concernée par l'étude. Malgré l'inclusion de métriques concernant la sensibilité ou la tolérance de divers organismes à la pollution organique et(ou) inorganique, l'analyse détaillée des principales espèces potentiellement indicatrices de la qualité de l'environnement aquatique n'est pas vraiment concluante. Seuls deux groupes d'organismes offrent un intérêt dans cette optique : les Diptères Chironomides et les Pélécy-podes bivalves du genre *Pisidium* qui pourraient être considérés ici comme des indicateurs de la contamination inorganique des sédiments, les premiers par leur tolérance et les seconds par leur sensibilité aux métaux lourds.

Par conséquent, nous recommandons *a)* que les études sur la qualité de l'environnement reposent sur une approche expérimentale en conditions contrôlées permettant de discriminer les perturbations naturelles de celles de nature anthropique et de déterminer l'importance relative des facteurs écologiques et toxicologiques, *b)* que ces études soient réalisées le long d'un gradient fortement contrasté de conditions environnementales pour minimiser l'incertitude dans

l'interprétation des résultats et accroître le potentiel d'utilisation d'espèces indicatrices, et c) que l'indice ICI soit utilisé à des fins comparatives de milieux aquatiques plutôt qu'à des fins d'indicateur de la qualité de l'environnement.

## Références

- Allan, J.D. (1982). «The effects of reduction in trout density on the invertebrate community of a mountain stream». *Ecology* 63 : 1444-1455.
- Amblard, C., P. Couture et G. Bourdier (1990). «Effects of a pulp and paper mill effluent on the structure and metabolism of periphytic algae in experimental streams». *Aquat. Toxicol.* 18 : 137-162.
- Armitage, P.D., D. Moss, J.F. Wright et M.T. Furse (1983). «The performance of a new biological water quality score based on macrinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites». *Water Res.* 17 : 333-347.
- Barbour, M.T., J.L. Plafkin, B.P. Bradley, C.G. Graves, et R.W. Wisseman (1992). «Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites». *Environ. Toxicol. Chem.* 11 : 437-449.
- Barton, D.R. (1989). «Some problems affecting the assessment of Great Lakes water quality using benthic invertebrates». *J. Great Lakes Res.* 15 : 611-622.
- Blandin, P. (1986). «Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques». *Bulletin de la Société d'Écologie*, 17 : 215-307.
- Burt, A.J., P.M. McKee, D.R. Hart et B.P. Kauss (1991). «Effects of pollution on benthic invertebrate communities of the St. Mary's River in 1985». *Hydrobiologia* 219 : 63-81.
- Carignan, S. et H.H.D. Alves (1978). *Contaminants de l'environnement dans la zone d'influence industrielle de la rivière Saint-Louis dans la région de Beauharnois*. Pêches et Environnement Canada. Service de la protection environnementale. Division de protection écologique. Série de rapports d'études sur les impacts environnementaux.
- Cattaneo, A. (1983). «Grazing on epiphytes». *Limnol. Oceanogr.* 28: 124-132.
- Champoux, L. et H. Sloterdijk (1988). *Étude de la qualité des sédiments du lac Saint-Louis, 1984-1985 - Géochimie et contamination*. Rapport technique n°1 Environnement Canada, Direction des eaux intérieures, Région du Québec. 177 pages.
- Chandler, J.R. (1970). «A biological approach to water quality management». *Water Poll. Control* 69 : 415-422.
- Colodey, A.G. et P.G. Wells (1992). «Effects of pulp and paper mill effluents on estuarine and marine ecosystems in Canada: a review». *J. Aquat. Ecosyst. Health.* 1: 201-226.

- Cook, D.G. et M.G. Johnson (1974). «Benthic macroinvertebrates of the St. Lawrence Great Lakes». *J. Fish. Res. Bd. Can.* 31 : 763-782.
- Couillard, D. et R. Trudel (1981). «Influences des rejets d'usines de pâtes et papiers sur les macroinvertébrés. Les bactéries et l'eutrophisation d'une rivière». *Water Research* 15 : 1331-1342.
- Dance, K.W. et H.B.N. Hynes (1980). «Some effects of agricultural land use on stream insect communities». *Environ. Poll. Ser. A* 22 : 19-28.
- Delisle, C.E., G.R. Deschamps, L. Blais-Ladouceur, M. Messier et J. Moulin (1981). «Impact des métaux lourds dans les sédiments et la faune aquatique de la région industrielle de Beauharnois, Québec, Canada». *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21: 1116-1125.
- Désilets, L. et C. Langlois (1989). *Variabilité spatiale et saisonnière de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Direction des eaux intérieures, Région du Québec, 90 pages et annexes.
- Dickman, M.D., J.R. Yang et I.D. Brindle (1990). «Impacts of heavy metals on higher aquatic plant, diatoms and benthic invertebrate communities in the Niagara River watershed near Welland, Ontario». *Wat. Poll. Res. J. Can.* 25 : 131-159.
- Downing, J.A. (1991). «The effect of habitat structure on the spatial distribution of freshwater invertebrate populations». Dans S.S. Bell, E.D. McCoy et H.R. Mushinsky (éd.), *Habitat structure*. Chapman & Hall, London. pp. 87-106.
- Entraco (1989). *Évaluation de l'apport au fleuve Saint-Laurent des substances toxiques en provenance des tributaires québécois*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Centre Saint-Laurent. Rapport technique.
- Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec (1992). *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*. Document préparé pour Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, et le ministère de l'Environnement du Québec, avril 1992, 28 pages.
- Ferraris, J. (1984). *Macroinvertébrés V (Benthos et invertébrés phytophiles) : synthèse de la variabilité spatio-temporelle des macroinvertébrés benthiques et phytophiles récoltés du 7 avril 1982 au 27 juillet 1983. Élaboration de la clé de potentiel et description des communautés aux habitats-types*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Rapport technique. 368 pages.
- Flecker, A.S. (1984). «The effects of predation and detritus on the structure of a stream insect community: a field test». *Oecologia* 64: 300-305.

- Gilliam, J.F., D.F. Fraser et A.M. Sabat (1989). «Strong effects of foraging minnows on a stream benthic invertebrate community». *Ecology* 70 : 445-452.
- Griffiths, R.W. (1991). «Environmental quality assessment of the St. Clair River as reflected by the distribution of benthic macroinvertebrates in 1985». *Hydrobiologia* 219 : 143-164.
- Hare, L. (1992). «Aquatic insects and trace metals: bioavailability, bioaccumulation, and toxicity». *Crit. Rev. Toxicol.* 22 : 327-369.
- Hawkins, C.P. et J.K. Furnish (1987). «Are snails important competitors in stream ecosystems?». *Oikos* 49 : 209-220.
- Hellawell, J.M. (1986). *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier Applied Science, Pollution Monitoring Series. 46 pages
- Hilsenhoff, W.L. (1987). «An improved biotic index of organic stream pollution» *Great Lakes Entomol.* 20 31-39.
- Hurlbert, S.H. (1984). «Pseudoreplication and the design of ecological field experiments». *Ecol. Monogr.* 54 : 187-211.
- Jacquaz, B. (1995). *Analyse d'échantillons de benthos provenant du lac Saint-Louis*. Laboratoires SAB inc. Pour Environnement Canada, Conservation de l'environnement, Région du Québec, Centre Saint-Laurent. Rapport technique, 41 pages.
- Jarry, V., P. E. Ross, L. Champoux, H. Sloterdijk, Y. Couillard, A. Mudroch et F. Lavoie (1985). «Répartition spatiale des contaminants dans les sédiments du lac Saint-Louis». *Wat. Poll. Res. J. Can.* 20 : 75-99.
- Johnson, R.K., T. Wiederholm et D.M. Rosenberg (1993). *Freshwater Biomonitoring using individual Organisms, Populations, and Species Assemblages of Benthic Macroinvertebrates*. Rosenberg, D.M. et V.H. Resh (éd.). Chapman & Hall, New York, pp. 40-125.
- Lalonde, D. et J.A. Downing (1992). «Phytofauna of eleven macrophyte beds of different trophic status, depth, and composition». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49 : 992-1000.
- Lamberti, G.A., S.V. Gregory, L.R. Ashkenas, A.D. Steinman et C.D. McIntire (1989). «Productive capacity of periphyton as a determinant of plant-herbivore interactions in streams». *Ecology* 70 : 1840-1856.
- Mance, G. (1987). «Pollution threat of heavy metals in aquatic environment». Dans K. Mellanby (éd.), *Toxicity of Metals to Freshwater Invertebrates*. Pollution Monitoring Series. Elsevier Applied Sciences Publishers, New York. pp. 127-173.

- McCall, P.L. et F.M. Soster (1990). «Benthos response to disturbance in Western Lake Erie: Regional faunal surveys». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47 : 1996-2009.
- Metcalfe, J.L. (1989). «Biological water quality assessment of running waters based of macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. *Environ. Pollut.* 60 : 101-139.
- Milbrink, G. (1983). «An improved environmental index based on the relative abundance of Oligochaete species». *Hydrobiologia* 102 : 89-97.
- Moulins, L.J. (1983). «Impacts des effluents d'une usine de chlore-soude caustique sur l'environnement bio-physique du lac et de la rivière Saint-Louis». Mémoire de maîtrise, Université de Montréal, 189 pages.
- Nalepa, T. F. (1991). «Status and trends of the Lake Ontario macrobenthos». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48 : 1558-1567.
- Newcombe, C.P. et D.D. MacDonald (1991). «Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems». *North American J. Fish. Manag.* 11 : 72-82.
- Newell, P.F., R.C. Newell et M.W. Trett (1990). «Environmental impact of an acid-iron effluent on macrobenthic and meiofaunal assemblages of the St. Lawrence River». *The Science of the Total Environment* 97/98 : 771-781.
- Ohio-EPA (Environmental Protection Agency) (1988). *Biological Criteria for the Protection of Aquatic Life. Vol. 1. The Role of Biological Data in Water Quality Assessment*. Division of Water Quality Monitoring and Assessment. Doc 0055e/0051,43 pages
- Osenberg, C.W. (1989). «Resource limitation, competition and the influence of life history in a freshwater snail community». *Oecologia* 79 : 512-519.
- Owens, J.W. (1991). «The hazard assessment of pulp and paper effluents in the aquatic environment: a review». *Environ. Toxicol. Chem.* 10 : 1511-1540.
- Persoone, G. et N. De Pauw (1979). «System of biological indicators for water quality assessment». Dans O. Ravera (éd.), *Biological Aspects of Freshwater Pollution*. Pergamon Press, Oxford, pp. 39-75.
- Pinel-Alloul, B., G. Méthot et V. Jarry (1991). *Effets des niveaux de contamination des lacs fluviaux du Saint-Laurent sur la structure des communautés benthiques associées à l'interface eau-sédiments et aux macrophytes: recherche d'indicateurs biologiques*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent. Étude pilote au lac Saint-François, 270 pages.

- Pinel-Alloul, B., G. Méthot, L. Lapierre et A. Willsie (1996). «Macroinvertebrate community as a biological indicator of ecological and toxicological factors in Lake Saint-François (Québec)». *Environ. Poll.* 91 : 65-87.
- Plafkin, J.L., M.T. Barbour, K.D. Porter, S.K. Gross et R.M. Hughes (1989). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish*. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA 444/4-89-001.
- Pontasch, K.W. et M.A. Brusven (1988). «Diversity and community comparison indices: assessing macroinvertebrate recovery following a gasoline spill». *Water Res.* 22 : 619-626.
- Power, M.E. (1990). «Effects of fish in river food web». *Science* 250 : 411-415.
- Reice, S.R. (1983). «Predation and substratum: factors in lotic community structure». Dans T.D. Fontaine et S.M. Bartell (éd.), *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Mich. pp. 325-345.
- Robbins, J.A., T.J. Keilty, D.S. White et D.N. Edgington (1989). «Relationships between tubifid abundances, sediment composition, and accumulation rates in Lake Erie». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46 : 223-231.
- Rondeau, B. (1993). *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent (1985-1990)*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, 150 pages et annexes.
- Rosenberg, D.M. et V.H. Resh (éd.). (1993). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, 488 pages.
- Roy, C. (1982). «Bioaccumulation des métaux lourds dans les macrophytes aquatiques de la rivière et du lac Saint-Louis». Thèse de maîtrise, Université de Montréal, 190 pages.
- Schindler, D.W. (1987). «Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 (suppl. 1) : 6-25.
- Sérodès, J-B. (1978). *Qualité des sédiments du fleuve Saint-Laurent entre Cornwall et Varennes*. Soumis au Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent par la Direction générale des eaux intérieures d'Environnement Canada, Rapport technique n° 15, 467 pages.
- Sherrer, B. (1984). *Biostatistique*. Gaëtan Morin édit., 850 pages.
- Slepuknina, T.D. (1984). «Comparison of different methods of water quality evaluation by means of oligochaetes». *Hydrobiologia* 115 : 183-186.

- SNC-Procéan (1992). *Caractérisation physico-chimique des sédiments du lac Saint-Louis*. Rapport d'étude-pilote. Tomes I (148 p.), II (annexes) et III (cartes 1 à 10).
- SOGEAM (1985). *Caractérisation et modélisation des processus d'érosion et de sédimentation de l'archipel des îles de la Paix*. Rapport préparé dans le cadre du Projet Archipel, pour Hydro-Québec, Direction Environnement, 36 pages.
- Soluk, D.A. (1985). «Macroinvertebrate abundance and production of Psammophilous, Chironomidae, in shifting sand areas of a low land river». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42 : 1296-1302.
- ter Braak, C.J.F. (1988). *CANOCO - a FORTRAN Program for Canonical Community Ordination by [partial] [detrended] [canonical] Correspondence Analysis, Principal Component Analysis and Redundancy Analysis (Version 2.1)*. Agricultural Mathematics Group, Wageningen, Report LWA-88-02, 95 pages.
- ter Braak, C.J.F. (1989). «CANOCO - an extension of DECORANA to analyze species-environment relationships». *Hydrobiologia* 184 : 169-170.
- ter Braak, C.J.F. (1990). *Update Notes: CANOCO Version 3.10*. Agricultural Mathematics Group, Wageningen, 35 pages.
- Trask, P.D. (1930). «Mechanical analysis of sediments by centrifuge». *Econ. Geol.* 25 : 581-599.
- Vadas, R.L. (1990). «The importance of omnivory and predator regulation of prey in freshwater fish assemblages of North America». *Environ. Biol. Fish.* 27 : 285-302.
- Vaillancourt, G. et M. Laferrière (1983). «Relation entre la qualité du milieu et les groupements benthiques dans la zone littorale du Saint-Laurent». *Naturaliste Can.* 110 : 385-396.
- Warwick, W. F. (1989). «Morphological deformities in larvae of *Procladius Skuse* (diptera: chironomidae) and their biomonitoring potential». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46 : 1255-1270.
- Willsie, A. (1993). «Adaptation of the invertebrate community index (ICI) to the benthos of the St Lawrence river». Dans E.G. Baddaloo, S. Ramamoorthy et J.W. Moore (éd), *Comptes rendus du 19<sup>e</sup> Atelier annuel sur la toxicité aquatique, du 4 au 7 octobre 1992, Edmonton, Alberta (CDN)*. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1942: 224-253.
- Willsie, A. (1994) «L'indice des communautés d'invertébrés : définition, choix et validation des métriques en fonction des données historiques». Rapport Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, Région du Québec, 143 pages.

- Winnel, M.H. et D.J. Jude (1984). «Associations among chironomidae and sandy substrates in nearshore Lake Michigan». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41 : 174-179.
- Winner, R.W., M.W. Boesel et M.P. Farrell (1980). «Insect community structure as an index of heavy-metal pollution in lotic ecosystems». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37 : 647-655.

## **Annexes**



**Annexe 1**  
**Caractéristiques physico-chimiques de l'eau pour les quatre stations et la rivière Saint-Louis**  
**aux mois de juillet et septembre 1991**

Variable	Profondeur	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4		Rivière Saint-Louis	
		Juil.	Sept.	Juil.	Sept.	Juil.	Sept.	Juil.	Sept.	Sept.	Septembre
Courant (m/s)	0,5	0,13	0,29	0,12	0,09	0,70	0,29	0,13	0,30		
Température (°C)	0,5		17,0		18,0		16,6		16,7		17,1
	1,0	22,0	17,0	23,0	18,0	21,0	16,6	24,0	16,7		17,4
Conductivité (µS/cm)	6,0	22,0	17,0	24,0	17,6	20,0	15,8		15,0		
	0,5		256,0		254,0		252,0		252,5		260,0
pH	1,0	290,0	256,0	285,0	254,0	290,0	252,5	280,0	253,0		267,5
	6,0	292,0	259,5	290,0		290,0	275,0		265,0		
Oxygène dissous (mg/L)	0,5		8,6		8,3		8,7		8,2		8,2
	1,0	8,5		8,3		8,7		8,7			
Saturation en oxygène (%)	6,0	8,5		8,3		8,5		8,6			
	0,5		9,6		9,1		10,6		9,4		9,0
Profondeur du disque de Secchi	1,0	9,0	9,6	8,8	9,2	11,2	10,6	11,6	9,4		9,1
	6,0	11,6	9,9	9,2	9,3	9,0	8,6		8,7		93,5
Coefficient d'extinction lumineuse (τ)	0,5		100,0		96,5		109,0		97,0		
	1,0	103,0	100,0	102,5	97,5	126,0	109,0	138,0	97,0		95,0
Profondeur du disque de Secchi	6,0	134,0	102,0	110,0	98,0	99,5	87,0		86,5		
			3,1		3,1		1,3		1,6		2,1
Coefficient d'extinction lumineuse (τ)	1,0	0,55	0,60	0,64	0,76	0,79	0,65	0,69	0,73		
	4,0	0,41	0,47	0,58	0,55	0,73	0,75	0,99	0,74		

**Annexe 2**  
**Pourcentage d'atténuation de la lumière dans l'eau**

Profondeur (m)	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4		Rivière
	Juillet	Septembre	Juillet	Septembre	Juillet	Septembre	Juillet	Septembre	Saint-Louis
Surface	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
0,5	75,70	68,31	72,20	55,10	69,57	76,00	71,93	61,48	72,63
1,0	57,90	54,93	52,80	46,94	45,65	52,00	50,00	48,52	62,11
1,5		44,37		32,65		35,00		30,00	41,58
2,0	38,90	35,56	30,30	27,55	20,87	20,00	14,74	22,96	25,79
2,5		27,82		19,18		13,80		15,93	8,95
3,0	28,60	23,24	15,30	15,71	10,22	12,40	6,49	9,81	3,95
3,5		19,37		11,84		9,80		7,78	
4,0	19,60	15,49	9,70	11,02	5,43	5,00	1,89	5,15	
4,5		12,61		8,57		4,40		3,30	
5,0	11,40	10,00	5,50	6,53	2,17	3,40		1,50	
5,5		7,82		5,51		3,00		1,22	
6,0	8,90	5,77	3,60	4,49		2,40		1,07	



Variable	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4	
	Juillet	Septembre	Juillet	Septembre	Juillet	Septembre	Juillet	Septembre
Cu (mg/L)	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003
Fe (mg/L)	0,024	0,028	0,052	0,036	0,062	0,113	0,087	0,074
Mn (mg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Mo (mg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Ni (mg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Pb (mg/L)	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Li (mg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Va (mg/L)	0,029	0,024	0,025	0,034	0,033	0,027	0,023	0,036
Zn (mg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Hg (µg/L)	< 0,10	0,21	0,14	0,21	0,14	0,14	0,14	< 0,10

## Annexe 4

## Pourcentage cumulé (%) du poids (g) par classe de taille (Φ) des particules sédimentaires

Classe de taille (Φ)	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4	
	Juillet	Sept.	Juillet	Sept.	Juillet	Sept.	Juillet	Sept.
1,5	0,42	0,28	0,05	0,03	0,07	0,16	0,02	0,09
2	0,42	0,28	0,05	0,03	0,16	0,16	0,02	0,09
2,5	0,42	0,28	0,05	0,03	0,36	0,16	0,11	0,09
3	3,29	1,64	0,05	0,03	0,98	0,16	0,73	0,52
3,5	7,79	5,18	0,15	0,21	9,84	1,10	2,75	1,78
4	10,33	7,14	0,34	0,51	10,19	3,43	6,64	4,82
4,5	10,57	7,14	0,88	0,86	12,16	4,38	8,53	5,72
5	12,05	7,37	1,67	1,56	13,96	6,00	12,21	8,99
5,5	14,59	9,51	3,52	3,01	15,90	8,69	17,57	14,04
6	19,97	12,85	7,29	5,44	19,16	12,38	23,81	18,80
6,5	26,98	16,68	12,56	9,22	24,47	16,94	29,79	24,78
7	33,52	22,59	19,40	14,94	31,27	22,60	36,82	31,55
7,5	42,07	29,81	28,30	21,93	38,34	29,49	44,75	39,00
8	50,34	38,09	38,09	30,68	44,97	36,88	51,77	46,67
8,5	58,78	47,59	48,66	40,74	53,02	45,01	59,16	55,69
9	66,57	56,71	57,97	50,54	59,41	53,30	65,85	62,95
9,5	72,09	63,83	65,67	58,44	65,52	60,28	71,83	69,45
10	76,29	70,03	71,77	65,12	70,37	66,23	76,01	74,40
10,5	80,04	75,01	76,47	70,94	74,85	71,47	79,86	78,77
11	83,09	79,50	80,67	76,21	79,45	76,44	83,50	82,36
11,5	85,67	83,16	84,20	80,73	83,12	80,89	86,78	85,92
12	88,19	87,10	87,40	84,39	85,93	85,11	88,73	88,17

**Annexe 5**  
**Composition, coefficient de Trask (So) et pourcentage d'eau dans les sédiments**

Composition (% g)	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4	
	Juillet	Sept.	Juillet	Sept.	Juillet	Sept.	Juillet	Sept.
Gravier	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sable	10,33	7,14	0,34	0,51	10,19	3,43	6,64	4,82
Limon	40,01	30,96	37,74	30,17	34,78	33,45	45,13	41,86
Argile	49,66	61,91	61,91	69,32	55,03	63,12	48,23	53,33
Coefficient de Trask (So)	0,30	0,31	0,35	0,33	0,25	0,28	0,27	0,29
% d'eau	73,13	75,81	77,38	74,03	72,57	76,86	75,95	72,79

**Annexe 6**  
**Pourcentage pondéral des classes granulométriques**

Classe de taille	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4	
	Juillet	Sept.	Juillet	Sept.	Juillet	Sept.	Juillet	Sept.
( $\ominus$ ) 5 %	3,19	3,47	5,70	5,91	3,23	4,69	3,79	4,1
16 %	5,63	6,41	6,75	7,08	5,52	6,40	5,35	5,71
25 %	6,36	7,17	7,31	7,68	6,54	7,17	6,10	6,52
50 %	7,98	8,63	8,57	8,97	8,31	8,80	7,87	8,18
75 %	9,85	10,50	10,34	10,89	10,52	10,86	9,88	10,07
84 %	11,18	11,61	11,47	11,95	11,66	11,87	11,08	11,23
( $\mu\text{m}$ ) 5 %	109,58	89,97	19,29	16,64	106,81	38,67	72,33	58,28
16 %	20,18	11,75	9,28	7,41	21,86	11,87	24,46	19,16
25 %	12,19	6,96	6,28	4,89	10,75	6,92	14,58	10,92
50 %	3,96	2,52	2,63	1,99	3,15	2,24	4,26	3,44
75 %	1,09	0,69	0,77	0,53	0,68	0,54	1,06	0,93
84 %	0,43	0,32	0,35	0,25	0,31	0,27	0,46	0,42

**Annexe 7**  
**Teneur des sédiments en métaux, en eau et en nutriments**

Variable (mg/kg base sèche)	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4	
	Juillet	Sept.	Juillet	Sept.	Juillet	Sept.	Juillet	Sept.
Al	5 711	7 067	5 453	6 384	4 992	6 774	4 049	5 100
Mn	515	566	5 576	3 083	340	245	278	187
Fe	8 950	9 506	9 840	11 290	8 365	11 280	7 221	8 743
Cu	36,2	35,9	34,2	32,3	24,3	27,9	22,8	23,1
Zn	337,0	342,0	367,0	259,0	76,2	90,3	74,1	73,6
Pb	37,0	39,3	80,0	59,9	18,9	20,9	19,7	17,9
Ni	11,3	12,2	12,5	13,4	10,5	12,6	9,1	10,0
Cr	11,8	12,8	8,5	10,5	7,9	11,3	6,0	7,8
Cd	4,5	4,5	8,5	4,6	0,5	0,6	0,5	0,5
Li	5,4	6,9	5,5	6,8	6,1	8,3	4,9	6,0
As	1,25	1,84	3,80	2,30	1,46	1,16	0,70	1,47
Se	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Hg	0,45	0,43	1,73	1,49	0,29	0,34	0,18	0,15
% eau	74		56		70		84	
N total Kjeldhal	3 884	4 774	3091	4 621	4 073	4 317	8 264	4 355
N-NH <sub>3</sub>	364	263	178	302	442	193	855	206
P total	1 279	1 240	1 269	1 260	1 033	1 110	1 140	1 062
P inorga-nique	966	953	951	999	839	836	850	850
Carbone total (%)	20,52	10,66	17,29	17,16	9,68	18,87	12,80	12,06
Carbone organique (%)	7,208	7,477	8,086	11,650	6,645	11,270	6,986	8,038



Variable (µg/g sédiments)	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4		Seuil de détection
	Juillet	Sept.	Juillet	Sept.	Juillet	Sept.	Juillet	Sept.	
Naphtalène	ND	ND	0,02	0,02	ND	ND	ND	ND	0,02
Acénaphthylène	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,02
Acénaphthène	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,02
Fluorène	ND	ND	0,02	TR	ND	ND	ND	ND	0,02
Phénanthrène	0,02	0,04	0,30	0,19	0,04	0,03	0,04	0,03	0,02
Anthracène	TR	TR	0,23	0,11	TR	TR	TR	TR	0,02
Fluoranthène	0,05	0,10	0,32	0,31	0,09	0,09	0,08	0,07	0,02
Pyrène	0,05	0,09	0,28	0,29	0,08	0,08	0,08	0,06	0,02
Benzo(a)anthracène	0,02	0,04	0,84	0,64	0,06	0,06	0,05	0,04	0,02
Chrysène	0,04	0,08	2,20	1,40	0,17	0,16	0,11	0,09	0,02
Benzo(b+k) fluoranthène	0,07	0,16	3,70	3,10	0,27	0,28	0,18	0,14	0,02
Benzo(a)pyrène	0,03	0,06	1,70	1,30	0,09	0,09	0,06	0,04	0,02
Indéno(1,2,3-cd) pyrène	TR	0,06	1,50	1,20	0,08	0,08	0,05	0,04	0,04
Dibenzo(a,h) anthracène	ND	TR	0,63	0,48	0,03	TR	TR	TR	0,04
Benzo(ghi) perylène	TR	0,06	1,70	1,40	0,09	0,09	0,06	0,05	0,04
2-Méthylnaphtalène	ND	ND	ND	TR	ND	ND	ND	ND	0,02
1-Méthylnaphtalène	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,02
Tétralin	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,02
2-Chloronaphtalène	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,02
Recouvrement des échantillons alternatifs (%)									
d8-Naphtalène	4,2	3,2	15,5	6,3	0,52	10,2	2,2	9,1	4,9
d10-Anthracène	49,6	54,5	59,6	49,6	63,0	56,9	58,6	60,6	38,1
d10-Pyrène	69,5	66,1	75,4	66,2	67,2	69,8	69,9	66,1	59,2
d12-Benzo(a)pyrène	67,4	68,3	74,5	65,4	82,1	73,5	74	70,8	21,2

Variable (pg/g sédiments)	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4	
	Juillet	Septembre	Juillet	Septembre	Juillet	Septembre	Juillet	Septembre
4-Chloro-3-méthylphénol	NA							
2-Chlorophénol	NA							
2,5-Dichlorophénol	< 1 600	< 1 600	< 1 600	< 1 600	< 1 600	< 1 600	< 1 600	< 1 600
2,4/2,6-Dichlorophénol	< 1 200	< 1 200	< 1 200	< 1 200	< 1 200	< 1 200	< 1 200	< 1 200
3,5-Dichlorophénol	< 1 500	< 1 500	< 1 500	< 1 500	< 1 500	< 1 500	< 1 500	< 1 500
2,3-Dichlorophénol	< 1 700	< 1 700	< 1 700	< 1 700	< 1 700	< 1 700	< 1 700	< 1 700
3,4 -Dichlorophénol	< 1 600	< 1 600	< 1 600	< 1 600	< 1 600	< 1 600	< 1 600	< 1 600
2,4,6-Trichlorophénol	< 600	< 600	< 600	< 600	< 600	< 600	< 600	< 600
2,3,6-Trichlorophénol	< 800	< 800	< 800	< 800	< 800	< 800	< 800	< 800
2,3,5-Trichlorophénol	< 600	< 600	< 600	< 600	< 600	< 600	< 600	< 600
2,4,5-Trichlorophénol	< 600	< 600	< 600	< 600	< 600	< 600	< 600	< 600
2,3,4-Trichlorophénol	< 700	< 700	< 700	< 700	< 700	< 700	< 700	< 700
2,3,5,6-Tétrachlorophénol	< 400	< 400	< 400	< 400	< 400	< 400	< 400	< 400
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	< 400	< 400	< 400	< 400	< 400	< 400	< 400	< 400
2,3,4,5-Tétrachlorophénol	< 300	< 300	< 300	< 300	< 300	< 300	< 300	< 300
Pentachlorophénol	260	287	265	319	< 250	< 250	< 250	< 250
4,5-Dichlorogaiacol	< 2 000	< 2 000	< 2 000	< 2 000	< 2 000	< 2 000	< 2 000	< 2 000
3,4,5-Trichlorogaiacol	< 400	< 400	< 400	< 400	< 400	< 400	< 400	< 400
4,5,6-Trichlorogaiacol	< 500	< 500	< 500	< 500	< 500	< 500	< 500	< 500
Tétrachlorogaiacol	< 200	< 200	< 200	< 200	< 200	< 200	< 200	< 200
4,5-Dichlorocatéchol	< 700	< 700	< 700	< 700	< 700	< 700	< 700	< 700
3,4,5-Trichlorocatéchol	< 300	< 300	< 300	< 300	< 300	< 300	< 300	< 300
Tétrachlorocatéchol	< 300	< 300	< 300	< 300	< 300	< 300	< 300	< 300
2,4,6-Tribromophénol	59	55	54	43	86	41	55	31

Étalons internes (% recouvrement)

Variable (ng/g sédiments)	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4	
	Juillet	Septembre	Juillet	Septembre	Juillet	Septembre	Juillet	Septembre
Demeton-O®	NA							
Phorate	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5
Demeton-S®	< 4,5	< 4,5	< 4,5	< 4,5	< 4,5	< 4,5	< 4,5	< 4,5
Diméthoate	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5
Atrazine	< 1,0	1,6	1,2	2,0	< 1,0	2,9	< 1,0	< 1,0
Atrazine dé-isopropylée	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5
Atrazine dé-éthylée	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5
Diazinon	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Métribuzine	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5
Méthylparathion	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5
Féénitrothion	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0
Malathion®	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5
Éthylparathion	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0
Azinphos-méthyl	< 14	< 14	< 14	< 14	< 14	< 14	< 14	< 14
Disulfoton	NA							
Phosphamidon	NA							

Légende.- NA : étalon non disponible. ND : non détecté. TR : trace.



	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4		Station 1		Station 2		Station 3		Station 4	
	Juillet	Septembre	Juillet	Septembre	Juillet	Septembre	Juillet	Septembre								
% Ostracodes (*)	7,6 (3,5)	15,1 (2,5)	9,7 (11,8)	15,6 (2,4)	15,6 (2,4)	15,1 (2,5)	8,4 (5,4)	5,2 (1,7)	8,4 (5,4)	5,1 (0,5)	20,2 (4,3)	20,2 (4,3)	5,1 (0,5)	20,2 (4,3)	5,1 (0,5)	20,2 (4,3)
% Copépodes (*)	62,9 (12,0)	72,4 (5,5)	84,2 (12,6)	65,6 (3,1)	65,6 (3,1)	72,4 (5,5)	78,7 (12,7)	64,1 (3,2)	78,7 (12,7)	64,3 (2,9)	44,5 (16,5)	44,5 (16,5)	64,3 (2,9)	44,5 (16,5)	64,3 (2,9)	44,5 (16,5)
% <i>Canthocamptus robertcokeri</i> (*)	62,2 (12,4)	71,3 (4,7)	83,2 (12,3)	64,3 (4,0)	64,3 (4,0)	71,3 (4,7)	77,9 (12,9)	64,1 (3,1)	77,9 (12,9)	63,2 (2,7)	44,0 (16,4)	44,0 (16,4)	63,2 (2,7)	44,0 (16,4)	63,2 (2,7)	44,0 (16,4)
% (Isopodes + Amphipodes)	2,9 (1,7)	0,2 (0,3)	0,4 (0,3)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,2 (0,3)	0,3 (0,3)	0,1 (0,1)	0,3 (0,3)	0,7 (0,2)	0,4 (0,1)	0,4 (0,1)	0,7 (0,2)	0,4 (0,1)	0,7 (0,2)	0,4 (0,1)
% Isopodes	0,8 (1,1)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,03 (0,06)	0,0 (0,0)							
% Amphipodes	2,1 (1,5)	0,2 (0,3)	0,4 (0,3)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,2 (0,3)	0,3 (0,3)	0,03 (0,06)	0,3 (0,3)	0,7 (0,2)	0,4 (0,1)	0,4 (0,1)	0,7 (0,2)	0,4 (0,1)	0,7 (0,2)	0,4 (0,1)
% Insectes	25,0 (5,4)	6,0 (1,8)	39,4 (3,2)	5,2 (2,9)	5,2 (2,9)	6,0 (1,8)	25,0 (10,6)	15,9 (0,8)	25,0 (10,6)	5,8 (0,3)	2,4 (0,2)	2,4 (0,2)	5,8 (0,3)	2,4 (0,2)	5,8 (0,3)	2,4 (0,2)
% Éphéméroptères	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,1 (0,15)	0,0 (0,0)							
% Trichoptères	1,3 (0,4)	0,0 (0,0)	4,2 (1,4)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	1,1 (0,5)	0,6 (0,3)	1,1 (0,5)	0,03 (0,05)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,03 (0,05)	0,0 (0,0)	0,03 (0,05)	0,0 (0,0)
% Diptères	23,6 (5,2)	6,0 (1,8)	35,2 (4,5)	5,2 (2,9)	5,2 (2,9)	6,0 (1,8)	24,0 (10,2)	15,2 (0,8)	24,0 (10,2)	5,8 (0,3)	2,4 (0,2)	2,4 (0,2)	5,8 (0,3)	2,4 (0,2)	5,8 (0,3)	2,4 (0,2)
% Chironomides	23,3 (5,0)	5,5 (1,8)	35,2 (4,5)	5,0 (3,1)	5,0 (3,1)	5,5 (1,8)	23,1 (9,5)	15,0 (0,7)	23,1 (9,5)	5,7 (0,4)	2,1 (0,3)	2,1 (0,3)	5,7 (0,4)	2,1 (0,3)	5,7 (0,4)	2,1 (0,3)

\* L'abondance relative est exprimée en pourcentage.

*Remarque.* - La dominance des groupes strictement benthiques est calculée par rapport à la densité partielle (excluant les crustacés Cladocères, Ostracodes et Copépodes). La dominance des crustacés (\*) est calculée par rapport à la densité totale. À l'intérieur d'un groupe d'organismes, la dominance d'un taxon est calculée par rapport à la densité totale des taxons qui composent ce groupe (par exemple, le pourcentage de Cladocères dans le groupe des crustacés).

## Annexe 10

## Abondance relative de chaque taxon d'invertébrés macrobenthiques par station et période d'échantillonnage

Taxons de macrobenthos	Abondance relative (dominance) des taxons de macrobenthos (après cumul des résultats par station)							
	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4	
	Juillet	Juillet	Juillet	Juillet	Juillet	Juillet	Sept.	Sept.
<b>Turbellariés</b>								
<i>Turbellaria</i> sp. 1	0,31	0,20	0,65	1,12	0,14	0,85	0,99	0,54
<i>Turbellaria</i> sp. 2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,28
<i>Tricladida</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00
<b>Nématodes</b>	21,32	15,09	11,95	20,72	9,19	10,01	0,00	6,89
<b>Gastéropodes</b>								
<i>Physa</i> cf. <i>g. gyrina</i>	0,21	0,07	0,04	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Valvata piscinalis</i>	0,24	0,00	0,08	0,25	0,00	0,23	0,00	0,00
<i>Valvata sincera</i>	0,43	0,46	0,00	0,84	0,22	0,00	0,15	0,23
<i>Valvata tricarinata</i>	1,05	0,20	0,00	0,00	0,64	0,18	0,00	0,00
<i>Valvata</i> sp.	1,47	0,07	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Bithynia tentaculata</i>	2,14	2,10	0,00	2,65	0,09	0,29	0,04	2,32
<i>Amnicola limosa?</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00
<i>Amnicola limosa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,12
<i>Helisoma</i> sp.	0,43	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Helisoma a. anceps</i>	0,33	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Helisoma c. campanulata</i>	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Probythinella lacustris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,44	0,00	0,00	0,04
<b>Hydroidiés (immatures)</b>	0,05	0,19	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Somatogyrus</i> cf. <i>subglobosus</i>	0,00	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Lymnidiés (immatures)</b>	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fossaria</i> cf. <i>modicella</i>	0,19	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fossaria</i> sp.	0,05	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Pélicypodes</b>								
<i>Pistidium annicum</i>	0,00	0,00	0,92	6,87	0,00	0,00	0,42	2,95
<i>Pistidium</i> sp.	0,56	0,20	0,74	1,00	0,45	0,00	2,00	7,82
<i>Pistidium casertanum</i> ?	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pistidium compressum</i>	0,10	0,13	0,22	0,00	0,00	0,00	0,16	0,34
<i>Pistidium ferrugineum</i>	0,14	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00
<i>Pistidium henstowianum</i>	0,21	0,13	0,15	2,45	0,00	0,00	0,00	0,36





Abondance relative (dominance) des taxons de macrobenthos (après cumul des résultats par station)

Taxons de macrobenthos	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4		Station 1		Station 2		Station 3		Station 4		
	Juillet		Juillet		Juillet		Juillet		Sept.		Sept.	Sept.		Sept.		Sept.	
<b>Coléoptère</b>																	
<i>Dubiraphia</i> sp.	0,10		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00
<b>Diptères</b>																	
<b>Cératopogonidés</b>																	
(immatures stade 1)	0,14		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00
(immatures stade 2)	0,14		0,00		0,00		0,00		0,03		0,68		0,00		0,00		0,00
(immatures stade 3)	0,00		0,00		0,00		0,00		0,06		0,00		0,00		0,00		0,00
<i>Mallochohelea</i> sp.	0,00		0,00		0,00		0,00		0,10		0,00		0,00		0,00		0,00
(immatures stade 2 ou 3)																	
<i>Mallochohelea</i> sp.	0,00		0,00		0,07		0,20		0,00		0,18		0,00		0,00		0,00
(immatures stade 3)																	
<i>Mallochohelea</i> sp.	0,00		0,00		0,15		0,20		0,00		0,00		0,06		0,24		0,00
(immatures stade 4)																	
<i>Palpomyia/Bezzia</i> sp.	0,00		0,00		0,00		0,00		0,03		0,00		0,00		0,00		0,00
(immatures stade 3)																	
<i>Sphaeromyias</i> sp.	0,00		0,00		0,00		0,10		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00
(immatures stade 4)																	
<b>Chironomidés</b>																	
<i>Procladius (Holotanyppus)</i> sp.	0,14		0,07		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00
<i>Coelotanyppus</i> cf. <i>scapularis</i>	9,60		14,98		1,07		1,81		7,20		12,04		0,88		0,88		0,88
<i>Ablabesmyia simpsoni</i>	0,05		0,07		0,00		0,00		0,11		1,09		0,00		0,00		0,04
<i>Ablabesmyia mallochi</i>	0,00		0,20		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00
<i>Chironomini</i>	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,18		0,00		0,00		0,00
(pupes)	0,07		0,07		0,00		0,39		0,04		0,00		0,00		0,00		0,00
<i>Chironomini</i> sp. (pupes)	0,00		0,13		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00
<i>Chironomus</i> sp. (pupes)	0,00		0,00		0,00		0,25		0,00		0,00		0,03		0,00		0,00
<i>Chironomus</i> sp.	0,24		5,60		2,61		1,52		0,69		6,91		3,87		0,81		0,81
<i>Chironomus (Chironomus)</i>	0,00		0,00		1,22		0,51		0,00		0,11		0,22		0,19		0,19
<i>plumosus</i>																	
<i>Cladopelma</i> sp.	0,19		0,00		0,00		0,00		0,03		0,00		0,00		0,00		0,00
<i>Clinotanyppus pinguis</i>	0,00		0,00		0,00		0,00		0,20		0,11		0,05		0,00		0,00
<i>Cryptochironomus</i> sp. (pupes)	0,00		0,07		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00
<i>Cryptochironomus ramus</i>	0,00		1,03		0,11		0,39		0,00		0,65		0,41		0,17		0,17
<i>Cryptotendipes</i> sp.	1,15		2,33		0,00		0,00		0,00		0,11		0,00		0,00		0,00

Abondance relative (dominance) des taxons de macrobenthos (après cumul des résultats par station)

Taxons de macrobenthos	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4		Station 1		Station 2		Station 3		Station 4	
	Juillet	Sept.														
<i>Cryptotendipes</i> sp. (pupes)	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Dicrotendipes modestus</i>	1,48	0,38	1,09	0,00	0,00	0,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Dicrotendipes</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Einfeldia dissidens</i>	0,00	0,03	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Harnischia</i> sp.	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Microtendipes pedellus</i>	0,05	0,09	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Microchironomus</i> cf. <i>nigrovittatus</i>	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Microtendipes</i> gr. <i>rydalensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pagastiella ostansa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Paratendipes</i> sp.	0,21	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Polypedilum</i> ( <i>Tripodura</i> ) sp.	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Polypedilum</i> ( <i>Tripodura</i> ) cf. <i>scalaenum</i>	0,00	0,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pseudochironomus</i> sp.	3,77	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pseudochironomus fulviventris</i>	0,00	3,31	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tribelos jucundum</i>	3,12	2,11	1,76	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cladotanytarsus</i> gr. <i>wanderwulpi</i> sp.	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tanytarsus</i> sp.	2,76	0,30	5,84	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tanytarsus</i> sp. (pupes)	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Orthocladinae</i>	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Orthocladinae</i> (pupes)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nanocladius</i> (N.) gr. <i>bicolor</i> sp.	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Psectrocladius</i> ( <i>Monopsectrocladius</i> ) sp.	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Poithastia</i> gr. <i>longimana</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Total (%)</b>	<b>100</b>															

Remarque. - Les sous-échantillons (n = 3) ont été regroupés.

**Annexe 11**

**Valeur brute des métriques de l'indice ICI par station, période d'échantillonnage et sous-échantillon**

Valeurs brutes	Station 1			Station 2			Station 3			Station 4			Station 1			Station 2			Station 3			Station 4					
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
M1	31	34	30	25	22	33	15	9	14	19	24	18	29	35	27	24	23	22	21	18	18	26	24	18	26	24	18
M2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M3	2	1	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	3	4	2	3	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
M4	8	12	11	11	8	12	3	2	4	7	7	3	10	12	12	9	11	9	6	5	5	6	6	4	6	4	3
M5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M6	1,7	0,9	1,5	3,6	5,7	3,1	0	0	0	0	0	0	0,9	0,5	0,3	1,0	1,6	0,7	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0
M7	2,1	4,1	2,5	6,8	4,0	7,9	0	0	0	0	0	0	0,3	0,1	0,6	0	0,5	0,3	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0
M8	96	95	96	90	90	89	100	100	100	100	100	100	99	99	99	99	98	99	100	100	100	100	100	100	100	100	100
M9A	35	57	52	56	49	55	84	81	8	42	43	36	73	64	76	72	66	62	86	88	80	75	69	80	75	69	80
M11	7	7	4	4	3	7	2	0	0	2	3	3	4	4	2	1	2	2	1	2	1	2	3	2	2	3	2
M12	8,1	8,9	2,9	4,0	3,4	4,1	0,3	0,0	0,0	1,9	5,7	5,1	1,4	2,1	1,1	0,3	1,1	1,0	0,2	0,2	0,2	1,8	3,3	3,1	1,8	3,3	3,1
M13	4	4	3	3	3	4	2	2	3	3	1	2	5	5	4	5	3	4	4	2	4	5	5	3	5	5	3
M14	27	50	39	40	37	37	82	73	77	34	32	31	69	65	72	65	47	65	82	84	75	71	69	76	71	69	76
M15	1	2	1	1	1	2	0	0	0	1	2	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1
M16	0,9	0,3	1,2	0,4	2,3	0,8	0,0	0,0	0,0	0,4	3,0	1,5	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3	0,9	0,3	0,9	0,3

Remarque.- Les valeurs des métriques M8, M9A et M14 ont été arrondies.

**Annexe 12**

**Cote des métriques de l'indice ICI par station, période d'échantillonnage et sous-échantillon**

Cotes	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4		Station 1		Station 2		Station 3		Station 4			
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Sous-échantillons	4	6	4	4	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
M1	4	6	4	4	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
M2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M3	4	2	4	4	4	0	0	0	0	6	6	4	6	4	2	2	0	0
M4	6	6	6	6	6	2	4	4	4	6	6	6	6	4	4	4	4	2
M5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M6	2	0	2	4	6	4	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
M7	4	6	4	6	6	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M8	0	0	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M9A	4	2	2	2	2	2	0	0	0	2	2	2	2	2	2	0	0	0
M11	6	6	4	4	4	6	2	0	2	4	4	2	2	2	2	2	4	2
M12	2	2	0	2	2	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	2
M13	2	2	2	2	2	2	4	4	2	6	4	2	2	4	2	2	0	2
M14	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M15	4	2	4	4	4	2	6	6	4	2	4	6	6	6	4	4	4	4
M16	6	6	4	6	2	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
ICI(9A)	24	22	22	28	28	30	2	2	4	8	10	8	20	18	14	12	8	6
I16	46	40	36	46	42	48	20	18	18	22	24	28	36	30	30	24	24	20
I9A%	44	41	41	52	52	56	4	4	7	15	19	15	37	33	26	15	11	15
I16%	51	44	40	51	47	53	22	20	20	24	27	31	40	33	33	27	22	27

**Annexe 13**  
**Variabes\* abiotiques composant la matrice environnementale utilisée dans**  
**l'analyse canonique des correspondances**

Sans Forward Selection			Après Forward Selection		
Variable	Eigen		Variable	Eigen	
% d'eau (s)	0,14	NS	Vitesse du courant (e)	0,10	NS
% C organique (s)	0,15	NS	N Kjeldhal (s)	0,11	NS
N-NH <sub>3</sub> (s)	0,15	NS	Coefficient extinction de la lumière à 4 m (e)	0,12	NS
N Kjeldhal (s)	0,15	NS	% d'oxygène dissous à 1 m (e)	0,13	NS
Cl dissous (e)	0,15	NS	N-NH <sub>3</sub> (s)	0,14	NS
% de sable (s)	0,16	NS	% d'eau (s)	0,14	NS
Vitesse du courant (e)	0,16	NS	% d'atténuation de la lumière à 4 m (e)	0,14	NS
N-NO <sub>3</sub> -NO <sub>2</sub> (e)	0,17	NS	Cl dissous (e)	0,15	NS
C total (e)	0,17	NS	Coefficient d'extinction de la lumière à 1 m (e)	0,15	NS
Dureté totale (e)	0,18	NS	Mg (s)	0,15	NS
C total - C organique (e)	0,18	NS	% C organique (e)	0,15	NS
% argile (s)	0,19	NS	% d'atténuation de la lumière à 1 m (e)	0,15	NS
% C total (s)	0,20	NS	P inorganique (s)	0,16	NS
C particulaire (e)	0,20	NS	% de sable (s)	0,16	NS
SO <sub>4</sub> (e)	0,20	NS	N-NO <sub>3</sub> -NO <sub>2</sub> (e)	0,16	NS
% de limon (s)	0,20	NS	Dureté totale (e)	0,16	NS
Alcalinité totale (e)	0,21	NS	% de saturation en oxygène à 1 m (e)	0,16	NS
% saturation en oxygène à 1 m (e)	0,21	NS	C total - C organique (e)	0,16	NS
K (s)	0,21	NS	C total (e)	0,16	NS
P total (e)	0,22	NS	Turbidité (e)	0,17	NS
Ca (s)	0,23	NS	Coefficient de classement Trask (s)	0,17	NS
Matières dissoutes (e)	0,24	NS	Ca (s)	0,17	NS
MSNF (e)	0,24	NS	% C total (s)	0,17	NS
N-NH <sub>3</sub> (e)	0,24	NS	Alcalinité totale (e)	0,17	NS
Température à 1 m (e)	0,24	NS	C particulaire (e)	0,18	NS
Na (s)	0,24	NS	MSNF (e)	0,18	NS
Conductivité 1m (e)	0,24	NS	% d'argile (s)	0,18	NS
Coefficient d'extinction de la lumière à 1 m (e)	0,24	NS	% de limon (s)	0,19	NS
Couleur vraie (e)	0,25	NS	pH (e)	0,20	NS
% d'atténuation de la lumière à 1 m (e)	0,25	NS	SO <sub>4</sub> (s)	0,20	NS
Oxygène dissous à 1 m (e)	0,26	NS	P total (e)	0,20	NS
pH (e)	0,26	NS	N-NH <sub>3</sub> (e)	0,21	NS

<i>Sans Forward Selection</i>			<i>Après Forward Selection</i>		
Variable	<i>Eigen</i>		Variable	<i>Eigen</i>	
Mg (s)	0,26	NS	Na (s)	0,21	NS
Coefficient de classement	0,27	S	K (s)	0,21	NS
Trask So (s)					
Coefficient d'extinction de la lumière à 4 m (e)	0,30	S	Conductivité à 1 m (e)	0,23	NS
Turbidité (e)	0,32	S	Température à 1 m (e)	0,22	NS
% d'atténuation de la lumière à 4 m (e)	0,32	S	Matières dissoutes (e)	0,23	NS
P inorganique (s)	0,34	S	Couleur vraie (e)	0,25	NS
P total (s)	0,35	S			

\* On a attribué à chaque variable une valeur propre (*eigen*) avant et après application du processus *Forward Selection*.

NS : non significatif ( $p > 0,05$ ).

S : significatif ( $p < 0,05$ ).

(e) : variable mesurée dans l'eau.

(s) : variable mesurée dans les sédiments.

**Annexe 14**  
**Variables abiotiques composant la matrice des contaminants utilisés dans**  
**l'analyse canonique des correspondances**

Sans Forward selection			Après premier Forward selection			Après second Forward selection		
Variable	Eigen		Variable	Eigen		Variable	Eigen	
Atrazine (s)	0,15	NS	Cu (s)	0,13	NS	Li (s)	0,09	NS
Fe (s)	0,15	NS	Va (e)	0,13	NS	Al (s)	0,09	NS
Va (e)	0,16	NS	Fe (s)	0,14	NS	Atrazine (s)	0,11	NS
Hexachloro- benzène (s)	0,17	NS	Fe (e)	0,14	NS	Cu (s)	0,11	NS
Li (s)	0,17	NS	Atrazine (s)	0,15	NS	Cr (s)	0,11	NS
Hg (e)	0,18	NS	Ni (s)	0,15	NS	Al (e)	0,12	NS
Pyrène (s)	0,18	NS	Pyrène (s)	0,16	NS	Fe (s)	0,12	NS
Fluoranthène (s)	0,18	NS	Fluoranthène (s)	0,16	NS	Fe (e)	0,12	NS
BPC-105 (s)	0,18	NS	Hexachloro- benzène (s)	0,16	NS	Ni (s)	0,12	NS
Naphtalène (s)	0,19	NS	Naphtalène (s)	0,16	NS	Va (e)	0,13	NS
BPC-170 (s)	0,19	NS	Li (s)	0,16	NS	Hg (e)	0,14	NS
Benzo- fluoranthène (s)	0,19	NS	BPC-105 (s)	0,17	NS	<i>p,p'</i> -DDE (s)	0,16	NS
Benzopérylène (s)	0,19	NS	Benzo- pérylène (s)	0,17	NS	BPC-170 (s)	0,16	NS
Indéno (s)	0,19	NS	Benzo- fluoranthène (s)	0,17	NS	Naphtalène (s)	0,16	NS
Benzo- anthracène (s)	0,19	NS	Hg (s)	0,17	NS	Hexachloro- benzène (s)	0,16	NS
Benzopyrène (s)	0,20	NS	Indéno (s)	0,17	NS	Dibenzo- anthracène (s)	0,16	NS
Dibenzo- anthracène (s)	0,20	NS	Cr (s)	0,17	NS	Pyrène (s)	0,16	NS
Chrysène (s)	0,20	NS	BPC-118 (s)	0,17	NS	Benzo(a) pyrène (s)	0,16	NS
Phénanthrène (s)	0,20	NS	Dibenzo- anthracène (s)	0,17	NS	Indéno (s)	0,16	NS
Ni (s)	0,20	NS	Benzo- pyrène (s)	0,17	NS	Benzo- pyrène (s)	0,16	NS
Anthracène (s)	0,21	NS	Benzo- anthracène (s)	0,17	NS	Benzo- fluoranthène (s)	0,16	NS
As (s)	0,21	NS	BPC-128 (s)	0,17	NS	Benzo- anthracène (s)	0,16	NS
Al (s)	0,22	NS	Pb (s)	0,17	NS	Fluoranthène (s)	0,16	NS
Mn (s)	0,22	NS	BPC-138 (s)	0,17	NS	Hg (s)	0,16	NS
BPC-138 (s)	0,22	NS	As (s)	0,17	NS	Pb (s)	0,16	NS
Hg (s)	0,22	NS	Hg (e)	0,17	NS	Pentachloro- phénol (s)	0,17	NS
BPC-118 (s)	0,23	NS	Phénanthrène (s)	0,17	NS	Chrysène (s)	0,17	NS
Fluorène (s)	0,23	NS	Chrysène (s)	0,18	NS	Phénanthrène (s)	0,16	NS
BPC-153 (s)	0,23	NS	Mn (s)	0,18	NS	Mn (s)	0,17	NS
<i>p,p'</i> -DDE (s)	0,23	NS	BPC-156 (s)	0,18	NS	Anthracène (s)	0,17	NS
Cr (s)	0,24	NS	Anthracène (s)	0,19	NS	BPC-156 (s)	0,17	NS

Sans Forward selection			Après premier Forward selection			Après second Forward selection		
Variable	Eigen		Variable	Eigen		Variable	Eigen	
BPC-128 (s)	0,24	NS	BPC-170 (s)	0,19	NS	BPC-138 (s)	0,17	NS
Pb (s)	0,27	NS	BPC-153 (s)	0,19	NS	BPC-105 (s)	0,17	NS
Mirex (s)	0,27	NS	Al (s)	0,19	NS	Cd (s)	0,17	NS
BPC-156 (s)	0,29	S	Al (e)	0,19	NS	BPC-153 (s)	0,17	NS
Fe (e)	0,30	S	Cd (s)	0,19	NS	BPC-128 (s)	0,17	NS
Al (e)	0,31	S	Pentachloro- phénol (s)	0,20	NS	As (s)	0,17	NS
Cd (s)	0,32	S	Fluorène (s)	0,22	NS	BPC-118 (s)	0,17	NS
Cu (s)	0,35	S	<i>p,p'</i> -DDE (s)	0,23	NS	Fluorène (s)	0,17	NS
Pentachloro- phénol (s)	0,35	S	Mirex (s)	0,27	S			
Zn (s)	0,36	S						

\* On a attribué à chaque variable une valeur propre (*eigen*) avant et après application du processus *Forward Selection*.

NS : non significatif ( $p > 0,05$ ).

S : significatif ( $p < 0,05$ ).

(e) : variable mesurée dans l'eau.

(s) : variable mesurée dans les sédiments.

**Annexe 15**  
**Sommaire des variables\* explicatives extraites de l'analyse canonique des correspondances**

Variable	Juillet				Septembre			
	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4
Cu (s) (mg/kg)	36,2	34,2	24,3	22,8	35,9	32,3	27,9	23,1
Zn (s) (mg/kg)	337,0	367,0	76,2	74,1	342	259,0	90,3	73,6
Cd (s) (mg/kg)	4,5	8,5	0,5	0,5	4,5	4,6	0,6	0,5
BPC-156 (s) (pg/g)	871	768	195	287	858	1453	301	250
PCP (s) (pg/g)	260	265	0	0	287	319	0	0
Al (e) (mg/L)	0,038	0,06	0,08	0,104	0,02	0,026	0,125	0,086
Fe (e) (mg/L)	0,024	0,052	0,062	0,087	0,028	0,036	0,113	0,074
Mirex (s) (pg/g)	0	0	170	234	563	522	244	213
Trask (s)	0,30	0,35	0,25	0,27	0,31	0,33	0,28	0,29
P total (s) (mk/kg)	1279	1269	1033	1140	1240	1260	1110	1062
P inorg. (s) (mg/kg)	966	951	839	850	953,00	999	836	850
Turbidité (e)	0,93	2,30	2,70	3,60	0,90	1,40	3,70	2,80
% atténuation de la lumière à 4m (e)	19,60	9,70	5,43	1,89	15,49	11,02	5,00	5,15
Coefficient d'extinction de la lumière à 4 m (e)	0,41	0,58	0,73	0,99	0,47	0,55	0,75	0,74
Classe phi 4,5 (s)	0,24	0,54	1,97	1,89	0,00	0,35	0,95	0,90
Classe phi 7,5 (s)	8,55	8,90	7,07	7,93	7,22	6,99	6,89	7,45

\* On a attribué à chaque variable une valeur brute par station et par période d'échantillonnage.

Légende. - (e) : variable mesurée dans l'eau. (s) : variable mesurée dans les sédiments.