

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

Mémoire

présenté

à

l'Institut national de la recherche scientifique

comme exigence partielle

de la

Maîtrise es sciences (EAU)

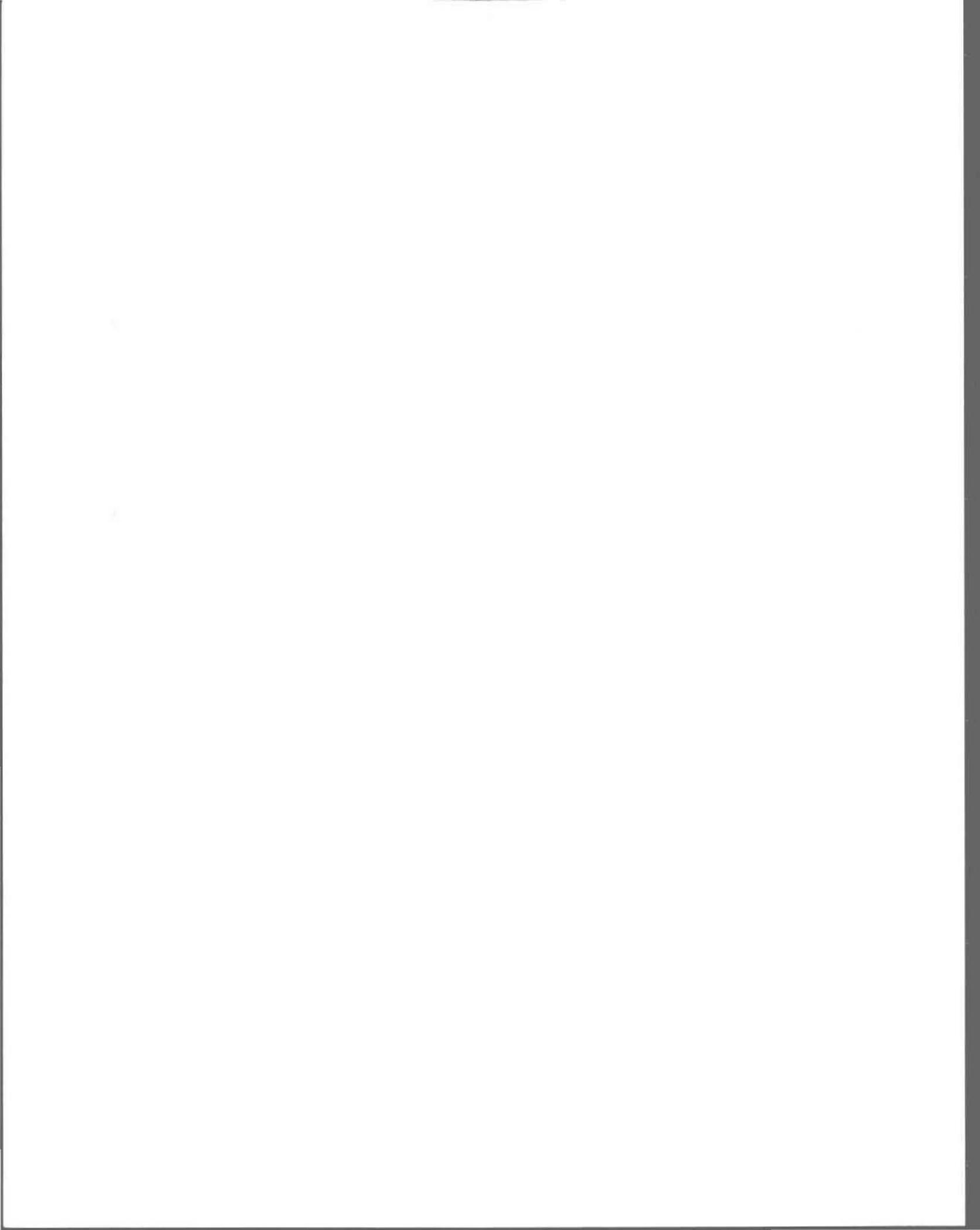
par

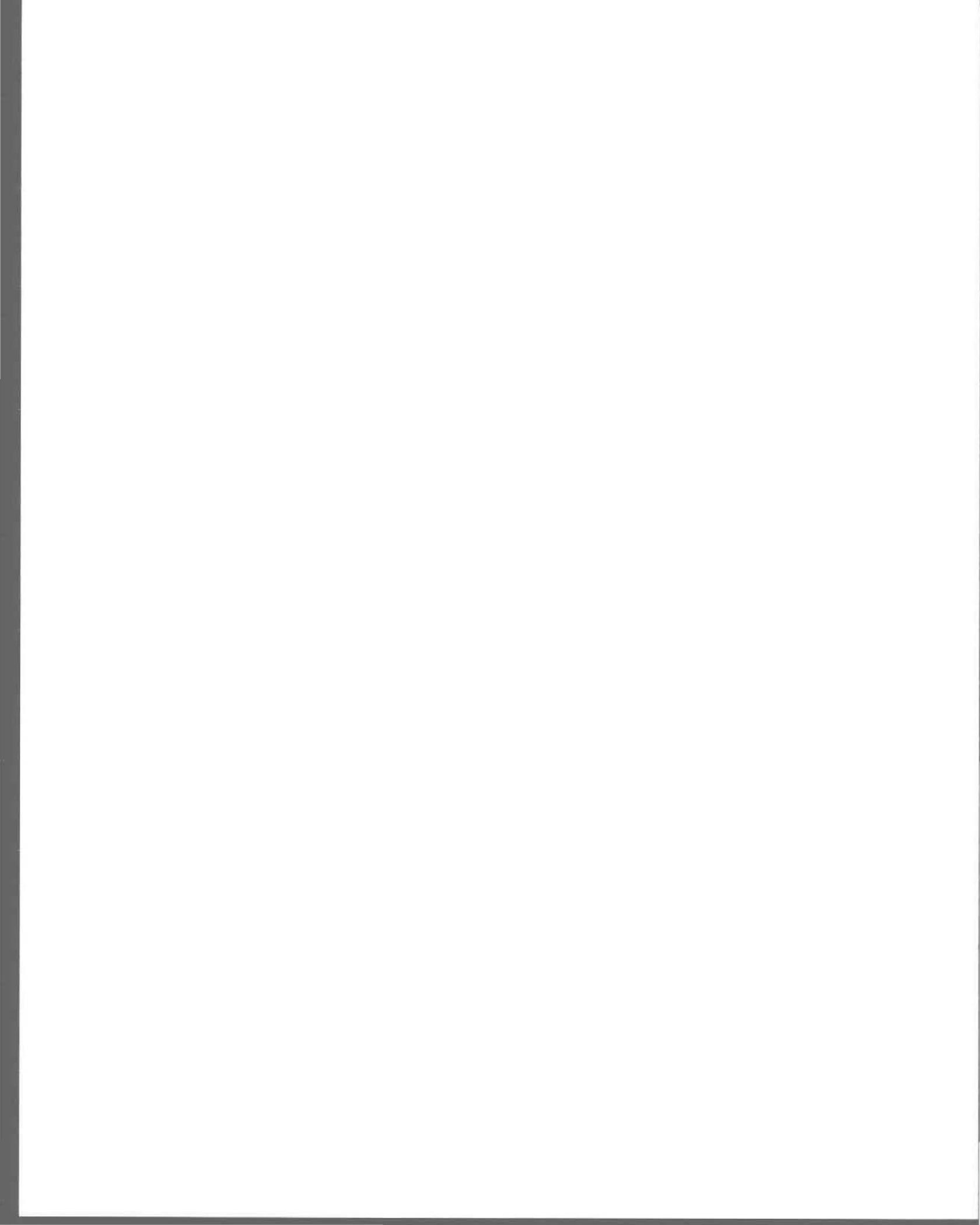
Yves Lefebvre

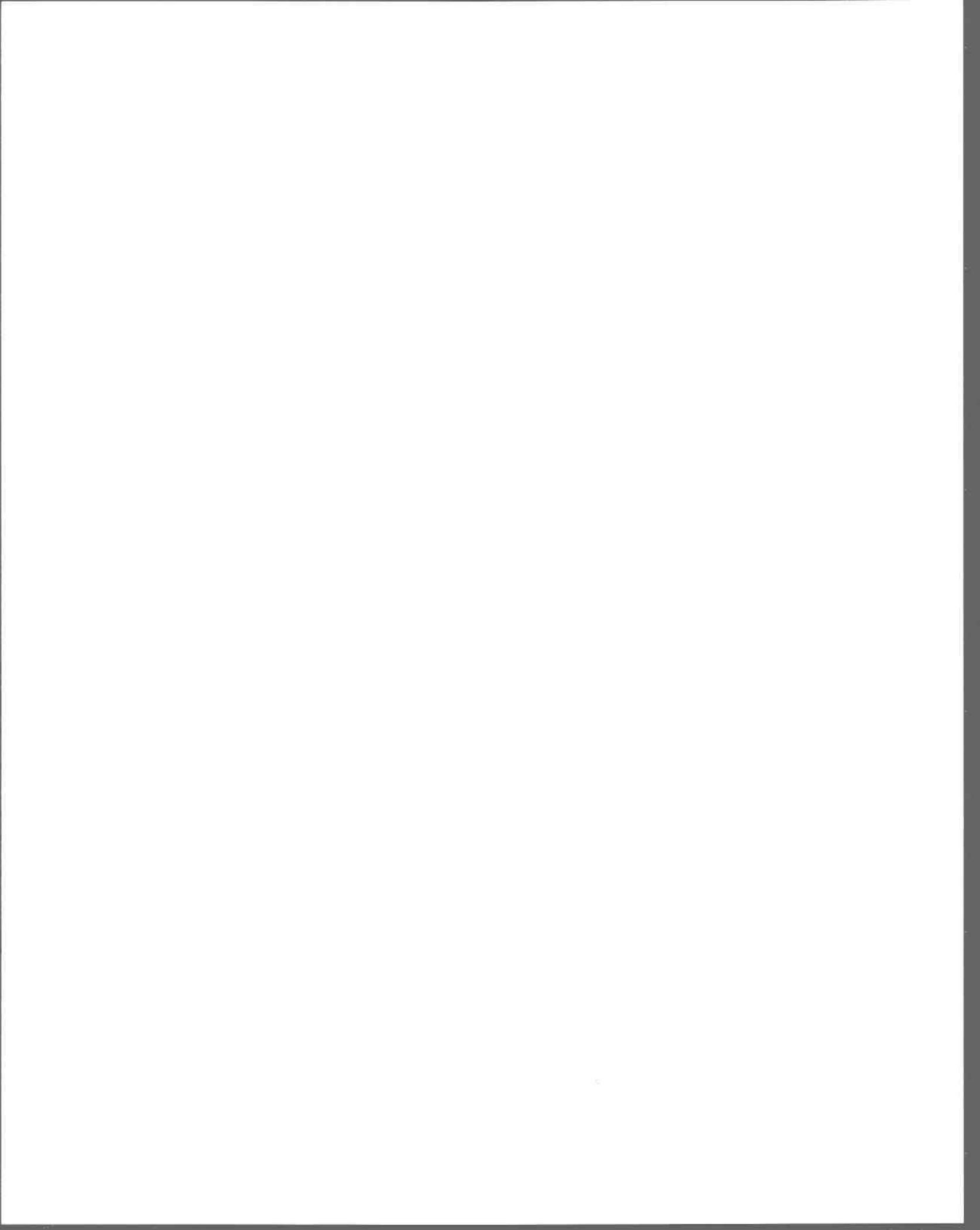
(B.Sc. biochimie)

Impact de la pollution diffuse urbaine sur la qualité de l'eau
de la rivière Saint-Charles à l'aide d'indices de qualité

Décembre 1983







REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer une profonde gratitude à l'égard de mon directeur de mémoire, monsieur Denis Couillard, pour sa collaboration continue, son encadrement souple qui a encouragé l'initiative personnelle et l'intérêt soutenu qu'il a manifesté tout au long de l'élaboration de ce travail.

Je remercie monsieur Daniel Cluis ainsi que monsieur Pierre Lavallée qui ont su me prodiguer de judicieux conseils à certaines étapes de mon cheminement. Enfin, j'adresse mon appréciation aux personnes suivantes pour la contribution précieuse qu'elles m'ont apportée: madame Sylvie Cloutier et monsieur Normand Bellemare.

1

2

3

4

5

6

7

8

9

RÉSUMÉ

Il est fréquent au Québec de retrouver une rivière, s'écoulant au coeur d'une ville importante, qui se trouve aux points de vue visuel et récréatif dans un triste état. Malgré plusieurs actions pour améliorer la qualité de cette eau, leur efficacité réelle demeure problématique. Une importante cause potentielle du retard dans la récupération d'une eau de bonne qualité est le déversement dans le milieu récepteur, pour un tronçon urbain de la rivière, des eaux usées de débordement des réseaux unitaires de la ville. Les débordements des réseaux unitaires sont considérées comme d'importantes sources de matières en suspension, métaux, bactéries et virus.

L'objectif principal de cette recherche est de représenter la détérioration de la qualité de la rivière Saint-Charles, causée par les débordements du réseau unitaire de la ville de Québec durant une averse de pluie, telle que mise en évidence par des indices de qualité des eaux. Les indices de qualité de Provencher et Lamontagne et d'Ibbotson ont été appliqués en temps sec et durant une averse automnale (pluie de 20 mm). La récréation est l'usage cible qui a été étudié.

Les résultats obtenus démontrent que chacun des indices de qualité appliqués est apte à représenter l'impact de la pollution diffuse urbaine sur la qualité des eaux de la rivière Saint-Charles; la technique de compilation la plus performante dans le cadre de cette application est une

addition pondérée alors que la technique la plus sensible est la multiplication pondérée; le retour de la qualité des eaux de la Saint-Charles à un niveau de qualité correspondant à celui de temps sec est un processus nécessitant une période de 24 heures et plus. Cependant, nous constatons qu'aucun des indices étudiés ne constitue l'indice idéal pour caractériser le niveau de qualité des eaux réceptrices contaminées par des débordements des réseaux unitaires.

TABLE DES MATIÈRES

	<u>Page</u>
REMERCIEMENTS	i
RÉSUMÉ	iii
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES FIGURES	ix
NOMENCLATURE	xi
INTRODUCTION	1
1. RÉTROSPECTIVE DES INDICES DE QUALITÉ DE L'EAU	11
1.1 Historique des indices de qualité de l'eau	12
1.2 Mécanisme de fonctionnement d'un indice	15
1.3 Propriétés des principales techniques de compilation	19
1.4 Rôle et exploitation des indices de qualité de l'eau	21
1.5 Inventaire des indices de qualité de l'eau	22
2. ÉTUDE D'UN CAS: LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES	45
2.1 Description du bassin de la rivière Saint-Charles	46
2.1.1 Milieu biophysique	46
2.1.2 Régime hydraulique	51
2.1.3 Utilisation du territoire	53
2.1.4 Usages récréatifs et municipaux	55
2.2 Qualité de l'eau de la rivière Saint-Charles	57
2.2.1 Secteur amont	57
2.2.2 Secteur aval	59
2.3 Résultats Expérimentaux	65
2.3.1 Commentaires sur les données expérimentales	69
2.3.2 Données brutes soumises pour l'évaluation d'indices de qualité de l'eau	70
3. APPLICATION D'INDICES DE QUALITÉ DE L'EAU	77
3.1 Sélection d'un indice	78
3.1.1 Critères de sélection des indices	78
3.1.2 Choix des indices de qualité de l'eau	81

	<u>Page</u>
3.2 Application de l'indice de Provencher et Lamontagne	84
3.2.1 Caractéristiques de l'indice	84
3.2.2 Fonction de transformation spécifique aux coliformes fécaux	86
3.2.3 Application de l'indice	90
3.3 Application de l'indice d'Ibbotson	96
3.3.1 Caractéristiques de l'indice	96
3.3.2 Application de l'indice	104
3.4 Programmation informatique des indices de qualité appliqués .	108
 4. DISCUSSION DES RÉSULTATS	 113
4.1 Commentaires généraux	114
4.1.1 Indice de Provencher et Lamontagne	114
4.1.2 Indice d'Ibbotson	117
4.2 Analyse des profils spatio-temporels	118
4.2.1 Profils temporels	120
A) Indice de Provencher et Lamontagne	120
B) Indice d'Ibbotson	132
4.2.2 Profils spatiaux	137
A) Indice de Provencher et Lamontagne	137
B) Indice d'Ibbotson	146
4.3 Comparaison des indices	150
 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	 153
 BIBLIOGRAPHIE	 161
 ANNEXES	 171

LISTE DES TABLEAUX

	<u>Page</u>
1 Concentrations caractéristiques des eaux usées urbaines	7
2 Liste partielle des indices existants	14
3 Principales techniques d'agglomération	18
4 Description synthétique des indices de qualité de l'eau inventoriés	24
5 Valeurs analytiques des paramètres mesurés lors de l'échantil- lonnage en temps sec (10-07-80)	72
6 Valeurs analytiques des paramètres mesurés lors de l'échantil- lonnage en temps de pluie (26-09-80)	73
7 Grille représentant la procédure de sélection d'un indice de qualité de l'eau	82
8 Paramètres de base requis par l'indice de Provencher et Lamontagne ainsi que la pondération proposée	85
9 Signification des cotes numériques de qualité de l'eau de l'indice de Provencher et Lamontagne	88
10 Évaluation de l'indice de qualité de Provencher et Lamontagne pour l'usage récréatif, à l'embouchure de la rivière du Berger (station 7) par temps sec	92

	<u>Page</u>
11 Résultats bruts de l'application de l'IQE de Provencher et Lamontagne, utilisant une technique de compilation additive pondérée, pour un usage récréatif de la rivière Saint-Charles	94
12 Résultats bruts de l'application de l'IQE de Provencher et Lamontagne, utilisant une technique de compilation multiplicative pondérée, pour un usage récréatif de la rivière Saint-Charles	95
13 Fonctions de conversion de différents paramètres mesurés pour l'application du sous-indice de l'usage récréatif d'Ibbotson	98
14 Signification des cotes numériques de la qualité de l'eau pour l'indice d'Ibbotson	102
15 Évaluation du sous-indice de qualité d'Ibbotson pour l'usage "récréation" (sports de contact); à la station amont de la rivière Saint-Charles (station 9), une heure après le pic du hétéogramme ($t_0 + 1$)	105
16 Résultats bruts de l'application du sous-indice de l'usage (SIU) d'Ibbotson pour l'usage récréatif de la rivière Saint-Charles	107

LISTE DES FIGURES

	<u>Page</u>
1 Carte du bassin de la rivière Saint-Charles	47
2 Coupe géologique de la rivière Saint-Charles (région laurentienne et région de Loretteville)	49
3 Coupe géologique de la rivière Saint-Charles (région urbanisée de Québec	50
4 Représentation de la qualité générale de l'eau de la rivière Saint-Charles et de ses tributaires	58
5 Localisation des émissaires de débordement du réseau unitaire de la ville de Québec	64
6 (A à D) - Courbes des fonctions qualités de tous les paramètres requis pour l'utilisation récréative, indice de Provencher et Lamontagne	89
7 Fonction d'appréciation de la qualité d'une eau vouée à un usage récréatif, pour l'indice de Provencher et Lamontagne (paramètre \equiv coliformes fécaux	91
8 (A à H) - Fonction de transformation de tous les paramètres requis pour estimer le sous-indice de l'usage récréatif (sports de contact), indice d'Ibbotson	100
9 Organigramme des principales opérations des programmes INDPRO et INDIBB	109

	<u>Page</u>
10 (A à J) - Variation temporelle de l'indice additif de qualité de l'eau de Provencher et Lamontagne à différentes stations	122
11 Variation temporelle de l'indice multiplicatif de qualité de l'eau de Provencher et Lamontagne à la station de la rivière du Berger .	131
12 (A à F) - Variation temporelle de l'indice de qualité de l'eau d'Ibbotson à différentes stations	134
13 (A à J) - Variation spatiale de l'indice additif de la qualité de l'eau de Provencher et Lamontagne à différents moments après le pic de l'hyétogramme	139
14 Variation spatiale de l'indice multiplicatif de la qualité de l'eau de Provencher et Lamontagne à différents moments après le pic de l'hyétogramme	145
15 (A à C) - Variation spatiale de l'indice de qualité de l'eau d'Ibbotson à différents moments après le pic de l'hyétogramme	148

NOMENCLATURE

- A -

ABS : détergent (alkyl-benzène-sulfonate)
 ALC : alcalinité

- C -

CEC : carbone extrait au chloroforme
 CHL-A : chlorophylle A
 C. KUB. : extraction de la matière carbonnée
 CL : chlorure
 COLI. FEC. : coliformes fécaux
 COLI. TOT. : coliformes totaux
 COND. : conductivité
 CON. ING. : contaminant toxique inorganique
 CON. ORG. : contaminant toxique organique
 COUL. : couleur
 Cr : chrome
 Cu : cuivre

- D -

DBO₅ : demande biochimique en oxygène
 DCO : demande chimique en oxygène
 DUR. : dureté

- F -

Fe : fer

- G -

GR : graisses

- M -

MAC : pourcentage de surface occupée par les macrophytes
 MES : matières en suspension
 Mn : manganèse
 MT : métaux traces

- N -

NH₃ : azote ammoniacal

Ni : nickel
 NO₂ - NO₃ : nitrite et nitrate
 NO₃ : nitrate
 N_{INOR.TOT.} : azote inorganique total
 N_{TOT.} : azote total

- O -

OD : oxygène dissous (mg/l)
 %OD : oxygène dissous, pourcentage de saturation

- P -

Pb : plomb
 PF : pollution flagrante (aspect visuel et odeur)
 PM : profondeur moyenne d'un lac (m)
 PO₄ : ortho-phosphate
 PS : poids sec de seston (g/m³)
 Ptot : phosphore total mesuré sous forme PO₄

- R -

%REJ. T. : pourcentage de la population dont les rejets sont traités

- S -

SDT : solides dissous totaux
 ST : solides totaux

- T -

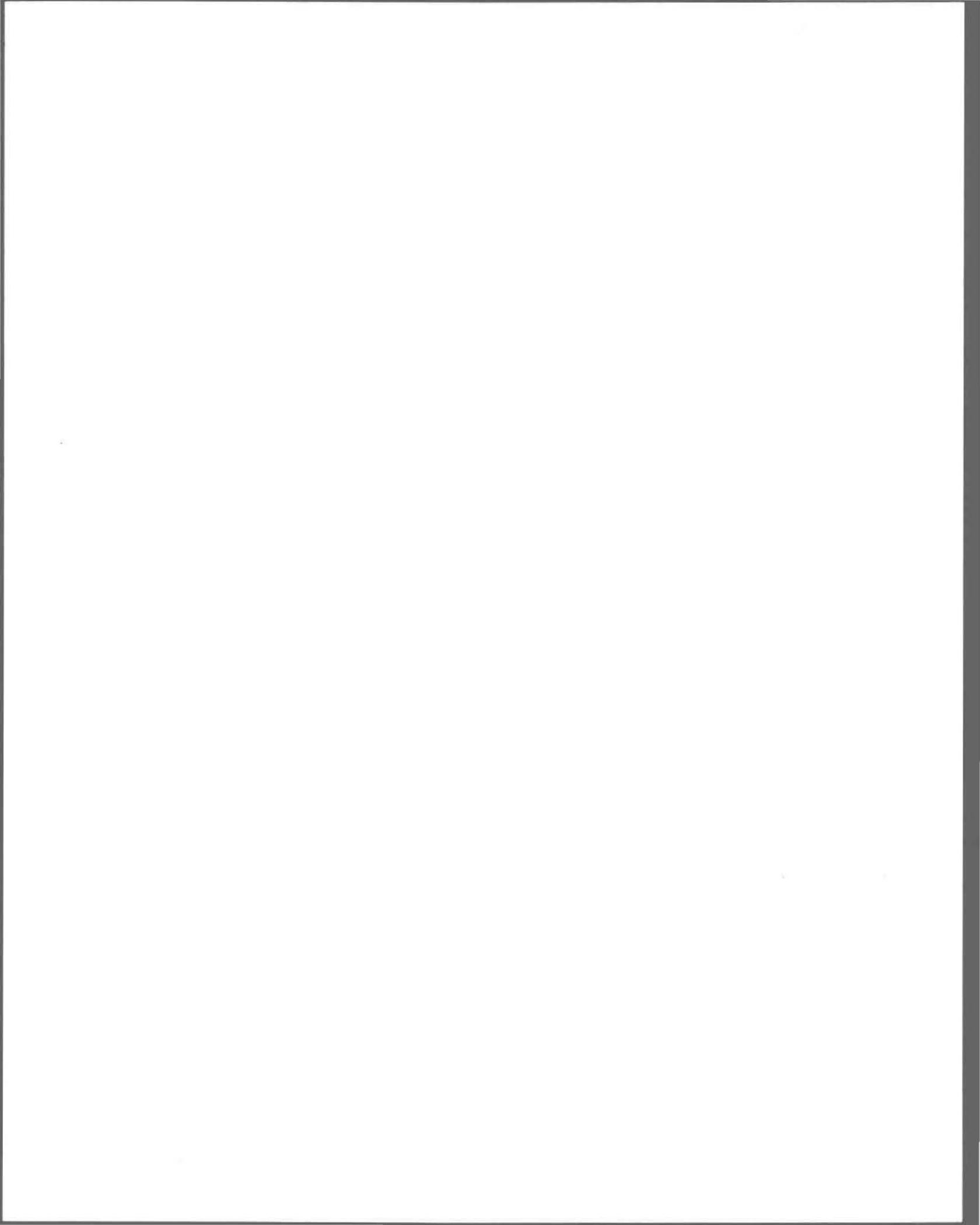
T : température (°C)
 TRANS : transparence
 TURB. : turbidité

- U -

UMA : unité de masse atomique

- Z -

Zn : Zinc



INTRODUCTION

INTRODUCTION

Au point de vue historique, les cours d'eau ont constitué les principales voies de pénétration et leurs rives, les sites privilégiés du développement. Aujourd'hui, il est donc fréquent de retrouver plusieurs villes importantes établies sur les berges d'un cours d'eau. L'expansion considérable que ces agglomérations ont connue ne s'est pas réalisée sans l'apparition de quelques problèmes d'ordre environnementaux. Parmi ces problèmes créés par le développement des grands centres urbains, on retrouve la pollution des eaux (Couillard, 1983).

Le Québec n'est pas exempt de l'altération des eaux de son territoire et l'importance de ce problème n'a fait que croître avec l'urbanisation des années 60. Dans la plupart des bassins habités de la province, les problèmes de la détérioration des ressources hydriques ont atteint de telles proportions qu'ils rendent de plus en plus difficiles l'utilisation de cette ressource lorsqu'ils n'empêchent pas tout simplement l'alimentation des populations en eau potable (Couillard, 1981). Reconnaisant la gravité et la complexité des problèmes affectant la ressource eau dans plusieurs bassins, le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) a mis en oeuvre, depuis 1980, un vaste programme d'assainissement des eaux pour remédier à cette situation (MENVIQ, 1980).

La littérature concernant la pollution des eaux identifie différentes catégories de sources de pollution. Les sources de pollution des eaux qui sont les plus flagrantes et les plus faciles à caractériser sont les

"sources ponctuelles"¹. Les apports en contaminants sont alors limités à un seul site de rejet, comme: les rejets industriels et municipaux, ou les déversements illégaux des fumiers accumulés durant l'hivernage des animaux dans certaines entreprises d'élevage intensif. Au contraire, les "sources diffuses" de pollution représentent généralement des déversements provenant d'une multitude de points de rejet, comparables à une dispersion de contaminants sur toutes les surfaces drainées vers les eaux réceptrices.

La pollution diffuse est consécutive du ruissellement de surface car celui-ci sert d'agent de transport pour les contaminants accumulés sur le sol. Ainsi, il a été démontré (Cottinet et al., 1975) que les déversements de la pollution diffuse sont dépendants des caractéristiques des précipitations (fréquence, intensité, durée) et des capacités de drainage du territoire responsable de la contamination. Considérant cette interaction avec un événement météorologique, la nature intermittente de ces sources de rejet n'est donc plus à démontrer. Si on tient compte du mode d'utilisation du territoire drainé, il est alors possible de diviser la pollution diffuse en deux grandes classes: la pollution diffuse agricole et la pollution diffuse urbaine.

Les eaux de la pollution diffuse agricole sont particulièrement chargées en nutriments et pesticides. Les origines de cette contamination sont

¹ Les sources ponctuelles sont aussi les plus faciles à traiter et l'établissement de structures d'assainissement sont plus facilement justifiables que dans le cas des sources diffuses.

multiples et variées, on cite par exemple: l'utilisation excessive d'engrais chimiques, des pratiques agricoles mal adaptées aux types de sols et à leur topographie, un épandage démesuré des fumiers sur les terres en friche. Tous ces facteurs participent à l'augmentation des nutriments dans les eaux réceptrices. De plus, les trop grandes quantités de pesticides lessivés par le ruissellement de surface sont responsables de certains problèmes de toxicité pour la faune et la flore aquatique (Couillard, 1982a).

Les apports contaminants de la pollution diffuse urbaine ne sont pas négligeables, mais plus difficilement identifiables. Afin d'éclaircir ce point, une bonne description des sources de pollution diffuse urbaine s'impose.

Pollution diffuse urbaine

Le lessivage des surfaces imperméables effectué par les eaux de ruissellement entraîne les déchets accumulés sur ces surfaces. Comme le ruissellement urbain est le principal vecteur de la pollution diffuse urbaine (PDU); toutes les manières qu'utilise le ruissellement urbain pour atteindre un cours d'eau sont autant de sources diffuses de la pollution urbaine. Seule une petite proportion du ruissellement de surface va directement au cours d'eau; on estime qu'en général la majorité de ces eaux sont captées par un réseau d'égout. À l'instar du ruissellement direct, l'exutoire d'un réseau pluvial ne transportant que les eaux de ruissellement de surface

(pour un réseau de type séparatif) et les exutoires secondaires¹ d'un réseau unitaire² que sont les débordements et les dérivations avant traitement feront partie des sources.

La principale cause physique de la pollution diffuse urbaine est la création, en milieu urbain, d'un grand nombre de surfaces imperméables (stationnements, rues, toits d'édifices, trottoirs, etc...) qui contribuent à décupler le volume des eaux de ruissellement qui devront être évacuées rapidement par un réseau d'égout. Plusieurs facteurs influencent la qualité des eaux de ruissellement urbain, source principale de la pollution diffuse urbaine. On retrouve, par exemple, la nature des activités liées, d'une part au territoire urbain et, d'autre part, au niveau de développement (densité) du centre urbain, l'intensité et la durée de la pluie, la période de temps écoulé depuis les dernières précipitations, etc...

Jusqu'à récemment, les intervenants dans l'entreprise de l'assainissement des eaux véhiculaient et utilisaient un concept erroné. On croyait que les eaux de ruissellement urbain —par extension les eaux de la pollution diffuse urbaine— étaient peu polluantes et ce malgré que les charges de polluants impliquées soient connues. En réalité, les eaux de ruissellement urbain ne se limitent pas à un rôle de dilution des eaux usées sanitaires en temps de pluie, mais contribuent d'une manière importante aux charges

¹ Autre que l'exutoire principal qui est idéalement relié à une usine d'épuration des eaux usées.

² Réseau unique pour l'évacuation combinée des eaux usées domestiques et des eaux de ruissellement de surface.

annuelles déversées par les sources diffuses. Ces eaux usées contiennent plus de métaux et de matières en suspension que les eaux sanitaires de temps sec (voir tableau 1). La quantité véhiculée de matière organique (mesurée par les demandes biochimique et chimique en oxygène, DBO₅ et DCO), de nutriments (particulièrement l'azote et le phosphore) et de bactéries coliformes n'est pas négligeable, quoique moins importante que la quantité apportée par les eaux usées domestiques.

Aux contaminants présents dans les eaux usées domestiques, il faut ajouter les contaminants des eaux de ruissellement urbain pour tenter l'évaluation de la qualité des eaux de débordement des réseaux unitaires.

Les travaux de synthèse et de compilation, des données de qualité se rapportant aux eaux usées urbaines, effectués par Cottinet et al. (1975), Hemain (1980) et Lavallée (1980) mettent en évidence un point essentiel à souligner. Malgré la publication des résultats issus de plusieurs études réalisées à travers le monde, on constate une extrême variabilité dans les concentrations mesurées dans les eaux usées de la pollution diffuse. Ces variations s'expliquent par diverses raisons, dont: la difficulté à représenter un phénomène très variable, les grandes fluctuations des concentrations selon l'utilisation du sol, des échantillonnages peu représentatifs ou un manque de données fiables, etc...

Une gamme importante d'impacts causés par les eaux de pollution diffuse urbaine sont rapportés dans la littérature.

TABLEAU 1 Concentrations caractéristiques des eaux usées urbaines (mg/l).

	solides totaux	matières en suspension	DBO ₅	DCO	N _{total}	P _{total}	coliformes totaux (1)	coliformes fécaux (1)	RÉFÉRENCE	Pb	Zn	Cu	Ni	Cr	RÉFÉRENCE
RÉSEAU UNITAIRE (temps sec)	833	622	71	382	-	4.0	2.8x10 ⁶	2.4x10 ⁶	De Filippi et Shih (1971) (Washington, D.C.)	0.10	0.15	-	-	0.01	Couillard et al. (1979) (Montréal, C.P. ²)
	-	93-250	-	188-295	(NH ₃) 6.9-12.5	(PO ₄) 0.6-1.7	-	-	Lessard (1981) (Montréal, C.P. ²)	0.19	0.38	-	-	0.10	Couillard et al. (1979) (Montréal, M.A. ³)
RÉSEAU PLUVIAL (ruissellement de surface)	2166	1697	19	335	-	-	0.6x10 ⁶	0.31x10 ⁶	De Filippi et Shih (1971) (Washington, D.C.)	0.46	0.36	0.15	0.15	0.23	Coston (1974) (Durham)
	450-14600	2-11300	1-700	5-3100	0.2-18.5	0.1-125	200x10 ⁶	55-112x10 ⁶	Field et Struzeski (1972) (compilation de données)	0.53	0.76	0.20	0.05	0.09	Sartor et Boyd (1972) (compilation de données)

¹ organismes/100 ml

² C.P. = collecteur Curotte-Papineau

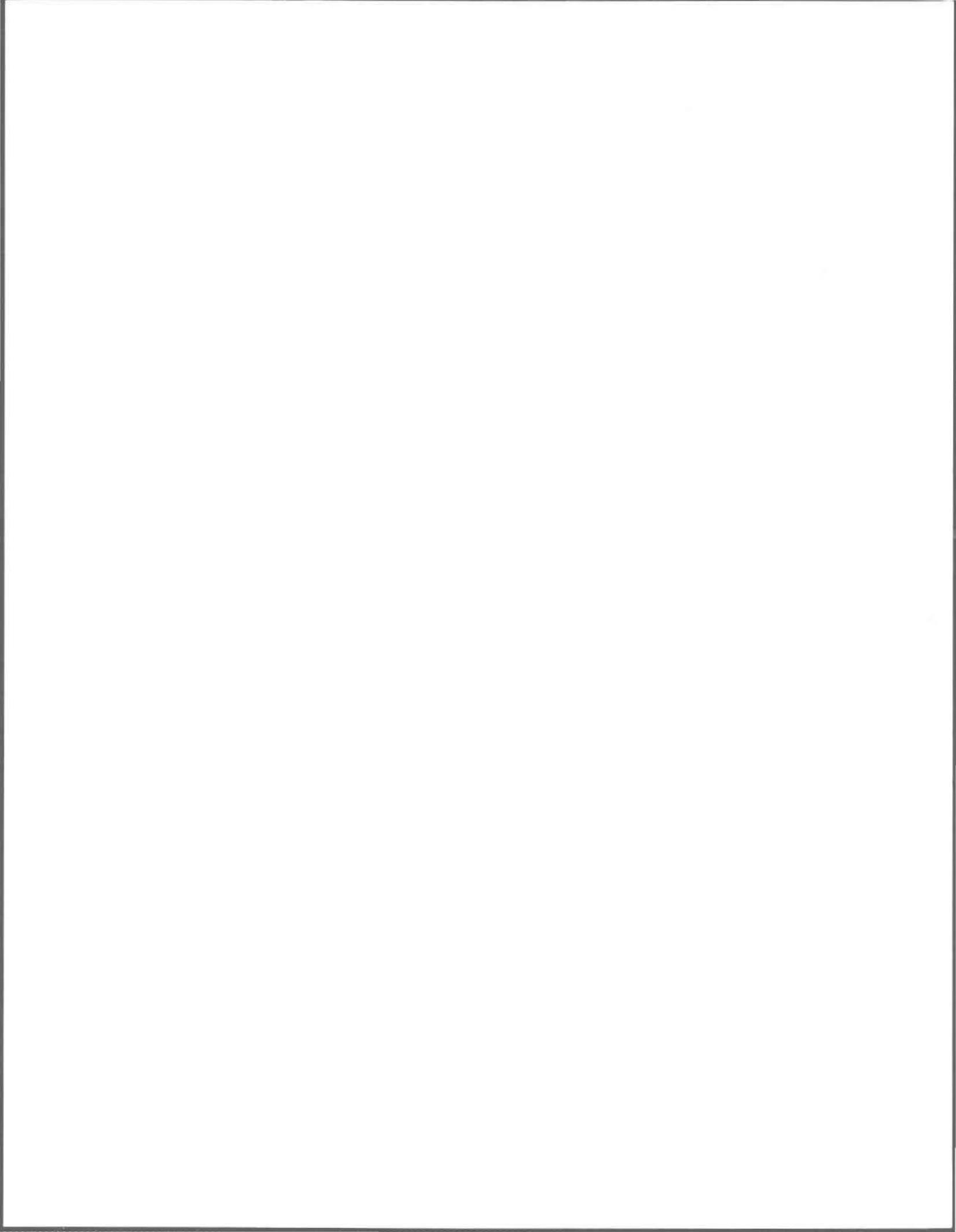
³ M.A. = collecteur Meilleur-Atlantique

- Les apports de contaminants associés aux déversements de la pollution diffuse urbaine dans un cours d'eau peuvent faire excéder les normes de qualité du milieu, pour le plein usage.
- La proportion de contaminants de ces déversements intermittents (PDU) est très importante pour les métaux, les matières en suspension et la matière organique (DCO).
- L'enrichissement en certains métaux dans les sédiments est généralement très important en aval d'une municipalité (jusqu'à 2.8 x pour le Ni et 6.1 x pour le Pb).
- La pollution diffuse urbaine peut causer des nuisances comme: des détériorations esthétiques associées aux matières en suspension, des perturbations physiologiques et biochimiques sur la flore et la faune aquatique, des contaminations potentielles par certaines bactéries ou virus, la bio-concentration —dans les végétaux, microorganismes et animaux— et l'accumulation de contaminants dans les sédiments peuvent créer des zones de forte toxicité.

Maintenant que la problématique générale de la pollution diffuse urbaine a été exposée, on peut préciser l'objet du présent travail. L'objectif principal de ce mémoire de recherche est de tenter de mettre en évidence l'impact de la pollution diffuse urbaine sur la qualité des eaux réceptrices à l'aide d'indices de qualité des eaux. Le sujet d'application de ces indices de qualité est la rivière Saint-Charles, dont l'embouchure se situe au

coeur de la ville de Québec. Une affectation spécifique a été choisie afin de représenter le plein usage de ce cours d'eau, l'usage cible de la rivière Saint-Charles étant la récréation.

Pour ce faire nous devons inventorier et analyser les indices de qualité de l'eau présentés dans la littérature. Le mécanisme de fonctionnement des indices, les principales propriétés et l'utilisation de ceux-ci seront décrits. Une bonne connaissance du bassin de la rivière Saint-Charles, de la qualité générale de ses eaux et d'une étude de l'influence des débordements de réseau unitaire de la ville de Québec est nécessaire à la sélection d'indices de qualité aptes à représenter le phénomène étudié. Les indices choisis seront appliqués en considérant l'usage récréatif de la rivière Saint-Charles, puis interprétés en fonction de l'impact de la pollution diffuse urbaine.



CHAPITRE 1

RÉTROSPECTIVE ET ANALYSE DES INDICES DE QUALITÉ DE L'EAU

1. RÉTROSPECTIVE ET ANALYSE DES INDICES DE QUALITÉ DE L'EAU

1.1 HISTORIQUE DES INDICES DE QUALITÉ DE L'EAU

Considérant les origines des indices de qualité des eaux, Ott (1978) relate dans son ouvrage que le besoin de représenter la qualité de l'eau se manifesta déjà vers 1850. C'est en Allemagne que furent réalisés les premiers efforts dans ce domaine. À cette époque, les travaux effectués tentèrent de mettre en relation le niveau de pureté de l'eau et la présence de certains organismes biologiques.

Progressivement, plusieurs pays européens emboîtent le pas en créant et en appliquant différents systèmes de classification pour estimer la qualité des eaux présentes sur leur territoire. Ces systèmes se regroupent en deux genres: ceux se rapportant à la quantité de pollution présente et ceux se rapportant aux communautés d'organismes macroscopiques et microscopiques. La fonction de ces méthodes de classification est de caractériser des milieux aquatiques parmi divers niveaux de pollution.

Par opposition à cette pratique, les indices utilisant une échelle numérique pour représenter le spectre de la qualité de l'eau ne sont apparus que plus récemment. En effet, c'est en 1965 que Horton proposa la transformation des données de la qualité de l'eau en une appréciation globale de celle-ci (Couillard, 1982b). Jusqu'à maintenant, on estime à plus d'une centaine le nombre d'auteurs ayant oeuvré dans le champ des indices de qualité de l'eau (Béron et al., 1982). Aujourd'hui, la littérature scientifique renferme plusieurs dizaines d'indices de qualité de l'eau.

Le dénominateur commun de tous les indices de qualité des eaux est leur principe de base. Ainsi, un indice de qualité doit synthétiser une masse de données (par exemple, des résultats analytiques) sous la simple forme d'un vecteur de qualité. Grâce à cette représentation simple, l'information est alors plus facilement et plus rapidement interprétable qu'une liste de valeurs numériques. Globalement, tout indice de qualité de l'eau est un outil de communication pour le transfert des informations de cette nature (Ball et Church, 1980). Les utilisateurs d'un tel véhicule d'information peuvent se situer à un quelconque niveau d'interrelation avec la ressource (par exemple: le public, les usagers, les scientifiques, les gestionnaires, les législateurs, les concepteurs, etc...).

L'évolution des indices de qualité s'est effectuée à différents niveaux. La tendance principale fut la diversification des catégories d'indices de qualité de l'eau. La cause de ce phénomène est inhérente à ce qu'un indice est nécessairement développé en fonction d'un but, d'une utilisation, bien précis (Couillard, 1982b). Schématiquement, la diversification des catégories d'indices de la qualité de l'eau s'illustre selon la chronologie du développement reproduit au tableau 2. Durant la décennie des années 60 apparaissent les deux premières catégories d'indices; les indices de qualité générale de l'eau et les indices biologiques. Les années 70 engendrent trois nouvelles catégories, soit les indices de qualité spécifique à un usage, les indices de planification et les indices basés sur une approche statistique. Enfin, depuis 1980, les indices d'état trophique viennent compléter la gamme d'utilisations des indices de qualité de l'eau. Cette classification apparaît au tableau 2 et présente une liste partielle des indices existants, dont six sont d'origine canadienne.

TABLEAU 2 Liste partielle des indices existants.**

CATÉGORIES	NOM DE L'INDICE	ANNÉE DE PUBLICATION																		
		1962	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982
Qualité générale de l'eau	Brown, et al.							X												
	Dunette																X			
	Greeley et al.									X										
	Horton		X																	
	Ibbotson *													X						
	Ross														X					
	Truett et al.												X							
Qualité spécifique à un usage	Béron et al. *																X			
	Prati et al.							X												
	Provencher et Lamontagne*													X						
	Stoner														X					
	Walski et Parker											X								
Planification	Inhaber *											X								
	Keilani et al. *											X								
	Yu et Fogel													X						
Statistiques	Harkins											X								
	Padgett et Standford										X									
Biologiques	Burlington	X																		
	Cairns et al.					X														
	Swartz et al.											X								
État trophique	Mathieu et al. *															X				
	Porcella et al.																X			
	Steinhart et al.																		X	

* indice d'origine canadienne

** la référence originale des publications est donnée dans la bibliographie

Un examen de la littérature dévoile une autre facette de l'évolution des indices de qualité; c'est la transformation progressive de l'expression finale du résultat. En effet, la forme traditionnelle du résultat, une valeur numérique unique, tend à se transformer en une combinaison de quelques symboles numériques et/ou alphanumériques accompagnée de symboles accessoires (-, ', ...) permettant ainsi la communication de renseignements supplémentaires, comme par exemple la fiabilité des paramètres ou le dépassement des normes (Béron et al., 1979; Steinhart et al., 1982).

En s'inspirant directement de l'évolution des indices de qualité de l'eau, l'auteur de ce mémoire propose une nouvelle définition de cet outil d'interprétation de mesures analytiques:

"Un indice de qualité de l'eau est un algorithme qui exprime la mesure ou l'estimé de l'état qualitatif des eaux. Il est l'expression synthétique d'une combinaison complexe de plusieurs facteurs et son utilité dépend de sa fiabilité et de la quantité de renseignements qu'il fournit. La représentation finale du résultat peut être un symbole unique ou une combinaison simple de variables numériques ou alphanumériques."

1.2 MÉCANISME DE FONCTIONNEMENT D'UN INDICE

Le processus de fonctionnement d'un indice de la qualité de l'eau est généralement simple. Pour opérer, la majorité des indices utilise des paramètres, des pondérations, des fonctions de transformation de la qualité de l'eau et des techniques d'agglomération. Pour une meilleure compréhension de cette procédure, analysons chaque opération.

La PONDÉRATION consiste à donner une importance relative qui est différente pour chacun des paramètres inclus dans l'indice. L'importance relative d'un paramètre est habituellement exprimée par un coefficient appelé facteur de pondération ou poids . Ce facteur établit une hiérarchie entre l'importance d'un paramètre donné et l'ensemble des autres paramètres utilisés. Généralement, la somme des facteurs de pondération sera égale à 1.0. Plus un paramètre sera important, plus son poids relatif sera élevé.

La fonction de TRANSFORMATION ou FONCTION D'APPRÉCIATION de la qualité, dont l'usage est très répandu, fait le lien entre la concentration d'un paramètre et la qualité de l'eau. Pour y parvenir, la procédure nécessite l'utilisation d'un graphique ou d'une fonction mathématique qui transformera chaque valeur d'un paramètre en une valeur estimée ou "cote" de qualité de l'eau. Chacun des paramètres d'un indice possède une courbe de qualité et celle-ci est établie selon des critères particuliers à ce paramètre. Les cotes de qualité varient selon l'amélioration ou la détérioration de la qualité de l'eau. Les valeurs attribuées s'étendent entre zéro et une puissance de dix; par exemple: 0 à 1, 0 à 10, 0 à 100. De plus, pour chacune des fonctions de transformation d'un même indice, les bornes inférieure et supérieure sont identiques. L'avantage principal de la fonction d'appréciation de la qualité réside dans le fait que l'on peut transformer rapidement la concentration d'un paramètre en une cote de qualité, représentant la qualité d'une eau pour un usage donné. Un autre avantage est celui de passer d'un système paramétrique à un système sans dimension, c'est-à-dire d'éliminer les unités de concentration (souvent différentes d'un paramètre à l'autre) et ainsi faciliter le calcul de l'indice global.

L'emploi d'un PROCESSUS D'AGGLOMÉRATION ou de COMPILATION a pour but de condenser toutes les cotes de qualité issues des fonctions de transformation et de pondérer, s'il y a lieu, ces cotes en fonction d'un certain poids. C'est à la fin de cette étape qu'est obtenu le résultat final: l'indice de qualité de l'eau. La littérature évoque une gamme de techniques pour accomplir le processus d'agglomération. Le tableau 3 reproduit la liste des principales méthodes de compilation accompagnées de leur expression mathématique.

D'autre part, la littérature propose des versions modifiées de ces formulations ainsi que d'autres types de formules de compilation plus spécifiques. En effet, House et Ellis (1980) rapportent une technique dérivée de la forme additive, soit la version du Solway River Planning Board de l'addition pondérée (équation 7) ou non pondérée (équation 8) figurant au tableau 3. Certaines méthodes de compilation s'appuient sur des considérations statistiques plus complexes. D'autres techniques emploient une combinaison de formule additive et de paramètres simples. Enfin, quelques indices utilisent un seul paramètre ou même des formules élaborées dont le résultat est relatif, c'est-à-dire comparable pour les mêmes conditions d'application (Fréchette, 1978).

TABLEAU 3 Principales techniques d'agglomération.

INDICE ADDITIF PONDÉRÉ:

$$I_{AP} = \sum_{i=1}^n q_i w_i \quad (1)$$

INDICE ADDITIF NON PONDÉRÉ:

$$I_{ANP} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n q_i \quad (2)$$

INDICE MULTIPLICATIF PONDÉRÉ:

$$I_{MP} = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (3)$$

INDICE MULTIPLICATIF NON PONDÉRÉ:

$$I_{MNP} = \left[\prod_{i=1}^n q_i \right]^{1/n} \quad (4)$$

INDICE BASÉ SUR L'OPÉRATEUR MINIMUM:

$$I_{MIN} = \text{MIN} (q_1, q_2, \dots, q_n) \quad (5)$$

INDICE BASÉ SUR L'OPÉRATEUR MAXIMUM:

$$I_{MAX} = \text{MAX} (q_1, q_2, \dots, q_n) \quad (6)$$

INDICE ADDITIF PONDÉRÉ DU SOLWAY RPB:

$$I_{APS} = \frac{1}{100} \left(\sum_{i=1}^n q_i w_i \right)^2 \quad (7)$$

INDICE ADDITIF NON PONDÉRÉ DU SOLWAY RPB:

$$I_{ANPS} = \frac{1}{100} \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n q_i \right)^2 \quad (8)$$

où w_i : le poids du paramètre i
 q_i : la cote de qualité du paramètre i
 n : le nombre de paramètres

1.3 PROPRIÉTÉS DES PRINCIPALES TECHNIQUES DE COMPILATION

Des avantages et des inconvénients spécifiques à chaque technique apparaissent avec chacune des méthodes d'agglomération. Les prochains paragraphes proposent une revue des propriétés attribuables aux principales techniques de compilation.

Les études de plusieurs auteurs, particulièrement de Provencher et Lamontagne (1977), de Ott (1978) et de Ball et Church (1980), signalent une propriété particulière de l'addition non-pondérée (ANP). Ils l'appellent l'AMBIGUÏTÉ. Cette propriété se manifeste lorsqu'un indice ANP dépasse une valeur limite alors qu'aucune des cotes individuelles de qualité ne dépasse les limites acceptables. L'ambiguïté existe lorsque les cotes varient en sens inverse de l'évolution de la qualité. Dans ce cas la formule de transformation qualifie plutôt un niveau de pollution. Alors, au moment de la compilation, on assiste à une surestimation du problème de pollution. Cet inconvénient peut être éliminé par une normalisation de l'indice qui implique la division par le nombre de paramètres.

De plus, il existe une propriété négative commune aux processus additif et multiplicatif: le MASQUAGE. En effet, un indice peut générer une valeur acceptable de la qualité de l'eau alors que l'un des paramètres a une valeur clairement inacceptable. Cette caractéristique est intimement liée aux différents procédés de compilation, qui mathématiquement, ne sont que des moyennes arithmétiques ou géométriques.

En d'autres cas, il a été mis en évidence une propriété intéressante qui est exclusive à la forme additive, c'est la **linéarité des transformations**. Toute transformation linéaire des cotes de qualité se traduira par la même transformation linéaire de l'indice (Béron et al., 1982).

En ce qui concerne les opérateurs minimum et maximum, ceux-ci font perdre beaucoup d'informations; schématiquement, la réponse qu'ils fournissent est "qualité acceptable" ou "qualité inacceptable" sans nuance possible. Les opérateurs ne considèrent que le paramètre ayant la pire qualité. Toutefois, ces techniques de compilation n'entraînent pas d'une façon intrinsèque des problèmes de masquage et d'ambiguïté (Ott, 1978). Ils peuvent cependant être utiles pour certains cas particuliers.

Tout nouvel utilisateur d'indice de qualité de l'eau s'interroge naturellement sur la meilleure technique de compilation disponible. Plusieurs auteurs se sont déjà prononcés sur ce problème (Provencher et Lamontagne, 1977). Comparativement à un indice additif, un indice multiplicatif est souvent jugé plus adéquat pour évaluer la qualité de l'eau. L'avantage de la compilation multiplicative réside surtout dans la propriété mathématique de la technique qui donne beaucoup plus d'importance aux cotes dont les valeurs sont faibles. Cette particularité offre l'avantage de fournir des estimations de la qualité de l'eau plus sécuritaires (sévères). C'est-à-dire que l'évaluation générée sera toujours inférieure ou égale à celle de la méthode additive, donc, qu'elle n'aura pas tendance à surestimer la qualité réelle d'une eau.

1.4 RÔLE ET EXPLOITATION DES INDICES DE QUALITÉ DE L'EAU

Les indices sont, en définitive, des véhicules d'information. Ils synthétisent un certain nombre de données d'un milieu et transmettent une image à des usagers qui possiblement ne connaissent aucunement les éléments constitutifs de cette synthèse. Malgré tout, même s'il existe un grand nombre d'indices de qualité de l'eau, cet outil de communication est nettement sous-exploité, voire même ignoré, par plusieurs spécialistes de la ressource-eau (Couillard, 1982b).

Plus particulièrement, au Québec, l'utilisation d'indices de la qualité de l'eau est plutôt un événement sporadique. Fréchette et Cluis (1983) affirment que seul l'indice de qualité de l'eau (en fonction d'un usage spécifique) de Provencher et Lamontagne (1977) a subi plusieurs applications sur le territoire québécois. Enfin, un autre indice de cette même catégorie, celui de Béron et al. (1979; 1980; 1981; 1982), a été appliqué à quelques reprises dans le cadre du projet Archipel (Valiquette et Croteau, 1983).

Chez nos voisins, environ 20% des agences américaines de contrôle de la pollution de l'eau emploient présentement des indices de qualité de l'eau, alors que plusieurs autres agences évaluent, calibrent ou aspirent utiliser des indices de qualité. Les indices les plus utilisés sur une base routinière sont l'indice Brown et al. (1970) et l'indice de Truett et al. (1975).

1.5 INVENTAIRE DES INDICES DE QUALITÉ DE L'EAU

Afin de réaliser la sélection de l'indice qui sera le meilleur outil disponible pour résoudre une problématique particulière, on présente au tableau 4 des descriptions synthétiques d'indices de qualité de l'eau qui ont été répertoriés dans la littérature. Chacune des catégories d'indices décrites précédemment est représentée à l'intérieur du tableau récapitulatif.

Chaque indice est analysé par un processus en cinq étapes comprenant: une classification dans une catégorie d'indice, la définition des buts de l'indice, la méthodologie de celui-ci, son applicabilité et de certaines remarques caractérisant l'indice. On regroupe sous le terme méthodologie: l'énumération des paramètres et des usages considérés par un indice; les caractéristiques particulières des fonctions de transformation, de la pondération et de la technique de compilation; enfin, les valeurs minimum et maximum possibles pour l'indice final. On définit l'applicabilité d'un indice en considérant les caractéristiques de son milieu de mesure, de son échelle d'utilisation, de la relativité du résultat final, de sa capacité de représentation de la qualité de l'eau dans le temps et l'espace, de la pertinence de son application au contexte québécois et finalement de sa fréquence d'exploitation.

L'auteur désire mettre l'accent sur une des caractéristiques de l'applicabilité, la pertinence d'application. L'évaluation de cet élément d'analyse s'avère critique et nécessite des précisions quant à l'importance

de l'impact de différents paramètres sur la qualité de nos cours d'eau. Concernant la qualité de l'eau en rivière, la littérature internationale (i.e. États-Unis, pays d'Europe, Japon) considère que celle-ci est largement déterminée par le niveau d'oxygène dissous (OD). La majorité de ces pays pratique une gestion de la ressource fondée sur le maintien d'un niveau adéquat d'oxygène dissous et le contrôle conséquent de la demande biochimique en oxygène (DBO) (Pineau, 1980). Toute transposition directe sur l'importance des paramètres interactifs OD-DBO, comme principaux modulateurs de la qualité de l'eau, constitue une perception biaisée du milieu aquatique canadien. Le facteur crucial qui atténue l'importance des paramètres OD et DBO sous nos latitudes est la différence de climat entre le Québec et ces pays plus tempérés. À cause des effets de la basse température¹, de la faible profondeur et du débit rapide de la plupart des rivières canadiennes, la concentration en OD est généralement élevée dans nos cours d'eau alors que la matière organique dégradable (DBO) n'est que partiellement oxydée. Sous les conditions propres à nos régions, l'oxygène dissous devient donc relativement peu sensible aux effets d'une pollution organique (DBO). En conséquence, pour ces climats froids les paramètres OD et DBO sont inadéquats pour représenter à eux seuls la qualité de l'eau (Cluis et al., 1979).

Les paramètres les plus appropriés pour juger la qualité générale de l'eau en climat froid sont par ordre d'importance: les nutriments et les matières minérales. Généralement, la matière carbonée n'est pas un problème dans le contexte québécois à cause de la bonne oxygénation des eaux (Fréchette, 1978; Couillard et Cluis, 1980a; 1980b).

¹ Une basse température de l'eau favorise:
- une augmentation du niveau de saturation en oxygène;
- une diminution de la vitesse des processus chimiques et biochimiques.

TABLEAU 4 Description synthétique des indices de qualité de l'eau inventoriés.

CATÉGORIES D'INDICES	AUTEURS (nom de l'indice)	BUTS	MÉTHODOLOGIE	APPLICABILITÉ	REMARQUES
Qualité générale de l'eau	BROWN, et al. (1970, 1971, 1973a, 1973b) BROWN and McCLELLAND (1974) McCLELLAND et al. (1976) McCLELLAND (1974) National Sanitation Foundation Water Quality Index (N.S.F. W.Q.I.)	Produire un vecteur de qualité donnant une appréciation générale de la qualité de l'eau, le résultat obtenu est une valeur absolue et l'indice doit être applicable partout.	<ul style="list-style-type: none"> 9 paramètres sont retenus: %OD, COLI. FEC., pH, NO₃, PO₄, ST, TURBIDITÉ, T°, DBO₅ fonctions de transformation varient de 0 à 100 poids des paramètres ont une somme égale à 1.0 et sont inégaux (varient de 7 à 17%) aucun usage n'est considéré formule de compilation de type multiplicatif pondéré indice varie de 0 à 100 	<ul style="list-style-type: none"> milieu de mesure → rivière échelle d'utilisation régionale et nationale reproduit les variations spatiales et temporelles indice ayant subi plusieurs applications aux Etats-Unis pas de pertinence d'application pour les conditions canadiennes i.e. forte pondération de OD et de DBO₅ 	<ul style="list-style-type: none"> on a effectué le choix des paramètres, des pondérations et des fonctions de transformation grâce aux résultats d'une enquête DELPHI (à cinq itérations) auprès de nombreux experts du domaine de l'eau d'après sa construction, cet indice est bien corrélé à l'avis des experts et il évalue sévèrement les échantillons soumis cet indice fut considéré comme le meilleur par des panels d'experts
Qualité générale de l'eau	DUNNETTE (1979)	Générer un indice de qualité générale de l'eau variable selon la région où il est appliqué, tout en considérant la qualité moyenne des cours d'eau du bassin hydrologique considéré.	<ul style="list-style-type: none"> 6 paramètres sont choisis: OD, DQB₅, NO₂-NO₃, ST, pH, COLI.-FEC. fonction de transformation à échelle logarithmique (1-2) (varie de 10 à 100) poids des paramètres varient de 8 à 37% aucun usage n'est considéré formule d'agglomération; additive pondérée 	<ul style="list-style-type: none"> milieu de mesure → rivière échelle d'utilisation régionale reproduit les variations spatiales et temporelles indice n'ayant subi que quelques essais d'application 	<ul style="list-style-type: none"> choix des paramètres et de leur pondération respective par une enquête de type DELPHI auprès des membres du "Oregon Department of Environmental Quality" 1) l'échelle logarithmique comporte l'avantage qu'une certaine

Qualité générale de l'eau

HORTON (1965), Quality Index (Q.I.)

L'indice de HORTON est un outil d'évaluation de la qualité générale des eaux, il classe un échantillon parmi d'autres en considérant son niveau de qualité. Cet indice peut être un outil de communication diffusant de l'information à la population.

- vecteur de qualité varie de 10 à 100
- 10 paramètres sont utilisés: %REJ. T., pH, COND., OD, COLI.-TOT., CEC, ALC., Cl, T°, PF
- les cotes de qualité attribuées par les fonctions de transformation varient de 0 à 100 pour tous les paramètres sauf PF et T° (1)
- les poids des paramètres sont relatifs entre eux et varient de 6 à 22%
- aucun usage n'est considéré
- formule de compilation est une technique additive pondérée, multipliée par deux coefficients (2)
- l'indice varie de 0 à 100

- calibration inadéquate pour les conditions canadiennes, i.e. forte pondération de OD (37%)
- milieu de mesure + rivière
- échelle d'utilisation; locale et régionale
- indice n'ayant subi qu'un essai sérieux
- pas de pertinence d'application pour les conditions canadiennes, i.e. forte pondération de OD (22%) et de T (1)

variation de concentration dans la zone des faibles concentrations à un impact plus important qu'une variation identique dans la zone des fortes concentrations

- 2) les courbes de transformation sont ajustées à chaque bassin en considérant le niveau de base (moyenne arithmétique historique) de chacun des paramètres

- 1) l'évaluation de la pollution flagrante (PF) et de la T° s'effectuent grâce à deux coefficients multipliant la valeur de l'indice de base, les valeurs possibles des coefficients sont 0.5 ou 1.0, selon respectivement l'absence ou la présence de PF ou $T > 34^{\circ}\text{C}$, $T < 34^{\circ}\text{C}$. Alors l'indice est réduit de moitié lorsque l'une des deux conditions n'est pas respectée

$$2) \quad QI = \frac{\sum_{i=1}^8 Q_i M_i}{\sum_{i=1}^8 M_i}$$

TABLEAU 4 Description synthétique des indices de qualité de l'eau inventoriés. (suite)

CATÉGORIES D'INDICES	AUTEURS (nom de l'indice)	BUTS	MÉTHODOLOGIE	APPLICABILITÉ	REMARQUES
Qualité générale de l'eau	IBBOTSON and ADAMS (1976) IBBOTSON (1977)	Cet indice génère un vecteur de qualité générale de l'eau qui est plus particulièrement destiné à être comparé à d'autres vecteurs, de différentes valeurs absolues, qu'à évaluer un niveau de qualité en soi. Grâce à cet indice on peut comparer dans le temps et l'espace la qualité de l'eau et ou déterminer son usage le plus souhaitable.	<ul style="list-style-type: none"> le choix final des paramètres est laissé aux utilisateurs; cependant, l'auteur suggère: COLI. TOT. ou COLI. FEC., OD, Ntot, Ptot, pH, T°, SDT, MT, TURB. ces paramètres sont étudiés en fonction de différents usages, soit: la distribution publique d'eau potable, sports de contact, vie aquatique, agriculture (bétail ou irrigation), esthétique, usages industriels (en six classes) les fonctions de transformation possèdent une gamme de cotes variant entre 1 et 10, 4 est la cote critique associée à une norme tous les paramètres ont des poids égaux dans le calcul d'un sous-indice propre à un usage particulier ce sont les sous-indices (spécifiques à un usage) qui sont pondérés dans le processus d'agglomération (formule additive pondérée) produisant le vecteur final l'indice final et les sous-indices varient de -1.0 à 1.0 	<ul style="list-style-type: none"> milieu de mesure; lac et rivière échelle d'utilisation; locale ou régionale illustre les variations temporelles et spatiales de la qualité cet indice n'a subi aucune utilisation complète (1) cet indice a été développé au Canada et on le considère comme pertinent à nos conditions particulières 	<ul style="list-style-type: none"> les fonctions de transformation des paramètres pour différents usages ont été établies à partir de normes de nombreux organismes; cependant, un utilisateur est libre de modifier à sa guise les courbes d'appréciation de la qualité et le poids des différents usages 1) cet indice a été soumis à un panel d'une centaine d'experts pour comparaison. Les vecteurs de l'indice étaient bien corrélés à leurs opinions et donnaient des résultats aussi bon que l'indice de Brown et al. (jugé le meilleur)
Qualité générale de l'eau	ROSS (1977)	L'indice de Ross sert à comparer des cours d'eau entre eux ou à mettre en évidence	<ul style="list-style-type: none"> l'auteur a choisi quatre paramètres pour formuler son indice (1), soit: %OD et OD, DBO₅, M.E.S., NH₃ les fonctions de transformation de ces différents paramètres 	<ul style="list-style-type: none"> milieu de mesure + rivière échelle d'utilisation; régionale ou nationale 	<ul style="list-style-type: none"> 1) ces choix sont les résultats d'une étude du bassin de la Clyde River et des rivières avoisinantes de

Qualité générale de l'eau	TRUETT et al. (1975), Prevalence Duration Intensity (PDI)	<p>L'indice de l'USEPA, le PDI, mesure la qualité générale de l'eau. Il est basé sur la fréquence du dépassement des normes. Il forme une composante de deux indices plus globaux, le National Planning Priorities Index (NPPI) et le Priority Action Index (PAI), qui sont consacrés à la planification des actions et des investissements pour la</p>	<p>ont différentes gamme de cotes à attribuer, i.e. 0 à 10, 0 à 20, 0 à 30 parce que le poids des paramètres sont déjà inclus à la fonction de transformation</p> <ul style="list-style-type: none"> le niveau d'importance des paramètres est donc par ordre décroissant: NH_3 et DBO_5, MES, OD et %OD aucun usage n'a été considéré la méthode de compilation est la sommation des valeurs transformées divisée par le poids total (10) de tous les paramètres l'indice a une valeur finale variant de 0 à 10 trois paramètres ont été sélectionnés pour bâtir cet indice: l'étendue spatiale de l'effet (P), la durée de l'effet (D) et l'intensité de l'effet (I) l'intensité se divise de plus en trois sous-paramètres: portée écologique, portée utilitaire et portée esthétique, comportant chacun différents niveaux de gravité d'impact de l'effet (1) pour l'étendue spatiale (P), il n'y a pas de fonction de transformation (2) pour la durée (D), la cote est attribuée proportionnellement à la fraction d'année où la norme n'est pas respectée pour l'intensité (I), la cote est la sommation des trois sous-paramètres de niveaux de gravité d'impacts 	<ul style="list-style-type: none"> l'indice final est une valeur absolue immédiatement comparable indice n'ayant servi qu'à quelques applications sur le bassin de la Clyde River (G.B.) pas de pertinence d'application pour nos conditions canadiennes, i.e. DBO_5, OD, %OD représentent 50% du poids total milieu de mesure → rivière (prise régionalement) échelle d'utilisation, nationale l'indice généré est une valeur absolue directement comparable d'une région à l'autre cet indice est employé régulièrement aux États-Unis par les gestionnaires de la ressource eau sa pertinence d'applicabilité est jugée comme inacceptable pour nos conditions 	<p>Grande-Bretagne</p> <ul style="list-style-type: none"> les experts considèrent la sensibilité de l'indice comme satisfaisante cet indice est considéré comme un indicateur de pollution sanitaire plutôt qu'un indice général de qualité de l'eau cet indice a été développé conjointement par la USEPA et la société MITRE <p>1) par exemple, pour la portée esthétique on attribue la valeur transformée de: 0.1 si on retrouve un effet visuel désagréable; 0.2 si on retrouve un effet visuel désagréable et une odeur ou un goût déplaisant. De plus, on retrouve trois niveaux d'impacts pour la composante utilitaire et cinq pour la composante écologique</p>
---------------------------	---	---	--	--	--

TABLEAU 4 Description synthétique des indices de qualité de l'eau inventoriés. (suite)

CATÉGORIES D'INDICES	AUTEURS (nom de l'indice)	BUTS	MÉTHODOLOGIE	APPLICABILITÉ	REMARQUES
		préservation de l'eau	<ul style="list-style-type: none"> la pondération des paramètres est incluse dans les valeurs de transformation et il n'y a pas de pondération selon l'usage $PDI = \frac{P \times D \times I}{M}$ <p>où M : nombre total de milles de rivières dans l'unité administrative</p> <ul style="list-style-type: none"> conséquemment à la formule de compilation, la valeur de l'indice final est variable 		2) pour évaluer P, on utilise directement le nombre de milles de rivière où une norme prescrite par une unité administrative (état, comté, etc.) n'est pas respectée en considérant l'ensemble de cette unité administrative
Qualité spécifique à un usage	BÉRON et al. (1979, 1980, 1981, 1982), Indice du G.R.E.M.U. (Groupe de recherches sur l'eau en milieu urbain)	Cet indice de la qualité de l'eau a été élaboré afin d'estimer rapidement et avec facilité la qualité d'une eau en fonction de ces multiples usages	<ul style="list-style-type: none"> la liste de tous les paramètres considérés pour différents usages est exhaustive, on y retrouve 79 paramètres. voici les sept usages inclus dans cet indice: <ul style="list-style-type: none"> alimentation en eau potable vie aquatique, espèces sensibles à la pollution vie aquatique, espèces tolérantes à la pollution récréation, contact prolongé avec l'eau abreuvement des animaux irrigation pour chaque usage, trois séries de paramètres ont été constituées: <ul style="list-style-type: none"> les paramètres primaires (servent au calcul de l'indice) les paramètres complémentaires (surplus d'informations apportant un support aux paramètres primaires) 	<ul style="list-style-type: none"> milieu de mesure + rivière échelle d'utilisation, locale ou régionale la valeur finale de l'indice primaire (X) est absolue et est comparable lorsque les niveaux de fiabilité sont similaires. Cependant, l'utilisation de trois lettres pour l'expression finale du résultat rend celui-ci plutôt relatif la pertinence d'application de cet indice est très appropriée pour nos conditions 	<ul style="list-style-type: none"> Valiquette et Croteau (1983) soulignent l'importance d'être prudent lors de l'interprétation des portraits de la qualité des eaux à cause de l'effet de masquage induit par la fonction de transformation l'utilisation d'une échelle de transformation pour les cotes de qualité, variant de -50 à 100, est sujette à certaines critiques <p>1) X = indice primaire de la qualité de l'eau</p>

<p>Qualité spécifique à un usage</p>	<p>PRATI et al. (1971), Implicit Index of Pollution (IIP)</p>	<p>Cet indice estime la qualité de l'eau en la comparant à certaines normes en vigueur pour l'eau potable. La caractérisation de la qualité de l'eau s'interprète plutôt comme un niveau de pollution.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - les paramètres supplémentaires (utilisation optionnelle, représentent les matières toxiques) <p>Les deux premières séries de paramètres sont essentielles au calcul de l'indice de qualité.</p> <ul style="list-style-type: none"> • les fonctions de transformation attribuées à un paramètre donnée varie selon l'usage étudié. Les cotes de qualité fluctuent entre -50 et 100. La cote critique de dépassement des normes est de 0 • la pondération des paramètres varie selon l'usage, mais leur somme doit être égale à 1.0 • la formule de compilation employée pour estimer l'indice primaire est de forme additive pondérée • la forme finale de l'indice est exprimée par trois lettres variant de A à E I = X, Y, Z (1) • 13 paramètres ont été sélectionnés par les auteurs (1): PH, %OD, DBO₅, DCO, MES, NH₃, NO₃, Cl, Fe, Mn, ABS, CCE, CKUB • les fonctions de transformation ont été établies à partir de normes appliquées par différents organismes (2), la DBO₅ a servi de référence de base pour établir la cote de qualité et ces cotes furent transposées aux autres paramètres pour des niveaux de pollution équivalents • les cotes de qualité varient à l'intérieur d'une gamme de 0 à 15 	<ul style="list-style-type: none"> • la famille des indices du GREMU a subi quelques essais sérieux • milieu de mesure → rivière • échelle d'utilisation, régionale ou nationale • la valeur finale de l'indice est absolue et immédiatement comparable • cet indice n'a subi qu'un essai sérieux et il s'adresse plus particulièrement aux experts de la qualité de l'eau qu'au public 	<p>Y = mesure de la fiabilité du nombre de paramètres primaires et complémentaires utilisés par rapport au nombre exigé</p> <p>Z = mesure de la fiabilité du nombre de paramètres supplémentaires utilisés par rapport au nombre exigé</p> <p>1) les substances toxiques ont été exclues et conditionnellement toute eau contenant des toxiques ne doit pas être considérée dans la classification de cet indice</p> <p>2) grâce aux normes de différents pays sur la qualité des eaux de surface consacrées à la distribution</p>
--------------------------------------	---	--	---	--	--

TABLEAU 4 Description synthétique des indices de qualité de l'eau inventoriés. (suite)

CATÉGORIES D'INDICES	AUTEURS (nom de l'indice)	BUTS	MÉTHODOLOGIE	APPLICABILITÉ	REMARQUES
Qualité spécifique à un usage	PROVENCHER et LAMONTAGNE (1977), Indice de la qualité des eaux (IQE)	Méthodologie développée afin d'interpréter des données sur la qualité de l'eau et pour déterminer le potentiel d'utilisation d'une eau en fonction d'un usage, tout en prenant compte des diverses exigences des utilisateurs vis-à-vis cette ressource.	<ul style="list-style-type: none"> il n'y a pas de pondération pour les paramètres utilisés ou pour l'usage considéré la formule de compilation retenue a été la moyenne arithmétique (non-pondérée) les valeurs de l'indice varient entre 0 et 10 la liste des différents paramètres considérés pour différents usages renferme jusqu'à 72 de ceux-ci, regroupés sous divers types (physiques, chimiques, biologiques, organiques et supplémentaires) cet indice renferme 17 classes d'utilisation dont voici les principales: <ul style="list-style-type: none"> industrielles: alimentaires, chimique, pâte et papier, raffineries, textiles sociales et écologiques: qualité générale de l'eau, eau potable, récréation, vie aquatique pour les classes d'utilisation sociale et écologique de la ressource, il existe deux séries de paramètres; les paramètres de base et les paramètres complémentaires. Ces derniers sont considérés dans le calcul de l'indice de qualité lorsqu'ils sont supérieurs à la norme établie 	<ul style="list-style-type: none"> pas de pertinence d'application car il emploie plusieurs paramètres pouvant fausser les évaluations, i.e. DBO, DCO, CCE, OD, C.KUB. milieu de mesure → rivière ou lac échelle d'utilisation, régionale et nationale l'indice de qualité est une valeur absolue directement comparable peut représenter des changements de la qualité de l'eau dans le temps et l'espace cet indice est facilement applicable et pertinent pour nos conditions cet indice a subi plusieurs applications 	<p>publique de l'eau potable</p> <ul style="list-style-type: none"> cet indice est un système de classification où l'augmentation de la valeur de l'indice va de pair avec l'augmentation du niveau de pollution <p>Cet indice a été développé par le Service de la qualité des eaux du ministère des Richesses naturelles du Québec en s'inspirant de l'indice de Brown et al. (1970) du National Sanitation Foundation du Michigan (N.S.F.)</p> <p>1) l'attribution d'une pondération et d'une fonction de transformation pour un paramètre donné soumis à un usage particulier est le fruit d'une enquête DELPHI auprès d'une gamme d'utilisateurs de la ressource</p>

<p>Qualité spécifique à un usage</p>	<p>STONER (1978)</p>	<p>Cet indice de qualité de l'eau pour un usage particulier a été conçu afin d'évaluer cette dernière pour deux usages de la ressource: l'irrigation des terres et la distribution publique d'eau potable</p>	<ul style="list-style-type: none"> • les fonctions de transformation attribuées à un paramètre particulier varie en fonction de l'usage considéré. Les cotes de qualité sont comprises dans une échelle de 0 à 100. Il est à noter que la cote 60 représente le seuil critique d'utilisation de l'eau. • la pondération des paramètres fluctue en fonction de l'usage et de leur importance relative. La somme des poids est égale à 1.0 (1) • le choix de la technique de compilation offre deux alternatives: <ul style="list-style-type: none"> - méthode additive pondérée - méthode multiplicative pondérée • l'expression finale du résultat est une valeur absolue entre 0 et 100 <ul style="list-style-type: none"> • les paramètres sélectionnés varient pour chacun des usages, mais d'une façon générale on les divisent en deux groupes: <ul style="list-style-type: none"> - groupe I: paramètres considérés comme toxiques (ex.: Pb, chlordane, radium-226) - groupe II: paramètres qui altèrent la santé ou l'esthétique (ex.: chlorures, sulfures, odeur, couleur, goût) Le nombre total de paramètres considérés pour l'irrigation des terres est de 21 alors que pour l'eau potable il est de 39 • les fonctions de transformation différent selon le groupe de paramètres: 	<ul style="list-style-type: none"> • milieu de mesure + rivière • échelle d'utilisation, locale et régionale • la valeur finale de l'indice est absolue et directement comparable • cet indice n'a subi qu'un essai sérieux • pertinence d'application acceptable pour nos conditions (ne considère pas OD, mat. org., etc.) 	<ul style="list-style-type: none"> • cet indice pourrait être facilement modifier pour fonctionner selon d'autres usages à condition de définir; l'usage et les paramètres à considérer, les fonctions de transformation et le poids des différents paramètres <p>1) publiée par le National Academy of Sciences (NAS; en 1972)</p>
--------------------------------------	----------------------	---	--	---	--

TABLEAU 4 Description synthétique des indices de qualité de l'eau inventoriés. (suite)

CATÉGORIES D'INDICES	AUTEURS (nom de l'indice)	BUTS	MÉTHODOLOGIE	APPLICABILITÉ	REMARQUES
Qualité spécifique à un usage	WALSKI et PARKER (1974)	Cet indice de qualité de l'eau a été spécialement conçu pour les usages récréatifs de la ressource eau qui affectent davantage la population. Il vise donc à rendre disponible au public une	<ul style="list-style-type: none"> - groupe I: les cotes sont 0 ou -100 selon que la concentration de l'agent toxique soit < à la norme (1) ou qu'elle excède celle-ci (step function) - groupe II: ces fonctions ont été établies grâce aux normes du N.A.S. (1) et sont spécifiques à un paramètre pour un usage déterminé, les cotes varient de 100 à -100 en passant par zéro qui est la limite recommandée (2) - on retrouve une pondération que pour les paramètres du groupe II - la formule d'agglomération est obtenue en combinant la sommation des cotes de qualité du groupe I et la sommation pondérée des cotes du groupe II (3) - les valeurs finales de l'indice sont comprises entre 100 et un très grand nombre négatif (4) <ul style="list-style-type: none"> • l'indice de Walski et Parker utilisent les 12 paramètres suivants (1): MES, TRANS., TURB., NO₃, PO₄, GR., COUL., ODEUR, pH, T°, OD, COLI. TOT. • les fonctions d'appréciation de chaque paramètre sont des équations exponentielles décroissantes; ainsi pour une même détérioration de la qualité de l'eau, l'impact sera plus important pour la région des bonnes cotes de qualité que pour la région des mauvaises 	<ul style="list-style-type: none"> • milieu de mesure → rivière ou lac • échelle d'utilisation, locale ou régionale • cet indice peut servir à des comparaisons dans le temps et l'espace • cet indice n'a subi qu'un essai sérieux 	<ul style="list-style-type: none"> 2) la forme de ces fonctions est une droite (a + bx), une parabole (a + bx²) ou un hybride des deux (a + bx + cx²) 3) Indice de Stoner: $\sum_{i=1}^n T_i + \sum_{j=1}^m w_j q_j$ 4) l'auteur propose que les valeurs négatives de l'indice (lorsque plusieurs paramètres dépassent la norme) soient interprétées comme une estimation des coûts de l'assainissement de l'eau • les principaux usages récréatifs pour la population sont la pêche, la natation et autres sports de contact, l'esthétique d'un milieu aquatique 1) le choix des paramètres et de leurs pondérations est basé sur l'opinion des auteurs d'après

		<p>information relative à la qualité de l'eau</p>	<p>cotes. Les cotes ont une échelle s'échelonnant de 0.01 à 1.0 (2).</p> <ul style="list-style-type: none"> • les paramètres sont pondérés par l'utilisateur (1), les auteurs n'ont pas publié leurs propres pondérations • il n'y a pas de pondération des usages • la formule de compilation est une moyenne géométrique (multiplicative pondérée) • les valeurs minimales et maximales possibles pour l'indice final sont 0 et 1.0 	<ul style="list-style-type: none"> • le niveau de pertinence d'application n'est pas défini car la pondération des paramètres n'est pas publiée 	<p>leur propre revue de la littérature</p> <p>2) chaque fonction passe par tous ces différents niveaux de détérioration de la qualité, soit:</p> <p>intolérable + cote = 0.01</p> <p>pauvre + cote = 0.10</p> <p>bonne + cote = 0.90</p> <p>parfaite + cote = 1.00</p> <ul style="list-style-type: none"> • malgré les suggestions soumises par les auteurs afin d'implanter l'utilisation routinière de cet indice dans les différentes agences américaines de contrôle de la pollution de l'eau, tout semble indiquer que cette pratique ne s'est pas concrétisée.
Planification	INHABER (1975, 1976, 1977) Indice canadien de la qualité de l'eau (Environnement Canada)	<p>Globalement, l'indice d'Inhaber est un indice de la qualité générale de l'environnement. Cet indice intégrateur a été conçu pour renseigner la population sur la qualité de l'air, de l'eau et des sols. De</p>	<p>1) Sous-indice de la qualité générale (I_{AMB})</p> <ul style="list-style-type: none"> • On génère cette appréciation de la qualité générale en combinant trois autres sous-indices, soit: <ul style="list-style-type: none"> - sous-indice de métaux traces incluant Cd, Li, Cu, Zn, Cr, DUR (1). - sous-indice de turbidité introduisant l'influence de ce paramètre sur l'eau potable et la récréation - sous-indice de pêche commerciale basé sur le poids et le 	<ul style="list-style-type: none"> • milieu de mesure + lac, rivière ou rejet • échelle d'utilisation est nationale • génère un indice de valeur absolue utilisé à des fins de comparaison spatiale et temporelle • cet indice est calculé sur une base routinière 	<ul style="list-style-type: none"> • l'indice total sur la qualité de l'eau est composé par les sous-indices de rejets ponctuels et de la qualité générale de l'eau grâce à cette technique d'agglomération (moindre carré) $ICQE = \frac{I_{AMB}^2 + I_{RT}^2}{2}$

TABLEAU 4 Description synthétique des indices de qualité de l'eau inventoriés. (suite)

CATÉGORIES D'INDICES	AUTEURS (nom de l'indice)	BUTS	MÉTHODOLOGIE	APPLICABILITÉ	REMARQUES
		<p>plus, l'indice de qualité de l'eau d'Inhaber combine deux sous-indices traitant de la qualité générale et de la caractérisation des rejets ponctuels</p>	<p>contenu en mercure des prises faites par les pêcheurs canadiens</p> <ul style="list-style-type: none"> • les fonctions de transformation sont incluses à l'intérieur des formules de compilation des sous-indices • il n'y a pas de pondération des paramètres, ni de pondération des usages • la formule de compilation est l'opération des moindres carrés <p>2) Sous-indice de rejets ponctuels (I) RT</p> <ul style="list-style-type: none"> • les paramètres retenus pour construire ce sous-indice sont: DBQ, MES, Ptot, Hg, NH₃, phénols et cyanures (1) • les fonctions d'appréciation ne sont pas explicites, elles sont intégrées au processus de compilation • une pondération particulière est attribuée aux différents paramètres, c'est un facteur de conversion de la masse en unité équivalente de pollution (1/norme). Il n'y a pas de pondération des usages • la formule de compilation est à la base une technique additive pondérée mais les opérations subséquentes n'ont pas été présentées par l'auteur 	<p>lorsque tous les paramètres sont disponibles. Cependant, l'information fournie n'est pas intégrée à un processus gestionnaire de la ressource</p> <ul style="list-style-type: none"> • la pertinence d'application est acceptable pour nos conditions 	<p>1) la sélection des paramètres est fondée sur le résultat de consultations avec la Direction générale des eaux intérieures d'Environnement Canada</p>

Planification

KEILANI et al.
(1974)
(Canadian
national water
quality economic
index)

L'objectif de cet indice est de simplifier et de faciliter la gestion économique d'un bassin versant. Cet indice est structuré sur les pertes ou les gains économiques que les variations de la qualité de l'eau entraînent et permet de mettre en évidence les paramètres responsables des plus grands dommages

- l'indice de Keilani et al. s'applique pour huit usages différents. Les paramètres ont été déterminés par une enquête auprès d'experts canadiens de l'environnement aquatique tout en considérant la nature d'un usage spécifique. On retrouve environ cinq paramètres par usage
- le choix des usages est fait par l'utilisateur en fonction de la région cible étudiée. Ce choix devrait prendre en compte les usages pratiqués actuellement dans la région et les usages potentiels absents
- les fonctions de transformation ont été construites aussi grâce à l'enquête auprès des experts. Les cotes varient de 0 à 100. 0 est l'optimum et 100 la valeur limite pour la pratique de l'usage retenu
- la pondération des paramètres a été attribuée par l'enquête; la somme des poids des différents paramètres est de 1.0
- le poids des usages est évalué en fonction des pertes économiques et sociales de chacun des usages comparées à une année de référence
- la formule de compilation est de forme additive pondérée où interviennent deux pondérations différentes, celle du paramètre i pour un usage particulier j et celle de l'usage j en soi (1)
- l'indice final varie de 0 à 100

- milieu de mesure → lac ou rivière
- échelle d'utilisation est régionale
- indice génère une valeur absolue qui n'est pas transférable entre les régions car la pondération des usages est spécifique à une région
- cet indice n'a subi aucune utilisation complète
- sa pertinence d'application est considérée comme adéquate pour nos conditions
- on ne retrouve aucune critique sur la valeur de cet indice ni de résultats de comparaisons avec d'autres indices

- les auteurs prétendent que:
 - leurs fonctions de transformation sont plus pertinentes, car elles reposent sur des valeurs plus tangibles que celles d'un indice mesurant la qualité générale de l'eau
 - leur formule de compilation se compare aux formules multiplicatives pondérées
 - cette méthode maintient une relation plus vraisemblable entre le niveau des dommages et la qualité réelle des eaux

1) voici le type de formule de compilation employée: $NWQEI =$

$$\sum_{j=1}^8 \sum_{i=1}^{40} Q_{ij} W_{ij} W_j$$

Q_{ij} : cote de qualité du paramètre i pour l'usage j
 W_{ij} : poids du paramètre i pour l'usage j
 W_j : poids de l'usage

plusieurs paramètres reviennent à quelques reprises ($i = 40$) mais les valeurs

TABLEAU 4 Description synthétique des indices de qualité de l'eau inventoriés. (suite)

CATÉGORIES D'INDICES	AUTEURS (nom de l'indice)	BUTS	MÉTHODOLOGIE	APPLICABILITÉ	REMARQUES
Planification	YU et FOGEL (1977)	Cet indice exploite simultanément la qualité de l'eau des rejets et des considérations économiques pour optimiser les dépenses de traitement des rejets	<ul style="list-style-type: none"> • deux types de paramètres sont employés: <ul style="list-style-type: none"> - un paramètre économique: le bénéfice net maximal en dollars, imputable au traitement de chacune des composantes du second groupe de paramètres - cinq paramètres de qualité générale de l'eau: MES, ABS, COLI. TOT., NO₃, PO₄ • il est important de posséder les courbes de bénéfices (taux et par usage) et des coûts imputables aux traitements pour chaque paramètre de qualité de la région étudiée • les cotes de qualité de l'eau sont fonction de l'optimisation économique des traitements <ul style="list-style-type: none"> - 1^e partie de l'indice: bénéfice net maximal sur tous les usages attribuables au traitement d'un seul paramètre - 2^e partie de l'indice: application de l'indice de Walski et Parker (1974) sur les valeurs après traitements optimisés (pour un maximum de profits) sur les cinq paramètres employés (1) 	<ul style="list-style-type: none"> • le milieu de mesure est ponctuel, un rejet • l'échelle d'utilisation est nationale • l'indice génère une valeur absolue (en dollars) • cet indice n'a subi aucune application complète • son niveau de pertinence à nos conditions est inconnu • aucune appréciation d'experts n'a été exprimée sur l'indice global 	<p>de ceux-ci sont différents car la station où est effectuée l'observation est différente. En effet, les mesures sont faites sur le site de chaque usage</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) s'il n'y a pas de profits réalisables, il n'y a pas de traitement effectué 2) les bénéfices sont considérés dans cet ordre jusqu'à ce que toutes les données disponibles aient été exploitées ou qu'il n'y ait plus de bénéfices possibles

			<ul style="list-style-type: none"> • les paramètres ne sont pas pondérés • les usages étudiés sont déterminés après étude de la région concernée et ne sont pas pondérés directement mais classés par ordre d'importance des bénéfiques. Tous les rejets expertisés sont inclus dans cette classification (2) • la compilation n'est pas implicite, chaque partie de l'indice peut être examinée séparément ou on en réalise le produit. Le résultat final s'exprime en dollars et sa valeur est variable 	
Statistique	HARKINS (1974)	<p>Cet indice évalue un échantillon d'eau par rapport à d'autres observations et à des standards en donnant une distance (fondée sur le rang) de l'observation au vecteur des standards</p>	<ul style="list-style-type: none"> • la sélection des paramètres ainsi que leur nombre est laissée à l'initiative des utilisateurs de même que le choix des usages • il n'y a pas de fonction de transformation des différents paramètres • aucune pondération possible pour les paramètres et les usages employés • voici le type particulier de formule de compilation retenu: $\text{IND.H.} = S = \sum_{i=1}^n \frac{Z_{ij}^2}{n}$ $\text{où } Z_{ij} = \frac{R_{ij} - R_{ic}}{\sqrt{\text{var}(R)_i}}$ <p>et, (1)</p> $\text{var}(R)_i = \frac{1}{12n} \left[(n^3 - n) - \sum_{k=1}^k (T^3 - T) \right]$	<ul style="list-style-type: none"> • le milieu de mesure est un lac, une rivière ou un rejet • l'échelle d'utilisation est dépendante du groupe de calcul • la valeur de l'indice est relative • cet indice a subi un essai sérieux • Landwehr et al. (1974) ont critiqué cet indice car ils ne l'estimaient pas comme objectif; <ul style="list-style-type: none"> - l'indice effectuée un bon classement des observations - les distances sont uniquement fonction du rang des observations et ne prennent pas en compte aucunement de la <p>1) n: nombre d'observations incluant les standards k: nombre d'égalités rencontrées T: nombre d'égalités rencontrées pour différentes observations d'un paramètre var(R)_i: variance de R_i R_i: rang du standard pour le paramètre i R_{ij}: rang de l'observation pour le paramètre i Z_{ij}: valeur transformée j pour le paramètre i</p>

TABLEAU 4 Description synthétique des indices de qualité de l'eau inventoriés. (suite)

CATÉGORIES D'INDICES	AUTEURS (nom de l'indice)	BUTS	MÉTHODOLOGIE	APPLICABILITÉ	REMARQUES
Statistique	PADGETT et STANFORD (1973), Industrial water pollution index	Cet indice veut mettre en relation les dommages créés par les industries de différents types, en mesurant des paramètres communs à toutes les industries. L'usage de cet indice constituerait une première étape dans l'inter-nalisation des coûts	<ul style="list-style-type: none"> • la valeur finale de l'indice est très variable • la sélection des paramètres est laissée au choix de l'utilisateur, les auteurs ont choisi: le volume d'eau usée rejeté et les sommes consacrées à l'achat d'énergie (1) • il n'y a pas d'usages considérés • la valeur transformée (cote) est la valeur normalisée (centrée - réduite) d'un paramètre pour une observation, i.e. nécessite la connaissance des caractéristiques de toute la population • la pondération est facultative et est au choix de l'utilisateur. Les auteurs suggèrent que la sommation des poids soit égale à un 	<ul style="list-style-type: none"> distance absolue, i.e. de l'observation au standard - les valeurs de l'indice ne sont pas comparables d'un groupe d'observations à l'autre - cependant, cet indice a une sensibilité remarquable aux légères variations dans le temps • milieu de mesure est ponctuel, un rejet • échelle d'utilisation, régionale ou nationale • indice donne une valeur relative à un groupe de calcul, les résultats ne seront immédiatement comparables qu'aux éléments de ce groupe • l'indice n'a subi qu'un essai sérieux • il n'y a pas eu de critiques sur la valeur de l'indice 	<ul style="list-style-type: none"> • après avoir établi la valeur standard à respecter de chaque paramètre, l'échantillon est classé en incluant la valeur standard; les égalités sont réglées en donnant le rang médian • les paramètres dont la qualité ne varie pas de façon monotone subissent un artifice de calcul afin de réordonner les observations (ex.: pH, OD) 1) ces deux paramètres sont respectivement des mesures de la pollution de l'eau et de l'air

			<ul style="list-style-type: none"> le processus de compilation est une addition pondérée ou non des valeurs normalisées des différents paramètres de l'observation la valeur finale de l'indice est variable mais elle est centrée autour de 0, avec un écart-type de 1 		
Biologique	<p>CAIRNS <u>et al.</u> (1968)</p> <p>CAIRNS and Dickson (1971) Sequential Comparison Index (SCI)</p>	<p>Le concept de base de cet indice est d'évaluer l'état de santé de différents milieux. L'indice de Cairns et Dickson appartient à la famille des indices de diversité qui s'appuient sur le niveau de diversité en espèces pour caractériser un milieu aquatique</p>	<ul style="list-style-type: none"> tout comme la famille d'indices à laquelle il appartient, cet indice repose sur un grand nombre d'observations qui tendent à prouver que les hautes diversités en espèces sont généralement caractéristiques des communautés matures et stables alors qu'inversement, la pauvreté en espèces est associée aux communautés instables ou exposées à des fluctuations ou à des conditions défavorables ce processus synthétise plusieurs informations comme le nombre d'espèces (S), le nombre total d'individus (N) et leur répartition (R). La formule de compilation est simple (1): $SCI = \frac{R}{S(-)N}$ <p>Il s'agit de comparer tous les individus, deux à deux (1 - 2, 2 - 3, etc.), jusqu'à l'épuisement de l'échantillon, puis de compiler SCI. Initialement, R = 0; lorsque les deux organismes comparés ne sont pas identiques, R = R + 1. Ainsi R représente le nombre d'alternances des espèces dans l'échantillon</p> la valeur finale de l'indice est variable 	<ul style="list-style-type: none"> milieu de mesure → rivière ou lac l'échelle d'utilisation est locale, régionale et même nationale si certaines précautions sont respectées grâce au vecteur final, il est possible par comparaison d'établir une classification du niveau de qualité des stations et même de détecter les milieux affectés par un stress, sans toutefois déterminer le facteur à l'origine de ce stress cette méthode n'est pas standardisée (1) 	<p>1) ce type de compilation a l'avantage de ne pas nécessiter une connaissance approfondie de la taxonomie, les espèces (S) pouvant être remplacées par d'autres identifiées définies par l'utilisateur. Cependant, dans de telles conditions, les possibilités de comparaison sont restreintes</p> <ul style="list-style-type: none"> voici d'autres indices appartenant à la famille des indices de diversité: <ul style="list-style-type: none"> - GHETTI et BONAZZI (1977), - HICKS (1975), - ZAND (1976)

TABLEAU 4 Description synthétique des indices de qualité de l'eau inventoriés. (suite)

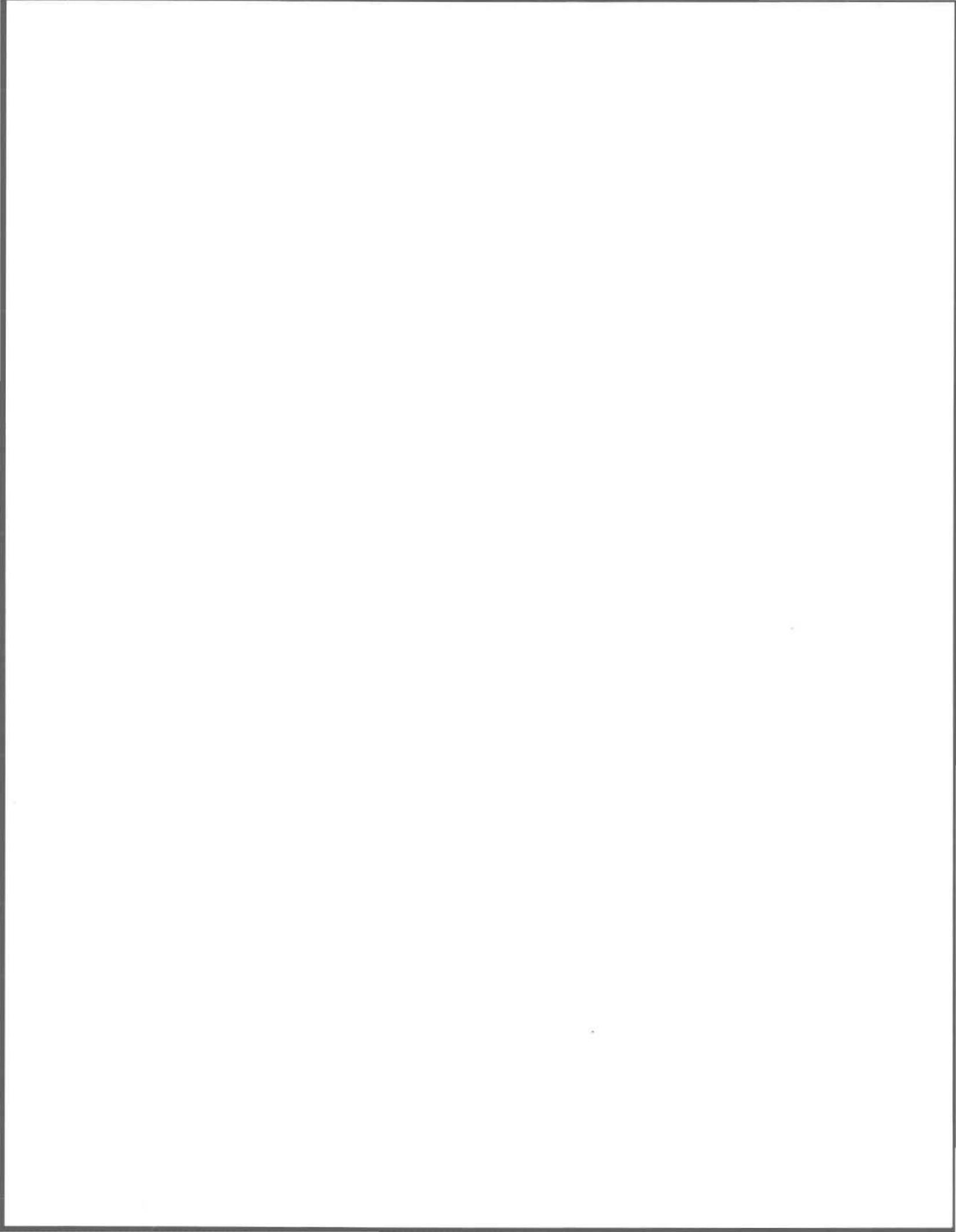
CATÉGORIES D'INDICES	AUTEURS (nom de l'indice)	BUTS	MÉTHODOLOGIE	APPLICABILITÉ	REMARQUES
État trophique	MATHIEU et al. (1979) Cote Trophique (C.T.), ministère Environnement du Québec	Cette méthode de classification des lacs par niveaux trophiques tente de qualifier les lacs par leur état de vieillissement. Le niveau trophique d'un lac est une évaluation de son niveau de production	<ul style="list-style-type: none"> cette méthode repose sur plusieurs mesures indirectes de la production autotrophe (1), soit: la transparence (TRANS), le poids sec de seston par mètre cube (PS), %OD à un mètre du fond et un paramètre de nature physique: la profondeur moyenne du lac (PM) dépendamment de la disponibilité des données, on peut choisir parmi quatre relations utilisables pour calculer la cote trophique (2, 3): CT : 10.037 - 0.046 OD - (1) 1.183TRANS CT : 7.786 - 0.041 OD - (2) 0.847 TRANS + 0.009 PS CT : 7.643 - 0.721 TRANS - (3) 0.174 PM + 0.011 PS CT : 7.952 - 0.024OD - (4) 0.703 TRANS - 0.117 PM + 0.010 PS le vecteur final issu d'une de ces relations est un nombre compris entre 0 et 10 on effectue finalement la correspondance de la cote trophique à l'état trophique grâce à un tableau où sont définis tous les états trophiques possibles (oligotrophe α, β, γ, mésotrophe α, β, γ, eutrophe α, β) 	<ul style="list-style-type: none"> milieu de mesure + lac échelle d'utilisation est régionale, avec des précautions, peut être étendue au niveau national l'indice a une valeur absolue et est comparable sous certaines réserves [ex.: rigueur de l'échantillonnage (période prod. MAX), variations climatiques aléatoires pour deux périodes estivales] a moins de surveiller dans le temps ce vieillissement, il s'avère impossible à l'aide de ces seules cotes de déterminer si le vieillissement est une conséquence de causes naturelles ou artificielles. De plus, cette méthode a un autre inconvénient, c'est de classer des lacs où des substances inhibitrices sont présentes dans des catégories de niveau trophique inférieur à leur niveau réel d'enrichissement 	<ol style="list-style-type: none"> les trois paramètres de production autotrophe doivent être mesurés pendant la période de productivité maximum, soit le début du mois d'août à un moment précis entre 10 h et 14 h voici les valeurs maximales possibles pour chacun des paramètres: - ODmax = 100% - TRANSmax = 6 m - PMmax = 25 m - PSmax = 300gr/m³ ces relations ont été obtenues par régression multiples à partir de lacs dont les caractéristiques biologiques sont connues et sur lesquels de nombreuses mesures ont été effectuées. La relation 3 est utilisable directement pour les lacs non-stratifiés, i.e. brassage continu implique %OD homogène à toutes profondeurs. La relation 4 est la plus fiable avec

<p>État trophique</p>	<p>PORCELLA et al. (1980) Lake Evaluation Index (LEI)</p>	<p>Cet indice a été développé pour évaluer l'impact des interventions réalisées pour la restauration des lacs pollués</p>	<ul style="list-style-type: none"> • les paramètres considérés par cet indice sont: TRANS, Ptot, Ntot, CHL-A, OD, MAC. Ces paramètres doivent être spécifiquement mesurés durant la période de juillet et août pendant certaines heures critiques, entre 10 h et 14 h, préférentiellement aux environs de midi • les fonctions d'appréciation sont des équations empiriques qui ont été proposées pour chacun des paramètres dans la littérature par différents auteurs oeuvrant dans le domaine de l'eutrophisation des lacs. Les cotes varient sur une échelle de 0 à 100 • la pondération des paramètres n'est pas explicite, mais les paramètres physico-chimiques ont un poids de 0.250 alors que les paramètres de productivité primaire (CHL-A et MAC) ont un poids de 0.125 • le processus d'agglomération est équivalent à la technique additive pondérée malgré la forme de l'expression (1): 	<ul style="list-style-type: none"> • son niveau de pertinence serait acceptable • milieu de mesure → lac • échelle d'utilisation, régionale ou nationale • l'indice génère une valeur absolue permettant une comparaison de la gamme d'interventions possibles sur une multitude de lacs aux caractéristiques différentes • l'indice a subi au moins un essai sérieux • le niveau de pertinence serait acceptable • plusieurs critiques de cet indice ont été exprimées par Lee et al. (1981) 	<ul style="list-style-type: none"> un coefficient de détermination de 0.93 • la cote trophique est une appréciation rapide, cependant dans plusieurs cas des études supplémentaires seront nécessaires pour évaluer plus exactement l'état réel du lac • les concepts de base sur lesquels reposent le LEI s'appuient sur l'hypothèse que tous les problèmes en qualité de l'eau en milieu lacustre sont grandement causés ou associés à l'augmentation des concentrations des nutriments dans les lacs (eutrophisation). Ainsi, l'évaluation du programme de restauration des lacs a été conçue principalement pour étudier les problèmes de productivité aquatiques • l'expression finale du LEI a exclu le paramètre Ntot car les auteurs considèrent que le seul élément limitant la
-----------------------	---	---	---	--	--

TABLEAU 4 Description synthétique des indices de qualité de l'eau inventoriés. (suite)

CATÉGORIES D'INDICES	AUTEURS (nom de l'indice)	BUTS	MÉTHODOLOGIE	APPLICABILITÉ	REMARQUES
État trophique	STEINHART et al. (1982) Environmental Quality Index for the Great Lakes	Cet indice a été conçu pour évaluer la qualité d'un environnement aquatique comme celui des berges des Grands Lacs. Celui-ci, en plus de compiler une série d'informations techniques, permet la diffusion de ces informations des gestionnaires au public en général	$LEI = 0.25[0.5(SCHL-A \times XMAC) + XTRANS + XOD + XPT]$ <ul style="list-style-type: none"> la valeur finale de l'indice varie de 0 à 100 neuf paramètres constituent l'indice de Steinhart et ils se regroupent sous quatre types différents: <ul style="list-style-type: none"> chimique (C): COND., Cl, Ptot physique (P): MES, PF biologique (B): COLI. FÉC., CHL.-A toxique (T): CON. ORG., CON. ING. (1) les fonctions de transformation diffèrent selon le type de paramètre, ainsi ceux du type B et C de même que les MES possèdent des équations pour décrire leurs fonctions de transformation continues, alors que ceux du groupe T et la PF sont des fonctions en échelle (step functions) (2). Toutes les cotes de qualité sont comprises entre 0 et 100 la pondération attribuée est de 0.15 pour chacun des paramètres de type toxique (ORG. et ING.) et de 0.10 pour tous les autres la formule de compilation employée est une addition pondérée l'indice final varie de 0 à 100 	<ul style="list-style-type: none"> milieu de mesure; tout grand lac d'Amérique du Nord échelle d'utilisation; nationale et régionale l'indice permet une comparaison dans le temps et l'espace des valeurs absolues de l'indice et des variations des dépassements de normes mises en évidence l'indice n'a subi qu'un essai sérieux pas de critiques d'experts disponibles 	<p>croissance biologique est le Ptot</p> <ul style="list-style-type: none"> Steinhart et al. (1982) considèrent leur indice comme un indice de qualité environnementale plutôt que d'un simple indice de qualité de l'eau car celui-ci comporte des indicateurs couvrant le domaine de la qualité environnementale, soit des facteurs esthétique (PF) et des caractéristiques de sédiment (type T) <p>1) trois paramètres de l'indice sont composés de plusieurs variables, ex.:</p> <ul style="list-style-type: none"> PF + mousse, écume, huiles, débris flottants, poissons morts, végétation morte, odeur, couleur non-naturelle CON. ORG. + toxaphène, PBC, phénol, chloroforme

						<p>- CON. ING. + As, Cd, Pb, Hb, Ni</p> <p>2) les fonctions d'appréciation en échelle possèdent une cote de 50, soit le point critique, lorsque CON. ORG. ou CON. ING. dépasse le critère de qualité fixé ou lorsqu'on dénombre plus d'une variable présente pour la PF</p>
--	--	--	--	--	--	---



CHAPITRE 2

ÉTUDE D'UN CAS: LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES

2. ÉTUDE D'UN CAS: LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES

2.1 DESCRIPTION DU BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES

2.1.1 Milieu biophysique

Le bassin de la rivière Saint-Charles est situé sur la rive nord du fleuve St-Laurent et a son embouchure en plein coeur de la ville de Québec. La forme de ce bassin est compacte; son orientation est du nord au sud. Cette rivière draine un territoire de 513 km² dont plus du tiers est urbanisé.

Depuis sa source au lac Saint-Charles jusqu'à son exutoire, la longueur totale de la rivière est de 33 km. Cependant, ses deux extrémités peuvent être jointes par une droite d'une longueur de 16 km (Rancourt, 1967). La rivière Saint-Charles a donc la particularité d'être très sinueuse. De plus, ses dimensions sont très variables: tantôt, elle possède une largeur modeste (5 m) et une faible profondeur (< 1 m); plus loin, elle est large (40 m) et plus profonde (4 m).

La rivière Saint-Charles compte de nombreux tributaires répartis le long de son parcours. La rivière Huron et le lac Delage alimentent principalement le lac Saint-Charles. Légèrement en aval de ce lac, les rivières Jaune et Neilson se déversent dans la Saint-Charles. Enfin, dans la partie inférieure de son cours, ses deux principaux affluents sont la rivière Lorette et la rivière du Berger (figure 1).



FIGURE 1 Carte du bassin de la rivière Saint-Charles.

Le bassin de la rivière Saint-Charles peut être divisé en trois régions physiographiques. Cette division est basée sur les caractéristiques géologiques, topographiques et hydrologiques du territoire et des cours d'eau. Les figures 2 et 3 illustrent cette division du bassin et son profil longitudinal. La première région que traverse la Saint-Charles, du lac jusqu'à Château d'Eau [i.e. région laurentienne], est une plaine dont la dénivellation est inférieure à 3 mètres. Dans cette partie nord du bassin, l'absence de relief réduit considérablement le ruissellement de surface et laisse la rivière tracer son lit en de multiples méandres. On retrouve dans cette région un épais tapis de dépôts meubles reposant sur les gneiss et les granites du bouclier canadien (Rancourt, 1967). Ce secteur s'élève à 150 m d'altitude, soit à environ 1.5 mètres au-dessus du niveau actuel du lac Saint-Charles (figure 2).

Du barrage de Château d'Eau au district Les Saules de la ville de Québec, la dénivellation atteint plus de 140 mètres sur une distance de 8 km. La rivière Saint-Charles, qui n'avait été jusque-là qu'un paisible cours d'eau, s'accélère subitement dans les brusques ruptures de pente. En effet, la rivière s'enfonce dans le gouffre qu'elle a creusé à Loretteville à même les calcaires Trenton et les schistes Utica, sapant violemment sur plus d'un kilomètre les rebords d'un profond et d'un étroit encaissement. Ces rebords s'écartent peu à peu afin de permettre à la rivière de reprendre ses dimensions premières. Jusqu'au secteur Les Saules on trouve de nombreux rapides qui disparaissent progressivement en touchant la dépression Cap-Rouge - Limoilou.

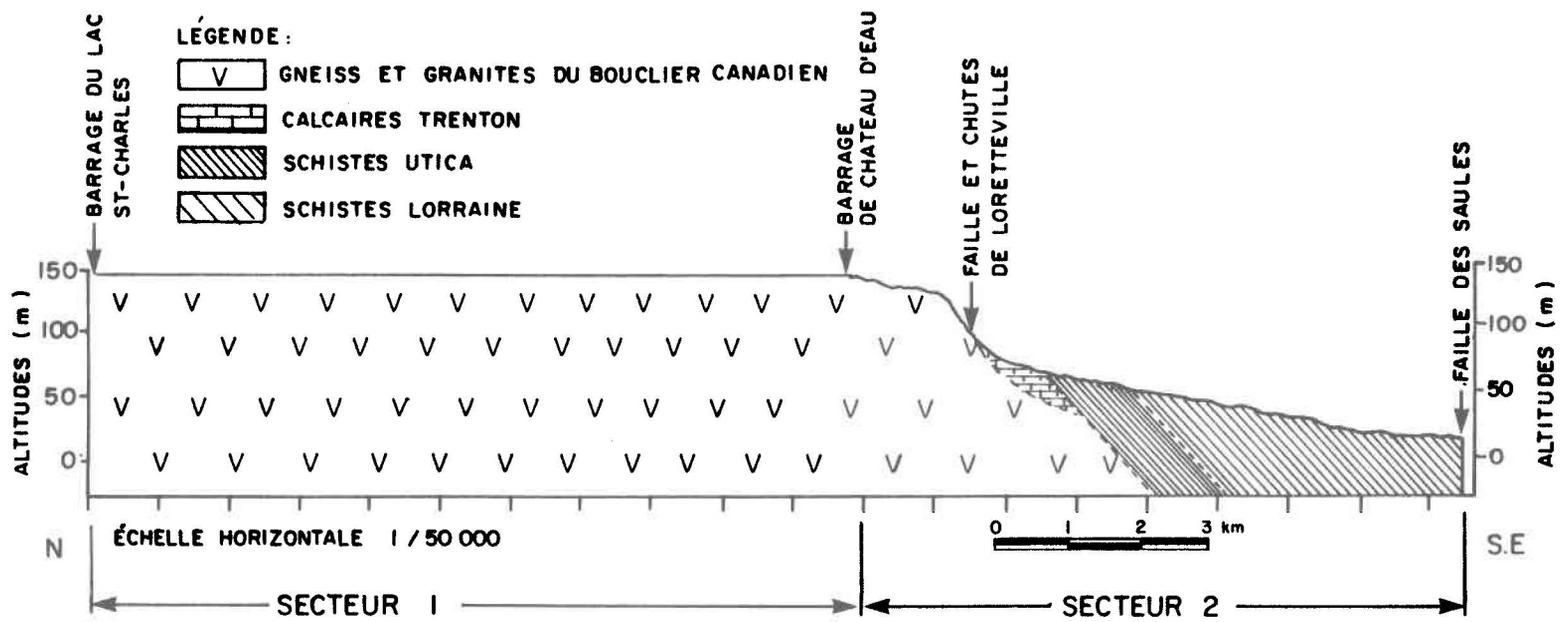


FIGURE 2 Coupe géologique de la rivière Saint-Charles (région laurentienne et région de Loretteville).

LÉGENDE  DÉPÔTS RÉCENTS ET PLÉISTOCÈNES DE LA DÉPRESSION CAP-ROUGE — LIMOILOU

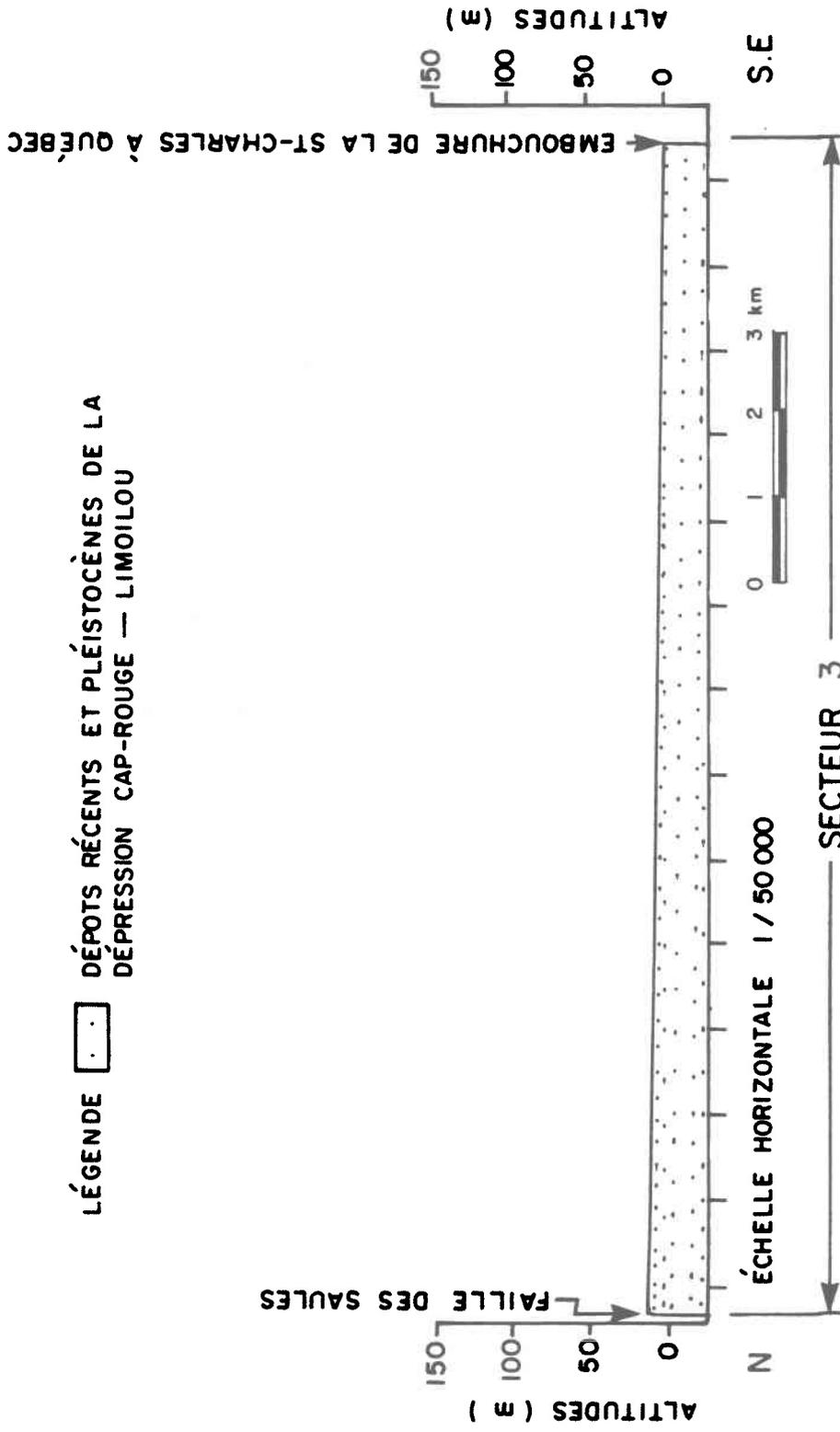


FIGURE 3 Coupe géologique de la rivière Saint-Charles (région urbanisée de Québec).

Aux Saules, la rivière Saint-Charles redevient calme. Jusqu'à son embouchure à Québec, elle décrit de nombreux méandres en suivant la direction ouest-est de la dépression Cap-Rouge - Limoilou. Sur près de 10 km, marqués d'une faible dénivellation de 12 mètres, la rivière s'encaisse peu profondément dans les sédiments pléistocènes et récents qui comblent la dépression. Cette région a certains points communs avec la région laurentienne: elle est mal drainée et le cours d'eau y décrit de multiples méandres. Cependant, à l'opposé de la région nord, la région la plus au sud subit le stress exercé par une enclave de béton construite par l'homme.

2.1.2 Régime hydraulique

Le bassin de la rivière Saint-Charles renferme plusieurs lacs, dont les principaux sont les lacs Saint-Charles, Delage, Bleu, Beauport, Bonnet et Jaune, qui peuvent influencer significativement le débit de la rivière en remplissant un rôle de régularisation des apports hydriques. De plus, il faut retenir que l'exutoire du lac Saint-Charles est régularisé par un barrage, propriété de la municipalité de Québec. Ce lac constitue l'unique réservoir d'approvisionnement en eau d'alimentation de cette ville. Conséquemment, la vocation de source d'eau potable de la Saint-Charles contribue à perturber son régime hydrologique naturel. L'alimentation en eau potable de la ville de Québec s'effectue à Château d'Eau.

Le débit annuel moyen de la rivière est de 9 m³/s en amont de la prise d'eau de Québec (Château d'Eau) et on y prélève en moyenne près de

20%¹ du débit amont. Cependant, en période d'étiage, plus de 90 pour cent du débit amont est capté directement de la rivière et ne s'écoule plus vers l'aval. D'une manière générale, la Saint-Charles possède des débits variant de 75 m³/s à 0.1 m³/s.

La contribution des tributaires au débit de la rivière Saint-Charles est faible en général. Toutefois, ces cours d'eau ont la particularité de réagir fortement aux pluies et contribuent alors à transporter d'importantes quantités de matières particulaires, résultant de l'érosion des terres, jusqu'à la rivière Saint-Charles.

Finalement, d'un écoulement caractéristique de rivière, ce cours d'eau devient un réservoir sur ses quatre derniers kilomètres. La cause de ce changement de régime est attribuable à la présence d'un barrage anti-marée à l'embouchure de la rivière². Ce barrage empêche le refoulement des eaux du fleuve, à marée haute, jusqu'à profondément en amont de la confluence. Les vitesses retrouvées spécifiquement dans ce tronçon de rivière sont très faibles, moins de 10 cm/s; ce qui contribue à accentuer le phénomène de sédimentation dans cette zone. Ce sont les services techniques de la ville de Québec qui gèrent ce réservoir créé à même la rivière Saint-Charles.

¹ soit en moyenne un débit de 1.7 m³/s

² le barrage anti-marée est localisé au pont Samson

2.1.3 Utilisation du territoire

Le territoire amont du bassin versant, soit la rivière des Hurons et le lac Saint-Charles, est boisé et très peu urbanisé. L'utilisation du sol se répartit en un peu de villégiature, une population résidente permanente ainsi que de nombreux sites récréatifs. À partir du lac Saint-Charles, le territoire acquiert une vocation plus diversifiée. On retrouve principalement sur les bassins des tributaires Lorette et Neilson une pratique de l'agriculture et de l'élevage sur une surface importante (41 km²). Malgré cela, l'utilisation du sol qui caractérise le mieux ce bassin est que la majeure partie du territoire (plus du tiers) est occupée par des municipalités.

L'agriculture est une occupation de premier plan sur le bassin de la rivière Lorette. Des 69 km² que couvre le bassin, 22 pour cent de cette superficie est exploitée pour des cultures herbagères et celle-ci se localise au nord-ouest de l'aéroport de Québec. De plus, des gazonnières occupent 8.5 pour cent de la superficie totale du bassin, soit 223 hectares; enfin, la production animale y atteint 550 têtes de bovins (Lavallée, 1983).

Saint-Gabriel-de-Valcartier, aux abords de la rivière Neilson (ou Grand Désert), est reconnu comme étant un lieu d'élevage intensif de la dinde. Près de 15 pour cent de la production québécoise (160 000 dindes) est élevée annuellement dans cette région. Cet élevage intensif s'exerce majoritairement dans des pâturages en plein air (Lavallée, 1983).

Le secteur aval du bassin versant est grandement occupée par des municipalités et il supporte un bassin de population considérable vivant à proximité immédiate de la rivière. Cette forte utilisation municipale est d'ailleurs exceptionnelle comparativement à l'ensemble du Québec et elle implique un aménagement du territoire particulier. En conséquence, pour l'estimation qualitative du ruissellement de surface, c'est la nature de la surface du territoire examiné qui est le facteur à mettre en évidence. Pour un secteur donné, on peut évaluer le rapport des surfaces imperméables sur la surface totale dudit secteur. Ce rapport est nommé généralement: coefficient d'imperméabilité (C_I). Cet élément d'analyse peut devenir une estimation du comportement du ruissellement de surface. En guise d'exemple, considérant le secteur de la ville de Québec à l'est de l'avenue Marie-de-l'Incarnation (1 km en aval de la station 4), on estime le coefficient d'imperméabilité C_I à environ 0.80. Donc, on peut penser, a priori, que le ruissellement de surface dans la ville de Québec est important et qu'il répond presque instantanément après le début d'une averse.

Enfin, certains travaux effectués pour la ville de Québec dans les années 50, afin d'éliminer les déversements d'eaux usées domestiques de temps sec, ont été suivis en fin de la décennie 1960 par l'aménagement et la réfection physique des berges du tronçon aval (pont Scott à l'embouchure; 4 km) de la rivière Saint-Charles. Ces travaux auraient dû permettre d'améliorer la qualité du milieu jusqu'à un niveau autorisant la plupart des usages récréatifs.

2.1.4 Usages récréatifs et municipaux

Le bassin de la rivière Saint-Charles possède une population résidente supérieure à 200 000 personnes et est donc susceptible à ce que certaines parties de son territoire soient fortement utilisées pour des fins récréatives. Malgré tout, il ne faut pas omettre que le principal usage de l'eau de la rivière Saint-Charles est l'alimentation en eau potable de la population de la ville de Québec.

Tout au long de la rivière des Hurons, on retrouve de nombreux sites de villégiature répartis de part et d'autre du cours d'eau et ce particulièrement autour des principaux lacs du bassin. Sur ces sites, des activités aquatiques comme la baignade, la voile, le canotage et la pêche sportive sont couramment pratiquées. Le lac Saint-Charles et la portion de rivière entre celui-ci et la station de pompage de Château d'Eau subissent une restriction d'usages. En effet, la ville de Québec exerce son privilège d'y limiter les activités afin de préserver la qualité de son eau d'alimentation.

Quant aux rivières Neilson, Lorette et du Berger, on constate qu'à l'heure actuelle, ces tributaires ne sont pas utilisés à des fins récréatives. Cependant, un potentiel d'aménagement de parcs, sentiers pédestres ou autres y est présent.

Le tronçon de la Saint-Charles entre Loretteville et la confluence avec la rivière Lorette s'avère très attrayant. Ses rives sont boisées, de

nombreuses chutes et rapides offrent de beaux points de vue (Légaré et O'Neill, 1975). Un aménagement sommaire de ces rives existe et ne devrait être qu'une étape vers le développement d'un parc linéaire d'intérêt majeur. La société Kabir Koubat¹ exerce des efforts depuis quelques années afin d'améliorer la faune aquatique de ce secteur par l'ensemencement de truites arc-en-ciel.

De l'embouchure de la Lorette jusqu'à l'exutoire de la Saint-Charles, la rivière devient plus lente et les aménagements urbains plus nombreux. Les aménagements imposants réalisés par la ville de Québec et Parcs Canada autorisent une large accessibilité à la rivière. La population peut aisément visiter au parc Cartier-Brébeuf le site historique de mouillage et la réplique du bateau de Jacques Cartier: la Grande Hermine. De plus, le réaménagement des berges permet l'utilisation de pistes cyclables et de sentiers pédestres. Finalement, les seuls usages actuels possibles dans le tronçon inférieur de la rivière Saint-Charles sont limités au canotage durant l'été et au patinage durant l'hiver. Cette restriction des usages récréatifs est inhérente à la mauvaise qualité de l'eau pour ce tronçon de la rivière.

¹ La société Kabir Koubat est un organisme à but non lucratif voué au développement social et environnemental des berges de la rivière Saint-Charles. Une de ces réalisations est le "festival de pêche en ville" ayant lieu chaque printemps dans le secteur Loretteville.

2.2 QUALITÉ DE L'EAU DE LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES ET DE SES TRIBUTAIRES

Un examen de la qualité générale de l'eau du bassin de la rivière Saint-Charles permet de mettre en évidence deux grands secteurs: le premier regroupant la rivière des Hurons et le lac Saint-Charles, le second étant la rivière Saint-Charles du lac à son embouchure (Lavallée, 1983).

2.2.1 Secteur amont

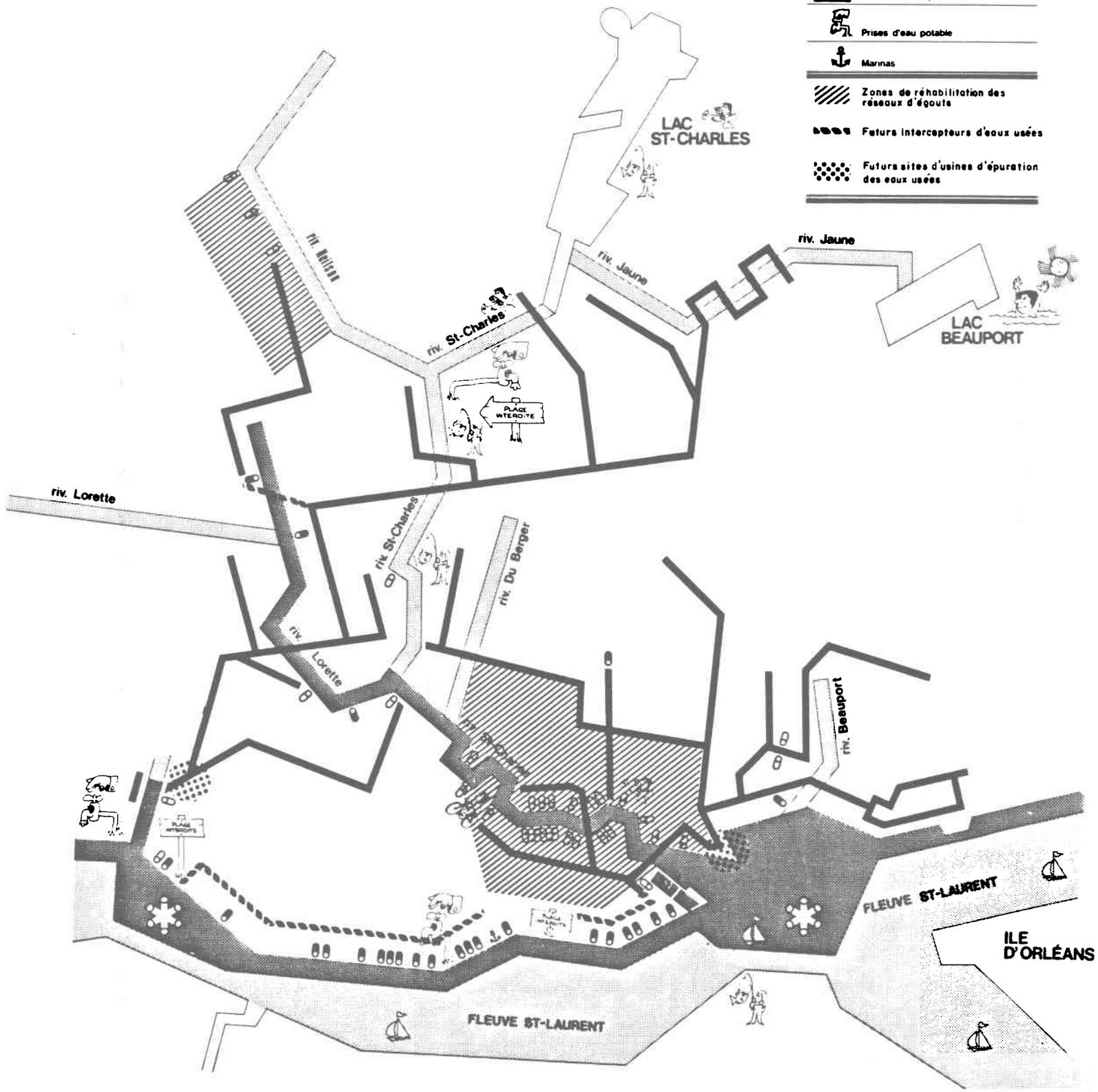
La rivière des Hurons, qui prend sa source à la limite sud du parc des Laurentides, est un tributaire du lac Saint-Charles. L'eau de cette rivière est classifiée de qualité moyenne du point de vue bactériologique (10 à 240 org/100 ml). Les sources de contamination sont d'origine domestique puisque plusieurs chalets ou résidences permanentes possèdent des moyens de disposition des eaux usées inadéquats. Quant au lac Delage, qui se jette lui aussi dans le lac Saint-Charles, la qualité générale de son eau est considérée comme excellente (figure 4).

Quoique légèrement sensible à la contamination, le lac Saint-Charles ne subit pas présentement de problèmes majeurs de qualité de l'eau. Considérant que près de 50 pour cent de ses rives sont habitées, la ville de Québec se doit d'exercer un contrôle très sévère des installations septiques individuelles afin de prévenir toute détérioration de cet état. Globalement, la qualité de l'eau de ce réservoir est jugée comme généralement bonne.

FIGURE 4 Représentation de la qualité générale de l'eau de la rivière Saint-Charles et de ses tributaires.

LÉGENDE

-  Diffuseurs des eaux usées
-  Principaux points de déversements d'égouts sanitaires
-  Principaux points de déversements occasionnels d'eaux usées
-  Collecteurs du BAEQM
-  Eau fortement polluée
-  Eau de mauvaise qualité
-  Eau de bonne qualité
-  Prises d'eau potable
-  Marnas
-  Zones de réhabilitation des réseaux d'égouts
-  Futurs intercepteurs d'eaux usées
-  Futurs sites d'usines d'épuration des eaux usées



2.2.2 Secteur aval

La rivière Saint-Charles, de sa source à la prise d'eau de Québec, reçoit les apports de deux de ces affluents: la rivière Neilson et la rivière Jaune.

La rivière Neilson possède de nombreuses sources de pollution qui ont une importance plus ou moins grande. La qualité de l'eau à son embouchure est de moyenne à mauvaise. La présence de Saint-Gabriel-de-Valcartier (lieu d'élevage intensif de la dinde) en tête du bassin explique l'enrichissement par d'importante quantité de matières nutritives (0.85 mg/l de $\text{NO}_2 - \text{NO}_3$) de la rivière Neilson. Les industries Valcartier¹ constituent aussi une source de pollution importante en ce qui concerne les métaux toxiques pour la vie aquatique. Les concentrations de métaux et de matières nutritives décelées sont supérieures aux critères de qualité de l'eau généralement acceptés. De plus, on observe une contamination bactériologique assez importante (jusqu'à 500 coli. fécaux/100 ml) dans ce cours d'eau dont l'origine serait attribuable à des rejets d'eaux usées de la municipalité de Val Bélair.

En ce qui concerne les eaux de la rivière Jaune, de même que celles des principaux lacs de son bassin (Beauport et Bleu), on les considère d'excellente qualité. En effet, le dénombrement des coliformes fécaux

¹ Les industries Valcartier produisent des munitions militaires et civiles

n'excède pas la norme en vigueur (10 org/100 ml). Mais la surcharge d'une station de pompage d'eaux usées sanitaires de ce secteur se produisant par temps de pluie et les déversements à la rivière qui en résultent sont susceptibles de causer de façon épisodique des détériorations de la qualité.

Globalement, sur le tronçon de la rivière Saint-Charles s'étendant entre le lac et la prise d'eau de la ville de Québec, la qualité résultante de l'eau est acceptable.

Sur le dernier tronçon de la rivière Saint-Charles, depuis la prise d'eau et jusqu'à son embouchure, la rivière recueille la presque totalité de sa charge de polluants. Les rivières tributaires de ce secteur, la Lorette et la du Berger, ne participent certainement pas à rehausser le niveau de qualité de l'eau de la rivière.

Le bassin de la rivière Lorette est le siège d'activités agricoles; on y pratique l'élevage du bovin et la culture du gazon. Quant à la rivière elle-même, celle-ci est le réceptacle d'eaux usées de plusieurs émissaires des municipalités de l'Ancienne-Lorette et de Sainte-Foy. La mauvaise qualité de l'eau de la rivière Lorette se caractérise par: la présence de matières nutritives en quantités appréciables, une vie aquatique très pauvre qui ne soutient aucune espèce intéressante pour la pêche sportive, une forte contamination bactériologique (jusqu'à 5 000 coli. fécaux/100 ml), l'inesthétisme et une coloration grisâtre de l'eau.

La rivière du Berger prend sa source au nord-est de la ville de Charlesbourg. Les tributaires amont de cette rivière ont une eau de mauvaise qualité. En conséquence, la qualité de l'eau de la rivière du Berger présente à son embouchure une eau de qualité médiocre. On y retrouve une contamination significative de coliformes fécaux (environ 1 000 org./100 ml) et la présence en faible quantité de matières nutritives. L'origine de cette contamination est encore indéterminée.

Même si les apports provenant des deux tributaires de ce tronçon ne sont pas négligeables, il n'en demeure pas moins que les sources domestiques représentent la majorité de la charge déversée dans la Saint-Charles. Quoiqu'un réseau d'égout régional, le collecteur du BAEQM¹, effectue l'interception de la majorité des eaux usées en temps sec, diverses conjonctures permettent que des déversements se produisent à la rivière Saint-Charles.

Il faut d'abord comprendre le fonctionnement général des différents modes d'évacuation des eaux usées urbaines si l'on désire identifier précisément l'origine des déversements à la rivière. Le premier type de réseau d'évacuation des eaux usées qu'on retrouve en milieu urbain est le "RÉSEAU UNITAIRE" (une seule conduite). Ce réseau est conçu pour accepter, outre les eaux usées domestiques, les eaux de ruissellement urbain. La création, en milieu urbain, d'un grand nombre de surfaces imperméables (stationnements, rues, trottoirs, toits d'édifices, etc ...) a contribué à décupler le volume des eaux de ruissellement qui doivent être évacuées par le réseau d'égout. Considérant que pendant un orage la quantité d'eau exportée par le ruissellement urbain atteint jusqu'à plusieurs dizaines de fois (50 x) le

¹ BAEQM: Bureau d'assainissement des eaux du Québec métropolitain.

volume d'eaux usées domestiques, alors les réseaux unitaires se doivent d'être de grande dimension. En certains points du réseau, des structures de dérivation permettent, en temps de pluie, le débordement d'une partie des eaux transportées. La raison d'être des structures de dérivation est d'éviter: le surdimensionnement des intercepteurs et/ou de l'usine de traitement et le refoulement des eaux dans les résidences raccordées au réseau. Conséquemment, lors de ces débordements de réseau, il peut y avoir contamination du milieu récepteur.

Un second type de mode de drainage est employé, c'est le "RÉSEAU DE TYPE SÉPARATIF". Celui-ci nécessite deux conduites: une pour véhiculer les eaux usées domestiques et l'autre pour évacuer les eaux d'origine pluviale. Similairement au réseau unitaire, il arrive de manière épisodique que les trop-pleins du réseau domestique déversent au cours d'eau une certaine masse de contaminants alors que pendant un orage la plus grande partie des eaux de ruissellement est évacuée rapidement par le réseau pluvial dont l'exutoire arrive directement au cours d'eau. Cette pratique, qui est généralisée au Québec, s'appuie sur l'argument que "les eaux de ruissellement urbain (pollution diffuse urbaine) ne sont que légèrement contaminées et ne nécessitent pas de traitements d'épuration".

Les détériorations subies par le milieu récepteur sont attribuables à une série de cas de mal-fonctionnement, comme les raccordements illicites du réseau sanitaire sur le réseau pluvial, le drainage de fossés par le réseau domestique, les mauvais ajustements et défauts des structures de trop-pleins, etc... La municipalité de Loretteville et les districts de

Neufchâtel, Les Saules et Duberger de la ville de Québec possèdent des problèmes de ce type. Cette situation est donc responsable de la qualité médiocre à mauvaise de l'eau de la rivière Saint-Charles sur ce tronçon.

Enfin, la dernière portion de cette rivière, située entre le pont Scott et l'embouchure, est la plus détériorée. La presque totalité des contaminants déversés à la Saint-Charles origine de débordements du réseau unitaire de la ville de Québec. Il a déjà été démontré que les eaux usées provenant de ce type de déversement sont fortement contaminées. De plus, dans le cas qui est examiné présentement, les quantités relâchées sont très importantes. La figure 5 illustre la localisation des émissaires de débordement du réseau unitaire de la ville de Québec. En guise d'exemple, sachant que pour une pluie de hauteur totale égale à 6.9 mm, pluie qui est susceptible de se produire sur la ville de Québec de une à deux fois par mois en été, la quantité d'eaux usées qui déborde multiplie par trois le débit moyen de la rivière Saint-Charles. Il résulte d'un tel événement des concentrations de contaminants exceptionnellement élevées pour une période de plusieurs heures, voire même de plusieurs jours, après la pluie.

La contamination de la rivière Saint-Charles dans le temps est plus lourde en conséquences car la construction d'un barrage à l'embouchure de celle-ci a favorisé au fil des ans l'accumulation d'importantes quantités de matières organiques ($> 3\% C_{ORG.}$) et de métaux (Fe et Zn, $> 1\ 000\ \mu\text{g}/\text{gr}$) dans les sédiments de fond de la rivière. Donc, l'impact du déversement d'eaux usées par les débordements de réseau unitaire se fait ressentir également à moyen et long termes (Lavallée et Bernier, 1980).

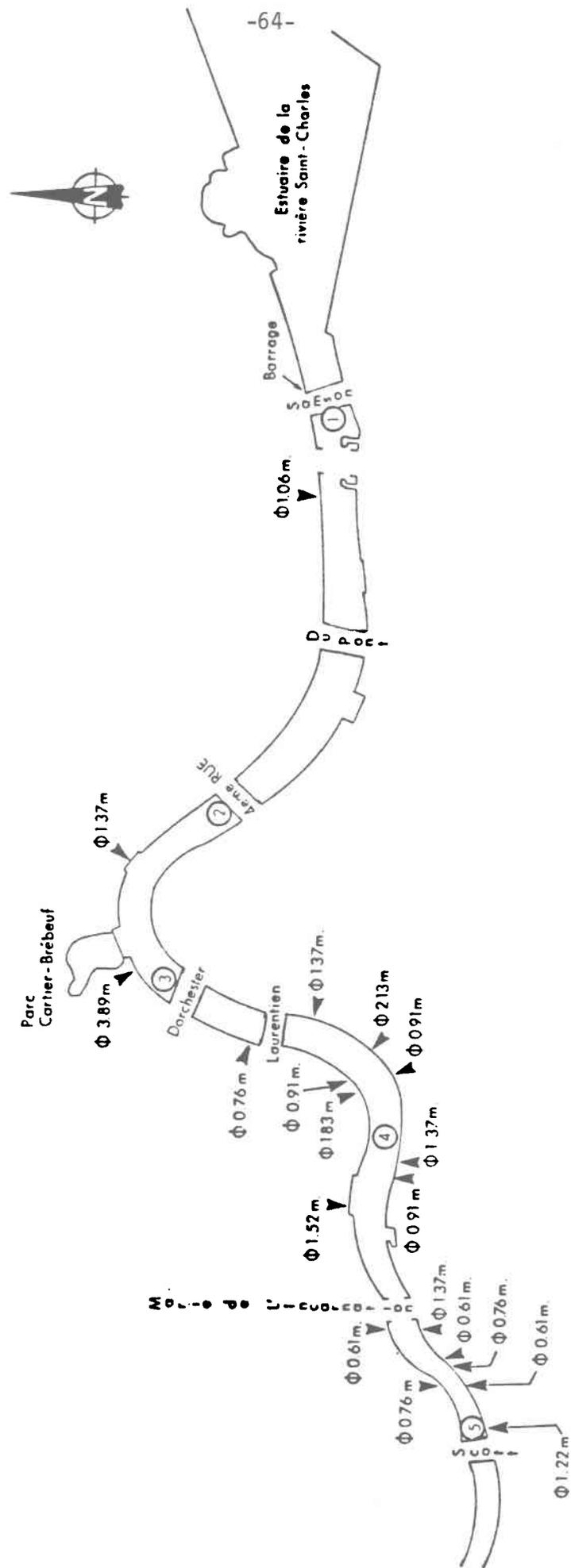


FIGURE 5 Localisation des émissaires de débordement du réseau unitaire de la ville de Québec.

2.3 RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX

Comme il a été souligné précédemment, l'une des principales causes potentielles du retard dans la récupération d'une eau de bonne qualité pour la rivière Saint-Charles est le déversement des eaux usées de débordement du réseau unitaire de la ville de Québec. En général, les débordements de réseau unitaire sont considérés comme d'importantes sources de contamination en métaux, matière en suspension, bactéries et virus. Malgré le caractère intermittent de ces déversements, cet argument ne peut être jugé comme acceptable pour tolérer tout déversement directement au cours d'eau. En effet, la rivière ne semble pas résister à cette contamination par les eaux usées.

Dans le cadre du Programme d'assainissement des eaux du ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ, 1980), certains travaux correctifs doivent être entrepris afin d'améliorer la qualité de l'eau de la rivière Saint-Charles. C'est pourquoi, dès l'été 1980, qu'une étude de l'influence des débordements du réseau unitaire de la ville de Québec sur la qualité de l'eau de la rivière Saint-Charles fut réalisée. Les objectifs de cette étude étaient (Lavallée et Bernier, 1980):

- 1) de vérifier, par des analyses physico-chimiques, bactériologiques et de métaux, l'impact sur la rivière des débordements des réseaux unitaires de la ville de Québec;

- 2) d'évaluer la proportion de la contamination totale de la rivière, pouvant être associée aux débordements des réseaux unitaires de la ville de Québec;
- 3) d'estimer quelle serait la qualité de l'eau de la rivière Saint-Charles si les débordements du réseau unitaire de la ville de Québec étaient réduits au strict minimum.

Description de la méthodologie

Les débordements du réseau unitaire sont la conséquence d'un important volume d'eau d'origine pluviale qui, ajouté aux eaux usées domestiques, excède le volume admissible dans les intercepteurs. Généralement, le seuil de débordement d'un collecteur est de trois fois le débit moyen de temps sec (DMTS). Afin de s'assurer de la pertinence de l'étude, les intervenants¹ ont dû choisir un épisode météorologique déclenchant la mise en action des trop-pleins du réseau unitaire de la ville de Québec. Ainsi, Lavallée et Bernier (1980) ont sélectionné, à partir de statistiques météorologiques (des caractéristiques de précipitation totale, de durée et de répartition spatiale), un épisode critique assurant que les trop-pleins du réseau unitaire fonctionnent. Les caractéristiques retenues furent les suivantes:

¹ Programme d'assainissement des eaux, Service de l'étude du milieu aquatique

- 1) le volume total: 20 à 30 mm de précipitations liquides;
- 2) la durée: un épisode d'une période de 2 à 6 heures;
- 3) la localisation: un épisode pluvieux couvrant le plus uniformément possible le territoire de la ville de Québec.

De plus, l'épisode étudié devait être précédé d'une période de temps sec favorisant la déposition des contaminants sur les surfaces imperméables de la ville afin d'obtenir une meilleure représentativité de l'impact.

La conception d'un plan d'échantillonnage apte à représenter un phénomène relié indirectement aux précipitations atmosphériques nécessite toujours une attention particulière afin d'obtenir une représentation la plus exacte possible des phénomènes physiques mis en cause, dans le temps et dans l'espace.

Conséquemment, l'échantillonnage fut élaboré selon deux répartitions temporelles distinctes. Une première campagne d'échantillonnage a été effectuée afin de représenter le phénomène dans son ensemble. On réalisa alors quatre séries temporelles consécutives: la première en temps sec avant un épisode de pluie (10-07-80), la deuxième dix heures après le pic du hyétogramme (23-07-80; $t = 10$), la troisième à $t = 34$ heures (24-07-80) et la dernière à $t = 58$ heures (25-07-80). Cette première campagne permit de vérifier si la contamination par les débordements de réseau unitaire persistait longtemps après la fin des débordements. Cependant, la première campagne d'échantillonnage ne permettait pas de représenter les variations les

plus fines du phénomène. Ainsi, pendant la seconde campagne d'échantillonnage (26 et 27-09-80), les échantillons furent prélevés à toutes les heures, pendant dix heures en prenant comme origine des temps le pic de l'hyéto-gramme.

Quant à la localisation spatiale des stations d'échantillonnage, on retrouve celles-ci distribuées sur l'ensemble de la rivière Saint-Charles et sur deux de ses tributaires. Les dix stations d'échantillonnage utilisées sont représentées à la figure 1. Les stations 1, 2, 3, 4 et toutes leurs sous-stations A, B, C (profil transversal; respectivement de la rive sud à la rive nord) sont directement dans la zone d'influence des débordements de réseau unitaire. La station 5 est située en bordure de la zone de déversement et elle représente, avec la station 6, les stations intégrantes de la qualité amont de la rivière Saint-Charles, soit après que celle-ci ait reçu les eaux de deux de ses affluents, les rivières Lorette et du Berger. La station 7, située à l'embouchure de la rivière du Berger, permettait l'estimation de la qualité de l'eau de ce tributaire. Les stations 8 et 10 sont localisées sur la rivière Lorette. La première est à l'embouchure de celle-ci, tandis que la seconde a pour but de mesurer uniquement l'apport du territoire agricole en amont. La station 9, sur la rivière Saint-Charles, fournit quant à elle une appréciation de la qualité amont de cette rivière.

Les différents paramètres physico-chimiques étudiés sont les suivants: turbidité, conductivité, pH; nutriments (azote ammoniacal; nitrites - nitrates; phosphore inorganique et total, filtré et en suspension) et les métaux (chrome, cuivre, nickel, plomb, zinc).

Les échantillons étaient maintenus à 4°C dès leur prélèvement et analysés par le laboratoire en deçà d'une période de 24 heures. Seuls les échantillons de métaux, préservés à l'acide, ont été conservés à -20°C pour être analysés ultérieurement selon les méthodes proposées dans "Standard Methods" (APHA-AWNA-WPCF, 1976).

Les tableaux I.1, I.2 et I.3 reproduisent en annexe I les résultats des analyses physico-chimiques et bactériologiques des deux campagnes d'échantillonnage en fonction des différents lieux et moments de prélèvements.

2.3.1 Commentaires sur les données expérimentales

Un examen approfondi des données disponibles permet de dégager certaines constatations.

- Aucune des deux campagnes d'échantillonnage n'a mesuré simultanément tous les paramètres énumérés précédemment, par exemple:
1^e campagne: coli. féc., NO₂-NO₃, NH₃, P_T, cond., turb., pH
2^e campagne: coli. féc., NO₂-NO₃, NH₃, P_T et P_i (soluble et particulaire), cond., métaux traces.
- Les deux campagnes d'échantillonnage n'ont pas évalué la qualité de l'eau à toutes les stations. De plus, on constate une différence entre les stations non-échantillonnées, par exemple:
1^e campagne (station non-échantillonnée): 10
2^e campagne (stations non-échantillonnées): 2, 4, 6.

- L'échantillonnage de temps sec est soumis aux contraintes de collecte de paramètres et de localisation sur la rivière attribuées à la première campagne d'échantillonnage.

Lorsque l'on considère toutes ces remarques et qu'on inclut une contrainte de représentativité temporelle du phénomène des débordements du réseau unitaire, on doit alors sélectionner les stations d'échantillonnage qui contiennent l'information la plus complète et la plus pertinente à nos besoins. Les stations les plus représentatives en temps sec et en temps de pluie sont: la station 1 (pont Samson), la station 3 (pont Dorchester), la station 5 (pont Scott), la station 7 (rivière du Berger), la station 8 (embouchure rivière Lorette) et la station 9 (rivière Saint-Charles en amont). L'épisode météorologique qui a été le mieux décrit, pour des conditions d'évolution spatiale ou temporelle des paramètres de la qualité de l'eau, est l'orage de 20.5 mm de la seconde campagne d'échantillonnage.

Enfin, on suppose que l'étude de Lavallée et Bernier (1980) a utilisée un plan d'échantillonnage permettant la représentativité des phénomènes étudiés et que les analyses physico-chimiques et bactériologiques effectuées par le laboratoire du ministère de l'Environnement sont fiables.

2.3.2 Données brutes soumises pour l'évaluation d'indices de qualité de l'eau

Les épisodes météorologiques qui ont été retenus pour tenter de mettre en évidence l'impact des eaux de débordement du réseau unitaire de la

ville de Québec sur la qualité de la rivière Saint-Charles sont une période de temps sec de quatre jours consécutifs et une averse automnale de 20 mm de pluie. Les tableaux 5 et 6 reproduisent les valeurs analytiques, propres à chaque paramètre, qui représentent les fluctuations spatiales ou temporelles de la qualité de cette rivière. Toutes ces données brutes seront utilisées pour évaluer des indices de qualité de l'eau. Ces différentes évaluations de la qualité de l'eau seront effectuées au prochain chapitre.

TABLEAU 6 VALEURS ANALYTIQUES DES PARAMETRES MESURES LORS DE L'ECHANTILLONNAGE EN TEMPS DE PLUIE (26-09-80).

MOMENTS	STATIONS									
	A	B	C	A	B	C	5	7	8	9
A) Temperature (°C)										
T+1*	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000
T+2	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000
T+3	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000
T+4	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000
T+5	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000
T+7	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000
T+8	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000
T+9	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000
T+10	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000
T+22	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000	13.000
B) Conductivité (µS/cm)										
T+1*	210.000	220.000	220.000	210.000	210.000	220.000	220.000	220.000	265.000	130.000
T+2	200.000	215.000	220.000	210.000	215.000	220.000	220.000	290.000	265.000	135.000
T+3	210.000	220.000	220.000	220.000	220.000	230.000	220.000	275.000	250.000	130.000
T+4	210.000	215.000	220.000	235.000	235.000	240.000	220.000	280.000	225.000	130.000
T+5	230.000	225.000	230.000	230.000	230.000	250.000	210.000	300.000	200.000	130.000
T+7	220.000	230.000	220.000	220.000	220.000	240.000	200.000	295.000	200.000	120.000
T+8	230.000	245.000	230.000	210.000	210.000	225.000	195.000	305.000	205.000	115.000
T+9	245.000	250.000	250.000	215.000	215.000	230.000	185.000	305.000	215.000	115.000
T+10	250.000	235.000	240.000	195.000	195.000	205.000	195.000	310.000	220.000	115.000
T+22	215.000	220.000	215.000	170.000	175.000	185.000	170.000	330.000	285.000	100.000

* Moments écoulés après le pic de l'hyétoqramme.

TABLEAU 6 VALEURS ANALYTIQUES DES PARAMETRES MESURES LORS DE L'ECHANTILLONNAGE EN TEMPS DE PLUIE (26-09-80).

MOMENTS	STATIONS									
	A	B	C	A	B	C	5	7	8	9
C) Turbidité (UJ)										
T+1*	8.000	8.000	8.000	8.000	8.000	8.000	4.000	4.000	4.000	4.000
T+2	8.000	8.000	8.000	8.000	8.000	8.000	23.000	8.000	20.000	4.000
T+3	8.000	8.000	8.000	8.000	8.000	8.000	23.000	8.000	30.000	4.000
T+4	38.000	38.000	38.000	38.000	38.000	38.000	112.000	38.000	90.000	4.000
T+5	77.000	77.000	77.000	77.000	77.000	77.000	46.000	77.000	60.000	4.000
T+7	77.000	77.000	77.000	77.000	77.000	77.000	77.000	77.000	90.000	4.000
T+8	77.000	77.000	77.000	77.000	77.000	77.000	112.000	77.000	90.000	8.000
T+9	77.000	77.000	77.000	77.000	77.000	77.000	112.000	77.000	90.000	12.000
T+10	77.000	77.000	77.000	77.000	77.000	77.000	90.000	77.000	60.000	12.000
T+22	77.000	77.000	77.000	77.000	77.000	77.000	15.000	15.000	15.000	8.000
D) pH										
T+1*	7.100	7.200	7.200	7.600	7.700	7.600	7.700	7.800	7.700	7.900
T+2	7.100	7.200	7.200	7.600	7.700	7.600	7.700	7.800	7.700	7.900
T+3	7.100	7.200	7.200	7.600	7.700	7.600	7.700	7.800	7.700	7.900
T+4	7.100	7.200	7.200	7.600	7.700	7.600	7.700	7.800	7.700	7.900
T+5	7.100	7.200	7.200	7.600	7.700	7.600	7.700	7.800	7.700	7.900
T+7	7.100	7.200	7.200	7.600	7.700	7.600	7.700	7.800	7.700	7.900
T+8	7.100	7.200	7.200	7.600	7.700	7.600	7.700	7.800	7.700	7.900
T+9	7.100	7.200	7.200	7.600	7.700	7.600	7.700	7.800	7.700	7.900
T+10	7.100	7.200	7.200	7.600	7.700	7.600	7.700	7.800	7.700	7.900
T+22	7.100	7.300	7.400	7.400	7.400	7.500	7.600	7.900	7.600	8.300

* Moments écoulés après le pic de l'hyétoqramme.

TABLEAU 6 VALEURS ANALYTIQUES DES PARAMETRES MESURES LORS DE L'ECHANTILLONNAGE EN TEMPS DE PLUIE (26-09-80).

MOMENTS	STATIONS									
	A	B	C	A	B	C	5	7	8	9
E) Azote inorganique (mg/l)										
T+1*	.500	.550	.600	.500	.500	.600	.500	.450	.750	.300
T+2	.550	.550	.550	.550	.550	.550	.550	.450	.850	.600
T+3	.550	.600	.600	.500	.500	.550	.450	.450	.800	.250
T+4	.550	.550	.600	.550	.550	.550	.450	.400	.750	.300
T+5	.500	.500	.600	.500	.500	.500	.450	.350	.650	.250
T+7	.550	.550	.600	.450	.450	.450	.500	.400	.600	.300
T+8	.550	.300	.500	.450	.450	.450	.450	.400	.600	.300
T+9	.400	.400	.500	.450	.450	.450	.450	.450	.650	.350
T+10	.550	.550	.500	.450	.450	.450	.400	.400	.600	.250
T+22	.400	.400	.400	.400	.400	.400	.350	.450	.750	.300
F) Phosphore total (mg/l)										
T+1*	.903	1.062	1.437	1.077	.777	.765	.861	1.587	3.210	1.206
T+2	1.133	.813	.801	.813	.801	.705	2.181	2.940	3.582	1.107
T+3	.975	.762	.765	.984	.795	.792	.879	.657	.531	1.467
T+4	.849	.642	.612	.738	.657	.729	.699	.747	1.254	.372
T+5	.708	.828	.702	.842	.672	.594	.595	.747	1.305	.462
T+7	.549	.756	.882	.669	.879	.879	1.191	.894	1.305	.545
T+8	.588	.651	.771	.642	.795	.615	.594	.984	1.510	.449
T+9	.867	.921	.942	1.161	1.191	1.008	.930	1.281	.798	.618
T+10	.963	1.020	1.017	1.083	.872	.780	.684	.486	.924	.527
T+22	.663	.657	.623	.483	.492	.555	.468	.408	.609	.438

* Moments écoulés après le pic de l'hyétogramme.

TABLEAU 6 VALEURS ANALYTIQUES DES PARAMETRES MESURES LORS DE L'ECHANTILLONNAGE EN TEMPS DE PLUIE (26-09-80).

MOMENTS	STATIONS																		
	1			3			5			7			8			9			
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	
G) Coliformes fécaux (org/100 ml)																			
T+1*	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	4550.000
T+2	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000
T+3	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000
T+4	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000
T+5	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000
T+7	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000
T+8	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000
T+9	2900.000	4750.000	5000.000	1050.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000
T+10	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000
T+22	4450.000	5000.000	5000.000	2450.000	2400.000	2400.000	2450.000	2450.000	2400.000	2400.000	2400.000	2750.000	2750.000	3300.000	3300.000	3250.000	3250.000	3250.000	5000.000

H) Métaux traces (mg/l)

T+1*	.063	.062	.091	.096	.100	.085	.082	.125	.129	.045
T+2	.045	.051	.069	.102	.105	.078	.115	.110	.130	.045
T+3	.060	.054	.069	.083	.091	.089	.100	.128	.035	.119
T+4	.066	.079	.050	.073	.065	.085	.080	.084	.096	.035
T+5	.088	.063	.068	.091	.098	.098	.070	.067	.099	.038
T+7	.109	.065	.071	.052	.086	.060	.061	.039	.067	.031
T+8	.052	.046	.058	.071	.035	.068	.054	.053	.059	.030
T+9	.087	.072	.067	.067	.061	.073	.059	.041	.066	.039
T+10	.060	.075	.064	.041	.043	.040	.048	.037	.044	.044
T+22	.042	.062	.066	.034	.051	.029	.056	.023	.050	.027

* Moments écoulés après le pic de l'hyétoگرامme.

CHAPITRE 3

APPLICATION D'INDICES DE QUALITÉ DE L'EAU

3. APPLICATION D'INDICES DE QUALITÉ DE L'EAU

3.1 SÉLECTION D'INDICE

3.1.1 Critères de sélection des indices

Dans son étude comparative des indices de qualité de l'eau, Fréchette (1978) affirme que les critères de sélection les plus importants pour choisir un indice sont les objectifs de l'indice et la nature de l'information utilisée. De plus, le même auteur soutient que plusieurs autres critères d'importance secondaire peuvent influencer le choix d'un éventuel utilisateur. Par exemple, on retrouve parmi ces critères: le milieu de mesure, la relativité de la valeur finale, l'échelle d'utilisation ou l'aptitude à la vulgarisation.

Cette approche de sélection d'un indice de qualité est pertinente mais incomplète pour décrire la liste des besoins spécifiques de cette étude. Tout en considérant les critères de sélection de Fréchette (1978), d'autres critères ont été formulés afin de compléter le profil idéal de l'indice désiré. La somme de ces deux séries de caractéristiques a créé l'ensemble des critères de sélection qui ont été appliqués. Voici par ordre décroissant d'importance la gamme de critère qui ont été retenus.

L'objectif principal d'un indice est le premier facteur discriminant à employer. Grâce à la définition du but d'un indice, le champ

d'application de celui-ci est aisément déterminé, c'est-à-dire que la catégorie d'utilisation visée par l'indice et les usages considérés de la ressource eau sont identifiés.

La nature de l'information à traiter est le second critère de sélection. Les indices de qualité de l'eau emploient différents types de paramètres, comme: le type physico-chimique (métaux, nutriments, décompte bactériologique, etc.), le type économique et même le type biologique (nombre d'espèces présentes, potentiel de fertilité, chlorophylle A, etc). L'indice choisi devra utiliser un type de paramètres apte à représenter le phénomène de la détérioration de la qualité de l'eau, pour une rivière en milieu urbain, lors d'un événement de pluie. En conséquence, l'indice doit inclure des paramètres caractéristiques d'eaux de débordement de réseau unitaire (ex.: MES, métaux, bactéries et virus, nutriments) et leurs accorder une pondération significative.

L'étape subséquente du processus de sélection cherche à obtenir l'adéquation entre la gamme de paramètres mesurés lors de la campagne d'échantillonnage et la série de paramètres constituant chaque indice. En effet, Fréchette (1978) recommande que l'application d'un indice de qualité ne doit s'effectuer que si la correspondance entre les paramètres disponibles et ceux exigés atteignent au moins la somme de 75% de la pondération totale des paramètres.

Une autre considération importante est la relativité du résultat généré par l'indice de qualité de l'eau. L'indice recherché doit donner des valeurs absolues comme résultats finaux. De cette manière, les indices calculés peuvent être comparés avec d'autres résultats obtenus (du même indice) pour d'autres lieux ou d'autres moments. Sachant que l'élément fondamental de ce travail est la comparaison de différents résultats d'un indice, pour illustrer les différentes variations de la qualité de l'eau, il est essentiel que l'indice sélectionné réponde à ce besoin. Les vecteurs de qualité de l'eau doivent être comparables dans le temps, dans l'espace et pour deux événements hydrologiques (temps sec, crue d'orage).

Le cinquième critère de sélection est de vérifier si le calage (pertinence d'application) de l'indice est approprié aux conditions des eaux québécoises. En effet, au Québec, les nutriments sont des paramètres qui ont un impact beaucoup plus important sur la qualité des eaux naturelles que les paramètres de la matière carbonnée (Cluis et al., 1979). Donc, la pondération de l'indice recherché devrait accorder une plus grande importance aux paramètres des nutriments plutôt qu'aux paramètres de la matière carbonnée. De plus, idéalement, l'indice devrait avoir subi une étape de validation, i.e. avoir subi au moins quelques applications.

Une bonne sensibilité est une propriété nécessaire pour remplir le rôle de détection d'une fluctuation de la qualité de l'eau. Une technique de compilation produisant de sévères évaluations de la qualité sera en pratique un atout intéressant pour l'indice de qualité désiré. Quant aux deux

derniers critères de sélection, le milieu de mesure et l'échelle d'utilisation, ceux-ci sont dictés par les caractéristiques physiques du sujet de notre étude: la rivière Saint-Charles. Le milieu de mesure est une rivière; et comme le bassin versant de cette rivière est relativement petit, l'échelle d'utilisation de l'indice devra être locale ou régionale.

3.1.2 Choix des indices de qualité de l'eau

Suite à l'élaboration de la série de critères de sélection, la première étape d'un processus de sélection d'un indice de qualité de l'eau consiste à déterminer, parmi la liste d'indices étudiés au tableau 4, ceux qui satisfont aux exigences du premier critère de sélection. Comme cette étude vise à représenter la fluctuation de la qualité de l'eau d'une rivière, on peut facilement éliminer les quatre dernières catégories d'indices et ne retenir pour la seconde phase de sélection que les deux premières catégories: qualité générale de l'eau et qualité spécifique à un usage.

La deuxième étape du processus de sélection consiste à soumettre les onze indices préalablement retenus aux exigences de tous les autres critères. Le tableau 7 expose les résultats de cette procédure. Il comporte une grille de comparaison regroupant les indices pré-sélectionnés lors de la première phase et l'ensemble des critères de sélection. La méthode la plus rapide et la plus efficace pour réaliser la discrimination finale d'un indice est de construire le profil idéal d'un indice de qualité de l'eau et de le comparer au profil caractéristique de chacun des 11 indices choisis. Le profil idéal d'un indice de qualité de l'eau, soumis à nos contraintes

TABEAU 7 Grille représentant la procédure de sélection d'un indice de qualité de l'eau.

CRITÈRES DE SÉLECTION	INDICE IDEAL	Brown et al.	Dumette	Horton	Ibbotson	Ross	Truett et al.	Béron et al.	Prati et al.	Provencher et Lamontagne	Stoner	Walski et Parker
Objectif de l'indice	QGE, QSU	QGE	QGE	QGE	QGE	QGE	QGE	QSU	QSU	QSU	QSU	QSU
Type de paramètres	PC	PC	PC	PC, E	PC	PC	SP	PC	PC	PC	PC, SP	PC
Paramètres caractéristiques des eaux de débordement des réseaux unitaires	++	++	+	-	++	+	-	+	+	+	-	+
Adéquation des paramètres	100%	65%	42%	33%	78%	50%	-	58%	44% ¹	100%	-	50% ¹
Relativité du résultat	VA	VA	VA	VA	VA	VA	VA	VA	VA	VA	VA	VA
Calage approprié	OUI	NON	NON	NON	OUI	NON	NON	OUI	NON	OUI	NON	?
Sensibilité de la technique de compilation	***	***	**	**	***	*	*	**	*	***	**	***
Milieu de mesure	Ri	Ri	Ri	Ri	La, Ri	Ri	Ri	Ri	Ri	La, Ri	Ri	La, Ri
Échelle d'utilisation	L ou R	R ou N	R	L ou R	L ou R	R ou N	N	L ou R	R ou N	R ou N	L ou R	L ou R
Indice(s) choisi(s)					•					•		

¹ représente dans ce cas particulier le pourcentage d'adéquation entre les paramètres disponibles et ceux exigés par l'indice

Symboles:

- QGE : qualité générale de l'eau
- QSU : qualité spécifique à un usage
- PC : paramètres de type physico-chimique
- E : paramètres de type économique
- B : paramètres de type biologique
- SP : paramètres spéciaux
- : absence de paramètres caractéristiques des eaux de débordement
- + : représentation acceptable des paramètres caractéristiques des eaux de débordement
- ++ : bonne représentation des paramètres caractéristiques des eaux de débordement
- % : pourcentage de la pondération totale des paramètres disponibles par rapport aux paramètres exigés par un indice
- VA : valeur absolue
- VR : valeur relative
- * : faibles évaluations de la qualité par la technique de compilation
- ** : évaluations conservatrices de la qualité par la technique de compilation
- *** : sévères évaluations de la qualité par la technique de compilation
- Ri : rivière
- La : lac
- L : locale
- R : régionale
- N : nationale

d'application, consiste en la pleine satisfaction des neuf critères de sélection.

Le tableau 7 montre que trois indices ont des caractéristiques proches de celles du profil idéal de l'indice désiré; soit, celui d'Ibbotson, Béron et al., Provencher et Lamontagne. Cependant, on constate que deux de ceux-ci présentent dans leurs profils un seul critère de sélection qui n'est pas pleinement satisfait. L'indice d'Ibbotson dénote pour l'adéquation entre les paramètres disponibles et les paramètres exigés qu'un niveau acceptable (à 78% alors que la limite recommandée est de 75%) de satisfaction. L'indice de Provencher et Lamontagne accuse une légère faiblesse dans la représentativité des paramètres caractéristiques des eaux de débordement de réseau unitaire. Quant à l'indice de Béron et al., on élimine celui-ci car sa fiche présente trois critères qui ne sont pas pleinement satisfaits: la représentativité acceptable des paramètres caractéristiques des eaux de débordement, l'adéquation insuffisante des paramètres et une technique de compilation générant une évaluation conservatrice de la qualité de l'eau.

Globalement, ce sont les indices d'Ibbotson (1976) et de Provencher et Lamontagne (1977) qui seront appliqués au bassin de la rivière Saint-Charles afin de mettre en évidence l'impact des débordements du réseau unitaire de la ville de Québec pendant un événement de pluie.

3.2 APPLICATION DE L'INDICE DE PROVENCHER ET LAMONTAGNE

3.2.1 Caractéristiques de l'indice

L'indice de la qualité des eaux (IQE) publié par Provencher et Lamontagne (1977) est un indice interprétant la qualité de l'eau en fonction d'un usage spécifique. Son champ d'application comporte plusieurs classes d'utilisation. Une description sommaire de l'IQE a déjà été présentée au tableau 4. La structure particulière de cet indice, de même que les propriétés s'y rapportant, sont les principales causes qui ont motivées sa sélection pour l'évaluation des impacts des eaux de débordement du réseau unitaire de la ville de Québec sur la qualité de la rivière Saint-Charles. À l'intérieur de cette section, ce sont les diverses spécifications utiles à son application qui seront exposées.

La description du bassin de la rivière Saint-Charles au chapitre 2 a mis en évidence deux vocations spécifiques de ce cours d'eau: l'approvisionnement en eau potable de la ville de Québec dans le secteur amont et les multiples aménagements récréatifs tout au long de la rivière. Considérant la distribution spatiale des vocations principales de la Saint-Charles et la finalité de cette étude, l'affectation de l'indice à un usage particulier est plus facilement réalisable. En effet, l'utilisation de la rivière Saint-Charles comme source d'eau potable ne s'effectue qu'en un seul point de la rivière et celui-ci ne subit pas l'impact des eaux de débordement du réseau unitaire. Considérant, d'une part, que la vocation récréative de la Saint-Charles se retrouve sur toute sa longueur, et ce particulièrement sur

son dernier tronçon (traversant la partie très urbanisée de la ville de Québec); et considérant, d'autre part, que c'est dans le dernier tronçon de la rivière que s'effectue la majorité des débordements du réseau de la ville de Québec, la décision la plus rationnelle et la plus réaliste, quant au choix de l'utilisation à considérer, doit être l'usage récréatif.

Suite à cette affectation (la récréation), les premières informations concernant l'application de l'indice de Provencher et Lamontagne (1977) sont les quatre paramètres de base: température, turbidité, pH et coliformes totaux. Aucun paramètre complémentaire n'est requis par l'IQE. Le tableau 8 présente les quatre paramètres de base et illustre leur importance relative (pondération).

TABLEAU 8 Paramètres de base requis par l'indice de Provencher et Lamontagne ainsi que la pondération proposée.

USAGE: LA RÉCRÉATION		
PARAMÈTRES DE BASE	UNITÉS	POIDS RESPECTIF
température	degrés Celcius (°C)	0.20
turbidité	unité Jackson (UJ)	0.20
coliformes totaux	NPP (org/100 ml)	0.40
pH	unité de pH	0.20
		$\Sigma = 1.00$

C'est le dénombrement des coliformes totaux qui possède la plus forte pondération. Ainsi, selon l'opinion de Provencher et Lamontagne (1977), c'est ce paramètre qui est le plus limitant pour l'usage récréatif. Cependant, les coliformes totaux ne sont pas des indicateurs spécifiques d'une contamination bactériologique par des rejets sanitaires ou d'excréments de mammifères. Les principes directeurs d'Environnement Canada concernant la qualité de l'eau préconisent l'utilisation des coliformes fécaux pour remplir ce rôle d'indicateur spécifique (Environnement Canada, 1980). La campagne d'échantillonnage de l'été 1980 se conforme à cette recommandation de l'organisme fédéral. Présentement, la désuétude du paramètre des coliformes totaux est évidente. Mais à l'époque de la construction de l'indice de Provencher et Lamontagne, le dénombrement des coliformes fécaux n'était pas une analyse routinière requise pour l'évaluation de la qualité de l'eau. La pratique courante se limitait au dénombrement des coliformes totaux. Une transformation des données à traiter ou de l'indice lui-même est donc indispensable pour répondre à ce changement de pratique en analyse bactériologique. Suite à des discussions avec mon directeur de thèse, il a été convenu de modifier la fonction de transformation pour les coliformes.

3.2.2 Fonction de transformation spécifique aux coliformes fécaux

Le rôle de toute fonction de transformation est de convertir rapidement la concentration d'un paramètre en une cote de qualité estimant la qualité d'une eau pour un usage donné. Chaque paramètre d'une classe d'utilisation possède sa fonction de transformation, chacune pouvant être

différente d'un usage à l'autre pour un même paramètre. Les cotes de qualité de l'eau produites par toutes les fonctions d'appréciation de l'IQE sont comprises dans un intervalle de 0 à 100. Il est bon de noter que la cote 60 représente le seuil critique d'utilisation d'une eau pour un paramètre particulier (tableau 9). À cette cote, la concentration du paramètre atteint le niveau de la norme établie si elle existe. Les figures 6 présentent, pour l'IQE de Provencher et Lamontagne (1977), les courbes des fonctions de transformation de la qualité de l'eau de tous les paramètres requis par l'usage récréatif.

L'application intégrale de l'indice de Provencher et Lamontagne est difficile, car il n'y a pas de correspondance directe entre le décompte de coliformes fécaux mesuré en rivière et la fonction de transformation des coliformes totaux. La conversion des coliformes fécaux en coliformes totaux, par régression linéaire, s'avère irréalisable pour la rivière Saint-Charles, à cause d'un manque d'information sur le dénombrement des coliformes totaux. La seule solution possible est de modifier la fonction de transformation originale. La reconstruction consiste à redéfinir une nouvelle échelle pour l'axe des abscisses couvrant le spectre de qualité de l'eau du paramètre des coliformes fécaux. Cette opération nécessite cependant le respect d'une condition importante: la modification de la fonction de transformation doit respecter et conserver l'avis du panel d'experts qui ont été consultés pour la construire, ce qui revient à conserver la forme générale de la fonction de transformation.

TABLEAU 9 Signification des cotes numériques de la qualité de l'eau de l'indice de Provencher et Lamontagne.

COTE DE QUALITÉ (Q_i)	APPRÉCIATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU
100	<u>excellente</u>
> 85	<u>très bonne</u> ; concentration jugée de très bonne qualité pour l'utilisation considérée
> 75	<u>bonne</u> ; concentration jugée de bonne qualité pour l'utilisation considérée
60-75	<u>passable</u> ; concentration où l'eau n'est pas de bonne qualité mais jugée encore utilisable
< 60	<u>mauvaise</u> ; concentration où l'eau n'est pas utilisable comme telle; son utilisation exige un traitement visant à améliorer sa qualité (oxygénation, chloration, autre traitement...)
0	<u>très mauvaise</u> ; limite acceptable à très court terme avant un traitement et au-delà de laquelle l'eau est difficilement traitable; l'amélioration de sa qualité exige des procédés complexes et coûteux

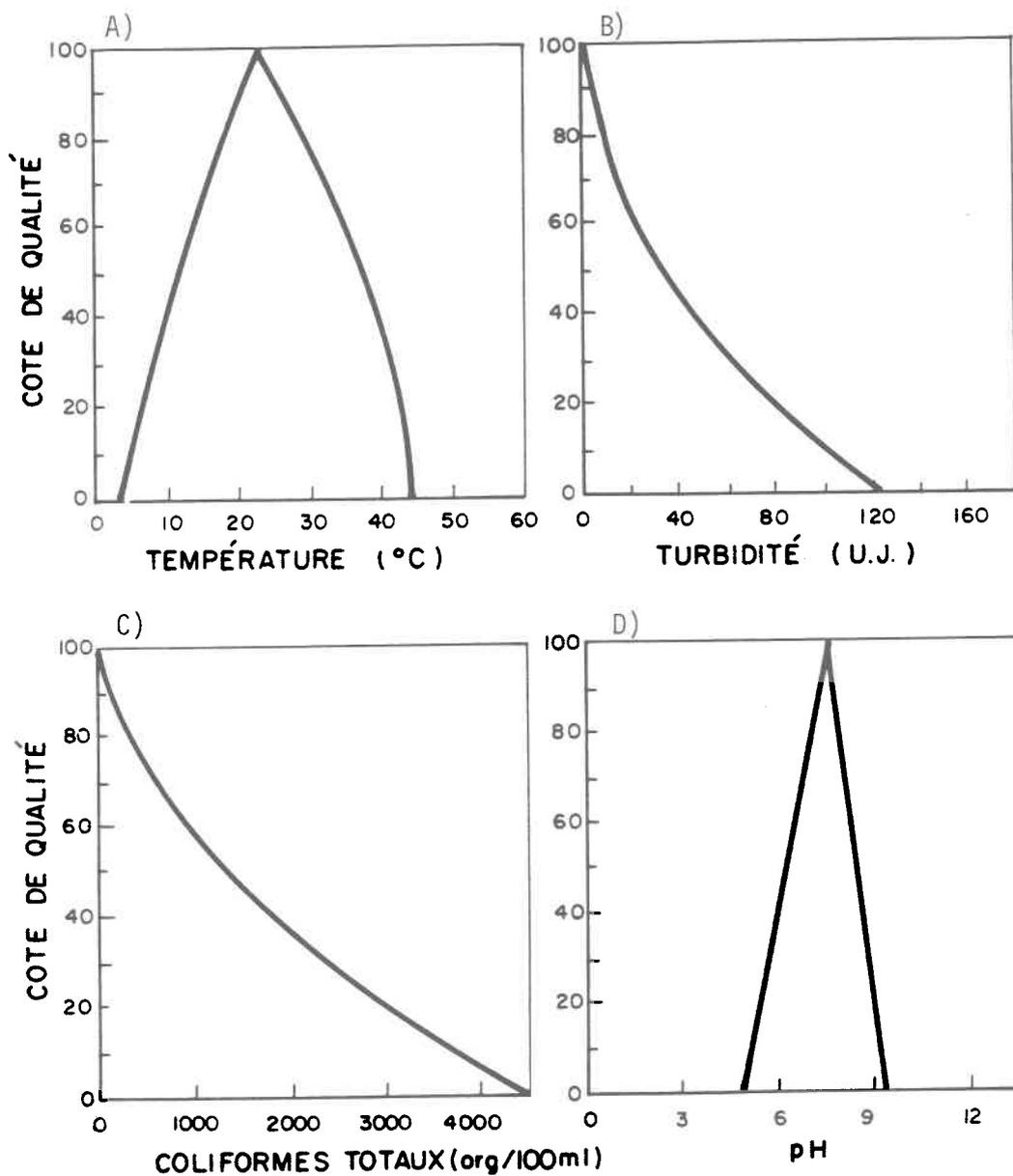


FIGURE 6 Courbes des fonctions qualités de tous les paramètres requis pour l'utilisation récréative, indice de Provencher et Lamontagne. (Tirées de Provencher et Lamontagne, 1977).

La méthode utilisée pour construire la nouvelle fonction de transformation pour les coliformes fécaux se trouve en annexe et le résultat est illustré à la figure 7. Maintenant que tous les éléments nécessaires sont disponibles, il est facile d'évaluer le vecteur IQE.

Un avantage particulier de l'indice de Provencher et Lamontagne est qu'il offre à ses utilisateurs un choix de deux types de formules de compilation: la forme additive pondérée (équation 1, chapitre 1) et la forme multiplicative (équation 3, chapitre 1). À l'intérieur de cet exercice d'application, chacune des deux techniques de compilation seront employées sur la totalité des données à traiter.

3.2.3 Application de l'indice

En guise d'exemple, on procède à l'évaluation de l'indice de qualité (IQE) pour l'échantillon pris à l'embouchure de la rivière Duberger (station 7) par temps sec. La première étape consiste à rassembler les quatre paramètres nécessaires et d'évaluer les cotes de qualité de l'eau correspondantes (tableau 10). L'évaluation des cotes de qualité s'effectue par interpolation graphique à partir des valeurs analytiques des paramètres mesurés (graphiques 6 et 7). La seconde phase consiste à pondérer les cotes de qualité en fonction de leur poids et du type de technique de compilation. Pour l'addition pondérée, la pondération est le produit du poids du de sa cote de qualité ($q_i \times w_i$); tandis que chez la multiplication pondérée, la pondération est la fonction puissance de la cote de qualité par le poids

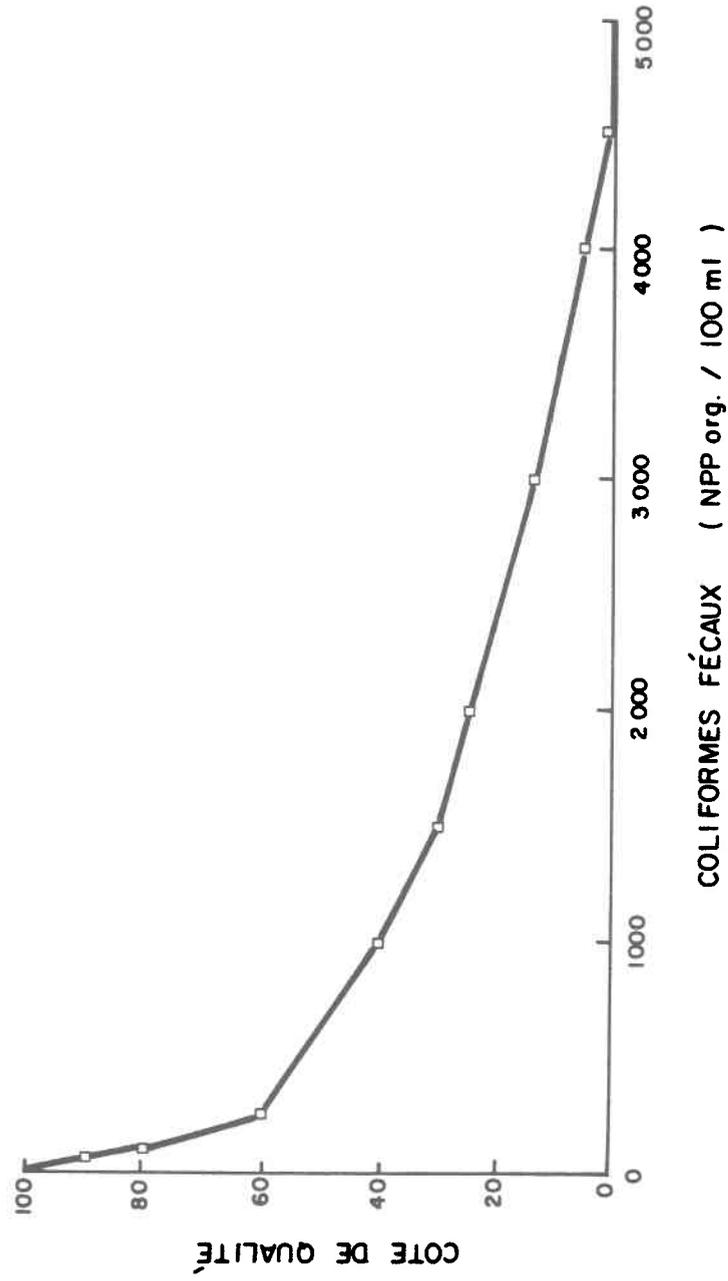


FIGURE 7 Fonction d'appréciation de la qualité d'une eau vouée à un usage récréatif, pour l'indice de Provencher et Lamontagne (paramètres = coliformes fécaux).

TABLEAU 10 Évaluation de l'indice de qualité de Provencher et Lamontagne pour l'usage récréatif, à l'embouchure de la rivière du Berger (station 7) par temps sec.

PARAMÈTRES	TEMP. (°C)	TURB. (UJ)	pH	COLIFORMES FÉCAUX (org/100 ml)
Valeurs analytiques	13.0	5.0	7.8	1300
Cotes de qualité correspondantes (q_i)	52	93	80	34
Poids du paramètre (w_i)	0.20	0.20	0.20	0.40
Pondération:				
A) $q_i w_i$	10.4	18.5	16.0	13.6
B) $q_i^{w_i}$	2.20	2.47	2.40	4.10

IQE A) additif pondéré: $\sum_{i=1}^4 q_i w_i = 58.5$

B) multiplicatif pondéré: $\prod_{i=1}^4 q_i^{w_i} = 53.5$

du paramètre $(q_j^{w_j})$. Enfin, le résultat final est obtenu en effectuant alternativement la somme de tous les produits de cotes $(q_1w_1 + \dots + q_4w_4)$ pour l'addition pondérée ou la multiplication de toutes les puissances de cotes entre elles $(q_1^{w_1} \times \dots \times q_4^{w_4})$ pour la multiplication pondérée.

Les résultats obtenus pour la rivière du Berger par temps sec (tableau 10) sont un indice additif de 58.5 et un indice multiplicatif de 53.5. Ceux-ci dénotent une mauvaise qualité de l'eau de cet affluent de la rivière Saint-Charles. Cependant, ils sont proches de la limite critique, permmissible de l'usage considéré: la récréation.

Afin de traiter toutes les données expérimentales disponibles (tableaux 5 et 6) dans le temps et l'espace, un programme informatique a été élaboré pour calculer tous les IQE de Provencher et Lamontagne. En effet, le programme "INDPRO" (INDice de PROvencher) reproduit fidèlement la méthode de calcul de l'indice présentée précédemment. L'énoncé complet de ce programme informatique figure en annexe IV. La section 3.4 du présent chapitre élaborera sur l'aspect traitement informatique de l'indice de Provencher et Lamontagne.

Les résultats bruts de l'application des deux formes possibles de l'indice de qualité des eaux de Provencher et Lamontagne sont présentés aux tableaux 11 et 12.

TABLEAUX 11 Résultats bruts de l'application de l'IQE de Provencher et Lamontagne, utilisant une technique de compilation **additive pondérée**, pour un usage récréatif de la rivière Saint-Charles.

A) en temps sec

STATIONS									
1			3			5	7	8	9
A	B	C	A	B	C				
45.9	46.9	48.4	59.9	58.4	52.2	69.7	58.5	48.8	47.2

B) pour une averse de 20 millimètres

MOMENTS APRES LE PIC DE L'HYÉ- TOGRAMME	STATIONS									
	1			3			5	7	8	9
	A	B	C	A	B	C				
t_0+1	44.4	45.4	45.4	45.4	44.4	45.4	46.4	45.4	46.4	44.6
t_0+2	44.4	45.4	45.4	45.4	44.4	45.4	38.9	48.0	39.4	44.6
t_0+3	44.4	45.4	45.4	45.4	44.4	45.4	38.9	44.9	37.8	44.6
t_0+4	36.5	37.5	37.5	37.5	36.5	37.5	28.2	41.3	30.4	44.6
t_0+5	31.7	32.7	32.7	32.7	31.7	32.7	35.3	37.9	33.4	44.6
t_0+7	31.7	32.7	32.7	32.7	31.7	32.7	44.9	37.7	30.4	44.6
t_0+8	31.7	32.7	32.7	32.7	31.7	32.7	28.2	49.9	30.4	42.6
t_0+9	36.1	32.7	32.7	48.3	31.7	32.7	28.2	30.7	30.4	40.8
t_0+10	31.7	32.7	32.7	32.7	31.7	32.7	30.4	47.8	33.4	40.8
t_0+22	32.8	33.7	34.7	40.9	41.1	38.7	45.8	60.7	45.9	39.4

TABLEAUX 12 Résultats bruts de l'application de l'IQE de Provencher et Lamontagne, utilisant une technique de compilation **multiplicative pondérée**, pour un usage récréatif de la rivière Saint-Charles.

A) en temps sec

STATIONS									
1			3			5	7	8	9
A	B	C	A	B	C				
0	0	0	54.9	51.9	40.9	63.6	53.7	34.0	41.4

B) pour une averse de 20 millimètres

MOMENTS APRÈS LE PIC DE L'HYÉ- TOGRAMME	STATIONS									
	1			3			5	7	8	9
	A	B	C	A	B	C				
t_0+1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
t_0+2	0	0	0	0	0	0	0	34.2	0	0
t_0+3	0	0	0	0	0	0	0	21.8	0	0
t_0+4	0	0	0	0	0	0	0	33.1	0	0
t_0+5	0	0	0	0	0	0	0	31.1	0	0
t_0+7	0	0	0	0	0	0	40.1	30.7	0	0
t_0+8	0	0	0	0	0	0	0	46.0	0	0
t_0+9	25.8	0	0	43.3	0	0	0	0	0	0
t_0+10	0	0	0	0	0	0	0	43.9	0	0
t_0+22	14.8	0	0	30.6	31.0	28.7	29.8	59.9	30.2	0

3.3 APPLICATION DE L'INDICE D'IBBOTSON

3.3.1 Caractéristiques de l'indice

L'indice de qualité générale de l'eau construit par Ibbotson (1977) peut comparer dans le temps et l'espace différents vecteurs de qualité ou déterminer l'usage le plus souhaitable de la ressource eau. Il évalue la qualité générale de l'eau en estimant la qualité spécifique à un usage grâce à un sous-indice et en compilant tous les sous-indices d'usage spécifique en un vecteur global. Les différents usages considérés par l'indice d'Ibbotson sont: l'approvisionnement en eau potable, les sports de contact, la vie aquatique, l'agriculture, l'esthétique et les usages industriels (six classes).

Dans le cadre de cet exercice d'application, on se contentera d'estimer le sous-indice de l'usage des sports de contact (récréation). Le calcul de l'indice global d'Ibbotson s'avère superflu pour atteindre les objectifs de cette étude. L'emploi du sous-indice de l'usage récréatif (SIU) suffit à illustrer les fluctuations de la qualité de l'eau de la rivière Saint-Charles à l'intérieur de la zone de débordement du réseau unitaire de la ville de Québec.

La principale qualité d'application de l'indice d'Ibbotson est sa grande souplesse. Cet indice peut faire preuve d'une bonne capacité d'adaptation à différents cas d'application. Même si l'auteur propose une structure déterminée, un utilisateur est libre de modifier le choix des

paramètres, les fonctions de transformation ou le poids des différents usages. Cette propriété d'adaptation de l'indice d'Ibbotson a été exploitée judicieusement lors de son application à la rivière Saint-Charles.

D'une manière générale, l'indice d'Ibbotson utilise les paramètres de qualité de l'eau suivant: coliformes totaux ou coliformes fécaux, oxygène dissous, azote total, phosphore total, pH, température, solides dissous totaux, métaux traces et turbidité. Presque tous les paramètres de cette liste sont disponibles aux tableaux 5 et 6. Cependant, comme l'oxygène dissous n'a pas été mesuré lors de la campagne d'échantillonnage, ce paramètre doit être rejeté du calcul du sous-indice de l'usage récréatif. De plus, malgré l'absence des solides dissous totaux des paramètres échantillonnés, on a pu reconstituer ceux-ci à partir de la conductivité. La relation de conversion de la conductivité en solides dissous totaux est présentée en annexe III et donne comme résultat une régression linéaire simple possédant un coefficient de corrélation de 0.99, pour 17 couples de données. La nécessité de ces conversions est imputable au besoin d'une excellente coïncidence entre les paramètres à traiter et les fonctions de transformation proposées par Ibbotson. En effet, nous désirons utiliser les fonctions de transformation originales de l'indice (figures 8) et ne pas reconstruire de nouvelles fonctions pour les besoins de l'application de l'indice d'Ibbotson.

À l'instar de la conductivité, deux autres paramètres nécessitent une certaine conversion. L'azote inorganique total ($N_{inor.tot.}$) est converti en azote total (inorganique et organique) par une régression

linéaire spécifique à la rivière St-Charles. L'élaboration de cette régression figure à l'annexe III. Enfin, pour le phosphore total (P_{tot}), il s'agit de réaliser un changement d'unité de l'expression du paramètre avec un coefficient stoechiométrique (voir annexe III). Le phosphore total mesuré est exprimé sous forme de mg P/l, alors que la fonction de transformation d'Ibbotson s'exprime en mg PO_4 /l. Le tableau 13 présente les trois fonctions régissant la conversion des paramètres: conductivité, azote inorganique total et phosphore total.

TABLEAU 13 Fonctions de conversion de différents paramètres mesurés pour l'application du sous-indice de l'usage récréatif d'Ibbotson.

A) conductivité x 0.60 = SDT

B) $N_{inorg.tot.} \times 1.33 = N_{tot} (org. + inorg.)$

C) $P_{tot} (mg P/l) \times 3.06 \left(\frac{U.M.A. PO_4}{U.M.A. P} \right) = P_{tot} (mg PO_4/l)$

U.M.A. = Unité de masse atomique

Toutes les fonctions d'appréciation de la qualité nécessaires à l'estimation du SIU sont illustrées aux figures 8. Les cotes de qualité varient de 1 à 10 et la cote critique, correspondant à la concentration limite qui contrôle l'usage, est de 4. On retrouve tableau 14 la signification des cotes numériques sur toute l'étendue du spectre de la qualité de l'eau. Contrairement à l'indice de Provencher et Lamontagne, l'indice d'Ibbotson a la particularité d'accorder une plus grande proportion (2/3) de l'échelle aux cotes "permissives" de l'usage plutôt qu'aux cotes "restrictives" de l'usage. Cependant, le schéma général en décroissance continue des fonctions d'appréciation (tableau 14) n'est pas toujours respecté. On retrouve des courbes de transformation en forme de cloche symétriques pour certains paramètres, comme la température et le pH (figures 8D et 8E).

Une autre particularité de l'indice d'Ibbotson est l'absence de pondération pour les paramètres requis aux sous-indices des usages. En conséquence, tous les paramètres jouissent de la même importance dans le calcul d'un sous-indice. La seule pondération possible chez cet indice s'exerce lors du calcul du vecteur global car on accorde alors différentes importances aux usages représentant la qualité générale de l'eau.

Quant au processus d'agglomération des sous-indices spécifiques à un usage, la technique employée par Ibbotson est une addition non-pondérée (ANP; équation 2, chapitre 1) ayant subi quelques modifications. Ibbotson croit réduire efficacement l'effet de "masquage" (propriété négative des processus additif et multiplicatif, décrit au chapitre 1) en ajoutant un

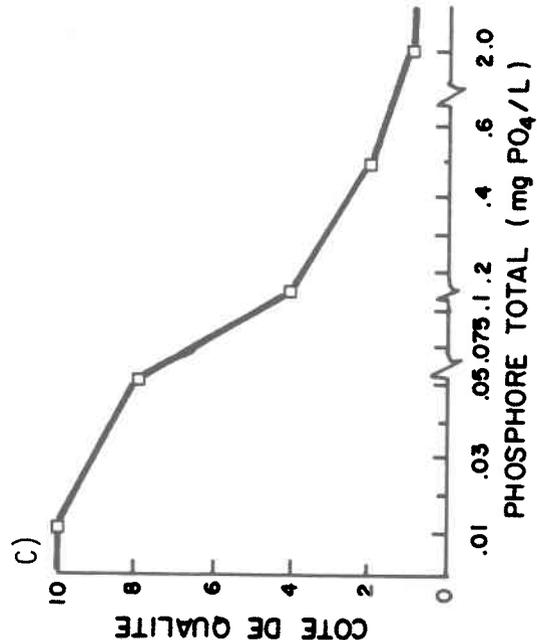
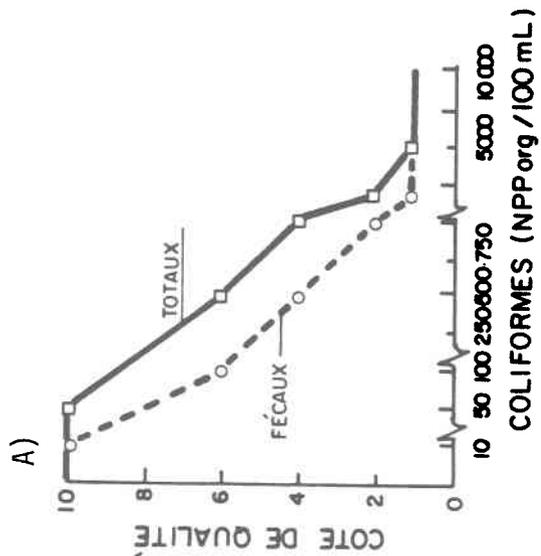
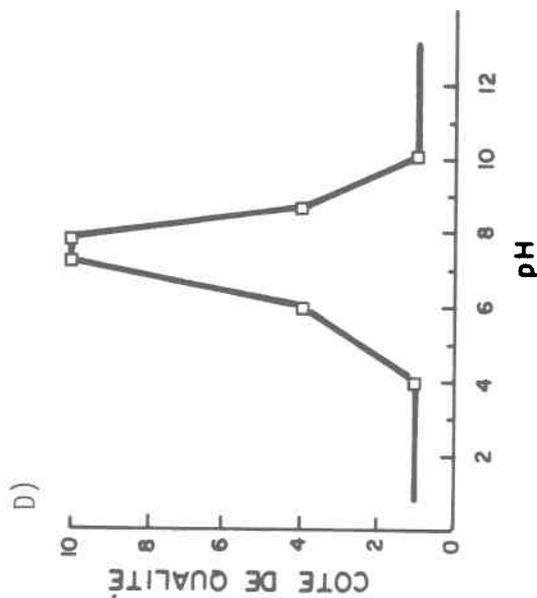
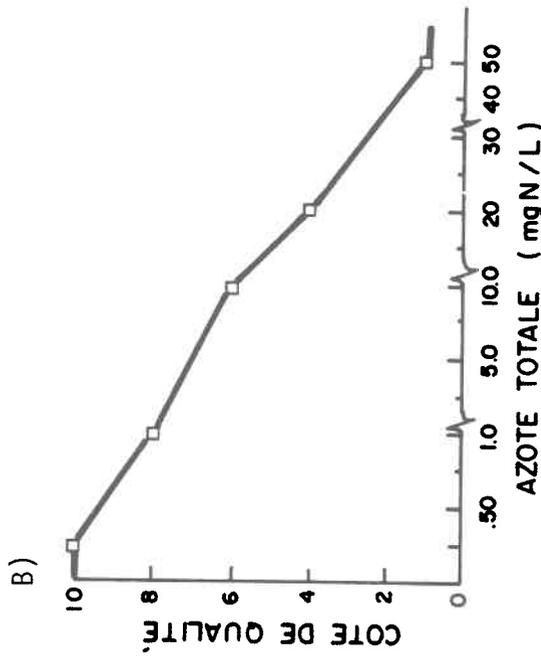


FIGURE 8 Fonction de transformation de tous les paramètres requis pour estimer le sous-indice de l'usage récréatif (sports de contact), indice d'Ibbotson. (Tirée d'Ibbotson, 1977).

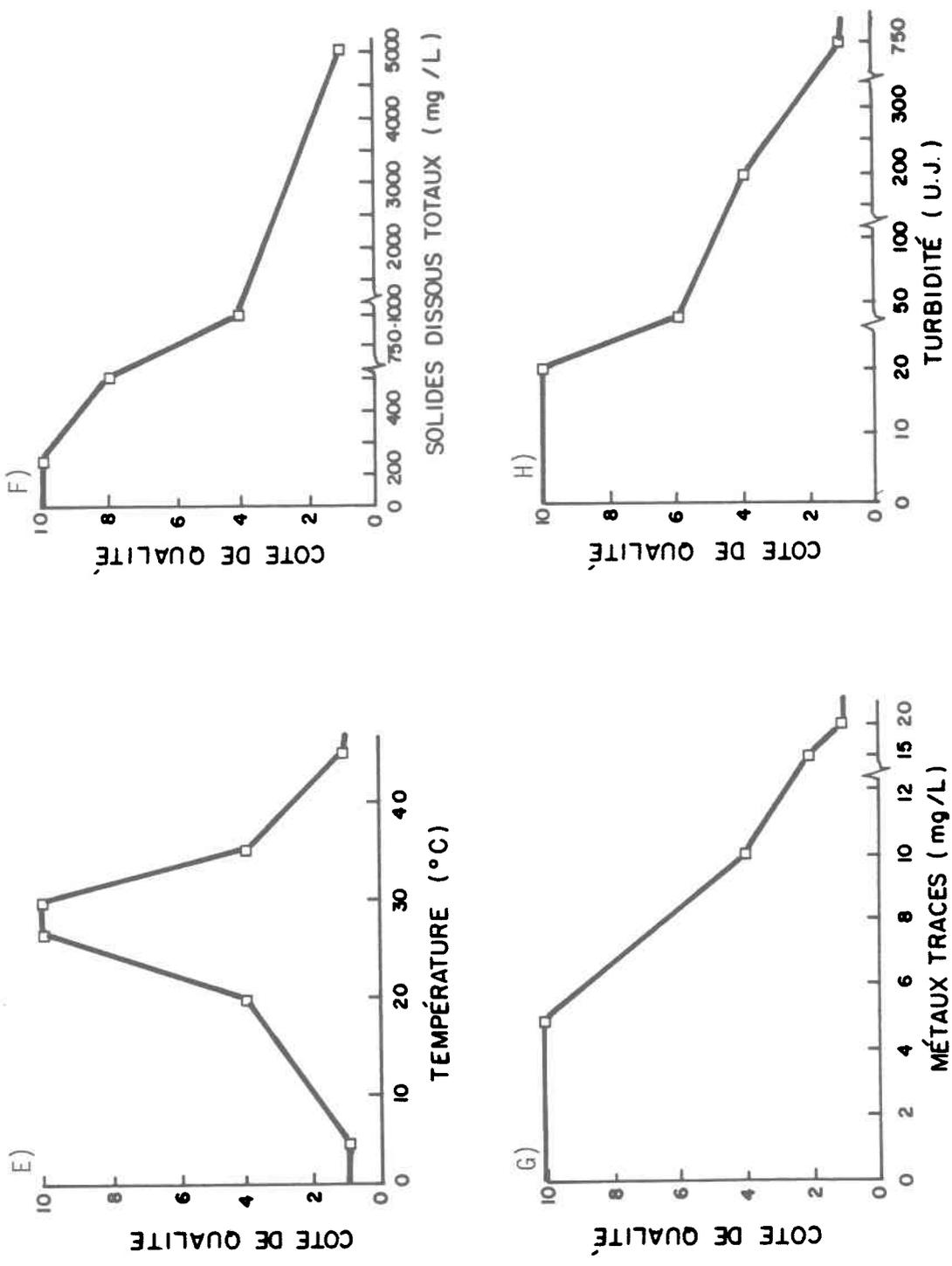


FIGURE 8 Fonction de transformation de tous les paramètres requis pour estimer le sous-indice de l'usage récréatif (sports de contact), indice d'Ibbotson. (Tirée d'Ibbotson, 1977).

TABLEAU 14 Signification des cotes numériques de la qualité de l'eau pour l'indice d'Ibbotson.

COTE DE QUALITÉ DE L'EAU (q_i)	APPRÉCIATION DE LA QUALITÉ
10	à cette concentration, ce paramètre n'affecte pas un usage particulier de l'eau
8	niveau que plusieurs groupes d'experts classifient comme des conditions <u>excellentes</u> pour l'usage
6	niveau de qualité <u>permissible</u> , mais on constate une légère altération de l'usage
4	niveau de qualité fréquemment associé par les experts à des conditions <u>passables</u> pour l'usage
2	niveau de qualité <u>inacceptable</u> pour l'usage (souvent la concentration double —dans les unités du paramètre— du niveau passable)
1	niveau auquel cet usage particulier de la ressource est proscrit pour différentes raisons (santé publique, esthétique, ...)

terme à l'équation qui amplifie l'impact des cotes de qualité inférieures à la norme imposée à chaque paramètre. La formule générale de calcul des sous-indices est, pour un usage J donné:

$$SIU_{(j)} = \frac{\sum_{i=1}^n q_i - (\text{nombre } q_i < 4) \times 10}{10 n} \quad (9)$$

où SIU_j : sous-indice de l'usage J

n : nombre de paramètres

q_i : cote de qualité du paramètre i pour l'usage j

Les valeurs des sous-indices produites par cette formule générale varient entre -1.0 et +1.0. Cependant, dans ce cas particulier d'application, l'équation (9) devient:

$$SIU = \frac{(\sum_{i=1}^8 q_i - 10M)}{80} \quad (10)$$

où M : nombre de cotes de qualité (q_i) inférieure à 4

3.3.2 Application de l'indice

Maintenant que tous les détails pertinents au calcul du sous-indice de l'usage récréatif (SIU) sont disponibles, on peut effectuer un exemple de calcul avec certaines données mesurées sur la rivière Saint-Charles durant une crue d'orage. La station choisie est celle en amont du bassin de la Saint-Charles (station 9), une heure après le pic de l'hyétogramme ($t_0 + 1$). Le tableau 15 synthétise les différentes étapes de l'évaluation du SIU; la collecte des paramètres, la conversion de trois des paramètres (cond. $N_{inorg.tot.}$, P_{tot}), les cotes de qualité estimées et l'évaluation du sous-indice de l'usage récréatif.

L'interpolation graphique des cotes de qualité s'effectue à partir des valeurs analytiques de certains paramètres ou pour d'autres paramètres, des valeurs converties par les relations reproduites au tableau 13. Dans cet exemple, les cotes de qualité se regroupent aux valeurs extrêmes de l'échelle. Elles sont supérieures à 8.0 ou inférieures à 3.0. La distribution des cotes favorise le groupe des cotes élevées avec cinq éléments. On retrouve donc trois cotes de qualité inférieures à 4.0 ($M = 3$, cf. tableau 15). Comme le résultat de l'application de l'équation (10) est une faible valeur positive du sous-indice de l'usage récréatif ($SIU = 0.276$), on est à même de constater l'efficacité de la technique de compilation d'Ibbotson qui tend à éliminer l'effet de masquage de l'addition non-pondérée.

Le traitement de toutes les données expérimentales disponibles, caractérisant les fluctuations dans le temps et l'espace de la qualité de

TABLEAU 15 Évaluation du sous-indice de qualité d'Ibbotson pour l'usage sports de contact (récréation), à la station amont de la rivière Saint-Charles (station 9), une heure après le pic de l'hyétogramme ($t_0 + 1$).

PARAMÈTRES	VALEURS NUMÉRIQUES	VALEURS CONVERTIES ¹	COTE DE QUALITÉ (q_i)	SIU
Température (°C)	13	-	2.6	
Conductivité ($\mu S/cm$)	130	TDS = 78(mg/l)	10.0	
Turbidité (UJ)	4	-	10.0	$(\sum_{i=1}^8 q_i - 10M)$ 80
pH	7.9	-	8.0	où: M = 3
N _i org.tot. (mg/l)	0.30	N _{tot} = 0.40	9.5	= $\frac{52.1 - 30}{80}$
P _{tot.} (mg P/l)	1.206	P _{tot} = 3.69(mg PO ₄ /l)	1.0	
Coliformes fécaux (org/100 ml)	4550	-	1.0	
Métaux traces (mg/l)	0.045	-	10.0	
			$\sum_{i=1}^8 q_i = 52.1$	0.276

¹ Les valeurs converties sont calculées grâce aux fonctions de conversion du tableau 13.

l'eau de la rivière Saint-Charles, a motivé la création d'un programme informatique afin d'évaluer tous ces sous-indices de l'usage récréatif. Le programme "INDIBB" (INDice d'IBBotson) utilise la même méthode de calcul du SIU que celle du dernier exemple. Sa structure est similaire à celle du programme INDPRO, sauf qu'elle est plus élaborée à cause d'un nombre plus important de paramètres à traiter. L'énoncé complet du programme INDIBB est présenté en annexe IV. La dernière section de ce chapitre traitera de l'aspect du traitement informatique de l'indice d'Ibbotson.

Enfin, le tableau 16 expose les résultats bruts de l'application du sous-indice de qualité des eaux d'Ibbotson pour l'usage récréatif.

TABLEAUX 16 Résultats bruts de l'application du SIU d'Ibbotson pour un usage récréatif de la rivière Saint-Charles.

A) en temps sec

STATIONS									
1			3			5	7	8	9
A	B	C	A	B	C				
0.311	0.318	0.323	0.488	0.501	0.510	0.329	0.496	0.242	0.328

B) pour une averse de 20 millimètres

MOMENTS	STATIONS									
	1			3			5	7	8	9
	A	B	C	A	B	C				
t_0+1	0.287	0.291	0.289	0.293	0.285	0.289	0.285	0.278	0.274	0.276
t_0+2	0.285	0.291	0.291	0.291	0.283	0.291	0.275	0.278	0.274	0.264
t_0+3	0.285	0.289	0.289	0.293	0.285	0.291	0.279	0.278	0.252	0.278
t_0+4	0.240	0.246	0.245	0.246	0.238	0.246	0.225	0.235	0.216	0.283
t_0+5	0.231	0.237	0.233	0.237	0.229	0.239	0.237	0.227	0.225	0.283
t_0+7	0.232	0.235	0.233	0.239	0.231	0.239	0.237	0.225	0.223	0.279
t_0+8	0.231	0.246	0.237	0.240	0.231	0.240	0.227	0.252	0.223	0.282
t_0+9	0.235	0.241	0.237	0.249	0.231	0.239	0.225	0.223	0.221	0.275
t_0+10	0.229	0.235	0.237	0.239	0.231	0.239	0.231	0.247	0.227	0.282
t_0+22	0.235	0.241	0.242	0.246	0.245	0.244	0.304	0.313	0.284	0.249

3.4 PROGRAMMATION INFORMATIQUE DES INDICES DE QUALITÉ APPLIQUÉS

Dans le but de traiter un grand nombre de données analytiques pour l'évaluation d'indices et de faciliter leurs applications, un support informatique effectuant les différentes étapes de calcul a été développé. D'une manière générale, les programmes INDPRO (indice de Provencher et Lamontagne) et INDIBB (indice d'IBBotson) possèdent une structure de base similaire. Ces programmes comprennent quatre grandes étapes:

- 1) lecture des données de base servant au calcul de l'indice;
- 2) lecture des informations spécifiques à l'application projetée (profil spatial ou temporel, paramètres requis, résultats analytiques de la qualité de l'eau);
- 3) calcul de l'indice (pour une station et un moment fixé);
- 4) impression des résultats du calcul de l'indice.

À l'intérieur de cette section, de brèves descriptions sur chacune des étapes du programme principal seront présentées. On retrouve à la figure 9 l'organigramme des principales opérations contenues dans chacun des programmes.

La première étape franchie par chacun des programmes est la lecture des données de base. Ces données consistent en une série d'informations préalables (fonctions de transformation de tous les paramètres)¹ qui font

¹ Pour chaque programme, l'ensemble des fonctions de transformation est inclu dans un fichier accessoire. Chacune des courbes d'appréciation de la qualité a été morcelée en plusieurs courts segments de droite à l'intérieur desquels l'interpolation linéaire est applicable.

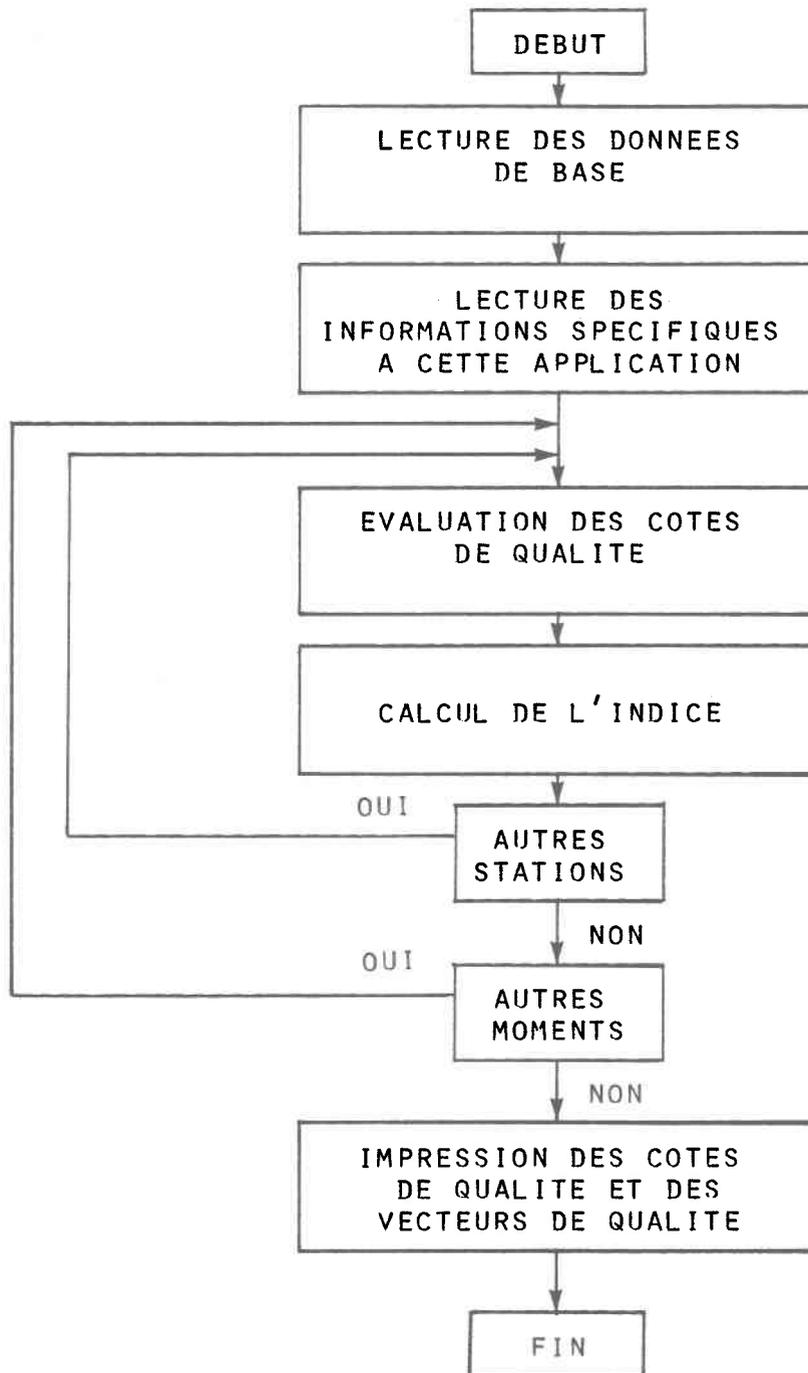


FIGURE 9 Organigramme des principales opérations des programmes INDPRO et INDIBB.

partie de la méthode d'évaluation et qui ne varient pas durant l'exécution des calculs. On peut les qualifier de paramètres d'un système d'évaluation d'un indice de qualité de l'eau.

La seconde étape se compose de la lecture des informations relatives à une application spécifique de l'indice. Cette étape renferme deux opérations distinctes: l'assignation particulière concernant le sous-ensemble de données à traiter durant cet essai et la lecture (incluant un stockage en mémoire temporaire) de l'ensemble des données à traiter. Ces informations spécifiques à une application sont les variables d'un système d'évaluation d'un indice de qualité de l'eau. En effet, à chaque nouvelle utilisation de l'indice, on doit définir une nouvelle assignation déterminant le groupe de résultats analytiques à employer pour générer la séquence désirée de vecteurs de qualité. Chaque programme offre trois possibilités pour la formulation d'une assignation, soit:

- 1) essai ponctuel (heure fixe, station fixe)
- 2) profil spatial (heure fixe, à toutes les stations échantillonnées)
- 3) profil temporel (station fixe, à toutes les heures de l'échantillonnage)

Après la compilation de toutes les données, le programme s'attaque au calcul même de l'indice de qualité. Cependant, le cheminement des opérations subséquentes est dicté par le type d'assignation attribué à l'essai. L'évaluation de l'indice de qualité peut être réalisée à l'intérieur du

programme principal dans le cas d'un profil spatial ou à l'aide de sous-routines dans le cas d'un essai ponctuel (SUB3 et SUB4) et d'un profil temporel (SUB1 et SUB2)¹. En dépit de la section du programme qui est responsable de l'évaluation globale de l'indice, l'estimation des cotes de qualité doit nécessairement utiliser la gamme de fonctions d'interpolation (POLAT) disponibles. Chaque fonction POLAT est spécifique à un paramètre. Donc, le nombre de fonctions d'interpolation d'un programme est proportionnel au nombre de paramètres qu'utilise un indice de qualité de l'eau². Suite à l'évaluation des cotes de qualité, il est facile de différencier les programmes INDPRO et INDIBB grâce aux différentes opérations requises. Ces différences sont inhérentes aux techniques divergentes d'évaluation de chacun des indices.

Le programme INDPRO effectue la pondération des cotes de qualité de l'eau, puis compile l'ensemble de ces cotes pondérées au moyen d'une technique additive ou multiplicative pour générer l'indice final. Dans le cas du programme INDIBB, celui-ci estime le nombre de cote de qualité inférieure à 4.0 pour ensuite évaluer le sous-indice de l'usage.

¹ Les programmes principaux possèdent tous quatre sous-routines qui sont affectées au calcul de l'indice en fonction du type d'assignation attribué. Les sous-routines sont dépendantes de la station étudiée; les sous-routines SUB1 ou SUB3 (affectées à une assignation différente) traitent uniquement que les stations 1 et 3 car celles-ci possèdent des sous-stations A, B et C, les sous-routines SUB2 et SUB4 traitent seulement les stations 5, 7, 8 et 9 qui ne possèdent pas de sous-stations.

² Le programme INDPRO possède quatre fonctions d'interpolation: POLAT, 0, 2, 3 et 9.
Le programme INDIBB possède huit fonctions d'interpolation: POLAT, 0, 1, 2, 3, 5, 8, 9 et POLA 15.

Finally, when all the calculations have been executed, the program passes to the stage of printing the results. During this operation, all the water quality ratings that have been evaluated and the quality vectors generated are printed in a particular output format. Finally, the complete statement of the main programs, in FORTRAN IV, is shown in annex IV.

CHAPITRE 4

DISCUSSION DES RÉSULTATS

4. DISCUSSION DES RÉSULTATS

4.1 COMMENTAIRES GÉNÉRAUX

4.1.1 Indice de Provencher et Lamontagne

L'application de l'indice de Provencher et Lamontagne a été effectuée avec chacune des techniques de compilation disponible, les formes additive et multiplicative. Dans un premier temps on étudiera la forme multiplicative, puis on passera à la technique additive.

La forme MULTIPLICATIVE de l'indice présente des résultats peu diversifiés. En effet, la majorité des valeurs obtenues (tableau 12) sont nulles. On constate en examinant l'évaluation des cotes de qualité que l'indice obtient fréquemment cette valeur de zéro parce qu'un paramètre déclassé cette eau pour l'usage. À l'exception d'indiquer qu'un paramètre atteint un niveau de détérioration tel qu'on lui accorde une cote de qualité égale à zéro, ces vecteurs ne permettent pas de visualiser la fluctuation de la qualité des eaux dans la rivière Saint-Charles. C'est le paramètre des coliformes fécaux qui est responsable de l'annulation des résultats de l'indice. On constate que les décomptes bactériologiques obtenus sont souvent de l'ordre de 5 000 coliformes fécaux (ou plus). La fonction de transformation propre à ce paramètre possède comme contrainte qu'un dénombrement de coliformes fécaux plus grand ou égal à 5 000 se verra attribué une cote de qualité de l'eau nulle. Comme la technique de compilation implique une multiplication des cotes pondérées et que la multiplication par zéro génère

un produit égale à zéro, la raison pour laquelle tant de vecteurs de qualité sont nuls devient évidente.

Lorsqu'on obtient, pour une station donnée à un moment précis, une valeur d'indice différente de zéro, c'est que la cote de qualité des coliformes fécaux est non-nulle. C'est particulièrement la station à l'embouchure de la rivière du Berger (station 7) qui rassemble la plupart de ces résultats. D'une manière générale, les vecteurs de qualité apparaissent longtemps après le pic de l'hyétogramme (voir t_0+8 , t_0+9 , ...). Tous les indices bruts en temps d'orage sont inférieurs au seuil critique, sauf un (station 7 à t_0+22). En temps sec, la station du pont Dorchester possède une eau de qualité passable (63.6), les autres stations ont une eau de mauvaise qualité et même de très mauvaise qualité pour la station du pont Samson (0).

L'indice de Provencher et Lamontagne utilisant une technique de compilation ADDITIVE a fourni une gamme complète de vecteurs de qualité illustrant les variations de qualité de l'eau, dans le temps et l'espace, de la rivière Saint-Charles (tableau 11). Aucune évaluation ponctuelle de l'indice n'est nulle. Pendant l'épisode de pluie, une seule estimation de la qualité de l'eau atteint un niveau franchissant le seuil critique; c'est à la station du Berger à t_0+22 (60.7).

En temps sec, la station du pont Dorchester possède une eau de qualité passable (69.7), tandis que les autres stations ont une eau de mauvaise qualité (entre 40 et 50). Les stations pont Dorchester et rivière

du Berger ont des niveaux de qualité (respectivement; $\bar{x} = 56.8$ et 58.5) s'approchant du niveau permissif de l'usage (60).

Cet exercice d'application de l'IQE démontre clairement que; 1) la technique de compilation multiplicative génère des évaluations de la qualité de l'eau plus sévères que celles de la technique additive, 2) l'indice de Provencher est apte à mettre en évidence l'impact du ruissellement urbain ou des débordements de réseau unitaire sur la qualité de l'eau de la rivière Saint-Charles, 3) l'augmentation du niveau de qualité de l'eau dans la zone de débordement ne s'amorce pas avant une période de 10 heures après le pic de l'hyétogramme.

Si l'on considère la variabilité de l'indice en fonction des valeurs analytiques des paramètres fournis, on peut distinguer différents types de paramètres. Un paramètre "ACTIF" est un paramètre qui fluctue suffisamment à l'intérieur d'un épisode pour faire varier significativement les valeurs de l'indice (si on considérait une passivité relative dans les variations des autres paramètres). Par contre, un paramètre possédant des cotes de faibles valeurs, qui varient peu, et ayant pour effet de diminuer systématiquement tous les vecteurs de qualité, est un paramètre "LIMITANT" pour l'usage. En général, pour les deux formes de l'IQE, le paramètre actif est la turbidité et le paramètre limitant est le dénombrement des coliformes fécaux.

4.1.2 Indice d'Ibbotson

Le sous-indice de l'usage (SIU) récréatif d'Ibbotson a généré une liste exhaustive de vecteurs représentant les fluctuations de la qualité des eaux de la rivière Saint-Charles (tableau 16). Tous les vecteurs de qualité obtenus sont de faibles valeurs révélant un niveau de qualité "inacceptable" pour la pratique des sports de contact sur ce cours d'eau. L'évolution du SIU s'effectue à l'intérieur d'une étroite marge car les valeurs minimales et maximales produites, pendant un épisode de pluie, sont respectivement de 0.216 et de 0.313. Aucune évaluation ponctuelle, dans le temps et l'espace, pour une crue d'orage n'a franchi le seuil d'une qualité passable (0.400). Cependant, en temps sec, les stations du pont Dorchester et de l'embouchure de la rivière du Berger possèdent un niveau de qualité acceptable (\approx 0.500) pour la pratique de l'usage considéré. Quant aux autres stations, la qualité de l'eau est carrément inacceptable.

L'application du SIU d'Ibbotson sur la campagne d'échantillonnage de la rivière Saint-Charles de temps sec et en crue d'orage met en évidence l'impact du ruissellement urbain et des débordements du réseau unitaire sur la qualité des eaux de cette rivière. Cette conclusion générale est facilement discernable de ces résultats malgré la faible amplitude des variations.

Une étude de la variabilité des vecteurs de qualité, en fonction des valeurs analytiques des paramètres utilisés, dégage les différents rôles joués par certains paramètres. La turbidité et l'azote inorganique total

($N_{\text{Inor. Tot.}}$) agissent comme des paramètres actifs au sein de la variabilité générale du SIU. Par contre, on peut donner un qualificatif de "limitant pour l'usage récréatif" à des paramètres comme: la température, le phosphore total ($P_{\text{Tot.}}$) et les coliformes fécaux.

4.2 ANALYSE DES PROFILS SPATIO-TEMPORELS

Cette section analyse les différentes séquences d'indices de qualité, les profils spatiaux ou temporels, évalués par chacune des méthodes appliquées. Après discussion, nous avons adopté pour présenter nos résultats finaux, la représentation graphique des indices. Ce mode d'illustration des résultats possèdent plusieurs avantages. En effet, il est plus intéressant et plus descriptif qu'une étude qui examine les vecteurs un à un ou qui se limite à une liste de valeurs numériques. Cette forme d'interprétation des résultats est rapide car elle permet de constater de visu les variations de la qualité des eaux et de conclure sur les causes possibles de ces fluctuations. Enfin, son avantage principal est qu'elle offre la possibilité d'une comparaison entre les valeurs absolues des différents vecteurs, présentés sous un certain patron.

Avant de procéder à l'analyse des divers profils, une spécification touchant l'épisode de pluie et certaines mises en garde concernant les limites de l'interprétation des résultats s'avèrent nécessaires. L'événement météorologique qui a servi de matière à cette étude est une pluie automnale de 20 millimètres. La période de l'année est un élément clé à retenir pour expliquer les fluctuations des indices. En effet, généralement

durant l'automne, les sols (nus ou couverts de végétaux) sont saturés à la capacité au champ. Donc, tout apport supplémentaire en eau atmosphérique contribue directement au ruissellement de surface. Ainsi, aucun volume d'eau n'est absorbé par les sols, contrairement à l'été, et les volumes d'eau de ruissellement deviennent plus grands au cours de cette saison.

Voici quelques mises en garde se rapportant aux limites de l'interprétation des résultats.

- Le ruissellement urbain est un phénomène qui peut varier rapidement à l'intérieur d'un court intervalle de temps.
- La rivière Saint-Charles est un objet d'étude difficile à interpréter sur le tronçon où s'opère la presque totalité des débordements de réseau de la ville de Québec. La raison principale de cette difficulté est que la rivière possède, dans ce tronçon, de faibles vitesses (10 cm/s) qui favorisent, entre autres, la sédimentation.
- Comme les pluies d'automne sont homogènes sur tout le bassin de la rivière Saint-Charles, les variations de la qualité des eaux de cette rivière sont attribuables à tous les débordements de réseau simultanément. Alors qu'un orage estival, moins homogène, permettrait de mettre en évidence le rôle de certains émissaires en particulier sur la dégradation de la qualité.
- Les limites de cette étude des fluctuations de la qualité des eaux de la rivière Saint-Charles sont subordonnées aux données recueillies par l'étude de Lavallée et Bernier (1980).

Considérant chacune de ces remarques, on peut maintenant commencer l'analyse des profils temporels (station fixe, heure variable) et des profils spatiaux (heure fixe, station variable) de chacun des indices qui ont été appliqués.

4.2.1 Profils temporels

A) Indice de Provencher et Lamontagne

L'approche choisie pour examiner les profils temporels débute avec les stations amont de la rivière Saint-Charles et se termine avec les stations aval. Dans une première étape, l'analyse portera sur la forme additive de l'IQE, puis confrontera ses explications aux quelques profils temporels disponibles de la forme multiplicative. Le second volet s'attaque à l'analyse de la série de profils de l'indice d'Ibbotson.

La première station étudiée pour l'indice de Provencher et Lamontagne, de forme ADDITIVE, est la:

- Station amont de la rivière Saint-Charles (#9) (figure 10A)

Cette station intégratrice de la qualité amont de la rivière Saint-Charles présente un profil temporel subissant une lente évolution. Deux longues périodes de stabilité de l'indice, distante d'un faible écart, sont reliées par une courte période de transition (2 heures), se produisant à t_0+7 . C'est une variation de la turbidité qui a diminué les vecteurs de

qualité. La détérioration de la qualité de l'eau 7 heures après le pic du hyétogramme s'explique par l'arrivée des eaux contaminées, par les débordements du réseau unitaire de Val-Bélair et de la rivière Neilson. La période de latence de 6 heures entre l'arrivée de cette faible charge et la petite différence entre les plateaux de l'IQE pourraient être causé par l'effet tampon du réservoir d'alimentation en eau potable de la ville de Québec, situé à Château-d'Eau. On ne remarque qu'un faible écart (< 10) entre tous les vecteurs en temps de pluie et celui de temps sec.

- Station à l'embouchure de la rivière Lorette (#8) (figure 10B)

Cette station intègre la qualité du bassin de la Lorette qui est un tributaire de la Saint-Charles. La détérioration rapide de l'IQE atteint son maximum seulement 4 heures après le pic du hyétogramme. Voilà l'effet du paramètre actif, la turbidité. La qualité se stabilise pendant 5 heures à un niveau mauvais (≈ 30), avant d'initier une récupération à t_0+10 . Tous les paramètres participent au retour de l'IQE à sa valeur de temps sec à t_0+22 . La brusque chute de la qualité des eaux de la Lorette jusqu'à t_0+4 est attribuable au débordement du réseau unitaire de l'Ancienne-Lorette, au ruissellement agricole (sur les tourbières en friche, érosion des sols des champs labourés, ...) et au ruissellement urbain de Sainte-Foy. Tandis que la phase de récupération s'amorce avec la contribution des eaux faiblement chargées du ruissellement hypodermique et du ruissellement urbain résiduel de la ville de Sainte-Foy.

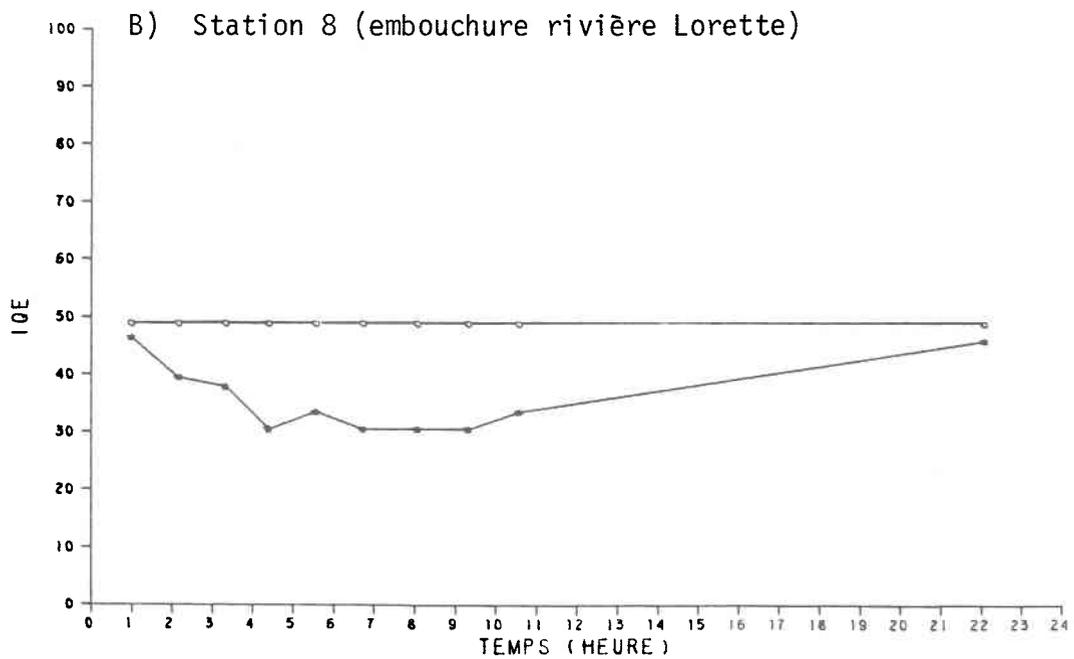
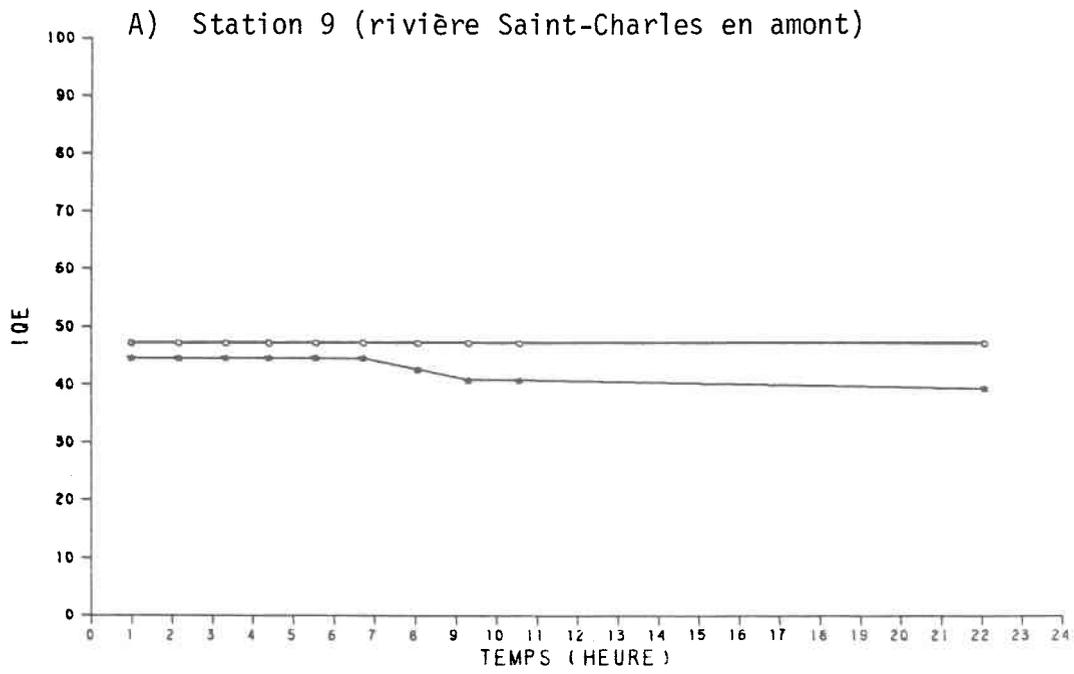


FIGURE 10 Variation temporelle de l'indice additif de qualité de l'eau de Provencher et Lamontagne à différentes stations.
(o : temps sec; * : orage)

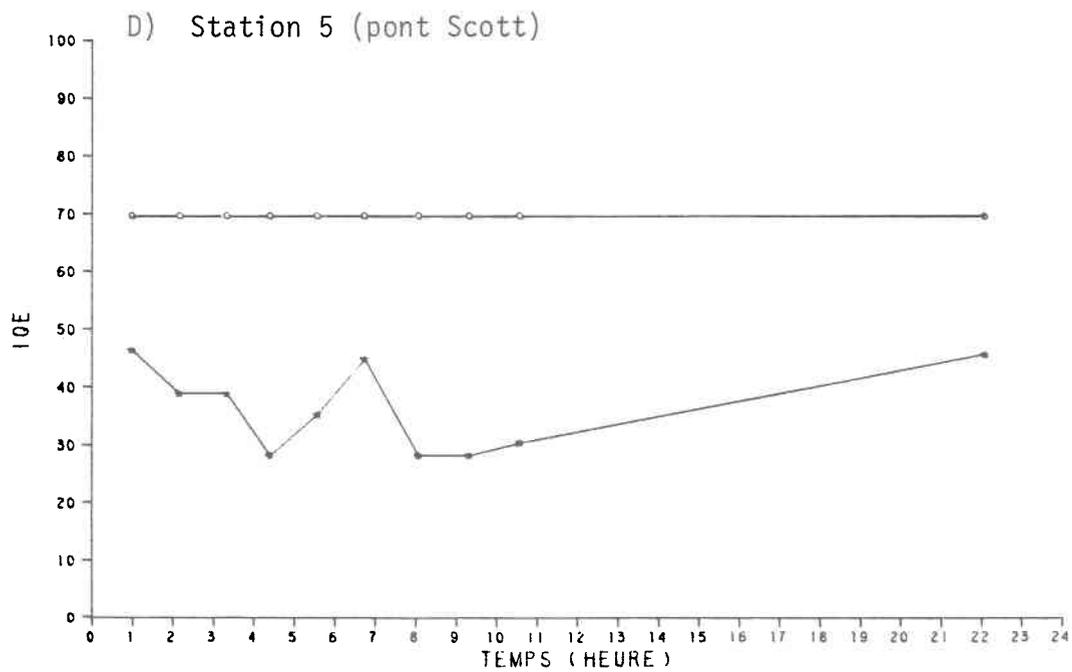
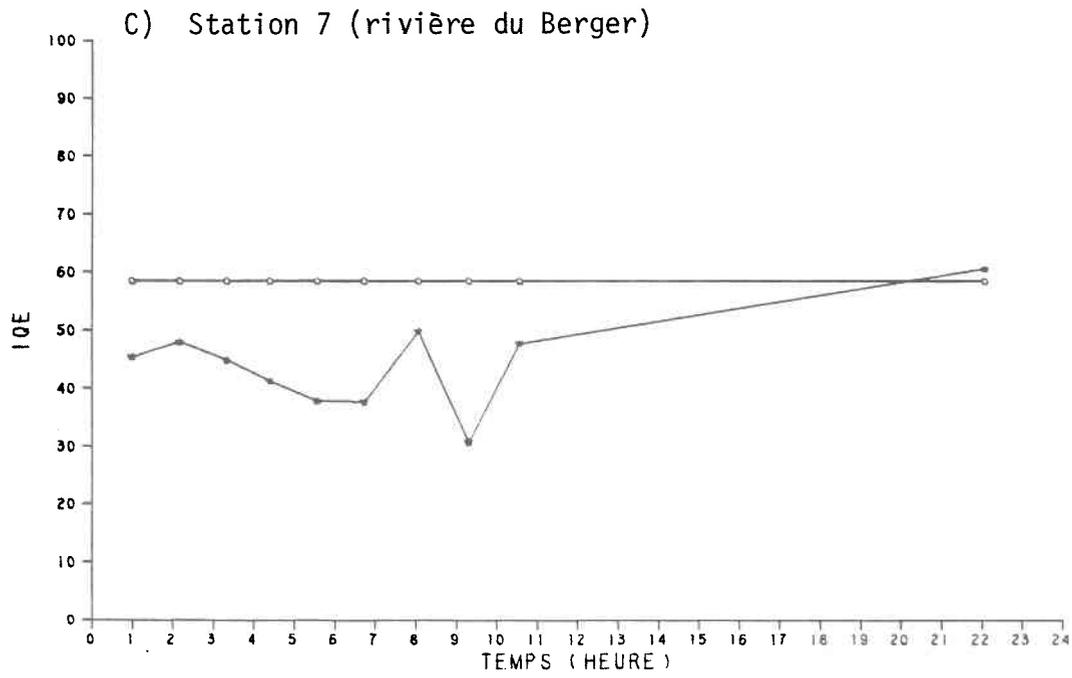


FIGURE 10 Variation temporelle de l'indice additif de qualité de l'eau de Provencher et Lamontagne à différentes stations.
(o : temps sec; * : orage)

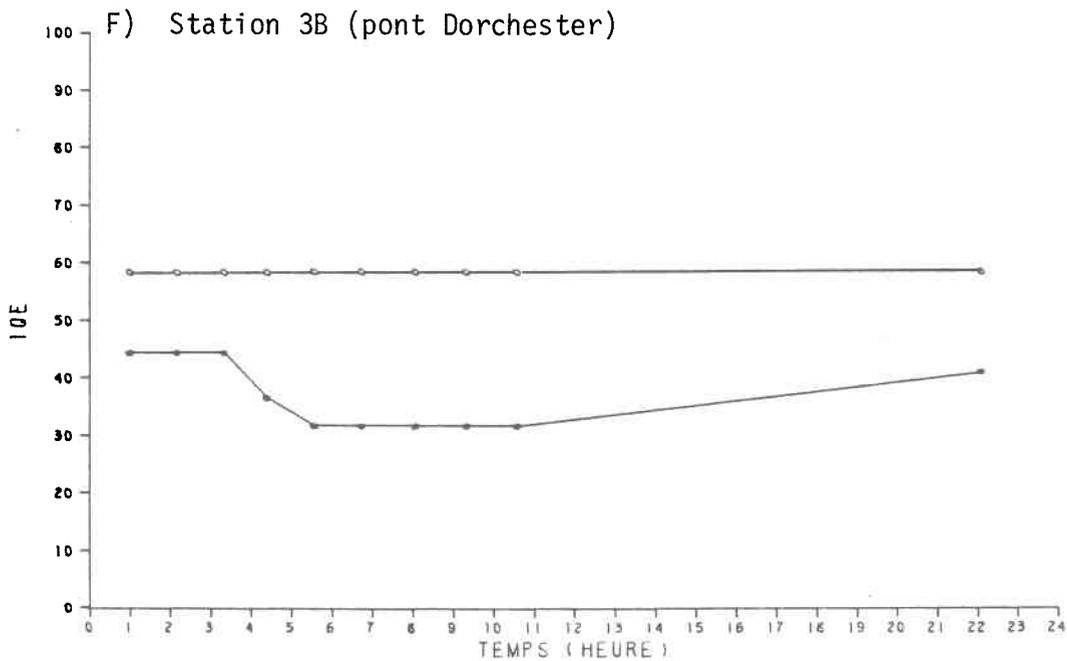
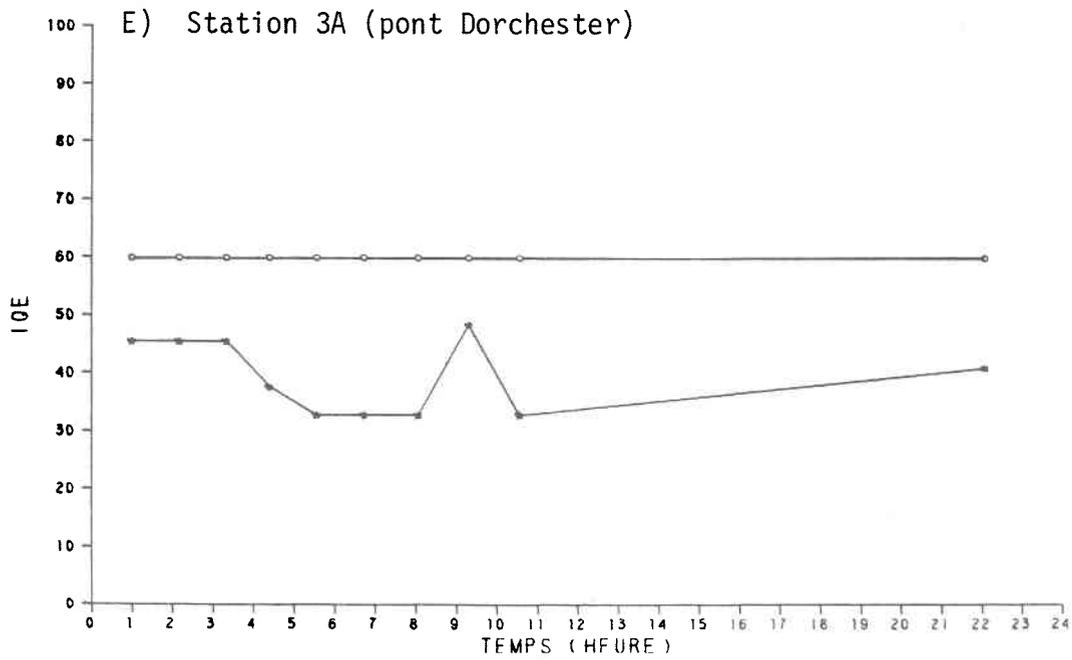


FIGURE 10 Variation temporelle de l'indice additif de qualité de l'eau de Provencher et Lamontagne à différentes stations. (o : temps sec; * : orage)

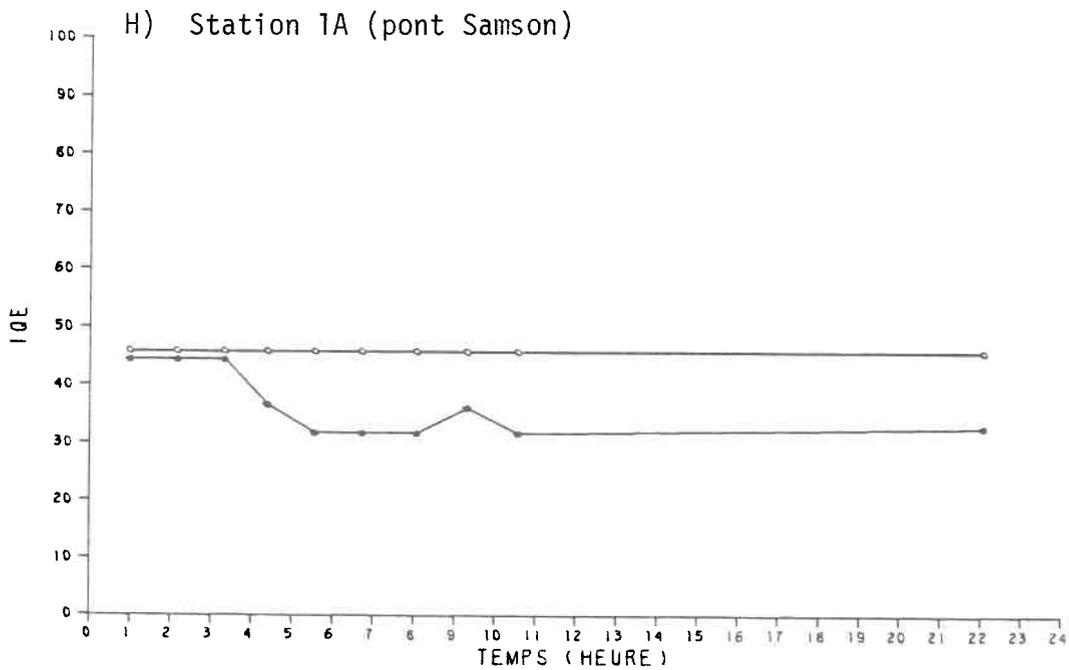
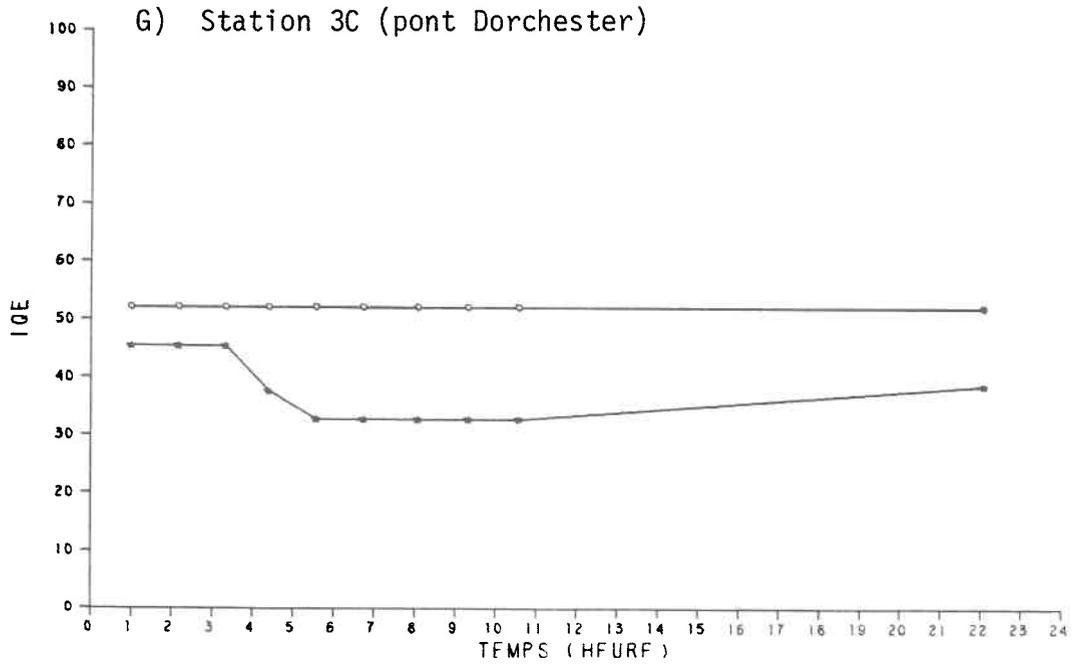


FIGURE 10 Variation temporelle de l'indice additif de qualité de l'eau de Provencher et Lamontagne à différentes stations. (o : temps sec; * : orage)

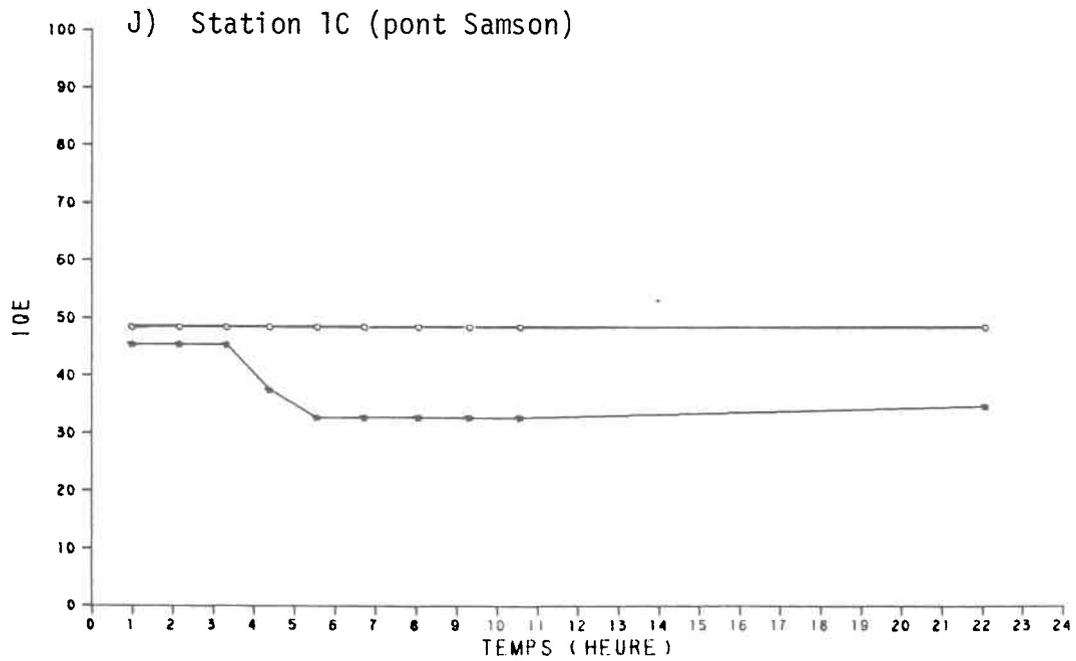
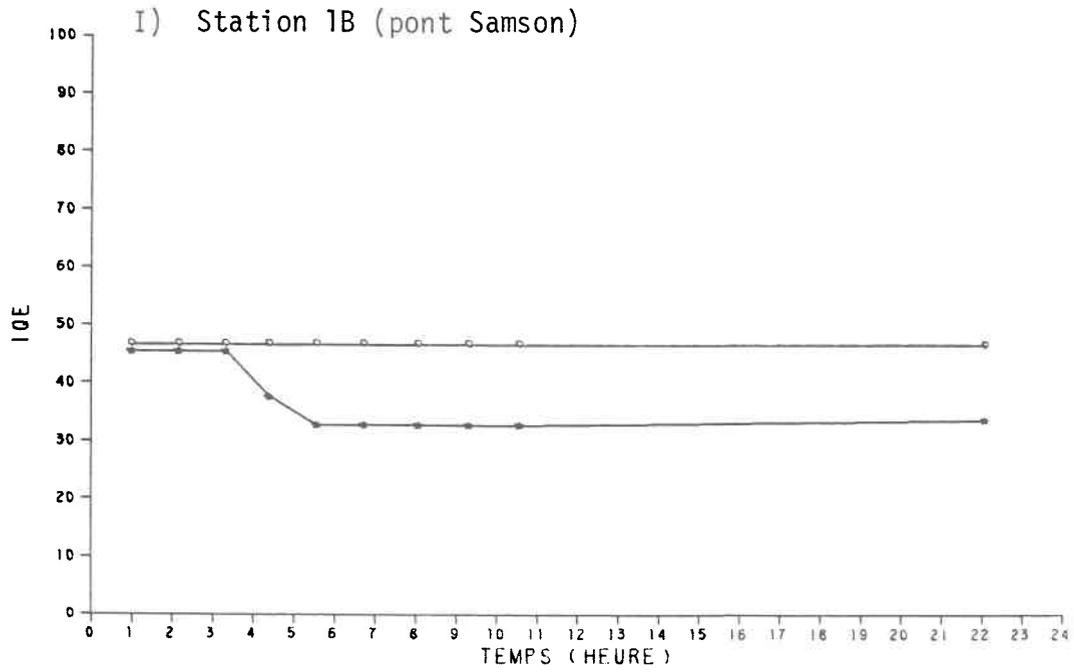


FIGURE 10 Variation temporelle de l'indice additif de qualité de l'eau de Provencher et Lamontagne à différentes stations.
(o : temps sec; * : orage)

- Station à l'embouchure de la rivière du Berger (#7)
(figure 10C)

Les variations de la qualité des eaux de cet affluent de la Saint-Charles sont significatives en période d'averse. L'altération de cette rivière s'effectue d'une manière plus progressive car elle nécessite environ 6 heures. Puis de grandes fluctuations se produisent avant une phase de récupération s'amorçant dès t_0+10 . Entre t_0 et t_0+1 , on suppose que le ruissellement urbain du quartier Duberger a suffi à abaisser l'indice de temps sec à un indice diminué de 15 points à t_0+1 . La chute progressive de l'IQE, de t_0+2 à t_0+6 , est imputable au débordement du réseau unitaire du quartier Neufchâtel et de son ruissellement urbain associé au début de l'orage. La montée subite est attribuable au ruissellement hypodermique et au ruissellement urbain de fin d'orage, moins chargé, des deux premiers quartiers établis sur les berges de cette rivière: Duberger et Neufchâtel. Le minimum décelé à t_0+9 est le fruit du passage des eaux contaminées (débordement et ruissellement urbain chargé) de Charlesbourg-Ouest qui est à la tête de ce bassin, d'où cette période de latence de 9 heures. Enfin, à t_0+22 la qualité de l'eau tend à retrouver son niveau de temps sec.

- Station, Pont Scott (#5) (figure 10D)

Cette station de la rivière Saint-Charles intègre tous les apports amont des sources naturelles et anthropiques. Durant les quatre premières heures, on assiste à deux chutes importantes des vecteurs de qualité. La première descente serait imputable à la présence d'eaux contaminées

provenant, d'un émissaire de réseau pluvial de Sainte-Foy (2.5 m diam., à quelques kilomètres seulement du pont Scott), du débordement du réseau unitaire de la ville de Québec, légèrement en amont, et de tout le ruissellement urbain de ce secteur. La seconde chute est attribuable à l'impact du plus important émissaire d'un réseau pluvial de Sainte-Foy (3.3 m de diamètre), localisé légèrement en aval de l'embouchure de la rivière Lorette. De t_0+4 à t_0+7 , on assiste à une bonne remontée (≈ 20 points) de l'IQE produit par les faibles apports des eaux de ruissellement de surface et des émissaires pluviaux. Une rechute à t_0+8 doit provenir d'un phénomène d'équilibration des charges à l'intérieur de la zone de débordement (impact négatif des paramètres: turbidité et coliformes fécaux). Enfin, ce n'est que 10 heures après l'intensité maximale de l'averse que l'on assiste à la phase de récupération de la rivière. Le niveau atteint alors est celui du départ, qui est encore de 20 points inférieurs au niveau de temps sec.

- Station, Pont Dorchester (#3) (figures 10E, F, G)

Les profils temporels des trois sous-stations (A, B, C) sont identiques, à l'exception des niveaux de temps sec qui diffèrent et d'une variation subite à t_0+9 pour la sous-station A. À t_0+1 , la qualité de l'eau est déjà en-dessous du niveau de temps sec de 10 à 15 points. Une phase de stabilité de trois heures caractérise la station, puis après une dégradation rapide, on assiste à une autre phase stationnaire à un niveau de mauvaise qualité (≈ 30). La phase de récupération de la qualité ne s'amorce que 11 heures après le pic du hyétogramme. À t_0+22 , le niveau de qualité du départ (t_0+1) n'est pas encore atteint et l'écart avec le niveau de temps

sec est grand (> 15). La réponse lente de la rivière au débordement du réseau unitaire de la ville de Québec s'explique par l'effet tampon que manifeste cette zone de forte sédimentation. Ainsi, les premières heures servent à l'équilibration du réservoir avec les apports des émissaires de débordement voisins. La chute de qualité est due à la contribution des émissaires éloignés (entre la station #4 et #3). L'amélioration de la qualité est reliée à la diminution de la turbidité dans cette zone de sédimentation et par des eaux de ruissellement faiblement chargées.

- Station, Pont Samson (#1) (figures 10H, I, J)

La forme générale des trois profils des sous-stations (A, B, C) est identique. On retrouve deux phases stationnaires du niveau de qualité, reliées par une courte période (2 heures) de transition. Aucun signe de récupération de la qualité de l'eau n'est présent, même 22 heures après le maximum de la précipitation. Les causes affectant le comportement de la qualité de l'eau à cette station sont les mêmes que celles invoquées à la station précédente (#3). On retrouve le phénomène d'équilibrage des charges dans le réservoir et les contributions des émissaires de débordement à proximité de la station et des plus éloignés. L'accumulation de contaminants est telle que leur persistance dépasse aisément les 22 heures s'étant écoulées depuis le pic de précipitation de l'épisode étudié.

Afin de vérifier la pertinence de la série d'explications fournies pour interpréter les variations temporelles de l'IQE de type additif, on examine les quelques profils temporels disponibles [i.e. différents de zéro]

de l'indice de Provencher et Lamontagne utilisant une technique de compilation MULTIPLICATIVE. D'une manière générale, ces profils temporels possèdent une amplitude de variation (0-60) qui est le double de celle de l'IQE additif (30-60). Chaque fluctuation importante de la qualité de l'eau est représentée lorsque aucune des cotes de qualité générant la valeur de l'indice n'est nulle.

La figure 11 présente le profil temporel de la station placée à l'embouchure de la rivière du Berger (#7). On constate que l'on retrouve le même patron de fluctuation de l'indice additif, dont certaines variations ont été amplifiées. Les interprétations données précédemment pour expliquer les changements de qualité de l'eau de t_0+4 à t_0+22 s'appliquent encore judicieusement à ce profil. Cependant, en considérant les fortes variations de l'IQE pour les 4 heures suivant le pic du hyétogramme, on doit modifier légèrement les explications antérieures. Nous avons proposé pour la forme additive, qu'à t_0+1 , le ruissellement urbain du quartier Duberger avait abaissé l'indice significativement au début de l'orage. Le profil de l'IQE multiplicatif donne un vecteur nul pour t_0+1 à cause d'une forte contamination bactériologique (5 000 coliformes fécaux/100 ml). Sachant que le ruissellement urbain comporte une faible contamination en coliformes comparativement au débordement du réseau unitaire; nous en concluons que la détérioration de la qualité des eaux, une heure après la précipitation maximale, est attribuable au débordement du réseau unitaire de Duberger. À t_0+2 , c'est surtout l'impact des eaux de ruissellement urbain de ce même quartier qui contrôle le mauvais niveau de qualité (35) des eaux de la rivière du Berger. Enfin, on assiste à t_0+3 au passage (IQE \approx 20) des eaux

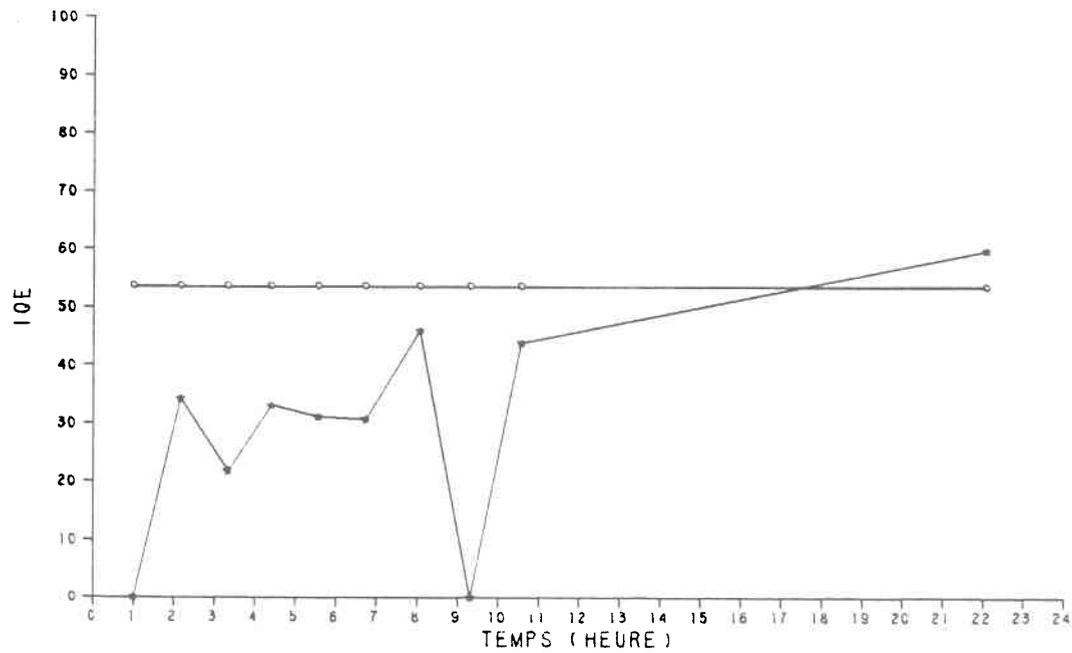


FIGURE 11 Variation temporelle de l'indice multiplicatif de qualité de l'eau de Provencher et Lamontagne à la station de la rivière du Berger.
(o : temps sec; * : orage)

contaminées par les débordements du réseau unitaire du quartier Neufchâtel. Globalement, on peut attribuer aux trois minima successifs de ce profil temporel des origines particulières: t_0+1 → eaux contaminées du quartier Duberger, t_0+3 → eaux contaminées du quartier Neufchâtel, t_0+9 → eaux contaminées de Charlesbourg-Ouest.

Trois autres profils temporels de l'IQE multiplicatif, présentés à l'annexe V, confirment les interprétations suggérées pour les variations de la qualité des eaux des stations comprises et limitrophe de la zone de débordement (stations #1, 3, 5). L'amélioration de la qualité est une tendance qui ne s'affirme que 22 heures après le pic de l'hyétogramme. On retrouve aussi sur ces graphiques des remontées instantanées (à un seul moment) de la qualité après une période de 6 à 10 heures attribuables aux faibles apports en contaminants des eaux de ruissellement de surface et des émissaires pluviaux de fin d'orage ou de comportement hydraulique particulier de la rivière.

B) Indice d'Ibbotson

À l'instar de l'indice de Provencher et Lamontagne, l'analyse des profils temporels du sous-indice de l'usage récréatif d'Ibbotson tente de valider les interprétations élaborées pour expliquer l'évolution de la qualité des eaux de la rivière Saint-Charles durant une pluie automnale. Un survol général des profils temporels du SIU révèle une grande similitude entre cette série de profils et ceux de l'IQE. En dépit d'une amplitude de variation de l'indice inférieure à celle de l'indice de Provencher et

Lamontagne, on retrouve malgré tout toutes les manifestations des phénomènes évoqués précédemment.

Les figures 12 (A à F) présentent les profils temporels de chacune des stations étudiées avec l'indice d'Ibbotson. Les sous-stations A, B, C des stations 1 et 3 ont toutes un profil identique. Tous les profils temporels du SIU, pour une pluie de 20 mm, donnent un niveau de qualité des eaux de la rivière Saint-Charles en-dessous du niveau de temps sec. L'impact des eaux de débordement de réseau unitaire de la ville de Québec est clairement démontré par l'utilisation de l'indice d'Ibbotson.

Voici quelques remarques particulières concernant certains profils temporels:

- le profil de la station amont de la rivière Saint-Charles (#9) ne varie pas de manière significative avant la 22^e heure, où il amorce une faible dégradation. Contrairement à t_0+9 pour l'IQE additif;
- à la station pont Scott (#5), on assiste à un abaissement du niveau de qualité de temps sec, comparativement aux deux formes de l'IQE, à cause de l'augmentation du nombre de paramètres limitant pour l'usage (T° , $P_{tot.}$, coli. féc.) employé par l'indice;
- la station pont Dorchester (#3) a un profil ne présentant aucun signe de récupération de la qualité de l'eau durant l'intervalle de temps considéré.

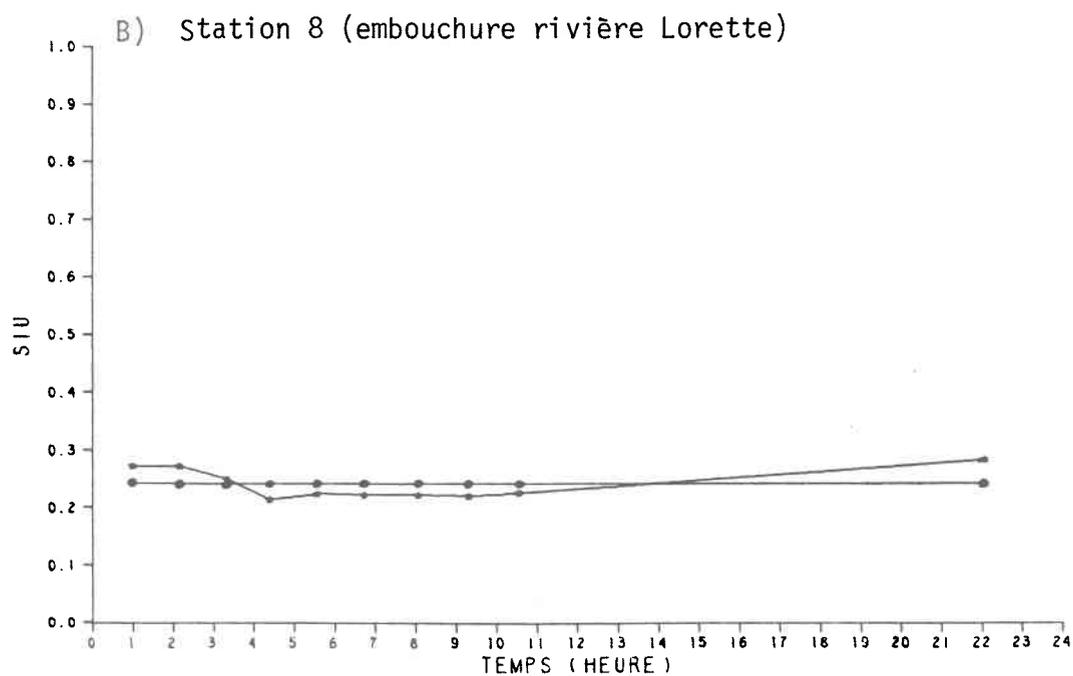
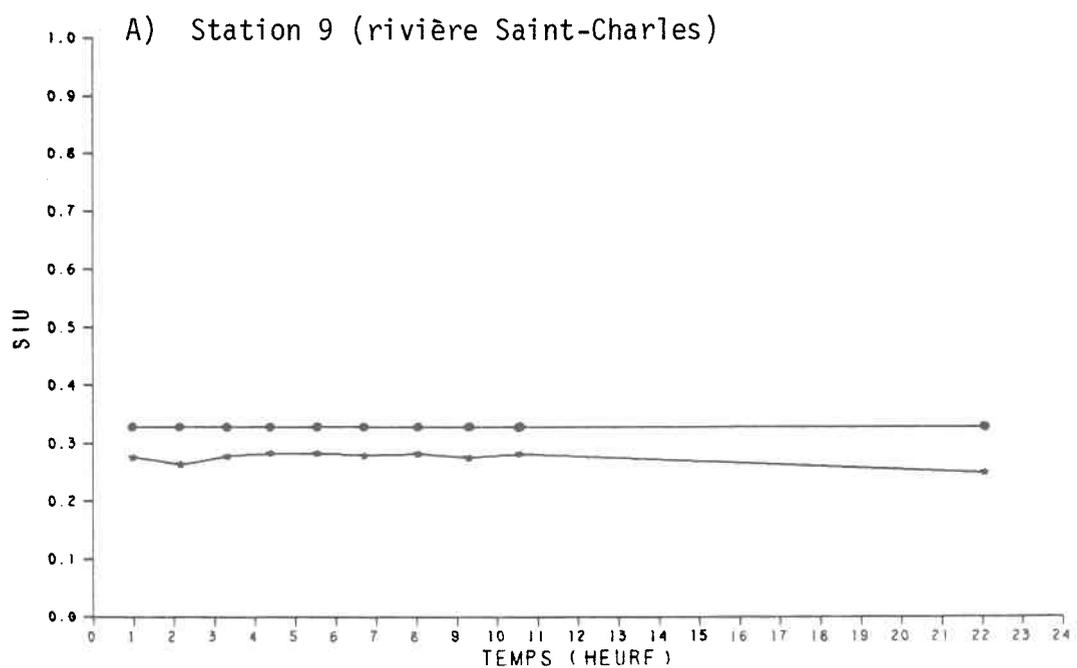


FIGURE 12 Variation temporelle de l'indice de qualité de l'eau d'Ibbotson à différentes stations.
(● : temps sec; * : orage)

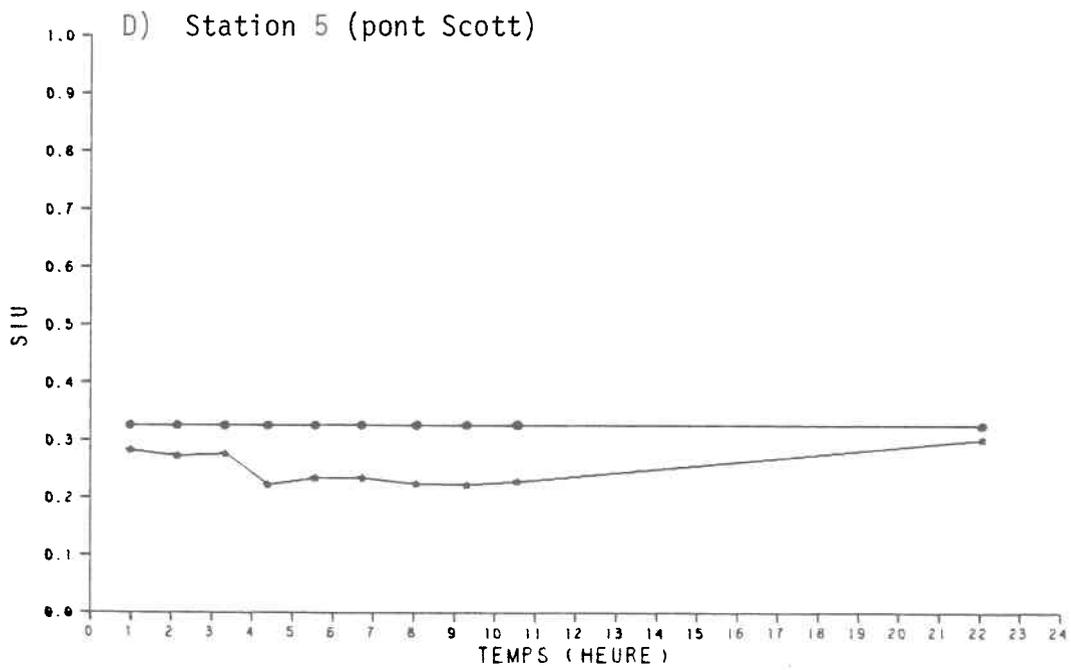
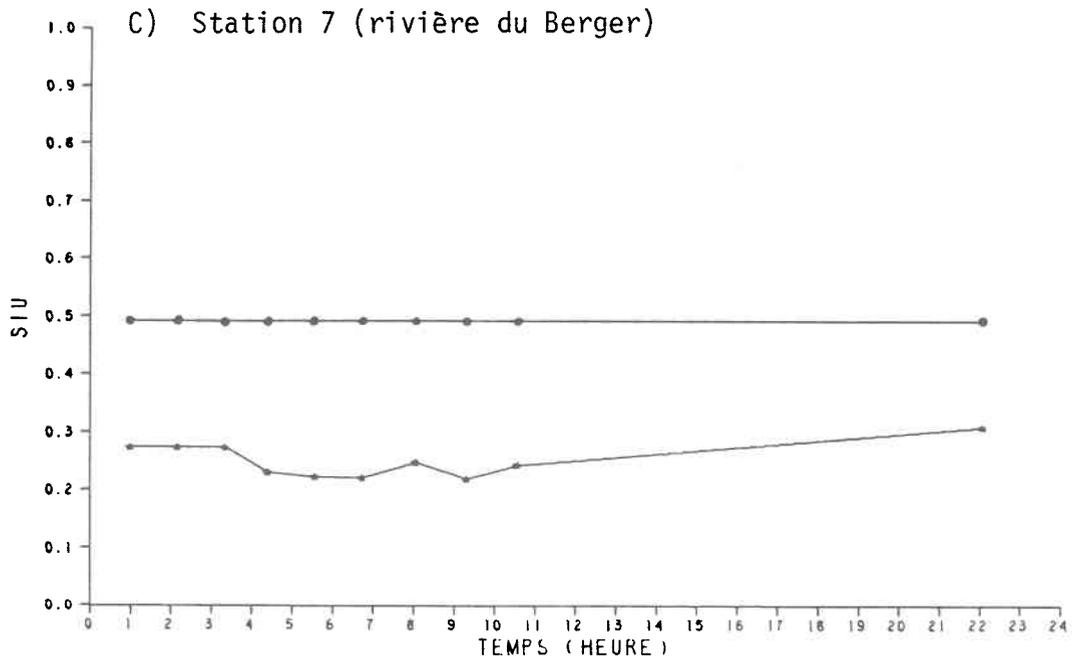


FIGURE 12 Variation temporelle de l'indice de qualité de l'eau d'Ibbotson à différentes stations.
(● : temps sec; * : orage)

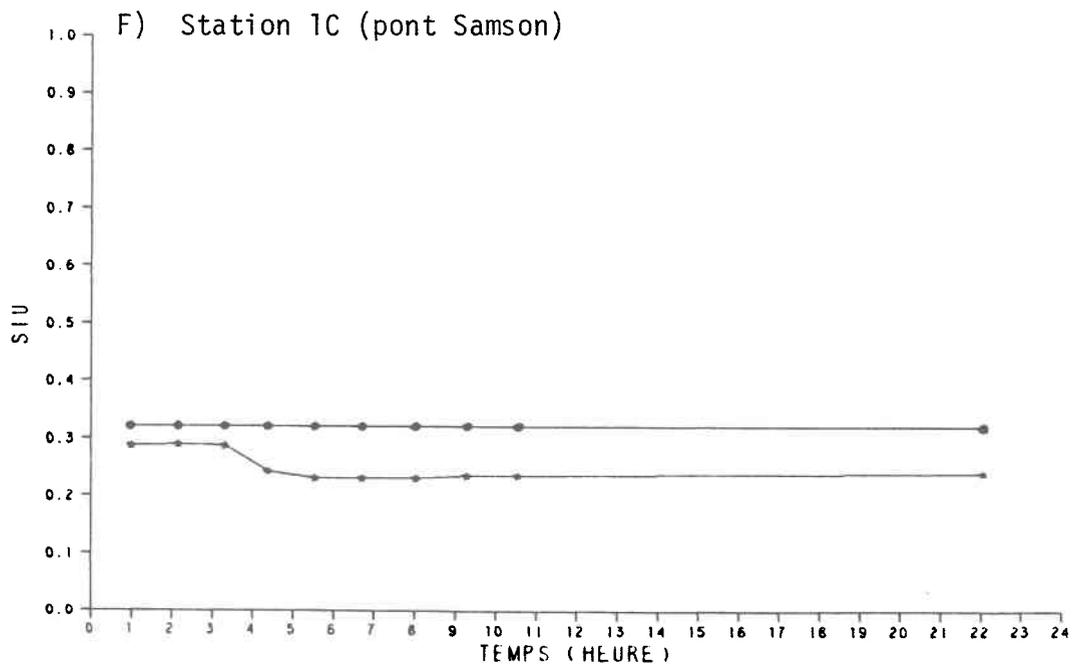
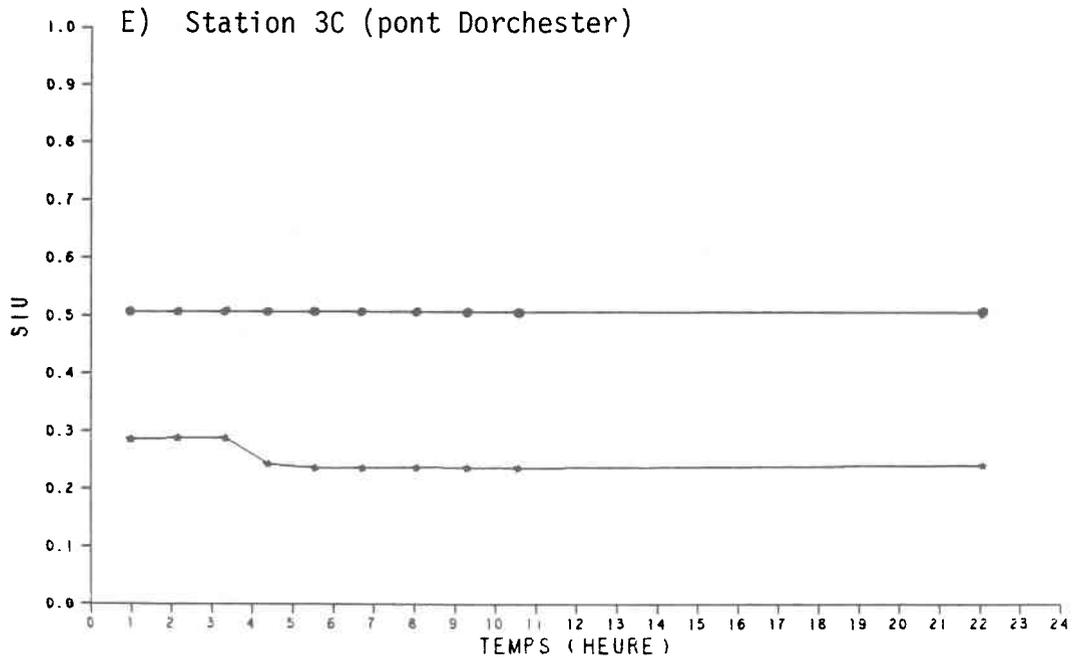


FIGURE 12 Variation temporelle de l'indice de qualité de l'eau d'Ibbotson à différentes stations.
(● : temps sec; * : orage)

De plus, en général, on remarque:

- que l'indice d'Ibbotson a tendance à diminuer les fluctuations de la qualité des eaux comparativement à l'indice de Provencher et Lamontagne;
- malgré cet effet compresseur du SIU, trois profils temporels sont identiques aux profils de qualité correspondant de l'IQE (stations #1, 8, 7). Cependant, pour les autres stations, les différences sont mineures (voir les remarques précédentes).

4.2.2 Profils spatiaux

La seconde étape de l'analyse des résultats porte sur l'examen des profils spatiaux. La méthode consiste à présenter, à un moment donné, les vecteurs de qualité de temps sec et d'orage de toutes les stations étudiées de la rivière Saint-Charles. Le profil spatial va de l'amont vers l'aval de la rivière. Les résultats des indices de Provencher et Lamontagne ou d'Ibbotson sont décrits séparément.

A) Indice de Provencher et Lamontagne

La série de profils spatiaux de la forme ADDITIVE de l'indice de Provencher et Lamontagne sont illustrés aux figures 13 (A à J). L'allure générale du profil spatial de temps sec, qui est reproduit sur chacun de ces graphiques pour un but de comparaison, est une hyperbole largement évasée

dont les extrémités sont les stations #1 et 9. Durant les trois premières heures suivant le maximum de précipitation, le profil spatial des stations en amont du pont Scott, inclusivement, s'éloigne significativement du profil de temps sec. À t_0+1 , la rivière Saint-Charles possède un indice de qualité homogène sur toute sa longueur. Au cours des deux heures suivantes, on assiste à des fluctuations de qualité des tributaires Lorette et Duberger. Pour ces trois premiers profils, on remarque aux stations Saint-Charles (amont), Dorchester et Samson la stabilité de leur niveau de qualité à environ 45. Dès la 4^e heure, une chute évidente de la qualité de l'eau est présente sur presque tout le bassin, à l'exception de la section amont de la rivière. À t_0+5 , c'est particulièrement à l'intérieur de la zone de débordement qu'on assiste à une diminution de l'indice jusqu'à un mauvais niveau (environ 30). Pendant les heures suivantes (t_0+5 à t_0+10), on constate la stabilisation du niveau de qualité à un bas niveau dans la zone de débordement et on remarque des fluctuations de moyenne envergure (environ 20) pour les eaux des tributaires de même que pour la station pont Scott. De plus, durant cette période, la qualité de l'eau de la station amont diminue lentement. Enfin, à t_0+22 , le profil spatial tend vers le profil de temps sec; la correspondance est bonne pour les tributaires et le secteur amont, mais l'écart entre les indices est beaucoup plus important (15 à 25) pour le secteur à la limite et à l'intérieur de la zone de débordement.

Grâce à la possibilité de comparer les stations les unes aux autres dans les profils spatiaux, l'étude de cette série de profils de l'IQE additif permet de supporter plusieurs interprétations formulées antérieurement pour expliquer les profils temporels. En effet, la stabilité dans le temps

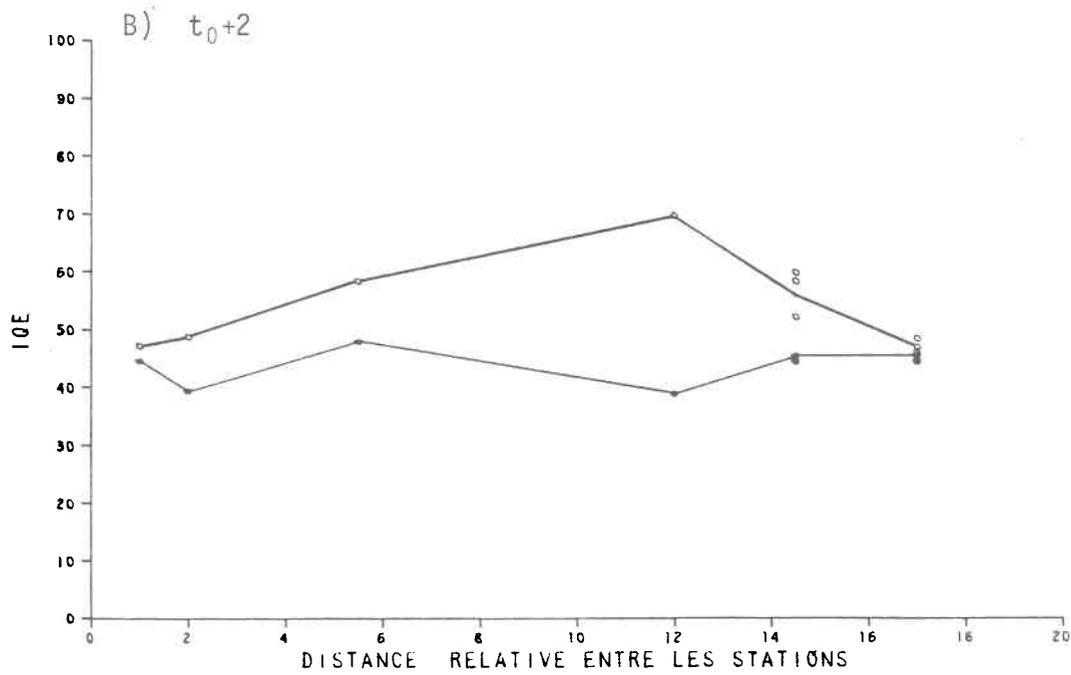
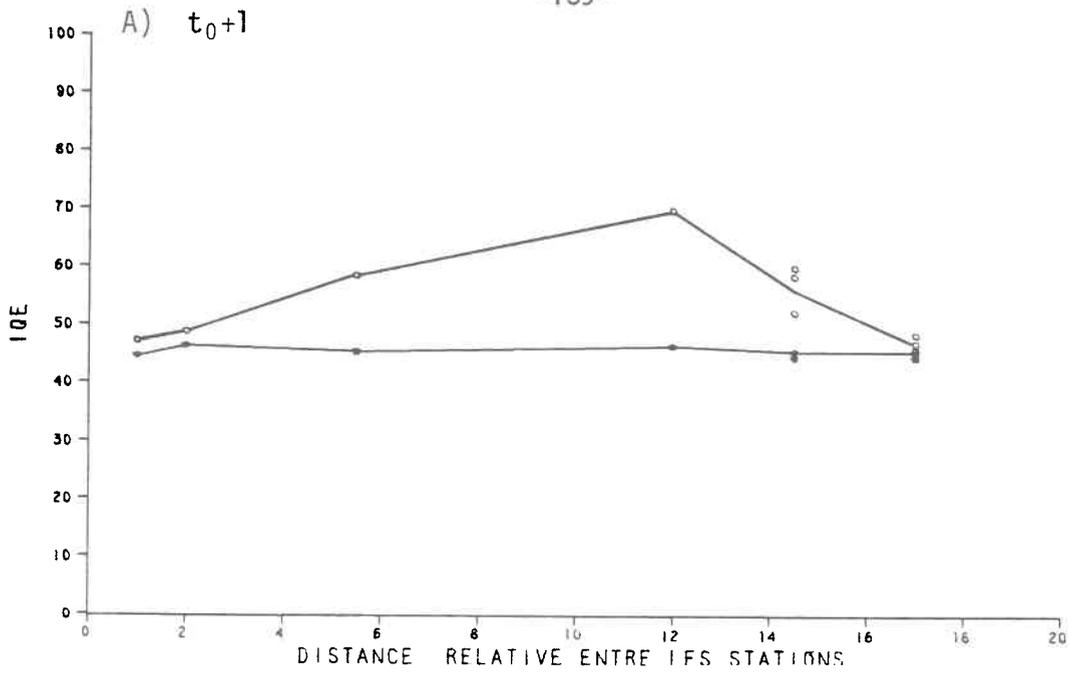


FIGURE 13 Variation spatiale de l'indice additif de la qualité de l'eau de l'indice de Provencher et Lamontagne à différents moments après le pic de l'hyétogramme.
(o : temps sec; * : orage)

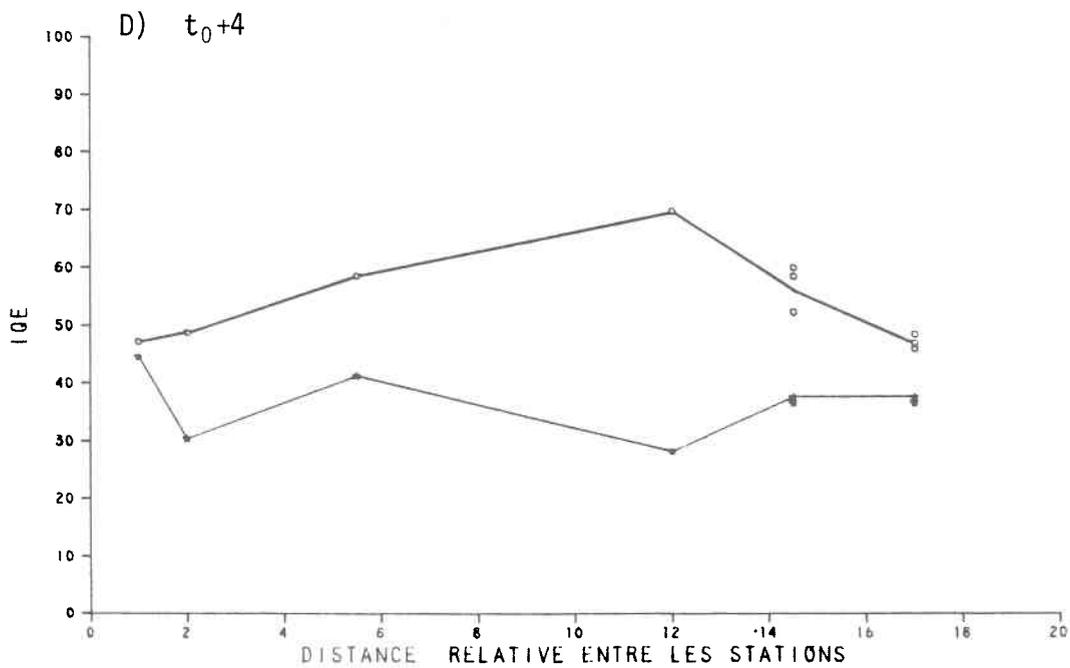
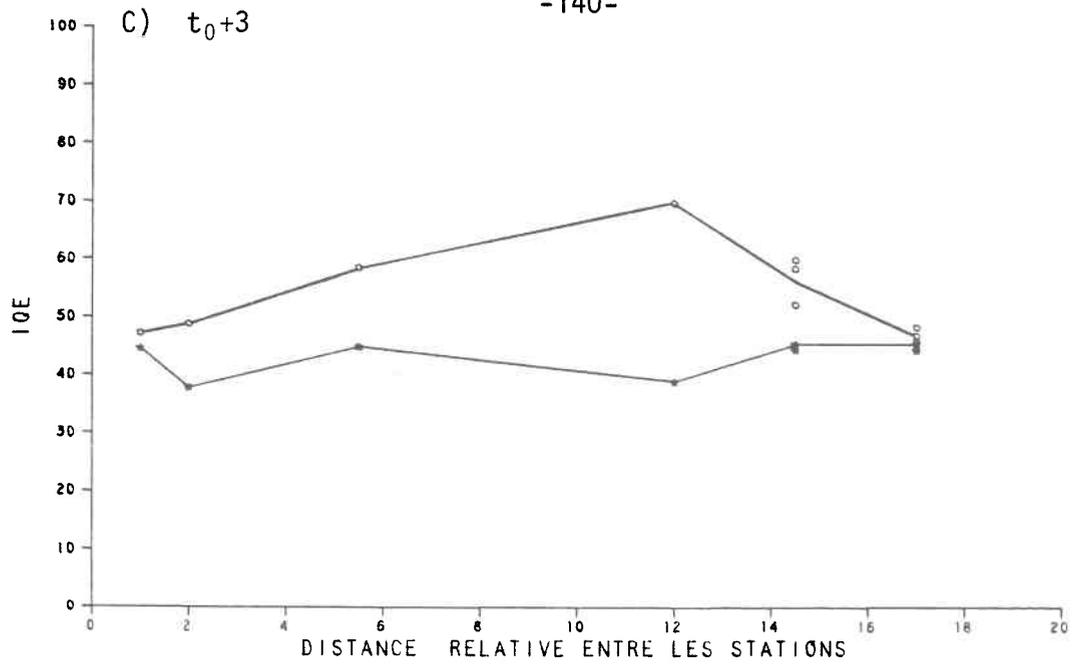


FIGURE 13 Variation spatiale de l'indice additif de la qualité de l'eau de l'indice de Provencher et Lamontagne à différents moments après le pic de l'hyétogramme.
(o : temps sec; * : orage)

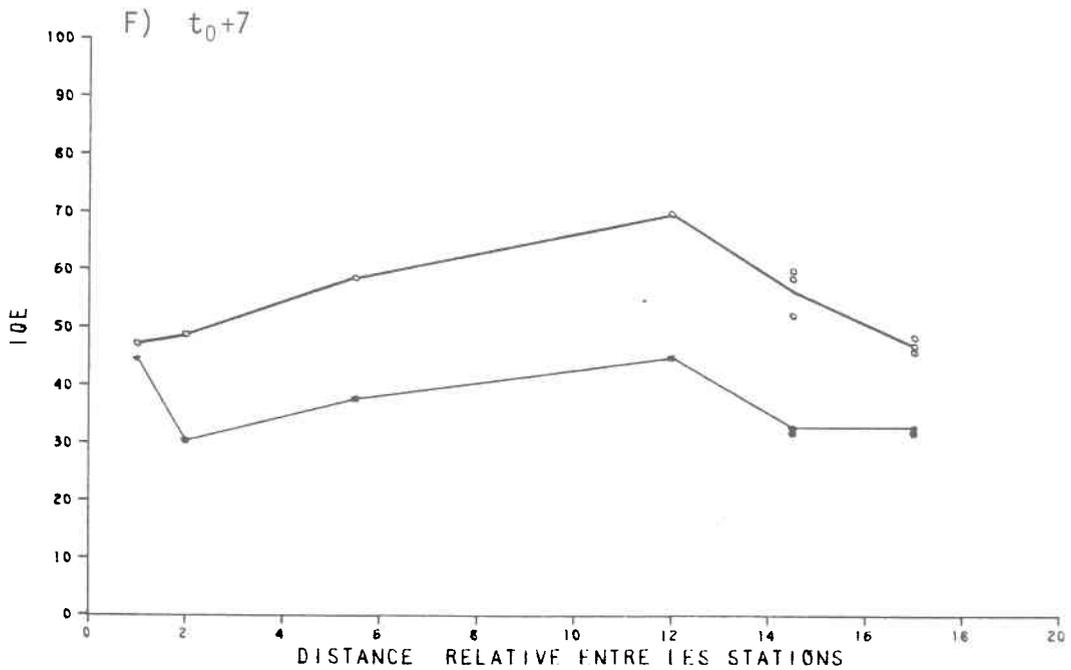
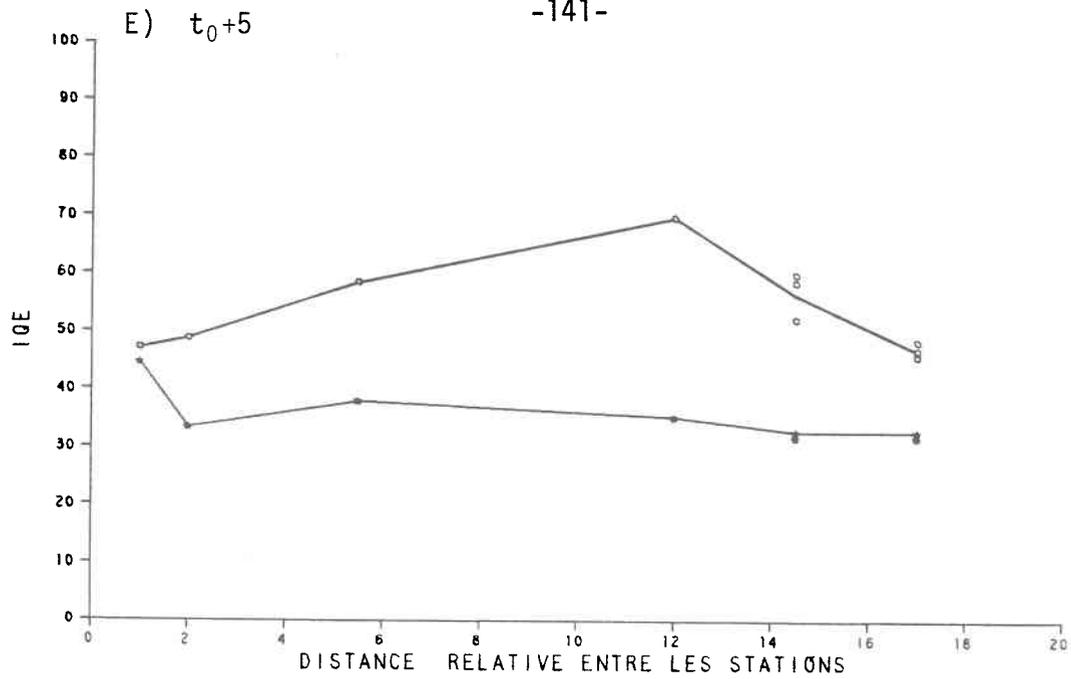


FIGURE 13 Variation spatiale de l'indice additif de la qualité de l'eau de l'indice de Provencher et Lamontagne à différents moments après le pic de l'hyétogramme.
(o : temps sec; * : orage)

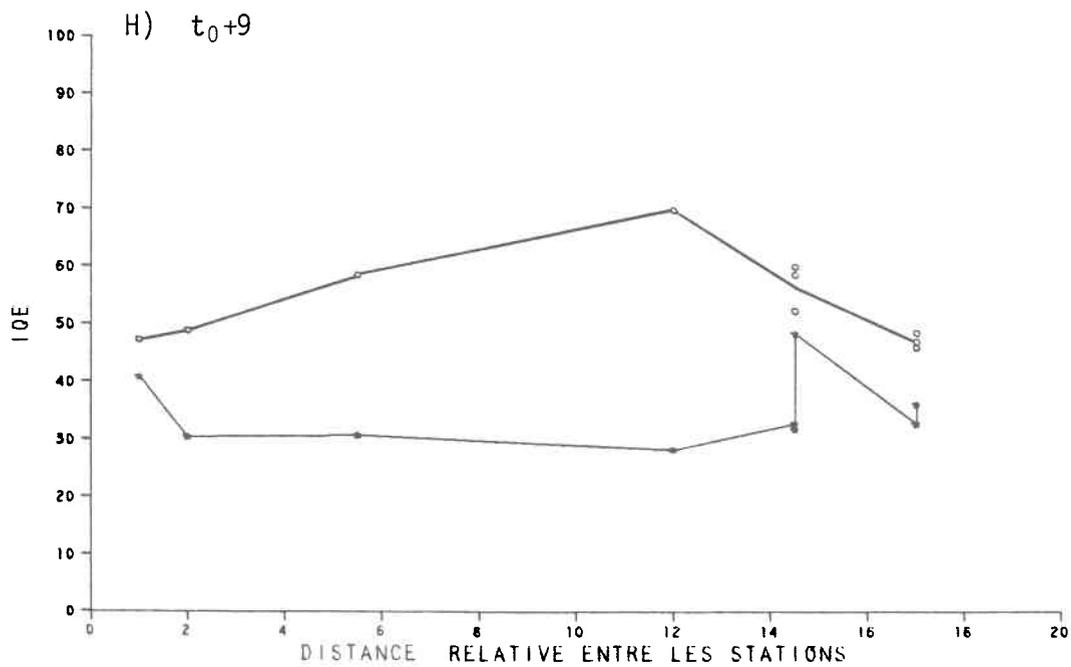
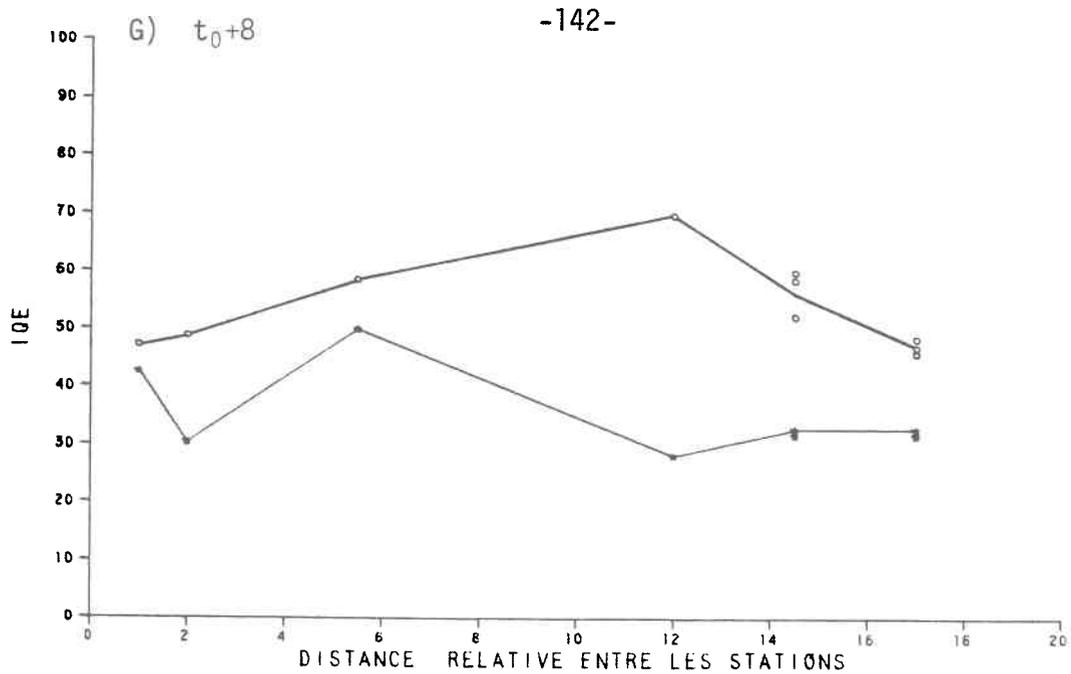


FIGURE 13 Variation spatiale de l'indice additif de la qualité de l'eau de l'indice de Provencher et Lamontagne à différents moments après le pic de l'hyétogramme.
(o : temps sec; * : orage)

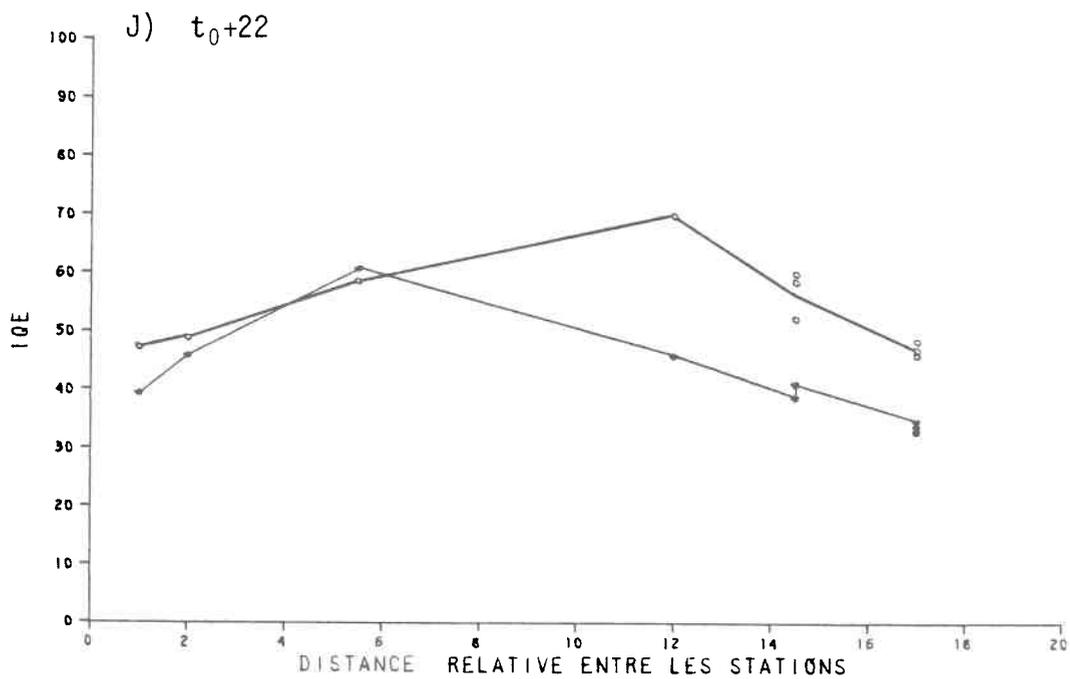
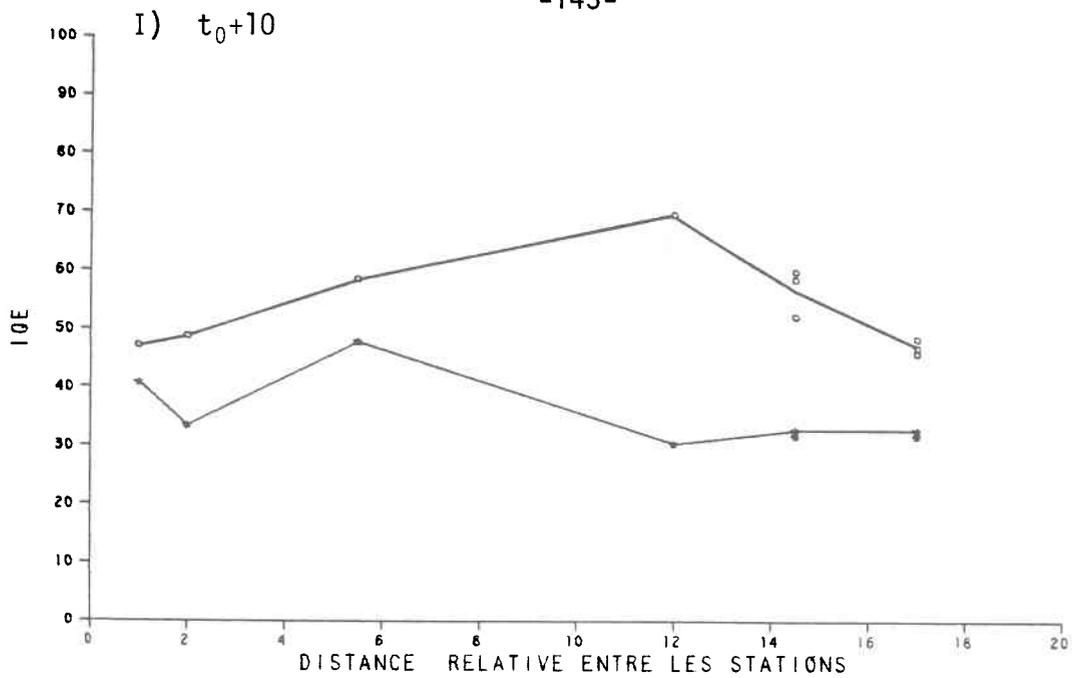


FIGURE 13 Variation spatiale de l'indice additif de la qualité de l'eau de l'indice de Provencher et Lamontagne à différents moments après le pic de l'hyétogramme.
(o : temps sec; * : orage)

des vecteurs de qualité des stations Dorchester et Samson de même que leur comportement synchrone appuient la notion d'équilibrage des charges de contaminants dans la zone de débordement avant que des changements de la qualité des eaux de ce secteur ne soient perceptibles. De plus, la stabilisation du niveau de qualité des eaux des stations Saint-Charles (amont), Dorchester et Samson à une mauvaise qualité, dénote un caractère de persistance de l'impact des phénomènes responsables de la contamination. Finalement, chacune des explications proposées à la section précédente pour décrire les variations temporelles plus rapides de la qualité des eaux, de la Saint-Charles ou de ses tributaires, sont compatibles avec les profils spatiaux obtenus.

En considérant le grand nombre de valeurs nulles de l'indice MULTIPLICATIF, on conclut que seulement trois profils spatiaux nécessitent une présentation. Ce sont les profils de temps sec et ceux de t_0+1 , t_0+22 . Vous retrouverez ces trois profils de qualité illustrés à la figure 14. Le profil de temps sec de la forme multiplicative possède la même forme générale que le profil spatial de temps sec de la forme additive. Ces valeurs ne sont que légèrement inférieures et les vecteurs de qualité aux stations situées aux extrêmes de la section de rivière étudiée varient d'une manière plus accentuée. Le profil spatial à t_0+1 est entièrement nul (0) sur toute la longueur de la rivière Saint-Charles et indique une forte contamination générale du bassin inférieur (en aval du lac Saint-Charles) de la rivière Saint-Charles par des coliformes fécaux, provenant de débordement du réseau unitaire. Quant au profil de t_0+22 , celui-ci s'approche sensiblement du profil de temps sec. L'ajustement est bon pour les stations situées aux

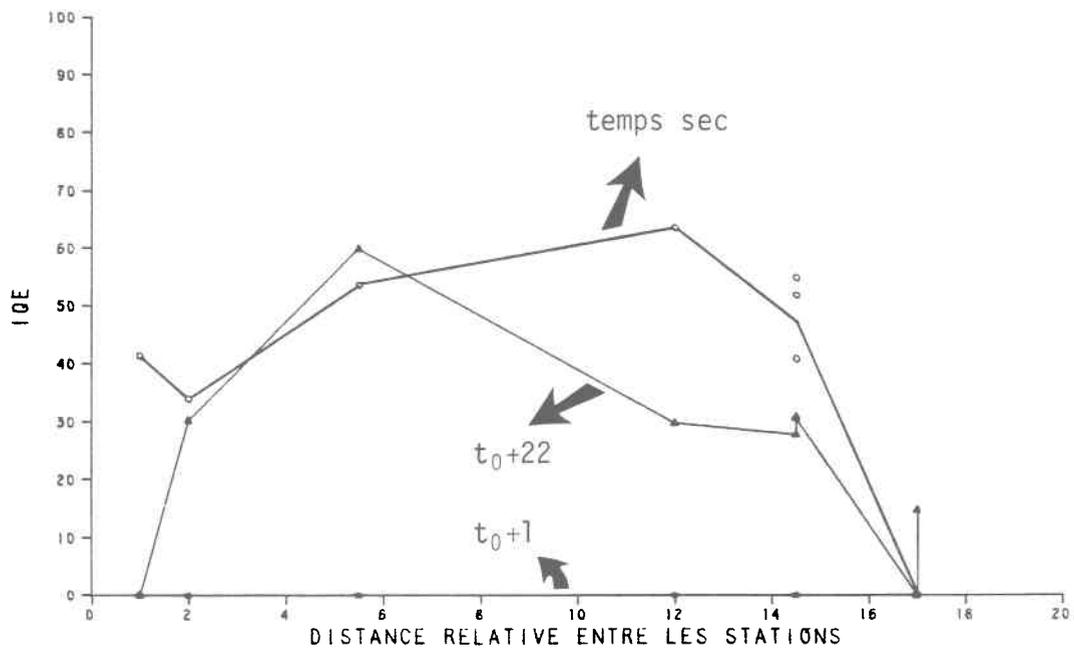


FIGURE 14 Variation spatiale de l'indice multiplicatif de la qualité de l'eau de l'indice de Provencher et Lamontagne à différents moments après le pic de l'hyétogramme.
(o : temps sec; ▲ : orage)

embouchures des rivières Lorette et du Berger. Les stations Saint-Charles (amont), pont Scott et Dorchester accusent un écart significatif (jusqu'à 30) avec le niveau de qualité de temps sec. Enfin, on constate que la récupération d'un niveau de qualité comparable à celui de temps sec n'a pas été atteint en deçà d'une période de 22 heures après le pic des précipitations. La phase de récupération de la zone de débordement semble s'amorcer seulement pour les stations pont Scott et pont Dorchester, à t_0+22 . On peut donc formuler l'hypothèse que la récupération d'un niveau de qualité comparable à celui de temps sec, très différent d'un niveau de qualité permettant la pratique de l'usage récréatif à cet endroit, nécessite une période de temps supérieure à 24 heures après une pluie.

B) Indice d'Ibbotson

Le profil spatial de temps sec de l'indice d'Ibbotson possède une forme générale qui s'apparente plutôt au profil de la forme multiplicative de l'IQE de Provencher et Lamontagne. La position relative du niveau de qualité de chaque station par rapport aux autres coïncide bien, sauf la station pont Scott qui descend au niveau correspondant à la qualité de la section amont de la rivière Saint-Charles. De plus, la station pont Samson a augmenté son propre niveau de qualité au même niveau que les deux stations précédentes. Ces légères variations du profil de temps sec sont attribuables à l'utilisation de huit paramètres pour le calcul du SIU d'Ibbotson, contrairement à quatre pour l'IQE de Provencher et Lamontagne, qui tantôt rehausse le niveau de qualité de l'eau pour une station alors qu'à une autre station cette pratique diminue l'évaluation de la qualité.

Voici la description générale des profils spatiaux du SIU d'Ibbotson pour un épisode de pluie de 20 mm. Trois profils spatiaux représentatifs sont présentés aux figures 15 (A à C), les autres figurant en annexe V. Une heure après le pic de l'hyétoGramme, le profil spatial obtenu est plat (figure 15A). On peut donc considérer le niveau de qualité comme homogène sur le tronçon de rivière étudiée et se retrouve sous le niveau de qualité de temps sec. Pendant les deux heures suivantes, on ne perçoit que de très faibles (environ 0.020) variations de la qualité d'un tributaire: la rivière Lorette. De t_0+4 à t_0+7 , on assiste à une petite chute généralisée des SIU d'Ibbotson de tout le bassin (figure 15B). Durant cette chute, l'écart grandit entre le profil de temps sec et le profil d'averse d'une façon bien marquée (jusqu'à 0.270 unité). Ce sont les stations en aval de l'embouchure de la rivière du Berger qui montrent les plus grandes différences. On remarque aussi, pendant cette période, des variations de faible ordre de grandeur de la qualité des eaux des tributaires et la stabilisation du SIU d'Ibbotson à une valeur uniforme (environ 0.240) sur presque toute la rivière Saint-Charles.

Les profils spatiaux de t_0+8 à t_0+10 sont identiques, mises à part quelques légères variations des vecteurs de qualité de la rivière du Berger. Le niveau du SIU d'Ibbotson est stable (0.230) pour les rivières Lorette, du Berger et Saint-Charles (secteur aval). L'écart entre le profil spatial de temps sec et d'averse est constant depuis t_0+7 . Enfin, à t_0+22 , on assiste à une remontée générale de l'indice et le profil obtenu amorce une convergence vers le profil de temps sec (figure 15C). Pour les stations du Berger, Dorchester et Samson, l'écart entre les vecteurs de temps sec et

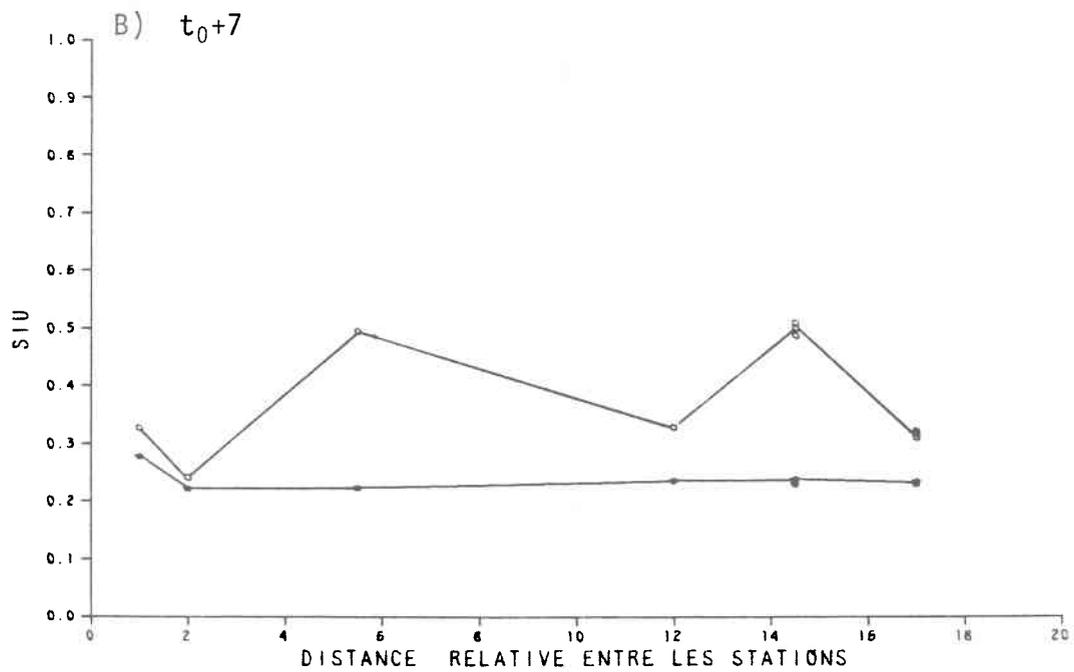
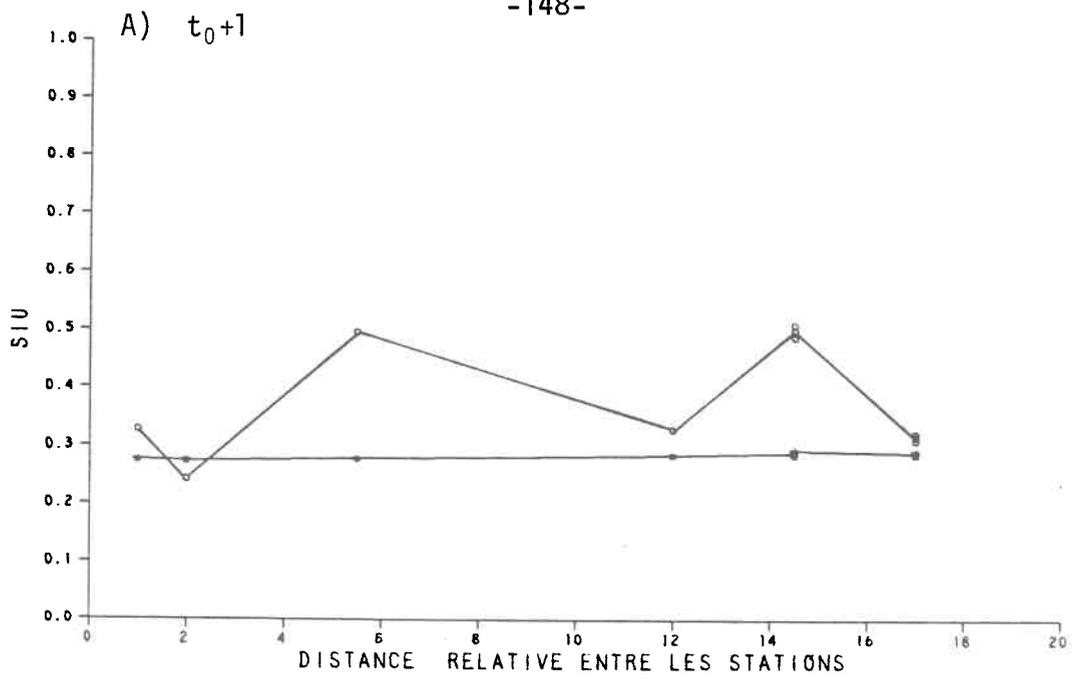


FIGURE 15 Variation spatiale de l'indice de qualité de l'eau d'Ibbotson à différents moments après le pic de l'hyétogramme.
(o : temps sec; * : orage)

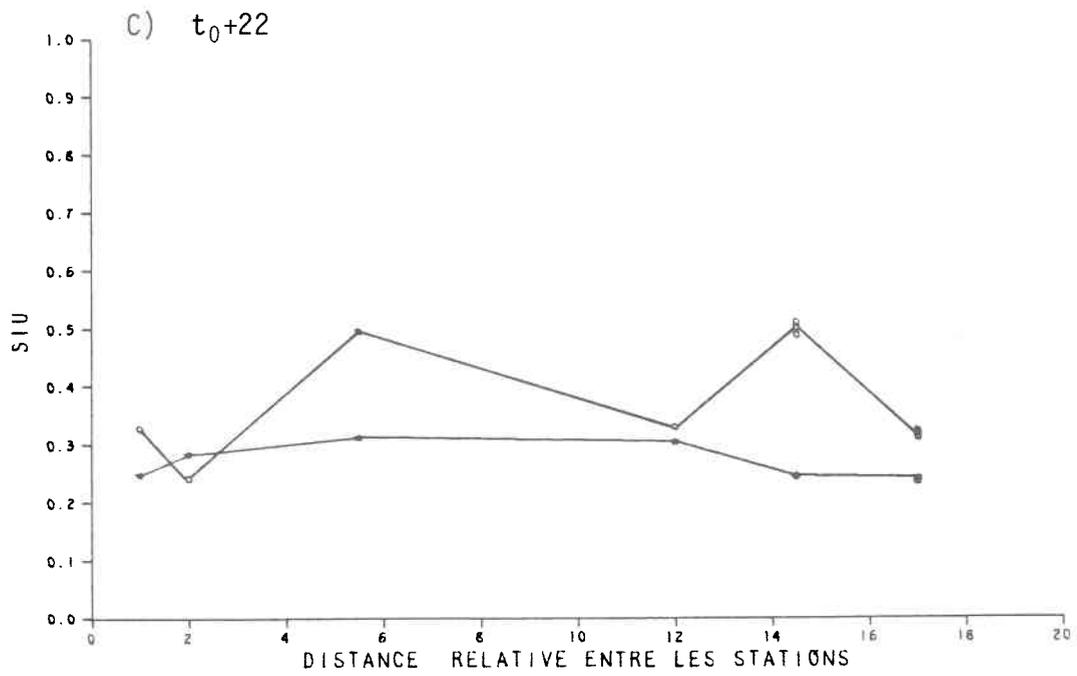


FIGURE 15 Variation spatiale de l'indice de qualité de l'eau d'Ibbotson à différents moments après le pic de l'hyétogramme.
(o : temps sec; * : orage)

d'averse est important (maximum aux environs de 0.25) et semble stagner pour le secteur à l'intérieur de la zone de débordement.

Globalement, à l'exception de quelques particularités, le comportement des profils spatiaux de l'indice d'Ibbotson est similaire à celui des profils de l'indice de Lamontagne et Provencher. Conséquemment, les résultats obtenus par l'application de l'indice d'Ibbotson confirment les interprétations développées pour expliquer les résultats obtenus par l'indice de qualité des eaux de Provencher et Lamontagne.

4.3 COMPARAISON DES INDICES

Maintenant qu'une analyse approfondie des résultats expérimentaux a été complétée, on peut alors procéder à une étude comparative des indices de qualité appliqués dans le cadre de cette recherche. À l'intérieur de cette section, deux comparaisons ont été effectuées, soit la forme additive en fonction de la forme multiplicative de l'indice de Provencher et Lamontagne, indice d'Ibbotson en fonction de la forme additive de l'indice de Provencher et Lamontagne.

La confrontation des résultats bruts des deux formes de l'indice de Provencher et Lamontagne, déjà mentionnée dans les commentaires généraux du présent chapitre, démontre que la technique de compilation multiplicative génère des évaluations de la qualité des eaux plus sévères que celles de la technique additive. L'étude détaillée des profils spatio-temporels des deux formes de l'IQE abonde dans le même sens. De plus, elle dénote une sensibi-

lité accrue de la forme multiplicative aux fluctuations des paramètres (actifs) de la qualité de l'eau. Cependant, comme les fonctions de transformation de la qualité peuvent attribuer des cotes de qualité qui sont nulles au-dessus d'une certaine concentration, cette sensibilité accrue de la technique multiplicative se transforme en une insensibilité systématique de l'indice dans le champ d'application des eaux de débordement du réseau unitaire. En conséquence à ce handicap spécifique à la forme multiplicative, on comprend pourquoi la forme additive de l'indice de Provencher a été l'indice de qualité de l'eau le plus performant de cette étude et ce malgré une sensibilité intermédiaire. Malgré tout, nous avançons que la technique de compilation multiplicative (pondérée) est le meilleur détecteur de fluctuations de la qualité des eaux pour discerner l'impact de la pollution diffuse urbaine sur un cours d'eau.

La comparaison entre les indices d'Ibbotson et de Provencher et Lamontagne (forme additive) n'est pas bornée uniquement à la confrontation des résultats bruts (vecteurs de qualité), mais aussi à une confrontation des structures et des concepts de base de chacun des indices. Suite à l'application de ces indices, on conclut que l'indice d'Ibbotson est le système d'évaluation de la qualité de l'eau qui a été le moins sensible aux variations des paramètres actifs et le moins performant à la détection des impacts de la pollution diffuse urbaine sur la rivière Saint-Charles. Des causes comme le nombre élevé de paramètres nécessaires au calcul de l'indice (Ibbotson → 8 paramètres; Provencher et Lamontagne → 4 paramètres) ou la technique de compilation inédite des sous-indices spécifiques à un usage peuvent être évoquées pour expliquer la faible sensibilité de cet indice.

Par conséquent, nous croyons que l'indice d'Ibbotson est l'indice le moins adapté aux conditions d'application que nous ayons employé. Cependant, les résultats obtenus ont permis quand même la mise en évidence de l'impact de la pollution diffuse urbaine sur la qualité des eaux de la rivière Saint-Charles et ils permettent de confirmer les résultats obtenus avec l'indice de Provencher et Lamontagne.

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Les objectifs généraux d'un programme d'assainissement sont de rejeter le moins possible de contaminants vers le milieu récepteur et de récupérer pour la population les usages d'un cours d'eau qui ont été perdus. L'assainissement des eaux usées urbaines, comme le traitement des eaux usées sanitaires et industrielles, procède présentement à la première phase d'un long et coûteux effort. Concrètement, les objectifs du programme ne pourront être atteints que si les quantités de contaminants transités dans le milieu sont inférieures à un seuil critique. Cependant, les seuls apports de la pollution diffuse urbaine suffisent à faire excéder ce seuil critique. De ce fait, l'importance de l'impact de la pollution diffuse urbaine n'est plus à démontrer et justifie l'amorce d'une seconde phase du programme d'assainissement: le contrôle des rejets de la pollution diffuse urbaine. C'est dans cette perspective d'assainissement des sources diffuses de pollution urbaine que cette thèse évalue numériquement l'impact de la pollution diffuse urbaine sur les eaux réceptrices en employant des indices de qualité de l'eau.

La réussite de cette tentative d'application des indices de qualité de l'eau sur la détection d'impacts de la pollution diffuse urbaine est riche en enseignements. Nous pouvons retenir des précédents chapitres les points suivants:

- 1- Les indices de Provencher et Lamontagne et d'Ibbotson démontrent qu'ils sont aptes, à différents degrés, à représenter la détérioration de la qualité des eaux de la rivière Saint-Charles causée par les apports de la pollution diffuse, urbaine ou agricole, à l'échelle du bassin.

- 2- L'ensemble des résultats présente des valeurs d'indice de qualité qui, dans la plupart des cas de crue d'orage, représentent une eau de mauvaise qualité, alors que dans les meilleures conditions (temps sec), les valeurs obtenues atteignent à peine le niveau permmissible de l'usage.
- 3- Globalement, la récupération de la qualité de la rivière Saint-Charles, à l'intérieur de la zone de débordement des réseaux unitaires, nécessite une période d'au moins 24 heures pour retrouver le niveau de temps sec qui est généralement sous la valeur critique autorisant l'usage.
- 4- Conséquemment, les indices de qualité montrent que la pratique de l'usage récréatif dans la zone des débordements est à proscrire durant les 24 heures suivant une averse autorisant le ruissellement de surface et le débordement des réseaux unitaires. De plus, la pratique de sports de contact dans le secteur du pont Samson (station #1) est à bannir en tout temps.
- 5- Un examen de la variabilité de l'indice en fonction des valeurs analytiques fournies permettent de différencier certains types de paramètres. Le paramètre le plus ACTIF, dans l'évaluation d'un indice, est la turbidité. Le paramètre le plus LIMITANT pour l'usage est le dénombrement des coliformes fécaux. Enfin, les paramètres jugés PASSIFS sont: la conductivité, le pH et les métaux.

6- La représentation graphique d'une séquence déterminée de valeurs d'indices est la forme de présentation des résultats la plus adéquate car elle offre la possibilité de comparer des valeurs absolues entre elles.

7- Les principales explications fournies pour commenter les fluctuations de qualité de la rivière Saint-Charles et de ses tributaires sont:

- la station amont de la rivière Saint-Charles (#9) subit les apports contaminants de la rivière Neilson, originant de la municipalité de Val-Bélair;
- la rivière Lorette (station #8) réagit rapidement (< 4 heures) au ruissellement agricole de son bassin, au débordement du réseau unitaire de la ville de l'Ancienne-Lorette et du ruissellement urbain de la ville de Sainte-Foy;
- la rivière du Berger (station #7) subit l'impact de trois secteurs de son bassin (les quartiers Duberger, Neufchâtel et Charlesbourg-Ouest) en vagues successives. Les sources de contamination sont le ruissellement urbain et les débordements du réseau unitaire de ces différents quartiers de la ville de Québec;
- la station pont Scott (#5), à la limite de la zone de débordement, reçoit les charges de contaminants provenant de deux importants émissaires pluviaux de la ville de Sainte-Foy et des débordements du réseau unitaire de la ville de Québec;

- les stations pont Dorchester (#3) et pont Samson (#1) subissent principalement l'impact des eaux usées des débordements du réseau unitaire de la ville de Québec.

- 8- L'ensemble de tous les profils spatio-temporels possède une grande similitude entre les profils correspondants de chacun des indices appliqués. Donc, les résultats obtenus par l'application de l'indice d'Ibbotson confirment les interprétations développées pour expliquer les résultats obtenus par l'indice de qualité de Provencher et Lamontagne.

- 9- La comparaison des résultats bruts de chacune des formes de l'indice de Provencher et Lamontagne démontre que l'indice multiplicatif pondéré génère des évaluations de la qualité des eaux plus sévères que celles de l'indice additif pondéré.

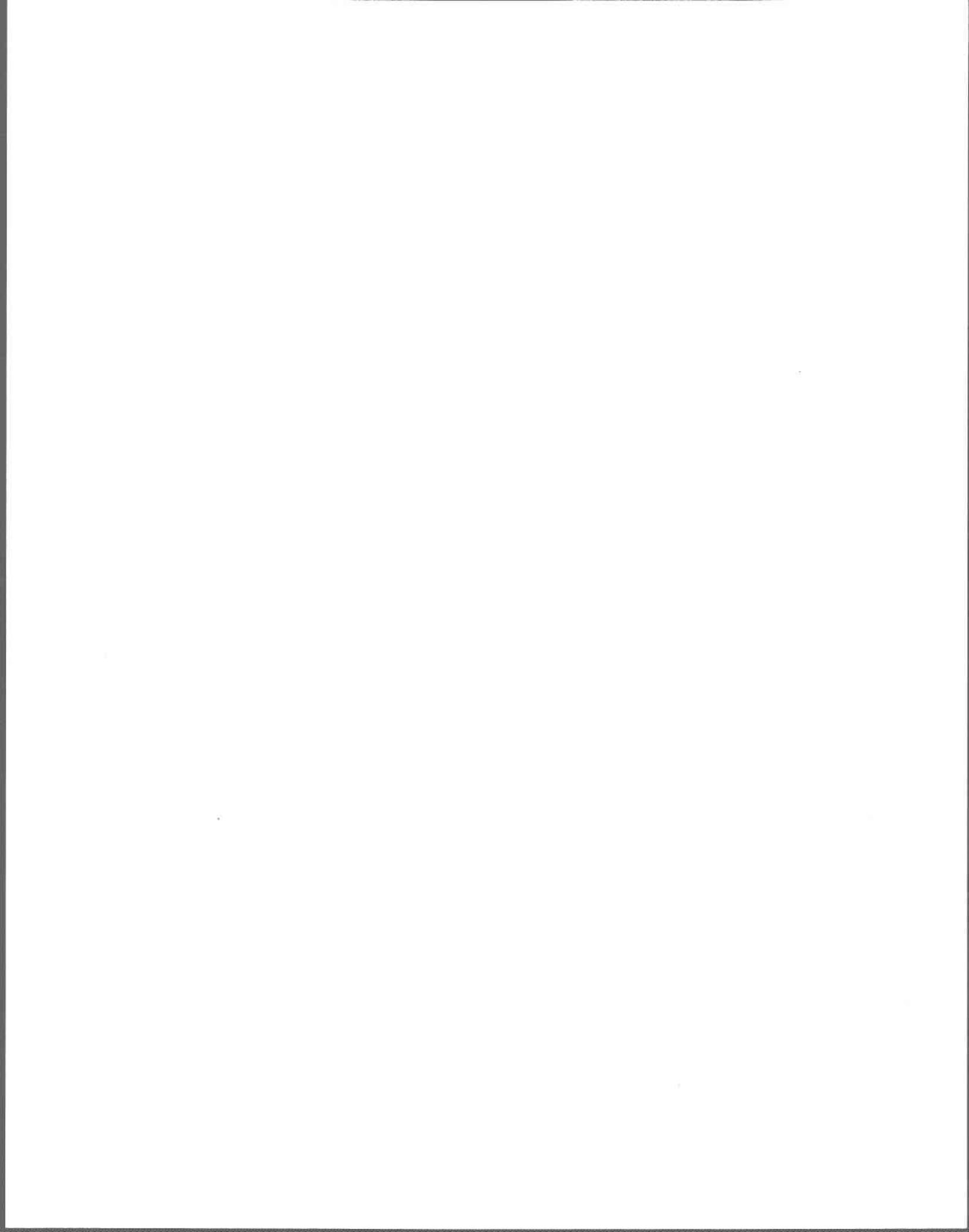
- 10- Pour l'indice de Provencher et Lamontagne, l'exercice d'application de la forme multiplicative de l'IQE met en évidence deux propriétés antagonistes qui produisent une insensibilisation systématique de l'indice. Ce sont: la sensibilité accrue de l'indice multiplicatif aux variations des paramètres actifs de la qualité des eaux et l'attribution potentielle d'une cote de qualité nulle lorsqu'une certaine concentration limite est dépassée. Cependant, nous considérons que la technique de compilation multiplicative pondérée est le meilleur détecteur de fluctuations de la qualité des eaux pour discerner l'impact de la pollution diffuse urbaine sur un cours d'eau récepteur.

- 11- La forme additive de l'IQE, proposée par Provencher et Lamontagne, a été l'indice de qualité de l'eau le plus performant malgré un niveau de sensibilité intermédiaire.
- 12- L'indice d'Ibbotson est le système d'évaluation de la qualité de l'eau qui a été le moins sensible aux variations des paramètres actifs et le moins performant à l'illustration des impacts de la pollution diffuse urbaine sur la rivière Saint-Charles.
- 13- Parmi les deux indices de qualité utilisés, l'indice d'Ibbotson est l'indice le moins adapté aux conditions particulières d'application de cette étude.

Suite à l'élaboration de cette série de conclusions, nous formulons les recommandations suivantes:

- il est impérieux de diminuer les quantités de contaminants rejetés dans la rivière Saint-Charles par l'intermédiaire des débordements de réseau unitaire, spécifiquement ceux de la ville de Québec et des émissaires pluviaux de la ville de Sainte-Foy;
- considérant que la revue de la littérature qui a été complétée n'a pas permis de répertorier l'indice idéal pour détecter les impacts sur les eaux réceptrices des eaux usées de la pollution diffuse urbaine, nous proposons comme objet d'un futur projet de recherche le développement d'un indice de qualité de l'eau pouvant assumer ce rôle de détection. Un tel indice devrait inclure:

- i) des paramètres de type:
- physico-chimiques, comme les matières en suspension (MES)
 - bactériologique, comme les coliformes fécaux
 - matières nutritives, comme l'azote total, le phosphore total (filtré et particulaire), la matière organique (DBO₅ ou DCO)
 - métaux traces, comme le Cr, Cu, Pb, Zn;
- ii) des fonctions de transformation de la qualité dont les cotes varient de 1 à 100 s'appuyant sur les normes canadiennes ou québécoises (Gouin et Malo, 1978) de la qualité du milieu aquatique;
- iii) un processus de pondération donnant de l'importance aux MES et aux concentrations de métaux traces;
- iv) une technique de compilation sévère et sensible aux fluctuations des paramètres: la multiplication pondérée (moyenne géométrique).



BIBLIOGRAPHIE

- APHA-AWWA-WPCF. (1976). Standard methods for the examination of water and wastewater. 14 Ed. Washington, D.C., United-States. Prepared by American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and the Water Pollution Control Federation (WPCF).
- BALL, R.O. and CHURCH, R.L. (1980). Water quality indexing and scoring. J. Environ. Eng. Div., ASCE, 106(EE4): 757-771, août.
- BÉRON, P., VALIQUETTE, L. et PATRY, G. (1979). Indices de la qualité des eaux du GREMU. École Polytechnique de Montréal, EP80, R, 11, Groupe de recherche sur l'eau en milieu urbain (GREMU), 79/03, décembre.
- BÉRON, P., VALIQUETTE, L. et PATRY, G. (1980). Un outil de gestion rationnel: l'indice de qualité des eaux. Association québécoise des techniques de l'eau, Congrès annuel, Québec, 5-8 mars.
- BÉRON, P., VALIQUETTE, L. et BRIÈRE, F. (1981). Proposition d'une grille de critères de qualité de l'eau en fonction de ses usages. Trib. Cebedeau, 447(34): 59-65, février.
- BÉRON, P., VALIQUETTE, L., PATRY, G. et BRIÈRE, F. (1982). Indices de qualité des eaux. Trib. Cebedeau, 467(35): 385-391.
- BROWN, R.M., McCLELLAND, N.I., DEININGER, R.A. and TOZER, R.G. (1970). A water quality index do we dare? Water and Sewage Works, October, p. 339-343.
- BROWN, R.M., McCLELLAND, N.I., DEININGER, R.A. and O'CONNOR, M.F. (1971). A water quality index crashing the psychological barrier. National Sanitation Foundation, Ann Arbor, Michigan, 5 p.
- BROWN, R.M., McCLELLAND, N.I., DEININGER, R.A. and LANDWEHR, M.J. (1973a). Validating the WQI. National Sanitation Foundation, Ann Arbor, Michigan, 41 p.

- BROWN, R.M., McCLELLAND, N.I. and DEININGER, R.A. (1973b). A water quality index for water quality management. National Sanitation Foundation, Ann Arbor, Michigan, 15 p.
- BROWN, R.M. and McCLELLAND, N.I. (1974). Up from chaos: the water quality index as an effective instrument in water quality management. National Sanitation Foundation, Ann Arbor, Michigan, 27 p.
- BURLINGTON, R.F. (1962). Quantitative biological assessment of pollution. J. Wat. Pollut. Control Fed., 34(2): 179-183.
- CAIRNS, J., Jr., ALBAUGH, D.W., BUSEY, F. and CHANAY, M.D. (1968). The sequential comparison index - A simplified method for non-biologists to estimate relative differences in biological diversity in stream pollution studies. J. Water Pollut. Control Fed., 40(9): 1607-1613.
- CAIRNS, J., Jr. and DICKSON, K.L. (1971). A simple method for the assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. J. Water Pollut. Control Fed., 43(5): 755-772.
- CLUIS, D., COUILLARD, D. and POTVIN, L. (1979). A square grid transport model relating land use exports to nutrient loads in rivers. Wat. Resour. Res., 15: 630-636.
- COSTON, N.V. (1974). Characterization and treatment of urban load runoff. Rapport de United States Environmental Protection Agency (USEPA), 670/2-74-096, 170 p.
- COUILLARD, D. (1981). The man-habitat system and multi-use projects: description and representation. Journal of Environmental Systems, 11(2): 175-186.
- COUILLARD, D. (1982a). Toxicité des eaux de ruissellement en milieu urbain. Wat. Res., 16: 1197-1205.

- COUILLARD, D. (1982b). Indices de qualité physico-chimiques de l'eau. Notes de cours pour l'unité 0208, INRS-Eau, Université du Québec, Québec.
- COUILLARD, D. (1983). Quality of life: the importance of man-environment relations and a tentative conceptual model. *Journal of Environmental Systems*, 12(2): 163-184.
- COUILLARD, D. and CLUIS, D. (1980a). Estimation of the downstream river water quality with a pollution land-use data bank. *Water Supply and Management*, 4: 263-268.
- COUILLARD, D. and CLUIS, D. (1980b). Generation of polluting loads within river basins. *Wat. Res.*, 14: 1621-1630.
- COUILLARD, D., DARTOIS, J., DEMARD, H., JAOUICH, A., JOLY, J.L. et MASCOLO, D. (1975). Réseau de collecte des eaux usées. Tome 2: acquisition et traitement des données. INRS-Eau, rapport scientifique no 60, Québec, 256 p.
- COUILLARD, D., CROTEAU, G. et COUTURE, P. (1979). Évaluation de la toxicité chronique des eaux de ruissellement urbain à l'aide d'un bioessai. Communication présentée au 15^e Symposium canadien de la recherche sur la pollution de l'eau. Université de Sherbrooke, 7 décembre.
- COTTINET, D., COUILLARD, D., DARTOIS, J., DEMARD, H. et MASCOLO, D. (1975). Réseaux de collecte des eaux usées. Tome 1: méthodologie. INRS-Eau, rapport scientifique no 59, Québec, 241 p.
- DeFILIPPI, J.A. and SHIH, C.S. (1971). Characteristics of separated storm and combined sewer flows. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 43(10): 2033-2058.
- DUNNETTE, D.A. (1979). A geographically variable water quality index used in Oregon. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 51(1): 53-61.

- ENVIRONNEMENT CANADA. (1980). Références sur la qualité des eaux; Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa, 100 p.
- FIELD, R. and STRUZESKI, E.J. (1972). Management and control of combined sewer overflows. J. Water Pollut. Control Fed., 44(7): 1393-1415.
- FRÉCHETTE, F. (1978). Comparaison des indices de qualité de l'eau. Mémoire de maîtrise, INRS-Eau, Université du Québec, 239 p.
- FRÉCHETTE, F. et CLUIS, D. (1983). Perspectives d'application des indices de qualité de l'eau. Eau du Québec, 16(1): 11-19.
- GHETTI, P.F. and BONAZZI, G. (1977). A comparison between various criteria for the interpretation of biological data in the analysis of the quality of running waters. Wat. Res., 11: 819-831.
- GOUIN, D. et MALO, D. (1978). Étude de la qualité générale de l'eau. Rapport technique no 11, Comité d'étude sur le fleuve St-Laurent, Service de la protection de l'environnement, Québec, 363 p.
- GREELEY, R.S., JOHNSON, A., ROWE, W.D. and TRUETT, J.B. Water quality indices. Report M72-54, MITRE Corporation, McLean, VA.
- HARKINS, R.D. (1974). An objective water quality index. J. Water Pollut. Control Fed., 46(3): 588-591.
- HEMAIN, J.C. (1980). Approche méthodologique pour l'étude de la pollution du ruissellement pluvial urbain. Thèse de docteur-ingénieur. Université des sciences et techniques du Languedoc. Sciences de l'eau. 138 p.

- HICKS, F.J. (1975). Biological effects of fish processing wastes on receiving waters. Environment Canada, Economic and Tech. Review EPS 3-WP-75-1. In: Seminar on fish Processing Plant Effluent Treatment and Guidelines, p. 71-94.
- HORTON, R.K. (1965). An index number system for rating water quality. J. Water Pollut. Control Fed., 37(3): 300-306.
- HOUSE, M. and ELLIS, J.B. (1980). Water quality indices: an additional management tool? Brighton, Prog. Wat. Tech., 13: 413-423.
- IBBOTSON, B.G. and ADAMS, B.J. (1976). Formulating and testing of a new water quality index. Water Pollution Research in Canada 1977 Proceedings, p. 102-120 (Publications: 77-03, University of Toronto).
- IBBOTSON, B.G. (1977). Formulation of new water quality index mechanisms. M.Sc. Thesis of the Department of Civil Engineering, University of Toronto, 131 p.
- INHABER, H. (1975). An approach to a water quality index for Canada. Wat. Res., 9: 821-833.
- INHABER, H. (1976). Indexing of water quality. American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, New York.
- INHABER, H. (1977). Indice national de la qualité de l'environnement au Canada. Environnement Canada, Ottawa, 151 p.
- KEILANI, W.M., PETERS, R.H. and REYNOLDS, P.J. (1974). A water quality economic index. Inland Water Directorate, Department of Environment, Ottawa, 37 p.
- LAVALLÉE, P. (1980). Les impacts sur les eaux réceptrices de la pollution diffuse urbaine. Mémoire de maîtrise, Université du Québec, INRS-Eau, 107 p.

- LAVALLÉE, P. (1983). Rapport technique sur la rivière Saint-Charles. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction assainissement des eaux, Étude du milieu aquatique, Québec, 24 p.
- LAVALLÉE, P. et BERNIER, G. (1980). Étude de l'influence des débordements du réseau unitaire de la ville de Québec sur la qualité de l'eau de la rivière Saint-Charles. Ministère de l'Environnement du Québec, Programme assainissement des eaux, Étude du milieu aquatique, Québec, 31 p.
- LEE, F.G., JONES, R.A. and RAST, W. (1981). Discussion - Index to evaluate lake restoration. J. Environ. Eng. Div., ASCE, 106(EE6): 1334-1336, décembre.
- LÉGARÉ, P. et O'NEILL, P. (1975). L'aménagement de la rivière Saint-Charles à Loretteville et au village huron. Mémoire de fin d'étude présenté au département de géographie de l'Université Laval, 153 p.
- LESSARD, P. (1981). Étude de la qualité des eaux issues des réseaux unitaires en temps de pluie. Mémoire de maîtrise, Université de Montréal, École Polytechnique, département génie civil, 135 p.
- MATHIEU, G., GENTES, P. et GAUTHIER, J.P. (1979). L'âge de nos lacs: méthode numérique et évaluation de l'état trophique des lacs. Direction générale des eaux, ministère des Richesses naturelles, Québec, 52 p.
- McCLELLAND, N.I. (1974). Water quality index application in the Kansas river basin. U.S. Environmental Protection Agency, Kansas City, MO, EPA-907/9-74-001, February.
- McCLELLAND, N.I., BROWN, R.M. and DEININGER, R.A. (1976). WQI enhancing appreciation of quality improvement. Presented at the 171st National Meeting of the American Chemical Society, New York, April 8.

- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. (1980). Ministère de l'Environnement: responsabilité et mandat. Québec, le 21 janvier.
- NAS. (1972). Water quality criteria 1972. Report of the Committee on Water Quality Criteria, National Academy of Sciences, Washington, D.C.
- OTT, W.R. (1978). Environmental indices theory and practice. Ann Arbor Science Publishers Ind., Ann Arbor, Michigan, 369 p.
- PADGETT, J.H. et STANDFORD, R.A. (1973). An industrial water pollution index. Water Resour. Bull., 9(2): 320-325.
- PINEAU, M. (1980). Application des techniques de modélisation au contrôle de la qualité de l'eau en rivière au Québec. Mémoire de maîtrise, INRS-Eau, Université du Québec, 155 p.
- PORCELLA, D.B., PETERSON, S.A. and LARSEN, D.P. (1980). Index to evaluate lake restoration. J. Environ. Eng. Div., ASCE, 106(EE6): 1151-1169, décembre.
- PRATI, L., PAVANELLO, R. and PESARIN, F. (1971). Assessment of surface water quality by a single index of pollution. Wat. Res., 5: 741-751.
- PROVENCHER, M. et LAMONTAGNE, M.P. (1977). Méthode de détermination d'un indice d'appréciation de la qualité des eaux selon différentes utilisations. Service de la qualité des eaux, ministère des Richesses naturelles, Québec, Q.E. 34, 225 p.
- RANCOURT, Y. (1967). La rivière Saint-Charles: Étude géographique. Mémoire présenté à l'Institut de géographie de l'Université Laval en vue de l'obtention de la licence en géographie. 55 p.
- RICHARD, F. (1978). Étude de l'importance relative des sources d'apports exogènes (bassin de la rivière Saint-Charles). Service de protection de l'environnement, Recherches et planification, Québec.

- ROSS, S.L. (1977). An index system for classifying river water quality. *Water Pollut. Control*, 76(1): 113-122.
- SARTOR, J.D. and BOYD, G.B. (1972). Water pollution aspects of street surface contaminants. U.S. Environmental Protection Agency, report no R2-72-081, 236 p.
- STEINHART, C.E., SCHIEROW, L.J. and SONZOGNI, W.C. (1982). An environmental quality index for the great lakes. *Water Resour. Bull.*, 18(6): 1025-1031, décembre.
- STONER, J.D. (1978). Water quality indices for specific water uses. U.S. Geological Survey, Reston, VA, circular no 770.
- SWARTZ, R.C., DEBEN, W.A. and McERLEAN, A.J. (1974). Comparison of species diversity and faunal homogeneity indices as criteria of change in biological communities. *Proceedings of Seminar on Methodology for Monitoring the Marine Environment*. EPA-600/4-74-004, p. 317-334.
- TRUETT, J.B., JOHNSON, A.C., ROWE, W.D., FEIGNER, K.D. and MANNING, L.J. (1975). Development of water quality management indices. *Water Resour. Bull.*, 2(3): 436-448.
- VALIQUETTE, L. et CROTEAU, G. (1983). Évaluation de la qualité des eaux de l'Archipel de Montréal en 1981-82. Direction des ouvrages hydrauliques, Service des études hydrauliques et écologiques, ministère de l'Environnement, Québec, 193 p.
- WALSKI, T.M. and PARKER, F.L. (1974). Consumers water quality index. *J. Environ. Eng. Div., ASCE*, p. 593-611.
- YU, J.K. and FOGEL, M.M. (1977). The development of a combined water quality index. 13th American Water Resources Conference, Tucson, Arizona.

ZAND, S.M. (1976). Indexes associated with information theory in water quality. J. Water Pollut. Control Fed., 48(8): 2026-2031.

ANNEXE I

RÉSULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES
ET BACTÉRIOLOGIQUES DES CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE,
EN PÉRIODE DE PLUIE ET EN TEMPS SEC, DE LAVALLÉE ET BERNIER (1980)

TABEAU I.1 Valeurs analytiques des paramètres mesurés lors de la campagne d'échantillonnage en temps sec (10-07-80).

PARAMETRE	STATIONS											
	1			2			3			4		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
CONDUCTIVITE	287,000	287,000	287,000	266,000	266,000	276,000	256,000	256,000	256,000	256,000	256,000	256,000
TURBIDITE	5,000	5,000	4,000	20,000	20,000	20,000	9,000	9,000	6,000	6,000	6,000	10,000
PH	7,100	7,200	7,300	7,300	7,300	7,300	7,500	7,500	7,500	7,500	7,500	7,500
MAT. EN SUSP.	13,000	13,000	13,000	-----	-----	-----	12,000	12,000	12,000	12,000	12,000	12,000
AZOTE AMM.	.390	.370	.300	.200	.210	.230	.180	.180	.180	.180	.180	.210
NO2=NO3	.360	.360	.330	.480	.480	.480	.460	.460	.440	.440	.440	.470
PHOS. TOT.	.060	.060	.060	.070	.020	.010	.030	.030	.020	.020	.020	.010
COLI.FECAUX	9999,000	8500,000	6300,000	5000,000	5400,000	6100,000	1250,000	1250,000	1500,000	1500,000	1500,000	2300,000

PARAMETRE	STATIONS											
	5			6			7			8		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
CONDUCTIVITE	256,000	256,000	256,000	246,000	246,000	246,000	1196,000	1196,000	142,000	142,000	142,000	142,000
TURBIDITE	6,000	6,000	7,000	5,000	6,000	5,000	6,000	6,000	3,000	3,000	3,000	3,000
PH	7,600	7,600	7,500	5,700	7,700	7,800	7,700	7,700	8,800	8,800	8,800	8,800
MAT. EN SUSP.	-----	-----	-----	10,000	-----	-----	-----	-----	5,000	5,000	5,000	5,000
AZOTE AMM.	.200	.220	.220	.080	.100	.060	.370	.370	.030	.030	.030	.030
NO2=NO3	.410	.410	.410	.490	.490	.490	.190	.190	.190	.190	.190	.190
PHOS. TOT.	.030	.030	.040	.060	.040	.020	.038	.038	.010	.010	.010	.010
COLI.FECAUX	1000,000	1000,000	1350,000	60,000	900,000	1300,000	2900,000	2900,000	1500,000	1500,000	1500,000	1500,000

TABLEAU 1.2 Valeurs analytiques des paramètres mesurés lors de la campagne d'échantillonnage en temps de pluie (23-07-80 au 25-07-80).

DATE, MOMENT (après le pic de l'hyéogramme)	STATIONS											
	1			2			3			4		
A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	
Conductivité (µS/cm)	7-23,T+10	287,000	298,000	223,000	234,000	234,000	234,000	266,000	255,000	277,000	277,000	248,000
	7-24,T+34	281,000	313,000	282,000	277,000	261,000	271,000	271,000	261,000	292,000	292,000	303,000
	7-25,T+58	297,000	297,000	297,000	297,000	267,000	287,000	287,000	287,000	287,000	277,000	256,000
Turbidité (UJ)	7-23,T+10	25,000	15,000	35,000	35,000	30,000	45,000	45,000	45,000	65,000	65,000	70,000
	7-24,T+34	30,000	20,000	25,000	25,000	25,000	20,000	20,000	20,000	15,000	15,000	15,000
	7-25,T+58	10,000	10,000	7,000	8,000	7,000	7,000	7,000	6,000	6,000	6,000	7,000
pH	7-23,T+10	7,100	7,200	7,600	7,700	7,700	7,600	7,600	7,600	7,700	7,700	7,600
	7-24,T+34	7,100	7,300	7,400	7,500	7,400	7,400	7,400	7,500	7,500	7,500	7,400
	7-25,T+58	7,200	7,300	7,200	7,400	7,400	7,300	7,300	7,400	7,300	7,300	7,300
NH ₄ (mg/l)	7-23,T+10	.580	.550	.240	.220	.240	.220	.220	.190	.170	.170	.130
	7-24,T+34	.240	.300	.200	.220	.200	.180	.180	.180	.160	.160	.130
	7-25,T+58	.210	.190	.240	.180	.170	.210	.210	.190	.220	.220	.210
NO ₂ -NO ₃ (mg/l)	7-23,T+10	.310	.310	.290	.380	.390	.480	.480	.460	.530	.530	.500
	7-24,T+34	.520	.600	.480	.540	.560	.520	.520	.520	.500	.500	.500
	7-25,T+58	.530	.520	.550	.470	.470	.470	.470	.470	.470	.470	.470
P _{tot.} (mg/l)	7-23,T+10	.020	.020	.020	.020	.020	.020	.020	.020	.030	.030	.020
	7-24,T+34	.030	.050	.030	.050	.050	.050	.050	.050	.040	.040	.030
	7-25,T+58	.070	.070	.080	.070	.070	.070	.070	.070	.060	.060	.050
Coliformes fécaux (org/100 ml)	7-23,T+10	1001,000	1001,000	1001,000	1001,000	1001,000	1001,000	1001,000	1001,000	1001,000	1001,000	1001,000
	7-24,T+34	8300,000	9999,000	9999,000	9999,000	9999,000	9999,000	9999,000	9999,000	7000,000	5500,000	8000,000
	7-25,T+58	2566,000	2600,000	2966,000	1750,000	1800,000	2800,000	2800,000	2100,000	3400,000	3433,000	2933,000

TABLEAU 1.2 Valeurs analytiques des paramètres mesurés lors de la campagne d'échantillonnage en temps de pluie (23-07-80 au 25-07-80).

	DATE, MOMENT (après le pic de l'hyétoGRAMME)	STATIONS				
		5	6	7	8	9
Conductivité (µS/cm)	7-23,T+10	287,000	287,000	330,000	426,000	160,000
	7-24,T+34	292,000	271,000	512,000	414,000	125,000
	7-25,T+58	246,000	236,000	563,000	481,000	118,000
Turbidité (U)	7-23,T+10	70,000	65,000	40,000	100,000	10,000
	7-24,T+34	20,000	15,000	15,000	20,000	3,000
	7-25,T+58	6,000	6,000	5,000	9,000	3,000
pH	7-23,T+10	7,700	7,700	7,800	7,700	7,900
	7-24,T+34	7,600	7,600	7,900	7,600	8,300
	7-25,T+58	7,600	7,100	7,900	7,600	8,400
NH ₄ (mg/l)	7-23,T+10	.130	.150	.070	.380	.050
	7-24,T+34	.060	.050	.030	.220	.020
	7-25,T+58	.050	.050	.050	.160	.020
NO ₂ -NO ₃ (mg/l)	7-23,T+10	.530	.580	.340	1,400	.330
	7-24,T+34	.500	.450	.370	1,470	.240
	7-25,T+58	.480	.470	.390	1,640	.210
P _{tot.} (mg/l)	7-23,T+10	.040	.060	.010	.240	.010
	7-24,T+34	.030	.020	.065	.200	.005
	7-25,T+58	.050	.050	.010	.110	.010
Coliformes fécaux (org/100 ml)	7-23,T+10	1001,000	1001,000	1001,000	1001,000	1001,000
	7-24,T+34	6000,000	3866,000	4700,000	9700,000	820,000
	7-25,T+58	2666,000	1950,000	4000,000	9999,000	900,000

TABLEAU I.3 Valeurs analytiques des paramètres mesurés lors de la campagne d'échantillonnage en temps de pluie (26-09-80).

HEURE REELLE, MOMENT (après le pic de l'hyéogramme)	STATIONS																					
	1			3			5			7			8			9			10			
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	
	Conductivité (µS/cm)																					
12:40 (T+1)	210.000	220.000	220.000	210.000	210.000	220.000	220.000	220.000	220.000	220.000	220.000	220.000	300.000	300.000	300.000	265.000	265.000	265.000	130.000	130.000	130.000	200.000
13:50 (T+2)	200.000	215.000	220.000	210.000	215.000	220.000	220.000	220.000	220.000	220.000	220.000	220.000	290.000	290.000	290.000	265.000	265.000	265.000	135.000	135.000	135.000	175.000
15:00 (T+3)	210.000	220.000	220.000	220.000	220.000	220.000	230.000	230.000	230.000	230.000	230.000	230.000	275.000	275.000	275.000	250.000	250.000	250.000	130.000	130.000	130.000	150.000
16:05 (T+4)	210.000	215.000	220.000	235.000	235.000	240.000	240.000	240.000	240.000	240.000	240.000	240.000	280.000	280.000	280.000	225.000	225.000	225.000	130.000	130.000	130.000	145.000
17:15 (T+5)	230.000	225.000	230.000	230.000	230.000	230.000	250.000	250.000	250.000	250.000	250.000	250.000	300.000	300.000	300.000	200.000	200.000	200.000	130.000	130.000	130.000	145.000
18:25 (T+7)	220.000	230.000	220.000	220.000	220.000	240.000	240.000	240.000	240.000	240.000	240.000	240.000	295.000	295.000	295.000	200.000	200.000	200.000	120.000	120.000	120.000	140.000
19:45 (T+8)	230.000	245.000	230.000	210.000	210.000	225.000	225.000	225.000	225.000	225.000	225.000	225.000	305.000	305.000	305.000	205.000	205.000	205.000	115.000	115.000	115.000	150.000
21:00 (T+9)	245.000	250.000	250.000	215.000	215.000	230.000	230.000	230.000	230.000	230.000	230.000	230.000	305.000	305.000	305.000	215.000	215.000	215.000	115.000	115.000	115.000	150.000
22:15 (T+10)	250.000	235.000	240.000	195.000	195.000	205.000	205.000	205.000	205.000	205.000	205.000	205.000	310.000	310.000	310.000	220.000	220.000	220.000	115.000	115.000	115.000	155.000
10:00 (T+22)	215.000	220.000	215.000	170.000	175.000	185.000	185.000	185.000	185.000	185.000	185.000	185.000	330.000	330.000	330.000	285.000	285.000	285.000	100.000	100.000	100.000	170.000
	NH ₄ (mg/l)																					
12:40 (T+1)	.200	.200	.250	.150	.150	.200	.200	.200	.200	.200	.200	.200	.100	.100	.100	.300	.300	.300	.100	.100	.100	.250
13:50 (T+2)	.200	.200	.200	.200	.200	.200	.200	.200	.200	.200	.200	.200	.100	.100	.100	.350	.350	.350	.100	.100	.100	.300
15:00 (T+3)	.200	.200	.200	.150	.150	.200	.150	.150	.150	.150	.150	.150	.100	.100	.100	.350	.350	.350	.050	.050	.050	.250
16:05 (T+4)	.150	.150	.150	.200	.200	.200	.200	.200	.200	.200	.200	.200	.100	.100	.100	.300	.300	.300	.100	.100	.100	.200
17:15 (T+5)	.150	.150	.200	.200	.200	.200	.150	.150	.150	.150	.150	.150	.100	.100	.100	.300	.300	.300	.100	.100	.100	.250
18:25 (T+7)	.150	.150	.150	.150	.150	.150	.150	.150	.150	.150	.150	.150	.100	.100	.100	.250	.250	.250	.100	.100	.100	.200
19:45 (T+8)	.150	.150	.150	.150	.150	.150	.150	.150	.150	.150	.150	.150	.100	.100	.100	.250	.250	.250	.100	.100	.100	.200
21:00 (T+9)	.100	.100	.100	.200	.200	.200	.150	.150	.150	.150	.150	.150	.100	.100	.100	.250	.250	.250	.100	.100	.100	.250
22:15 (T+10)	.150	.150	.150	.200	.200	.200	.200	.200	.200	.200	.200	.200	.100	.100	.100	.250	.250	.250	.100	.100	.100	.200
10:00 (T+22)	.150	.150	.100	.100	.100	.100	.150	.150	.150	.150	.150	.150	.100	.100	.100	.300	.300	.300	.150	.150	.150	.150

TABLEAU I.3 Valeurs analytiques des paramètres mesurés lors de la campagne d'échantillonnage en temps de pluie (26-09-80).

HEURE REELLE, MOMENT (après le pic de l'hyétogramme)	STATIONS										
	A	B	C	A	B	C	5	7	8	9	10
	NO ₂ -NO ₃ (mg/l)										
12:40 (T+1)	.500	.350	.350	.350	.350	.400	.350	.350	.450	.200	.400
13:50 (T+2)	.350	.350	.350	.350	.350	.350	.350	.350	.500	.500	.300
15:00 (T+3)	.350	.400	.400	.350	.350	.400	.300	.350	.450	.200	.250
16:05 (T+4)	.400	.400	.450	.350	.350	.350	.300	.300	.450	.200	.200
17:15 (T+5)	.350	.350	.400	.300	.350	.350	.300	.250	.350	.150	.200
18:25 (T+7)	.400	.400	.450	.300	.300	.300	.300	.300	.350	.200	.200
19:45 (T+8)	.400	.250	.350	.300	.300	.300	.300	.300	.350	.200	.200
21:00 (T+9)	.300	.300	.400	.350	.300	.300	.300	.350	.400	.250	.300
22:15 (T+10)	.400	.400	.350	.250	.250	.250	.250	.300	.350	.150	.200
10:00 (T+22)	.250	.250	.300	.300	.300	.250	.250	.350	.450	.150	.150
	Coliformes fécaux (org/100 ml)										
12:40 (T+1)	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	4500.000	5000.000
13:50 (T+2)	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000
15:00 (T+3)	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000
16:05 (T+4)	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000
17:15 (T+5)	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000
18:25 (T+7)	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	1350.000	2200.000	5000.000	5000.000	5000.000
19:45 (T+8)	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	700.000	5000.000	5000.000	5000.000
21:00 (T+9)	2900.000	4750.000	5000.000	1050.000	5000.000	5000.000	4750.000	4450.000	5000.000	5000.000	5000.000
22:15 (T+10)	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000	900.000	5000.000	5000.000	5000.000	5000.000
10:00 (T+22)	4450.000	5000.000	5000.000	2450.000	2400.000	2750.000	3300.000	520.000	3250.000	5000.000	1600.000

TABLEAU I.3 Valeurs analytiques des paramètres mesurés lors de la campagne d'échantillonnage en temps de pluie (26-09-80).

HEURE REELLE, MOMENT (après le pic de l'hyétogramme)	STATIONS											
	A	I B	C	A	J B	C	5	7	8	9	10	
	P _{inor.} (soluble)											
12:40 (T+1)	.033	.036	.048	.045	.048	.039	.042	----	----	----	.030	----
13:50 (T+2)	.036	.030	.042	.051	.051	.045	.048	----	----	----	.023	----
15:00 (T+3)	.033	.033	.039	.042	.042	.039	.039	----	----	----	.018	----
16:05 (T+4)	.042	.039	.042	.048	.057	.036	.036	----	----	----	.023	----
17:15 (T+5)	.039	.038	.036	.038	.033	.039	.042	----	----	----	.023	----
18:25 (T+7)	.039	.036	.036	.039	.039	.039	.051	----	----	----	.039	----
19:45 (T+8)	.045	.012	.012	.039	.039	.042	.051	----	----	----	.021	----
21:00 (T+9)	.009	.006	.006	.039	.042	.042	.051	.015	.102	.102	.024	.087
22:15 (T+10)	.048	.045	.045	.051	.057	.051	.015	.015	.105	.105	.024	.081
10:00 (T+22)	.027	.018	.027	.030	.030	.030	.027	.006	.108	.108	.033	.042
	P _{tot.} (soluble)											
12:40 (T+1)	.033	.042	.057	.057	.057	.045	.051	.027	.090	.090	.036	.138
13:50 (T+2)	.033	.033	.051	.063	.051	.045	.051	.030	.102	.102	.027	.150
15:00 (T+3)	.045	.042	.045	.054	.045	.042	.039	.027	.108	.108	.027	.117
16:05 (T+4)	.039	.042	.042	.048	.057	.039	.039	.027	.114	.114	.030	.105
17:15 (T+5)	.048	.048	.042	.048	.042	.042	.045	.027	.105	.105	.027	.099
18:25 (T+7)	.039	.036	.042	.039	.039	.042	.051	.024	.096	.096	.039	.102
19:45 (T+8)	.048	.021	.021	.042	.045	.045	.054	.024	.099	.099	.024	.093
21:00 (T+9)	.027	.021	.042	.081	.081	.078	.090	.051	.138	.138	.044	.129
22:15 (T+10)	.063	.060	.057	.063	.072	.060	.024	.024	.114	.114	.027	.093
10:00 (T+22)	.033	.027	.033	.033	.036	.036	.036	.015	.099	.099	.033	.051

TABLEAU I.3 Valeurs analytiques des paramètres mesurés lors de la campagne d'échantillonnage en temps de pluie (26-09-80).

STATIONS

HEURE REELLE, MOMENT (après le pic de l'hyetogramme)	1		3		5		7		8		9		10	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
12:40 (T+1)	.363	.000	.660	.588	.660	.460	1.500	1.710	1.500	1.710	.535	.535	1.840	1.840
13:50 (T+2)	.455	.550	.515	.474	.515	.505	2.310	2.220	2.310	2.220	.720	.720	1.260	1.260
15:00 (T+3)	.552	.520	.515	.402	.515	.414	.630	.500	.630	.500	.930	.930	.930	.930
16:05 (T+4)	.320	.570	.453	.600	.453	.378	.438	.690	.438	.690	.192	.192	.750	.750
17:15 (T+5)	.600	.600	.600	.395	.600	.318	.355	.750	.355	.750	.310	.310	.570	.570
18:25 (T+7)	.300	.450	.410	.423	.410	.460	.335	----	.335	----	.305	.305	.297	.297
19:45 (T+8)	.393	.279	.426	.476	.426	.387	.840	1.140	.840	1.140	.303	.303	.303	.303
21:00 (T+9)	.474	.444	.660	.606	.660	.585	.690	.400	.690	.400	.207	.207	.600	.600
22:15 (T+10)	.720	.780	.750	.750	.750	.605	.372	.720	.372	.720	.350	.350	.540	.540
10:00 (T+22)	.453	.483	.267	.261	.267	.276	.345	.471	.345	.471	.235	.235	.336	.336

P_{inor.} (particulaire)

P_{tot.} (particulaire)

12:40 (T+1)	.870	1.020	1.380	.720	1.020	.720	1.560	3.120	1.560	3.120	1.170	1.170	3.240	3.240
13:50 (T+2)	1.100	.780	.750	.750	.750	.660	2.910	3.480	2.910	3.480	1.080	1.080	2.190	2.190
15:00 (T+3)	.930	.720	.720	.750	.930	.750	.630	.423	.630	.423	1.440	1.440	1.470	1.470
16:05 (T+4)	.810	----	.570	.600	.690	.690	.720	1.140	.720	1.140	.342	.342	1.050	1.050
17:15 (T+5)	.660	.780	.660	.630	.780	.552	.540	1.200	.720	1.200	.435	.435	.870	.870
18:25 (T+7)	.510	.720	.840	.840	.630	.840	1.140	----	.870	----	.525	.525	.738	.738
19:45 (T+8)	.540	.630	.750	.750	.600	.570	.960	1.410	.960	1.410	.425	.425	.570	.570
21:00 (T+9)	.840	.900	.900	1.110	1.080	.930	1.230	.660	.840	.660	.570	.570	.640	.640
22:15 (T+10)	.900	.960	.960	.750	1.020	.720	.462	.810	.462	.810	.500	.500	.870	.870
10:00 (T+22)	.630	.630	.590	.450	.450	.519	.393	.510	.393	.510	.405	.405	.468	.468

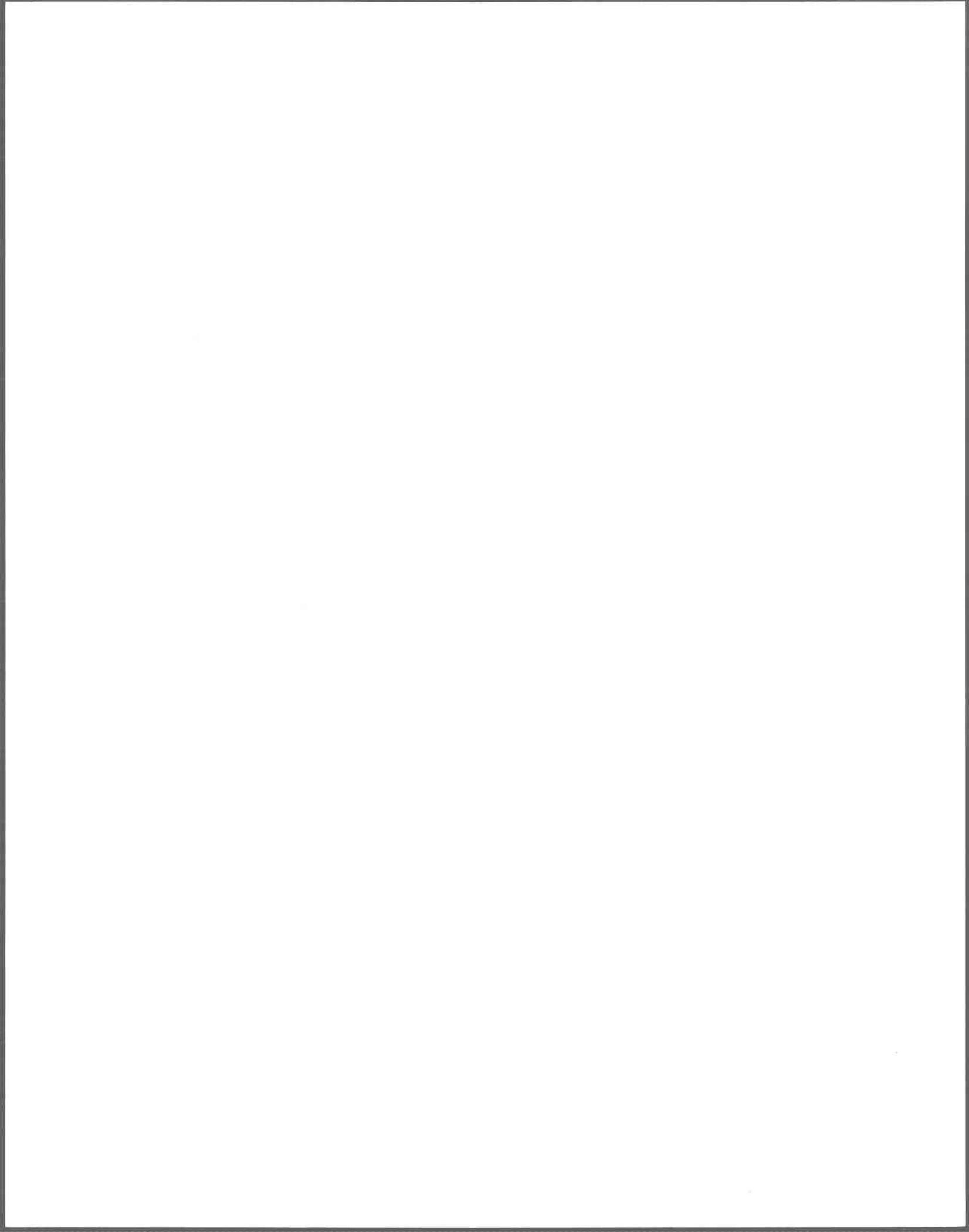
TABLEAU I.3 Valeurs analytiques des paramètres mesurés lors de la campagne d'échantillonnage en temps de pluie (26-09-80).

HEURE REELLE, MOMENT (après le pic de l'hyétogramme)	STATIONS										
	A	B	C	A	B	C	5	7	8	9	10
Cr											
12:40 (T+1)	.010	.008	.010	.014	.021	.012	.010	.017	.016	.006	.024
13:50 (T+2)	.007	.005	.009	.010	.010	.008	.009	.016	.020	.007	.022
15:00 (T+3)	.006	.006	.006	.005	.013	.007	.007	.011	.005	.016	.006
16:05 (T+4)	.007	.005	.005	.005	.005	.005	.005	.008	.010	.005	.014
17:15 (T+5)	.009	.005	.008	.009	.014	.017	.015	.010	.018	.011	.014
18:25 (T+7)	.019	.005	.006	.005	.006	.005	.008	.005	.016	.005	.009
19:45 (T+8)	.005	.005	.005	.007	.005	.010	.011	.014	.012	.005	.009
21:00 (T+9)	.046	.031	.026	.020	.016	.015	.018	.013	.023	.013	.015
22:15 (T+10)	.009	.011	.010	.009	.012	.008	.012	.007	.009	.010	.008
10:00 (T+22)	.005	.018	.013	.008	.010	.005	.013	.005	.007	.005	.011
Cu											
12:40 (T+1)	.010	.010	.015	.011	.010	.008	.009	.011	.012	.007	.012
13:50 (T+2)	.007	.007	.009	.012	.010	.010	.011	.011	.014	.006	.009
15:00 (T+3)	.007	.007	.007	.008	.007	.008	.010	.009	.006	.013	.007
16:05 (T+4)	.007	.008	.007	.008	.008	.008	.009	.007	.012	.006	.007
17:15 (T+5)	.009	.009	.007	.010	.008	.008	.009	.006	.010	.007	.007
18:25 (T+7)	.011	.009	.008	.007	.006	.008	.008	.006	.009	.005	.006
19:45 (T+8)	.007	.007	.007	.008	.006	.006	.010	.006	.009	.006	.005
21:00 (T+9)	.006	.006	.006	.008	.007	.007	.008	.006	.008	.009	.006
22:15 (T+10)	.007	.007	.008	.007	.007	.008	.007	.006	.008	.006	.007
10:00 (T+22)	.008	.005	.005	.005	.006	.007	.006	.005	.007	.007	.005

TABLEAU I.3 Valeurs analytiques des paramètres mesurés lors de la campagne d'échantillonnage en temps de pluie (26-09-80).

STATIONS

HEURE REELLE, MOMENT (après le pic de l'hyétogramme)	STATIONS										
	A	1 B	C	A	3 B	C	5	7	8	9	10
Zn											
12:40 (T+1)	.028	.029	.040	.044	.044	.033	.033	.055	.055	.021	.045
13:50 (T+2)	.020	.021	.032	.046	.043	.036	.046	.049	.054	.018	.040
15:00 (T+3)	.022	.024	.025	.032	.034	.039	.043	.045	.010	.055	.022
16:05 (T+4)	.025	.027	.019	.025	.031	.039	.033	.033	.043	.010	.026
17:15 (T+5)	.033	.026	.024	.031	.038	.040	.034	.034	.041	.018	.026
18:25 (T+7)	.040	.027	.034	.026	.028	.028	.033	.026	.040	.014	.021
19:45 (T+8)	.028	.021	.030	.028	.022	.029	.031	.031	.036	.017	.017
21:00 (T+9)	.024	.022	.020	.028	.019	.024	.031	.020	.033	.015	.018
22:15 (T+10)	.026	.027	.028	.024	.022	.022	.027	.022	.025	.017	.017
10:00 (T+22)	.018	.026	.023	.019	.020	.015	.023	.011	.025	.015	.021



ANNEXE II

MÉTHODE UTILISÉE POUR CONSTRUIRE LA FONCTION DE TRANSFORMATION
DES COLIFORMES FÉCAUX DE L'INDICE DE PROVENCHER ET LAMONTAGNE
POUR L'USAGE "RÉCRÉATION"

PROBLÈME

L'indice de Provencher et Lamontagne, pour l'usage de la récréation, utilise comme paramètre d'entrée le dénombrement des coliformes totaux. Cependant, la campagne d'échantillonnage choisie n'a mesuré que le paramètre bactériologique des coliformes fécaux. En conséquence, il n'y a donc pas de correspondance directe entre le dénombrement des coliformes fécaux et une cote particulière de qualité de l'eau car cette relation n'a pas été définie par les auteurs de l'IQE.

SOLUTION

Un autre indice canadien, l'indice d'Ibbotson (1977), dont la pertinence d'application est adéquate pour nos conditions, emploie ces deux paramètres (coliformes totaux et fécaux) pour le même usage: la récréation. En respectant l'avis des deux panels d'experts consultés pour l'élaboration de chacun des indices (Provencher et Lamontagne, Ibbotson), nous avons transposé de l'indice d'Ibbotson à l'indice de Provencher la différence de cote (Δ cote) de qualité entre les deux types de paramètres pour un dénombrement fixe de coliformes (cf. figures II.1 et II.2).

EXEMPLE

Indice d'Ibbotson: à 1 000 coliformes, la différence de cote de qualité est:

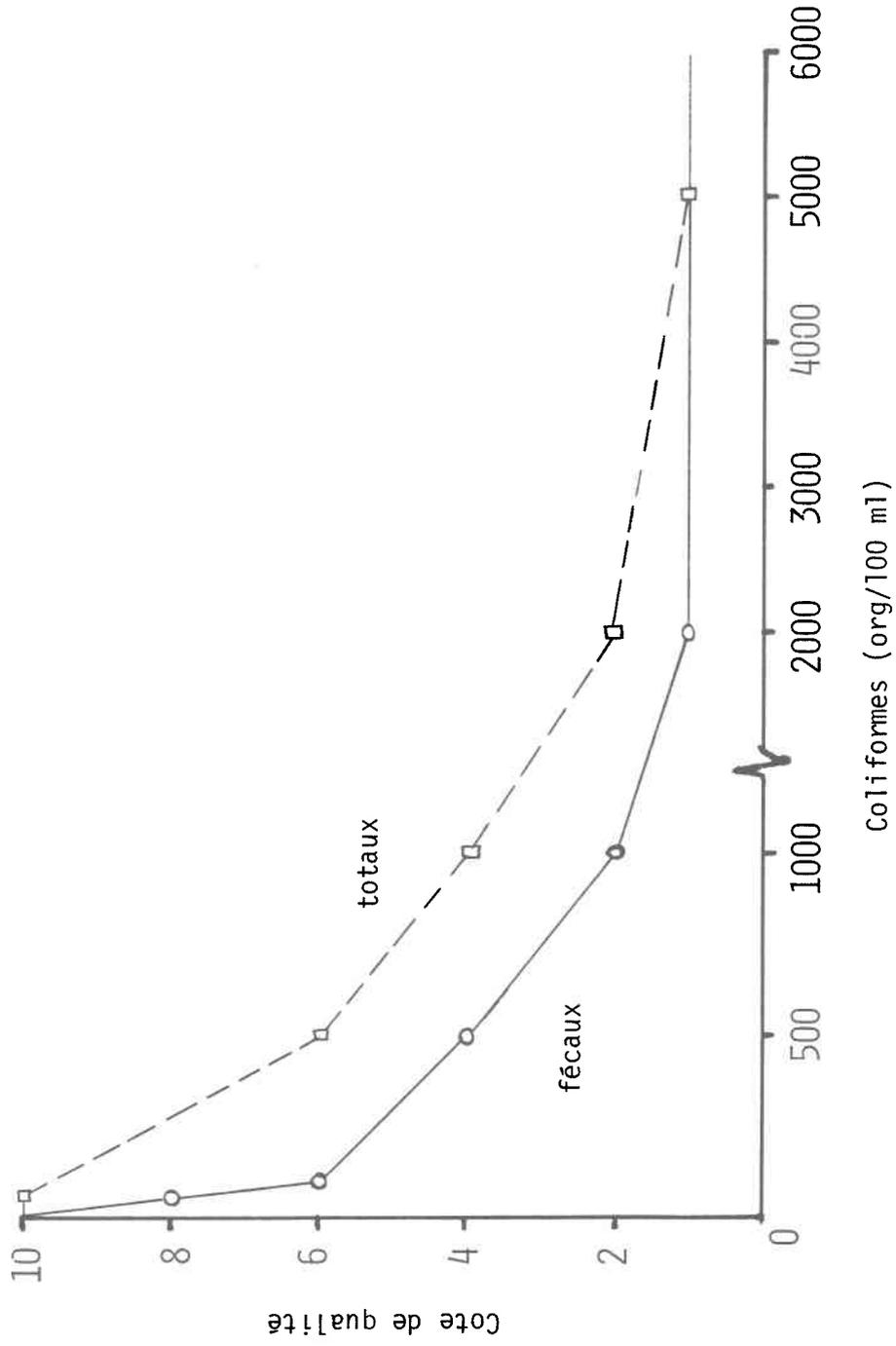


FIGURE II.1 Fonction de transformation des coliformes pour estimer le sous-indice de l'usage récréatif (sports de contact), indice d'Ibbotson.

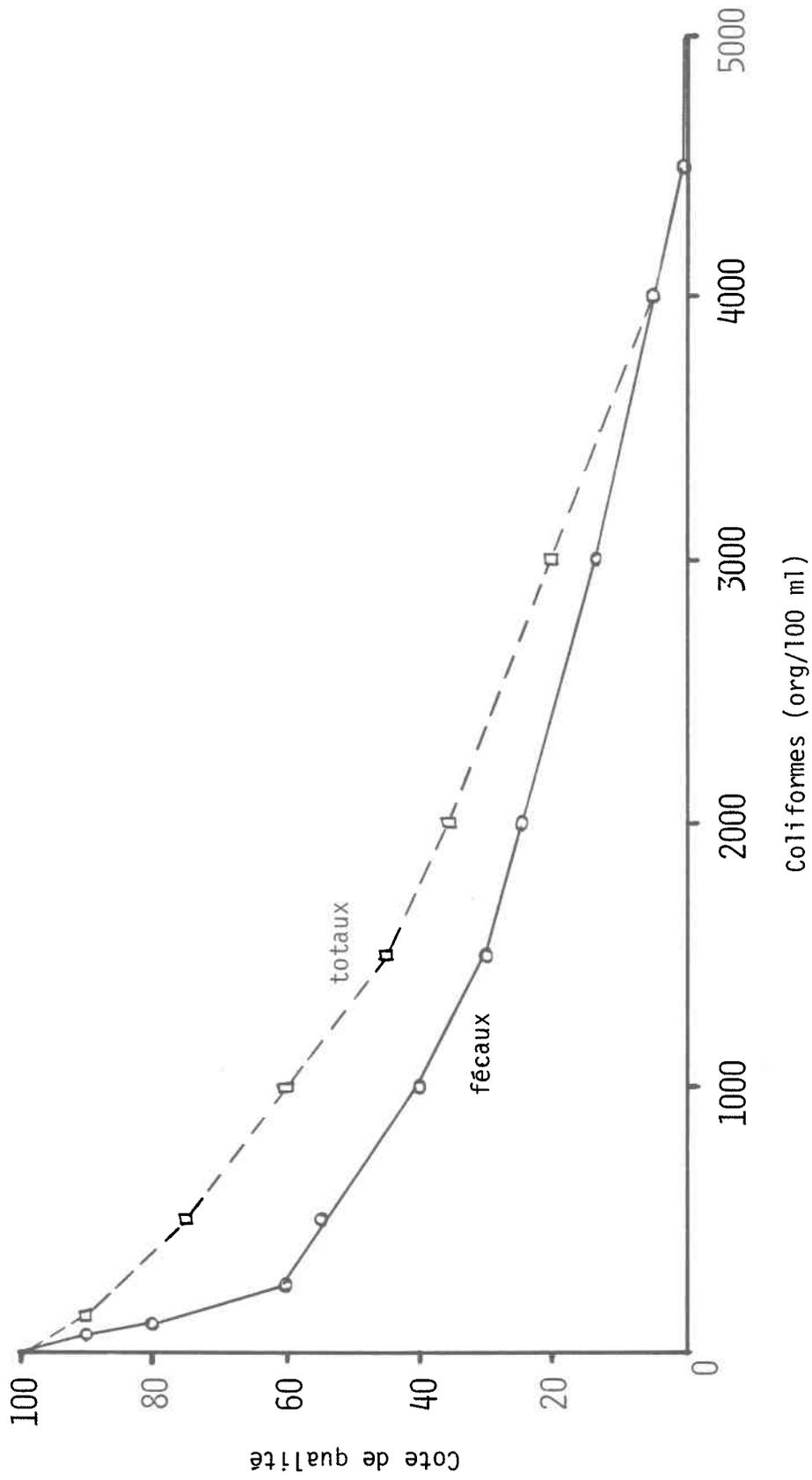


FIGURE II.2 Courbes des fonctions qualités des coliformes pour l'utilisation récréative, indice de Provencher et Lamontagne.

$$\begin{aligned}\Delta \text{ cote} &= \text{cote coli. totaux} - \text{cote coli. fécaux} \\ &= (4.0 - 2.0) \times 10 \\ &= 20\end{aligned}$$

Un coefficient de conversion, d'une valeur de dix, entre l'échelle des cotes de qualité d'Ibbotson et celle de Provencher et Lamontagne est nécessaire pour établir cette conversion.

Donc, pour l'indice de Provencher et Lamontagne:

comme à 100 coliformes fécaux on attribue une cote de qualité de 60 alors
cote coli. fécaux = ?

$$\begin{aligned}1000 \text{ coli. fécaux} &\rightarrow \text{cote coli. totaux} - \Delta \text{ cote Ibbotson} \\ &= 60 - 20 \\ &= 40\end{aligned}$$

On applique ce calcul sur l'intervalle de 100 à 3000 coliformes en effectuant une transition à chaque extrémité. Pour un dénombrement de coliformes fécaux > 4000, on respecte les conditions établies pour les coliformes totaux. Voici les résultats obtenus, grâce à cette conversion, pour la nouvelle fonction de transformation des coliformes fécaux de l'usage récréatif de l'indice de Provencher et Lamontagne.

Nombre de coliformes totaux (org/100 ml)	Nombre de coliformes fécaux (org/100 ml)	Cote de qualité
0	0	100
125	50	90
370	100	80
1000	250	60
-	500	55
1500	-	45
-	1000	40
2000	-	35
-	1500	30
-	2000	25
3000	-	20
-	3000	13
4000	4000	5
>4500	>4500	0

ANNEXE III

MÉTHODES DE CONVERSION DE CERTAINS PARAMÈTRES
POUR L'APPLICATION DU SOUS-INDICE DE L'USAGE
RÉCRÉATIF D'IBBOTSON

1) CONDUCTIVITÉ → SOLIDES DISSOUS TOTAUX

PROBLÈME

Nous recherchons une relation simple, applicable spécifiquement à la rivière Saint-Charles, entre les paramètres conductivité et solides dissous totaux (SDT).

SOLUTION

Grâce aux données recueillies lors d'une étude du Service de protection de l'environnement (Richard F., 1978) on peut évaluer par régression linéaire le niveau de relation qui existe entre ces deux paramètres pour cette rivière en particulier. De plus, le guide des paramètres de la qualité des eaux de la Direction générale des eaux intérieures (1980) donne la relation empirique suivante entre la conductivité spécifique et les solides dissous totaux:

$$\text{(approximativement) conductivité} \times 0.65 = \text{SDT}$$

Cette équation empirique a été d'abord testée sur les résultats analytiques de la campagne d'échantillonnage de 1978; puis, on a cherché à optimiser la valeur du coefficient de conversion à l'intérieur d'un intervalle acceptable (0.65 ± 0.05).

STATIONS	CONDUCTIVITÉ ¹ (μ S/cm)	SOLIDES DISSOUS ¹ TOTAUX, MESURES (SDT _M , mg/l)	SOLIDES DISSOUS TOTAUX, CALCULÉS (SDT _C , mg/l)	
			coefficients	
			0.65	0.60
<u>rivière Saint-Charles</u>				
Dupont	377	222	245	226
Dorchester	339	204	220	203
Marie de l'Incarnation	356	250	231	214
Scott	327	165	213	196
Hamel	300	186	195	180
Central	280	166	182	168
#4	142	92	92	85
#2	93	65	60	56
#1	63	48	41	38
<u>rivière Lorette</u>				
#11	124	81	81	74
#13	424	254	276	254
#14	426	269	277	256
#15	454	282	295	272
#16	539	326	350	323
<u>rivière du Berger</u>				
#17	282	175	183	169
#18	221	137	144	133

¹tiré de Richard (1978)

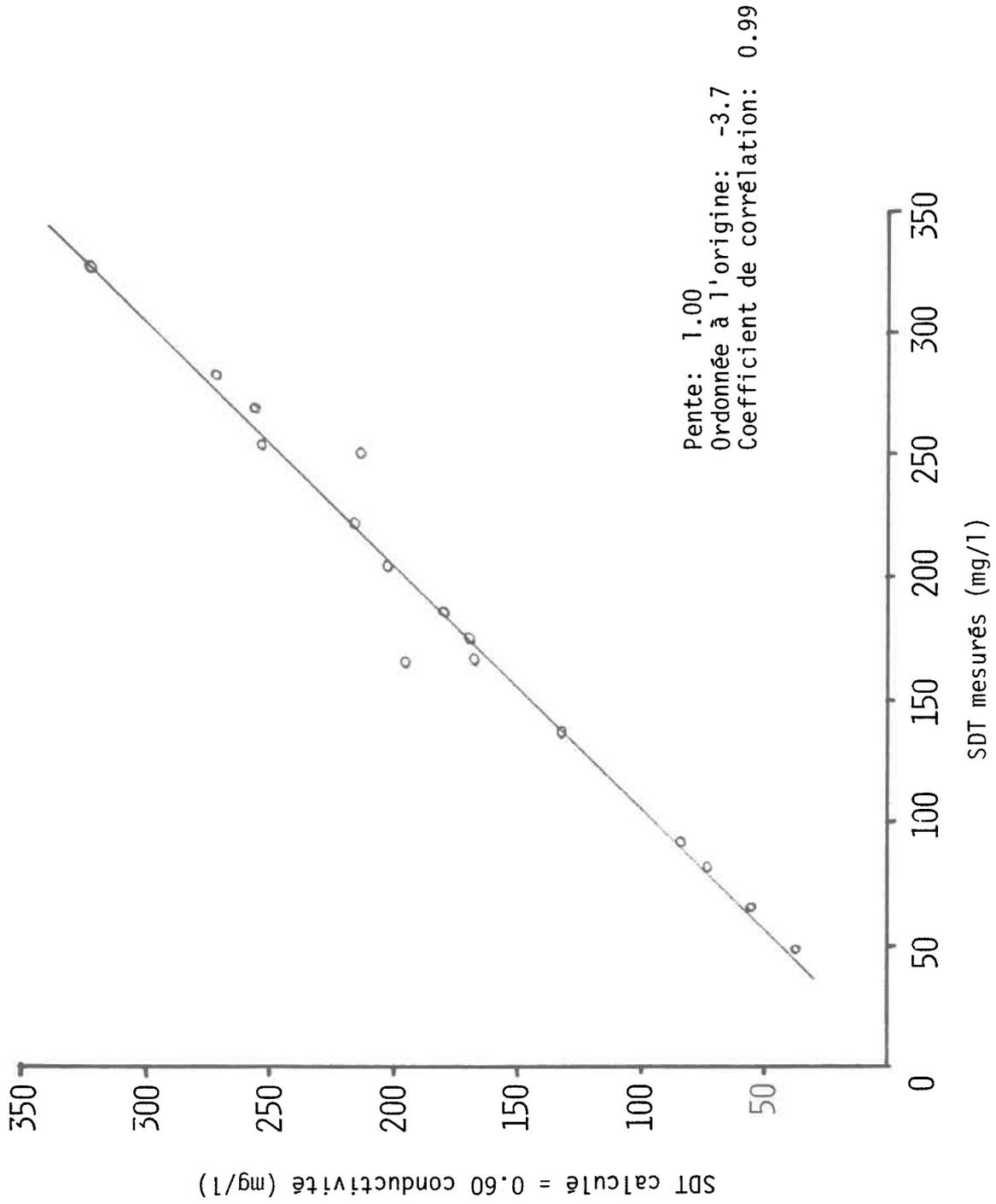


FIGURE III.1 Corrélation de la conductivité et des solides dissous totaux pour la rivière Saint-Charles (campagne été 1978).

Les régressions linéaires évaluées entre les 17 couples de valeurs de SDT calculées et des valeurs de SDT mesurées, pour deux coefficients de conversion sont:

VALEUR DU COEFFICIENT DE LA RELATION EMPIRIQUE	PENTE	ORDONNÉE À L'ORIGINE	COEFFICIENT DE CORRÉLATION
0.65	0.88	36.5	0.81
0.60	1.00	3.7	0.99

La meilleure relation linéaire est alors:

$$SDT_C = 1.00 SDT_M + 3.7$$

si

$$SDT_C = \text{conductivité} \times 0.60$$

On peut conclure, pour le cas spécifique de la rivière Saint-Charles, que la relation empirique

$$\text{conductivité} \times 0.60 = SDT$$

est acceptable comme évaluation de la quantité de solides dissous totaux des eaux de cette rivière.

2) AZOTE INORGANIQUE TOTALE → AZOTE TOTALE

PROBLÈME

On cherche à établir d'une façon spécifique pour la rivière Saint-Charles (tronçon en aval de l'embouchure de la rivière Lorette) la proportion de l'azote inorganique par rapport à l'azote totale.

SOLUTION

Grâce aux mesures réalisées pendant l'été 1978 (Richard F., 1978) on peut évaluer la somme des concentrations d'azote ammoniacale (NH_4^+), de nitrites (NO_2^-) et de nitrates (NO_3^-) puis la comparer à l'azote totale Kjeldahl. On définit la fraction de l'azote inorganique grâce au rapport R.

$$R = \frac{[\text{N}_{\text{Inorg.Tot.}}]}{[\text{N}_{\text{Tot.}}]} = \frac{[\text{NH}_4^+] + [\text{NO}_2^-] + [\text{NO}_3^-]}{[\text{N}_{\text{Tot.K}}] + [\text{NO}_2^-] + [\text{NO}_3^-]}$$

L'azote totale Kjeldahl évalue la concentration de toutes les formes d'azote organique ou inorganique, à l'exception des nitrites et nitrates. L'évaluation de l'azote totale nécessite donc la somme des concentrations de $\text{N}_{\text{Tot.K}}$ et des nitrites-nitrates.

Le tableau suivant présente l'ensemble des rapports R qui ont été évalués et donne la moyenne obtenue.

Stations	[NH ₄ ⁺] ¹ (mg/l)	[NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻] ¹ (mg/l)	N _{Inorg.tot.} (mg/l)	N _{Tot.K.} ¹ (mgN/l)	N _{Total} (mg/l)	R
<u>rivière Saint-Charles</u>						
Central	0.08	0.60	0.68	0.35	0.95	0.72
Hamel	0.15	0.59	0.74	0.51	1.10	0.67
Scott	0.13	0.60	0.73	0.39	0.99	0.74
Marie de l'Incarnation	0.13	0.68	0.81	0.39	1.07	0.76
Dorchester	0.36	0.46	0.82	0.63	1.09	0.75
Dupont	1.10	0.51	1.61	1.59	2.10	0.77
<u>rivière Lorette</u>						
#11	0.04	0.76	0.80	0.25	1.01	0.79
#12	9.00	0.21	9.21	10.09	10.30	0.89
#13	1.90	2.30	4.20	2.40	4.70	0.89
#14	0.63	2.90	3.53	2.60	5.50	0.64
#15	0.23	2.80	3.03	1.00	3.80	0.80
#16	0.55	2.30	2.85	1.10	3.40	0.84
<u>rivière Duberger</u>						
#17	0.05	0.16	0.21	0.19	0.35	0.60
R̄ = 0.76 ± 0.09						

¹ tiré de Richard (1978)

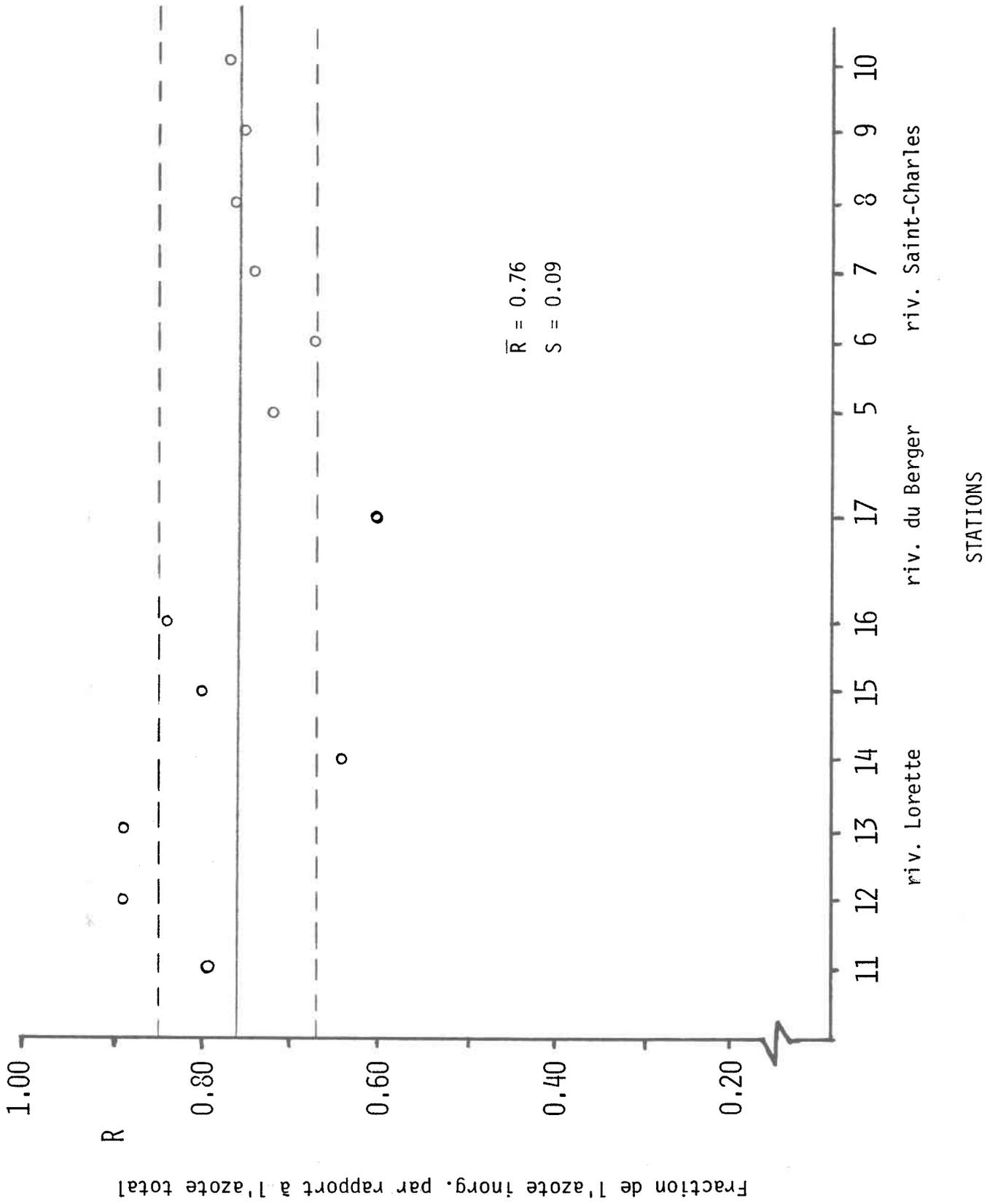


FIGURE III.2 Proportion de l'azote inorganique par rapport à l'azote total pour la rivière Saint-Charles.

En conséquence, on évalue la proportion de l'azote inorganique par rapport à l'azote totale (organique + inorganique) à environ:

$$R = \frac{[N_{\text{Inorg.Tot.}}]}{[N_{\text{Tot.}}]} \approx 0.75$$

donc

$$[N_{\text{Tot.}}] = 1.33 [N_{\text{Inorg.Tot.}}]$$

3) CONVERSION DU PHOSPHORE TOTALE

PROBLÈME

La fonction de transformation de la qualité se rapportant au phosphore total ($P_{\text{Tot.}}$) possède comme unité de concentration des $\text{mg-PO}_4/\text{l}$. Les mesures analytiques de la campagne d'échantillonnage de Lavallée et Bernier (1980) sont exprimés pour le $P_{\text{Tot.}}$ (particulaire ou soluble) en unités mg-P/l . Une conversion stoechiométrique s'impose afin d'utiliser les résultats bruts pour évaluer le sous-indice de l'usage récréatif d'Ibbotson.

SOLUTION

On a d'abord procédé à la somme des concentrations de phosphore total particulaire et soluble pour déterminer le paramètre intégrateur $P_{Tot.}$ Par la suite, on évalue le coefficient stoechiométrique en effectuant le rapport des masses moléculaires du phosphate (PO_4) et du phosphore (P).

Masses moléculaires: P = 31 U.M.A.

O = 16 U.M.A.

PO_4 = 95 U.M.A.

$$\text{rapport } \frac{PO_4}{P} = \frac{95 \text{ U.M.A.}}{31 \text{ U.M.A.}} = 3.06$$

donc

$$P_{Tot.} \text{ (mgP/l)} \times 3.06 \left(\frac{\text{U.M.A. } PO_4}{\text{U.M.A. } P} \right) = P_{Tot.} \text{ (mg} PO_4 \text{/l)}$$

ANNEXE IV

ÉNONCÉS COMPLETS, EN LANGAGE FORTRAN IV,
DES PROGRAMMES INDPRO ET INDIBB.

```
PROGRAM INDPRO (OUTPUT,TAPE1,TAPE2,TAPE10)
COMMON/COM1/COTET,COTETC
COMMON/COM2/COTPH,COTPHU
COMMON/COM3/COTTUR,UJ
COMMON/COM4/COFE,NPP
COMMON/COM5/MATPOU
DIMENSION IND1(4),REP11(4,3),REP12(4,3),REP13(4),REP14(4),REP15(4)
DIMENSION REP16(4),IQE(6)
REAL IQE3,IQE4,IQE5,IQE6
REAL COTET(11),COTETC(11),COTPH(11),COTPHU(11),IQE
REAL COTTUR(8),UJ(8),COFE(9),NPP(9),REP1(3),RFP2(3)
REAL ST1OR2(4,10,3),ST3OR2(4,10,3),ST5OR2(4,10)
REAL ST7OR2(4,10),ST8OR2(4,10),ST9OR2(4,10)
INTEGER DAT,HEURE,MATHEU(4,10),PARM,MATPAR(4),MATPOU(4)
1  FORMAT(11F5,1)
12  FORMAT(I2,I4,4I2)
15  FORMAT(/,1X,* INDICES DE QUALITE *,//,10(F8,3,1X))
5   FORMAT(1H1,1X,*STATION: *,I2,* HEURE: *,I4)
2   FORMAT(1X,I4,I4,I2,11(F6.1,1X),44X)
11  FORMAT(9F6,1)
23  FORMAT(/,1X,10(F8,3,1X))
    READ (1,1) (COTET(J),J=1,11)
    READ (1,1) (COTETC(J),J=1,11)
    READ (1,1) (COTPH(J),J=1,11)
    READ (1,1) (COTPHU(J),J=1,11)
    READ (1,1) (COTTUR(J),J=1,8)
    READ (1,1) (UJ(J),J=1,8)
    READ (1,1) (COFE(J),J=1,9)
    READ (1,11) (NPP(J),J=1,9)
    PONDTP=0.20
    PONDTR=0.20
    PONDPH=0.20
    PONDCE=0.40
    READ (1,12) ISTAT,IHEURE,(MATPAR(K),K=1,4)
    IND=1
    READ(10,2) DAT,HEURE,PARM,A1,B1,C1,A3,B3,C3,D,E,F,G
10  IF (HEURE.EQ.9999)GO TO 14
    MATPOU(IND)=PARM
    ICOND=PARM
    ICPT=1
20  IF ((ICOND.NE.PARM).OR.(HEURE.EQ.9999))GO TO 21
    MATHEU(IND,ICPT)=HEURE
    ST1OR2(IND,ICPT,1)=A1
    ST1OR2(IND,ICPT,2)=B1
    ST1OR2(IND,ICPT,3)=C1
    ST3OR2(IND,ICPT,1)=A3
    ST3OR2(IND,ICPT,2)=B3
    ST3OR2(IND,ICPT,3)=C3
    ST5OR2(IND,ICPT)=D
    ST7OR2(IND,ICPT)=E
    ST8OR2(IND,ICPT)=F
    ST9OR2(IND,ICPT)=G
    READ(10,2) DAT,HEURE,PARM,A1,R1,C1,A3,B3,C3,D,E,F,G
    ICPT=ICPT+1
    GO TO 20
```

```
21 CONTINUE
   IND=IND+1
   GO TO 10
14 CONTINUE
   IBOU=0
   M=1
40 IF (M,GT,4) GO TO 41
   IF (MATPAR(M),EQ,99) GO TO 43
   IBOU=IBOU+1
   GO TO 44
43 M=15
44 CONTINUE
   M=M+1
   GO TO 40
41 CONTINUE
   KK=1
   DO 100 J=1,IBOU
     JJ=1
60 IF (JJ,GT,4) GO TO 61
   IF (MATPOU(JJ),EQ,MATPAR(KK)) GO TO 62
   CONTINUE
   GO TO 63
62 IND1(KK)=JJ
   KK=KK+1
   JJ=15
63 CONTINUE
   JJ=JJ+1
   GO TO 60
61 CONTINUE
100 CONTINUE
   IF ((ISTAT,NE,0),AND,(IHEURE,NE,0)) GO TO 180
   IF (ISTAT,NE,0) GO TO 170
   IF (IHEURE,NE,0) GO TO 70
   CONTINUE
   GO TO 71
70 PRINT 5,ISTAT,IHEURE
   DO 90 IN=1,IBOU
     IL=1
80 IF (IL,GT,10) GO TO 81
   IF (MATHEU(IND1(IN),IL) .EQ. IHEURE) GO TO 82
   CONTINUE
   GO TO 83
82 ICPT1=IL
   IL=15
83 CONTINUE
   IL=IL+1
   GO TO 80
81 CONTINUE
   IF (MATPOU(IND1(IN)) .EQ.0) GO TO 200
   CONTINUE
   GO TO 201
200 DO 204 IX=1,3
     REP1(IX)=POLATO (ST1OR2(IND1(IN),ICPT1,IX))
     REP2(IX)=POLATO (ST3OR2(IND1(IN),ICPT1,IX))
     REP11(IN,IX)=REP1(IX)**0.2
```

```
REP12(IN,IX)=REP2(IX)**0.2
204 CONTINUE
REP3=POLAT0 (ST5OR2(IND1(IN),ICPT1))
REP4=POLAT0 (ST7OR2(IND1(IN),ICPT1))
REP5=POLAT0 (ST8OR2(IND1(IN),ICPT1))
REP6=POLAT0 (ST9OR2(IND1(IN),ICPT1))
REP13(IN)=REP3**0.2
REP14(IN)=REP4**0.2
REP15(IN)=REP5**0.2
REP16(IN)=REP6**0.2
201 CONTINUE
IF (MATPOU(IND1(IN)) .EQ.2) GO TO 300
CONTINUE
GO TO 301
300 DO 304 IX=1,3
REP1(IX)=POLAT3 (ST1OR2(IND1(IN),ICPT1,IX))
REP2(IX)=POLAT3 (ST3OR2(IND1(IN),ICPT1,IX))
REP11(IN,IX)=REP1(IX)**0.2
REP12(IN,IX)=REP2(IX)**0.2
304 CONTINUE
REP3=POLAT3 (ST5OR2(IND1(IN),ICPT1))
REP4=POLAT3 (ST7OR2(IND1(IN),ICPT1))
REP5=POLAT3 (ST8OR2(IND1(IN),ICPT1))
REP6=POLAT3 (ST9OR2(IND1(IN),ICPT1))
REP13(IN)=REP3**0.2
REP14(IN)=REP4**0.2
REP15(IN)=REP5**0.2
REP16(IN)=REP6**0.2
301 CONTINUE
IF (MATPOU(IND1(IN)) .EQ.3) GO TO 400
CONTINUE
GO TO 401
400 DO 404 IX=1,3
REP1(IX)=POLAT2 (ST1OR2(IND1(IN),ICPT1,IX))
REP2(IX)=POLAT2 (ST3OR2(IND1(IN),ICPT1,IX))
REP11(IN,IX)=REP1(IX)**0.2
REP12(IN,IX)=REP2(IX)**0.2
404 CONTINUE
REP3=POLAT2 (ST5OR2(IND1(IN),ICPT1))
REP4=POLAT2 (ST7OR2(IND1(IN),ICPT1))
REP5=POLAT2 (ST8OR2(IND1(IN),ICPT1))
REP6=POLAT2 (ST9OR2(IND1(IN),ICPT1))
REP13(IN)=REP3**0.2
REP14(IN)=REP4**0.2
REP15(IN)=REP5**0.2
REP16(IN)=REP6**0.2
401 CONTINUE
IF (MATPOU(IND1(IN)) .EQ.9) GO TO 500
CONTINUE
GO TO 501
500 DO 504 IX=1,3
REP1(IX)=POLAT9 (ST1OR2(IND1(IN),ICPT1,IX))
REP2(IX)=POLAT9 (ST3OR2(IND1(IN),ICPT1,IX))
REP11(IN,IX)=REP1(IX)**0.4
REP12(IN,IX)=REP2(IX)**0.4
```

```
504 CONTINUE
  REP3=POLAT9 (ST5OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP4=POLAT9 (ST7OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP5=POLAT9 (ST8OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP6=POLAT9 (ST9OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP13(IN)=REP3**0.4
  REP14(IN)=REP4**0.4
  REP15(IN)=REP5**0.4
  REP16(IN)=REP6**0.4
501 CONTINUE
  PRINT 23,REP1,REP2,REP3,REP4,REP5,REP6
  90 CONTINUE
  DO 604 IX=1,3
    IQE(IX)=RFP11(1,IX)*REP11(2,IX)*REP11(3,IX)*REP11(4,IX)
    IQE(IX+3)=REP12(1,IX)*REP12(2,IX)*REP12(3,IX)*REP12(4,IX)
604 CONTINUE
  IQE3=1
  IQE4=1
  IQE5=1
  IQE6=1
  DO 605 IK=1,IBOU
    IQE3=IQE3*REP13(IK)
    IQE4=IQE4*REP14(IK)
    IQE5=IQE5*REP15(IK)
    IQE6=IQE6*REP16(IK)
605 CONTINUE
  PRINT 15,IQE,IQE3,IQE4,IQE5,IQE6
  71 CONTINUE
  GO TO 172
170 PRINT 5,ISTAT,IHEURE
  IF (ISTAT.EQ.1) CALL SUB1 (IND1,ST1OR2,4,10,3,IBOU)
  IF (ISTAT.EQ.3) CALL SUB1 (IND1,ST3OR2,4,10,3,IBOU)
  IF (ISTAT.EQ.5) CALL SUB2 (IND1,ST5OR2,4,10,IBOU)
  IF (ISTAT.EQ.7) CALL SUB2 (IND1,ST7OR2,4,10,IBOU)
  IF (ISTAT.EQ.8) CALL SUB2 (IND1,ST8OR2,4,10,IBOU)
  IF (ISTAT.EQ.9) CALL SUB2 (IND1,ST9OR2,4,10,IBOU)
172 CONTINUE
  GO TO 181
180 PRINT 5,ISTAT,IHEURE
  DO 185 K=1,10
    IF (MATHEU(1,K).EQ.IHEURE) GO TO 187
  CONTINUE
  GO TO 188
187 IPOS=K
188 CONTINUE
185 CONTINUE
  IF (ISTAT.EQ.1) CALL SUB3 (IND1,ST1OR2,IPOS,IBOU)
  IF (ISTAT.EQ.3) CALL SUB3 (IND1,ST3OR2,IPOS,IBOU)
  IF (ISTAT.EQ.5) CALL SUB4 (IND1,ST5OR2,IPOS,IBOU)
  IF (ISTAT.EQ.7) CALL SUB4 (IND1,ST7OR2,IPOS,IBOU)
  IF (ISTAT.EQ.8) CALL SUB4 (IND1,ST8OR2,IPOS,IBOU)
  IF (ISTAT.EQ.9) CALL SUB4 (IND1,ST9OR2,IPOS,IBOU)
181 CONTINUE
  STOP
  END
```

```
      SUBROUTINE SUB1 (INDX,STATX,Q,D,T,NBP)
      INTEGER Q,D,T
      COMMON/COM5/MATPOU
      DIMENSION #INDX(NBP),STATX(Q,D,T),MATPOU(4)
      DIMENSION REP3(3),REP2(4,10,3)
      REAL IQE(10,3)
      DO 172 IM=1,NBP
        DO 173 J=1,D
          DO 174 K=1,T
            IF (MATPOU(INDX(IM)).EQ.0) GO TO 20
            IF (MATPOU(INDX(IM)).EQ.2) GO TO 21
            IF (MATPOU(INDX(IM)).EQ.3) GO TO 22
            IF (MATPOU(INDX(IM)).EQ.9) GO TO 23
            CONTINUE
            GO TO 24
          23 REP3(K)=POLAT9(STATX(INDX(IM),J,K))
            REP2(IM,J,K)=REP3(K)**0.4
          24 CONTINUE
            GO TO 26
          22 REP3(K)=POLAT2(STATX(INDX(IM),J,K))
            REP2(IM,J,K)=REP3(K)**0.2
          26 CONTINUE
            GO TO 27
          21 REP3(K)=POLAT3(STATX(INDX(IM),J,K))
            REP2(IM,J,K)=REP3(K)**0.2
          27 CONTINUE
            GO TO 28
          20 REP3(K)=POLAT0(STATX(INDX(IM),J,K))
            REP2(IM,J,K)=REP3(K)**0.2
          28 CONTINUE
          5 FORMAT (/ ,1X,3(F8.3,1X))
        174 CONTINUE
          PRINT 5,REP3
        173 CONTINUE
        172 CONTINUE
          DO 35 J=1,D
            DO 40 JJ=1,T
              IQE(J,JJ)=REP2(1,J,JJ)*REP2(2,J,JJ)*REP2(3,J,JJ)*REP2(4,J,JJ)
            40 CONTINUE
          35 CONTINUE
          PRINT 7,((IQE(J,JJ),JJ=1,T),J=1,D)
          7 FORMAT(/ ,1X,*INDICES DE QUALITE *,//,3(F8.3,1X))
          RETURN
        END
      SUBROUTINE SUB2 (INDX2,STATX2,Q2,D2,NBP2)
      COMMON/COM5/MATPOU
      DIMENSION INDX2(NBP2),STATX2(Q2,D2)
      DIMENSION MATPOU(4),REP2(4,10)
      INTEGER Q2,D2
      REAL IQE(10)
      DO 172 IM=1,NBP2
        DO 173 NBL=1,D2
          IF (MATPOU(INDX2(IM)).EQ.0) GO TO 20
          IF (MATPOU(INDX2(IM)).EQ.2) GO TO 21
          IF (MATPOU(INDX2(IM)).EQ.3) GO TO 22
```

```
IF (MATPOU (INDX2 (IM)), EQ, 9) GO TO 23
CONTINUE
GO TO 24
23 REP4=POLAT9 (STATX2 (INDX2 (IM), NBL))
REP2 (IM, NBL)=REP4**0.4
24 CONTINUE
GO TO 26
22 REP4=POLAT2 (STATX2 (INDX2 (IM), NBL))
REP2 (IM, NBL)=REP4**0.2
26 CONTINUE
GO TO 27
21 REP4=POLAT3 (STATX2 (INDX2 (IM), NBL))
REP2 (IM, NBL)=REP4**0.2
27 CONTINUE
GO TO 28
20 REP4=POLAT0 (STATX2 (INDX2 (IM), NBL))
REP2 (IM, NBL)=REP4**0.2
28 CONTINUE
PRINT 5, REP4
5 FORMAT (/ , 1X, F8.3)
173 CONTINUE
172 CONTINUE
DO 35 J=1, D2
IQE (J)=REP2 (1, J)*REP2 (2, J)*REP2 (3, J)*REP2 (4, J)
35 CONTINUE
PRINT 7, IQE
7 FORMAT (/ , 1X, *INDICE DE QUALITE *, // , 10F8.3)
RETURN
END
SUBROUTINE SUB3 (IND3, DMAT, IH3, NBP3)
COMMON /COM5/ MATPOU
DIMENSION DMAT (4, 10, 3), IND3 (NBP3), MATPOU (4), REP (3)
DIMENSION REP2 (4, 3)
REAL IQE (3)
REP (1)=0
REP (2)=0
REP (3)=0
DO 5 JJ=1, NBP3
DO 6 J=1, 3
IF (MATPOU (IND3 (JJ)), EQ, 0) GO TO 20
IF (MATPOU (IND3 (JJ)), EQ, 2) GO TO 21
IF (MATPOU (IND3 (JJ)), EQ, 3) GO TO 22
IF (MATPOU (IND3 (JJ)), EQ, 9) GO TO 23
CONTINUE
GO TO 24
23 REP (J)=POLAT9 (DMAT (IND3 (JJ), IH3, J))
REP2 (JJ, J)=REP (J)**0.4
24 CONTINUE
GO TO 26
22 REP (J)=POLAT2 (DMAT (IND3 (JJ), IH3, J))
REP2 (JJ, J)=REP (J)**0.2
26 CONTINUE
GO TO 27
21 REP (J)=POLAT3 (DMAT (IND3 (JJ), IH3, J))
REP2 (JJ, J)=REP (J)**0.2
```

```
27 CONTINUE
GO TO 28
20 REP(J)=POLATO(DMAT(IND3(JJ),IH3,J))
REP2(JJ,J)=REP**0.2
28 CONTINUE
8 FORMAT (/ ,1X,3F8.3)
6 CONTINUE
PRINT 8,REP
5 CONTINUE
DO 35 J=1,3
IQE(J)=REP2(1,J)*REP2(2,J)*REP2(3,J)*REP2(4,J)
35 CONTINUE
PRINT 7,IQE
7 FORMAT(/ ,1X,*INDICES DE QUALITE *,3F8.3)
RETURN
END
SUBROUTINE SUB4 (IND4,DMAT2,IH4,NBP4)
COMMON /COM5/ MATPOU
DIMENSION DMAT2(4,10),IND4(NBP4),MATPOU(4)
DIMENSION REP2(4)
REAL IQE
DO 7 K=1,NBP4
IF (MATPOU(IND4(K)).EQ.0) GO TO 20
IF (MATPOU(IND4(K)).EQ.2) GO TO 21
IF (MATPOU(IND4(K)).EQ.3) GO TO 22
IF (MATPOU(IND4(K)).EQ.9) GO TO 23
CONTINUE
GO TO 24
23 REP=POLAT9(DMAT2(IND4(K),IH4))
REP2(K)=REP**0.4
24 CONTINUE
GO TO 26
22 REP=POLAT2(DMAT2(IND4(K),IH4))
REP2(K)=REP**0.2
26 CONTINUE
GO TO 27
21 REP=POLAT3(DMAT2(IND4(K),IH4))
REP2(K)=REP**0.2
27 CONTINUE
GO TO 28
20 REP=POLATO(DMAT2(IND4(K),IH4))
REP2(K)=REP**0.2
28 CONTINUE
PRINT 5 , REP
5 FORMAT (/ ,1X,F8.3)
7 CONTINUE
IQE=REP2(1)*REP2(2)*REP2(3)*REP2(4)
PRINT 8,IQE
8 FORMAT(/ ,1X,*INDICE DE QUALITE *,F8.3)
RETURN
END
REAL FUNCTION POLATO(PT)
COMMON /COM1/ COTET,COTETC
DIMENSION COTET(11),COTETC(11)
REAL M
```

```
IOU=0
IF ((PT.LE.3).OR.(PT.GE.44)) GO TO 12
N=1
50 IF (N.GT.11)GO TO 51
   IF (PT.EQ.COTETC(N)) GO TO 2
   IF(PT.LT.COTETC(N+1))GO TO 60
   CONTINUE
   GO TO 61
60  X1=COTETC(N)
    X2=COTETC(N+1)
    Y1=COTET(N)
    Y2=COTET(N+1)
    N=12
61 CONTINUE
   GO TO 3
2   IOU=N
    N=12
3   CONTINUE
    N=N+1
    GO TO 50
51 CONTINUE
   IF (IOU.EQ.0)GO TO 6
   POLAT0=COTET(IOU)
   GO TO 7
6   M=(Y2-Y1)/(X2-X1)
   POLAT0=Y2-M*(X2-PT)
7   CONTINUE
   GO TO 13
12  POLAT0=0
13  CONTINUE
    RETURN
    END
REAL FUNCTION POLAT2(PT)
COMMON/COM2/COTPH,COTPHU
DIMENSION COTPH(11),COTPHU(11)
REAL M
IOU=0
IF ((PT.LE.5).OR.(PT.GE.9.3))GO TO 12
N=1
50 IF (N.GT.11)GO TO 51
   IF (PT.EQ.COTPHU(N)) GO TO 2
   IF(PT.LT.COTPHU(N+1))GO TO 60
   CONTINUE
   GO TO 61
60  X1=COTPHU(N)
    X2=COTPHU(N+1)
    Y1=COTPH(N)
    Y2=COTPH(N+1)
    N=12
61 CONTINUE
   GO TO 3
2   IOU=N
    N=12
3   CONTINUE
    N=N+1
```

```
GO TO 50
51 CONTINUE
  IF (IOU.EQ.0)GO TO 6
    POLAT2=COTPH(IOU)
  GO TO 7
  6  M=(Y2-Y1)/(X2-X1)
    POLAT2=Y2-M*(X2-PT)
  7  CONTINUE
    GO TO 13
12  POLAT2=0
13  CONTINUE
    RETURN
      END
    REAL FUNCTION POLAT3(PT)
    COMMON/COM3/COTTUR,UJ
    DIMENSION COTTUR(8),UJ(8)
    REAL M
    IOU=0
    IF ((PT.LE.2).OR.(PT.GE.120))GO TO 12
      N=1
50  IF (N.GT.8)GO TO 51
      IF (PT.EQ.UJ(N)) GO TO 2
      IF(PT.LT,UJ(N+1))GO TO 60
      CONTINUE
      GO TO 61
60  X1=UJ(N)
      X2=UJ(N+1)
      Y1=COTTUR(N)
      Y2=COTTUR(N+1)
      N=12
61  CONTINUE
      GO TO 3
  2  IOU=N
      N=12
  3  CONTINUE
      N=N+1
      GO TO 50
51  CONTINUE
    IF (IOU.EQ.0)GO TO 6
      POLAT3=COTTUR(IOU)
    GO TO 7
  6  M=(Y2-Y1)/(X2-X1)
    POLAT3=Y2-M*(X2-PT)
  7  CONTINUE
      GO TO 13
12  POLAT3=0
13  CONTINUE
    RETURN
      END
    REAL FUNCTION POLAT9(PT)
    COMMON/COM4/COFE,NPP
    DIMENSION COFE(9),NPP(9)
    REAL M,NPP
    IOU=0
    IF ((PT.LE.0).OR.(PT.GE.4500)) GO TO 12
```

```
      N=1
50  IF (N.GT.9)GO TO 51
      IF (PT.EQ.NPP(N)) GO TO 2
      IF(PT.LT.NPP(N+1))GO TO 60
      CONTINUE
      GO TO 61
60   X1=NPP(N)
      X2=NPP(N+1)
      Y1=COFE(N)
      Y2=COFE(N+1)
      N=12
61  CONTINUE
      GO TO 3
      2   IOU=N
          N=12
      3  CONTINUE
          N=N+1
          GO TO 50
51  CONTINUE
      IF (IOU.EQ.0)GO TO 6
      POLAT9=COFE(IOU)
      GO TO 7
      6   M=(Y2-Y1)/(X2-X1)
          POLAT9=Y2-M*(X2-PT)
      7  CONTINUE
          GO TO 13
12  POLAT9=0
13  CONTINUE
      RETURN
      END
```

```
PROGRAM INDIBB (OUTPUT,TAPE11,TAPE12,TAPE30)
COMMON/COM0/COTET,COTETC
COMMON/COM1/COTDUC,SDT
COMMON/COM2/COTTUR,UJ
COMMON/COM3/COTPH,COTPHU
COMMON/COM4/COTN,CONN
COMMON/COM5/COTPT,CONPT
COMMON/COM6/COFE,NPP
COMMON/COM7/COTME,CONMET
COMMON/COM8/MATPOU
DIMENSION IND1(8),REP1(8,3),REP2(8,3),REP3(8),REP4(8),REP5(8)
DIMENSION REP6(8),IQE(6),INF1(3),INF2(3)
REAL IQE3,IQE4,IQE5,IQE6,IQFF(6)
REAL COTET(9),COTETC(9),COTDUC(6),SDT(6),COTTUR(6),UJ(6),IQE
REAL COTPH(8),COTPHU(8),COTN(7),CONN(7),COTPT(7),CONPT(7),COFE(7)
REAL COTME(6),CONMET(6),ST1OR2(8,10,3),ST3OR2(8,10,3),ST5OR2(8,10)
REAL ST7OR2(8,10),ST8OR2(8,10),ST9OR2(8,10),NPP(7)
INTEGER DAT,HEURE,MATHEU(8,10),PARM,MATPAR(8),MATPOU(8)
DO 112 KJ=1,3
  IQE(KJ)=0
  IQE(KJ+3)=0
  INF1(KJ)=0
  INF2(KJ)=0
112 CONTINUE
  INF3=0
  INF4=0
  INF5=0
  INF6=0
  1 FORMAT(9F5,1)
  3 FORMAT(7F5,0)
  6 FORMAT(7F5,2)
 12 FORMAT(I2,I4,4I2)
 15 FORMAT(/,1X,* INDICES DE QUALITE *,//,10(F8.3,1X))
  5 FORMAT(1H1,1X,*STATION: *,I2,* HEURE: *,I4)
  2 FORMAT(I4,I4,I2,10(F9.3,1X))
 11 FORMAT(9F6,1)
 23 FORMAT(/,1X,10(F8.3,1X))
  READ(11,1) (COTET(J),J=1,9)
  READ(11,1) (COTETC(J),J=1,9)
  READ(11,1) (COTDUC(J),J=1,6)
  READ(11,3) (SDT(J),J=1,6)
  READ(11,1) (COTTUR(J),J=1,6)
  READ(11,1) (UJ(J),J=1,6)
  READ(11,1) (COTPH(J),J=1,8)
  READ(11,1) (COTPHU(J),J=1,8)
  READ(11,1) (COTN(J),J=1,7)
  READ(11,1) (CONN(J),J=1,7)
  READ(11,1) (COTPT(J),J=1,7)
  READ(11,6) (CONPT(J),J=1,7)
  READ(11,1) (COFE(J),J=1,7)
  READ(11,3) (NPP(J),J=1,7)
  READ(11,1) (COTME(J),J=1,6)
  READ(11,1) (CONMET(J),J=1,6)
  READ(11,12) ISTAT,IHEURE,(MATPAR(K),K=1,8)
  IND=1
```

```
READ(30,2) DAT,HEURE,PARM,A1,B1,C1,A3,B3,C3,D,E,F,G
10 IF (HEURE.EQ.9999)GO TO 14
MATPOU(IND)=PARM
ICOND=PARM
ICPT=1
20 IF ((ICOND.NE.PARM).OR.(HEURE.EQ.9999))GO TO 21
MATHEU(IND,ICPT)=HEURE
ST1OR2(IND,ICPT,1)=A1
ST1OR2(IND,ICPT,2)=B1
ST1OR2(IND,ICPT,3)=C1
ST3OR2(IND,ICPT,1)=A3
ST3OR2(IND,ICPT,2)=B3
ST3OR2(IND,ICPT,3)=C3
ST5OR2(IND,ICPT)=D
ST7OR2(IND,ICPT)=E
ST8OR2(IND,ICPT)=F
ST9OR2(IND,ICPT)=G
READ(30,2) DAT,HEURE,PARM,A1,B1,C1,A3,B3,C3,D,E,F,G
ICPT=ICPT+1
GO TO 20
21 CONTINUE
IND=IND+1
GO TO 10
14 CONTINUE
IBOU=0
M=1
40 IF (M.GT.8) GO TO 41
IF (MATPAR(M).EQ.99) GO TO 43
IBOU=IBOU+1
GO TO 44
43 M=15
44 CONTINUE
M=M+1
GO TO 40
41 CONTINUE
KK=1
DO 100 J=1,IBOU
JJ=1
60 IF(JJ.GT.8) GO TO 61
IF (MATPOU(JJ).EQ.MATPAR(KK)) GO TO 62
CONTINUE
GO TO 63
62 IND(KK)=JJ
KK=KK+1
JJ=15
63 CONTINUE
JJ=JJ+1
GO TO 60
61 CONTINUE
100 CONTINUE
IF ((ISTAT.NE.0).AND.(IHEURE.NE.0)) GO TO 180
IF (ISTAT.NE.0) GO TO 170
IF (IHEURE.NE.0) GO TO 70
CONTINUE
GO TO 71
```

```
70 PRINT 5, ISTAT, IHEURE
   DO 90 IN=1, IBOU
   IL=1
80 IF (IL.GT.10) GO TO 81
   IF (MATHEU(IND1(IN), IL) .EQ. IHEURE) GO TO 82
   CONTINUE
   GO TO 83
82 ICPT1=IL
   IL=15
83 CONTINUE
   IL=IL+1
   GO TO 80
81 CONTINUE
   IF (MATPOU(IND1(IN)) .EQ. 0) GO TO 200
   CONTINUE
   GO TO 201
200 DO 204 IX=1, 3
   REP1(IN, IX)=POLATO (ST1OR2(IND1(IN), ICPT1, IX))
   REP2(IN, IX)=POLATO (ST3OR2(IND1(IN), ICPT1, IX))
204 CONTINUE
   REP3(IN)=POLATO (ST5OR2(IND1(IN), ICPT1))
   REP4(IN)=POLATO (ST7OR2(IND1(IN), ICPT1))
   REP5(IN)=POLATO (ST8OR2(IND1(IN), ICPT1))
   REP6(IN)=POLATO (ST9OR2(IND1(IN), ICPT1))
201 CONTINUE
   IF (MATPOU(IND1(IN)) .EQ. 1) GO TO 300
   CONTINUE
   GO TO 301
300 DO 304 IX=1, 3
   REP1(IN, IX)=POLAT1 (ST1OR2(IND1(IN), ICPT1, IX))
   REP2(IN, IX)=POLAT1 (ST3OR2(IND1(IN), ICPT1, IX))
304 CONTINUE
   REP3(IN)=POLAT1 (ST5OR2(IND1(IN), ICPT1))
   REP4(IN)=POLAT1 (ST7OR2(IND1(IN), ICPT1))
   REP5(IN)=POLAT1 (ST8OR2(IND1(IN), ICPT1))
   REP6(IN)=POLAT1 (ST9OR2(IND1(IN), ICPT1))
301 CONTINUE
   IF (MATPOU(IND1(IN)) .EQ. 2) GO TO 400
   CONTINUE
   GO TO 401
400 DO 404 IX=1, 3
   REP1(IN, IX)=POLAT2 (ST1OR2(IND1(IN), ICPT1, IX))
   REP2(IN, IX)=POLAT2 (ST3OR2(IND1(IN), ICPT1, IX))
404 CONTINUE
   REP3(IN)=POLAT2 (ST5OR2(IND1(IN), ICPT1))
   REP4(IN)=POLAT2 (ST7OR2(IND1(IN), ICPT1))
   REP5(IN)=POLAT2 (ST8OR2(IND1(IN), ICPT1))
   REP6(IN)=POLAT2 (ST9OR2(IND1(IN), ICPT1))
401 CONTINUE
   IF (MATPOU(IND1(IN)) .EQ. 3) GO TO 500
   CONTINUE
   GO TO 501
500 DO 504 IX=1, 3
   REP1(IN, IX)=POLAT3 (ST1OR2(IND1(IN), ICPT1, IX))
   REP2(IN, IX)=POLAT3 (ST3OR2(IND1(IN), ICPT1, IX))
```

```
504 CONTINUE
  REP3(IN)=POLAT3 (ST5OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP4(IN)=POLAT3 (ST7OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP5(IN)=POLAT3 (ST8OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP6(IN)=POLAT3 (ST9OR2(IND1(IN),ICPT1))
501 CONTINUE
  IF (MATPOU(IND1(IN)) .EQ.5) GO TO 600
  CONTINUE
  GO TO 601
600 DO 604 IX=1,3
  REP1(IN,IX)=POLAT5 (ST1OR2(IND1(IN),ICPT1,IX))
  REP2(IN,IX)=POLAT5 (ST3OR2(IND1(IN),ICPT1,IX))
604 CONTINUE
  REP3(IN)=POLAT5 (ST5OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP4(IN)=POLAT5 (ST7OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP5(IN)=POLAT5 (ST8OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP6(IN)=POLAT5 (ST9OR2(IND1(IN),ICPT1))
601 CONTINUE
  IF (MATPOU(IND1(IN)) .EQ.8) GO TO 700
  CONTINUE
  GO TO 701
700 DO 704 IX=1,3
  REP1(IN,IX)=POLAT8 (ST1OR2(IND1(IN),ICPT1,IX))
  REP2(IN,IX)=POLAT8 (ST3OR2(IND1(IN),ICPT1,IX))
704 CONTINUE
  REP3(IN)=POLAT8 (ST5OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP4(IN)=POLAT8 (ST7OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP5(IN)=POLAT8 (ST8OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP6(IN)=POLAT8 (ST9OR2(IND1(IN),ICPT1))
701 CONTINUE
  IF (MATPOU(IND1(IN)) .EQ.15)GOTO800
  CONTINUE
  GO TO 801
800 DO 804 IX=1,3
  REP1(IN,IX)=POLA15 (ST1OR2(IND1(IN),ICPT1,IX))
  REP2(IN,IX)=POLA15 (ST3OR2(IND1(IN),ICPT1,IX))
804 CONTINUE
  REP3(IN)=POLA15 (ST5OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP4(IN)=POLA15 (ST7OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP5(IN)=POLA15 (ST8OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP6(IN)=POLA15 (ST9OR2(IND1(IN),ICPT1))
801 CONTINUE
  IF (MATPOU(IND1(IN)) .EQ.9) GO TO 900
  CONTINUE
  GO TO 901
900 DO 904 IX=1,3
  REP1(IN,IX)=POLAT9 (ST1OR2(IND1(IN),ICPT1,IX))
  REP2(IN,IX)=POLAT9 (ST3OR2(IND1(IN),ICPT1,IX))
904 CONTINUE
  REP3(IN)=POLAT9 (ST5OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP4(IN)=POLAT9 (ST7OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP5(IN)=POLAT9 (ST8OR2(IND1(IN),ICPT1))
  REP6(IN)=POLAT9 (ST9OR2(IND1(IN),ICPT1))
901 CONTINUE
  DO 93 I=1,3
```

```
IF (REP1(IN,I).LT.4) INF1(I)=INF1(I)+1
IF (REP2(IN,I).LT.4) INF2(I)=INF2(I)+1
93 CONTINUE
IF (REP3(IN).LT.4) INF3=INF3+1
IF (REP4(IN).LT.4) INF4=INF4+1
IF (REP5(IN).LT.4) INF5=INF5+1
IF (REP6(IN).LT.4) INF6=INF6+1
PRINT 23,(REP1(IN,L),L=1,3),(REP2(IN,IL),IL=1,3),REP3(IN),REP4(IN)
1,REP5(IN),REP6(IN)
90 CONTINUE
DO 654 IX=1,3
IQE(IX)=REP1(1,IX)+REP1(2,IX)+REP1(3,IX)+REP1(4,IX)+REP1(5,IX)+
1REP1(6,IX)+REP1(7,IX)+REP1(8,IX)
IQE(IX+3)=REP2(1,IX)+REP2(2,IX)+REP2(3,IX)+REP2(4,IX)+REP2(5,IX)+
1REP2(6,IX)+REP2(7,IX)+REP2(8,IX)
IQEF(IX)=(IQE(IX)-INF1(IX)*10)/80
IQEF(IX+3)=(IQE(IX+3)-INF2(IX)*10)/80
654 CONTINUE
IQE3=0
IQE4=0
IQE5=0
IQE6=0
DO 605 IK=1,IBOU
IQE3=IQE3+REP3(IK)
IQE4=IQE4+REP4(IK)
IQE5=IQE5+REP5(IK)
IQE6=IQE6+REP6(IK)
605 CONTINUE
IQE3F=(IQE3-INF3*10)/80
IQE4F=(IQE4-INF4*10)/80
IQE5F=(IQE5-INF5*10)/80
IQE6F=(IQE6-INF6*10)/80
PRINT 15,IQEF,IQE3F,IQE4F,IQE5F,IQE6F
71 CONTINUE
GO TO 172
170 PRINT 5,ISTAT,IHEURE
IF (ISTAT.EQ.1) CALL SUB1 (IND1,ST1OR2,8,10,3,IBOU)
IF (ISTAT.EQ.3) CALL SUB1 (IND1,ST3OR2,8,10,3,IBOU)
IF (ISTAT.EQ.5) CALL SUB2 (IND1,ST5OR2,8,10,IBOU)
IF (ISTAT.EQ.7) CALL SUB2 (IND1,ST7OR2,8,10,IBOU)
IF (ISTAT.EQ.8) CALL SUB2 (IND1,ST8OR2,8,10,IBOU)
IF (ISTAT.EQ.9) CALL SUB2 (IND1,ST9OR2,8,10,IBOU)
172 CONTINUE
GO TO 181
180 PRINT 5,ISTAT,IHEURE
DO 185 K=1,10
IF (MATHEU(1,K).EQ.IHEURE) GO TO 187
CONTINUE
GO TO 188
187 IPOS=K
188 CONTINUE
185 CONTINUE
IF (ISTAT.EQ.1) CALL SUB3 (IND1,ST1OR2,IPOS,IBOU)
IF (ISTAT.EQ.3) CALL SUB3 (IND1,ST3OR2,IPOS,IBOU)
IF (ISTAT.EQ.5) CALL SUB4 (IND1,ST5OR2,IPOS,IBOU)
```

```
IF (ISTAT.EQ.7) CALL SUB4 (IND1,ST7OR2,IPOS,IBOU)
IF (ISTAT.EQ.8) CALL SUB4 (IND1,ST8OR2,IPOS,IBOU)
IF (ISTAT.EQ.9) CALL SUB4 (IND1,ST9OR2,IPOS,IBOU)
181 CONTINUE
STOP
END
SUBROUTINE SUB1 (INDX,STATX,Q,D,T,NBP)
INTEGER Q,D,T
COMMON/COM8/MATPOU
DIMENSION INDX(8),STATX(8,10,3),MATPOU(8)
DIMENSION REP3(3),REP2(8,10,3),INF4(8,10,3),INF4F(10,3)
REAL IQE(10,3),IQEF(10,3)
DO 172 IM=1,NBP
DO 173 J=1,D
DO 174 K=1,T
INF4(IM,J,K)=0
IF (MATPOU(INDX(IM)).EQ.0) GO TO 20
IF (MATPOU(INDX(IM)).EQ.1) GO TO 30
IF (MATPOU(INDX(IM)).EQ.2) GO TO 21
IF (MATPOU(INDX(IM)).EQ.3) GO TO 22
IF (MATPOU(INDX(IM)).EQ.5) GO TO 31
IF (MATPOU(INDX(IM)).EQ.8) GO TO 32
IF (MATPOU(INDX(IM)).EQ.9) GO TO 23
IF (MATPOU(INDX(IM)).EQ.15) GO TO 33
CONTINUE
GO TO 24
23 REP3(K)=POLAT9(STATX(INDX(IM),J,K))
REP2(IM,J,K)=REP3(K)
24 CONTINUE
GO TO 26
22 REP3(K)=POLAT2(STATX(INDX(IM),J,K))
REP2(IM,J,K)=REP3(K)
26 CONTINUE
GO TO 27
21 REP3(K)=POLAT3(STATX(INDX(IM),J,K))
REP2(IM,J,K)=REP3(K)
27 CONTINUE
GO TO 28
20 REP3(K)=POLAT0(STATX(INDX(IM),J,K))
REP2(IM,J,K)=REP3(K)
28 CONTINUE
GO TO 35
30 REP3(K)=POLAT1(STATX(INDX(IM),J,K))
REP2(IM,J,K)=REP3(K)
35 CONTINUE
GO TO 36
31 REP3(K)=POLAT5(STATX(INDX(IM),J,K))
REP2(IM,J,K)=REP3(K)
36 CONTINUE
GO TO 37
32 REP3(K)=POLAT8(STATX(INDX(IM),J,K))
REP2(IM,J,K)=REP3(K)
37 CONTINUE
GO TO 38
33 REP3(K)=POLA15(STATX(INDX(IM),J,K))
```

```
REP2(IM,J,K)=REP3(K)
38 CONTINUE
5 FORMAT (/ ,1X,3(F8.3,1X))
IF (REP2(IM,J,K).LT.4) INF4(IM,J,K)=INF4(IM,J,K)+1
174 CONTINUE
PRINT 5,REP3
173 CONTINUE
172 CONTINUE
DO 45 J=1,D
DO 40 JJ=1,T
IQE(J,JJ)=REP2(1,J,JJ)+REP2(2,J,JJ)+REP2(3,J,JJ)+REP2(4,J,JJ)+REP2
1(5,J,JJ)+REP2(6,J,JJ)+REP2(7,J,JJ)+REP2(8,J,JJ)
INF4F(J,JJ)=INF4(1,J,JJ)+INF4(2,J,JJ)+INF4(3,J,JJ)+INF4(4,J,JJ)+IN
1F4(5,J,JJ)+INF4(6,J,JJ)+INF4(7,J,JJ)+INF4(8,J,JJ)
IQEF(J,JJ)=(IQE(J,JJ)-INF4F(J,JJ)*10)/80
40 CONTINUE
45 CONTINUE
PRINT 7,((IQEF(J,JJ),JJ=1,T),J=1,D)
7 FORMAT(/ ,1X,*INDICES DE QUALITE *,//,3(F8.3,1X))
RETURN
END
SUBROUTINE SUB2 (INDX2,STATX2,Q2,D2,NBP2)
COMMON/COM8/MATPOU
DIMENSION INDX2(NBP2),STATX2(Q2,D2)
DIMENSION MATPOU(8),REP2(8,10)
INTEGER Q2,D2,INF4(8,10),INF4F(10)
REAL IQE(10),IQEF(10)
DO 172 IM=1,NBP2
DO 173 NBL=1,D2
INF4(IM,NBL)=0
IF(MATPOU(INDX2(IM)).EQ.0) GO TO 20
IF(MATPOU(INDX2(IM)).EQ.1) GO TO 30
IF(MATPOU(INDX2(IM)).EQ.2) GO TO 21
IF(MATPOU(INDX2(IM)).EQ.3) GO TO 22
IF(MATPOU(INDX2(IM)).EQ.5) GO TO 31
IF(MATPOU(INDX2(IM)).EQ.8) GO TO 32
IF(MATPOU(INDX2(IM)).EQ.9) GO TO 23
IF(MATPOU(INDX2(IM)).EQ.15) GO TO 33
CONTINUE
GO TO 24
23 REP4=POLAT9(STATX2(INDX2(IM),NBL))
REP2(IM,NBL)=REP4
24 CONTINUE
GO TO 26
22 REP4=POLAT2(STATX2(INDX2(IM),NBL))
REP2(IM,NBL)=REP4
26 CONTINUE
GO TO 27
21 REP4=POLAT3(STATX2(INDX2(IM),NBL))
REP2(IM,NBL)=REP4
27 CONTINUE
GO TO 28
20 REP4=POLAT0(STATX2(INDX2(IM),NBL))
REP2(IM,NBL)=REP4
28 CONTINUE
```

```
GO TO 35
30 REP2(IM,NBL)=POLAT1(STATX2(INDX2(IM),NBL))
35 CONTINUE
GO TO 36
31 REP2(IM,NBL)=POLAT5(STATX2(INDX2(IM),NBL))
36 CONTINUE
GO TO 37
32 REP2(IM,NBL)=POLAT8(STATX2(INDX2(IM),NBL))
37 CONTINUE
GO TO 38
33 REP2(IM,NBL)=POLA15(STATX2(INDX2(IM),NBL))
38 CONTINUE
PRINT 5,REP4
5 FORMAT(/,1X,F8.3)
IF(REP2(IM,NBL).LT.4) INF4(IM,NBL)=INF4(IM,NBL)+1
173 CONTINUE
172 CONTINUE
DO 45 J=1,D2
IQE(J)=REP2(1,J)*REP2(2,J)*REP2(3,J)*REP2(4,J)
INF4F(J)=INF4(1,J)+INF4(2,J)+INF4(3,J)+INF4(4,J)+INF4(5,J)+INF4(6,
1J)+INF4(7,J)+INF4(8,J)
IQEF(J)=(IQE(J)-INF4F(J)*10)/80
45 CONTINUE
PRINT 7,IQEF
7 FORMAT(/,1X,*INDICE DE QUALITE *,//,10F8.3)
RETURN
END
SUBROUTINE SUB3 (IND3,DMAT,IM3,NBP3)
COMMON /COMB/ MATPOU
DIMENSION DMAT(8,10,3),IND3(NBP3),MATPOU(8),REP(3)
DIMENSION REP2(8,3),INF4(3)
REAL IQE(3),IQEF(3)
REP(1)=0
REP(2)=0
REP(3)=0
INF4(1)=0
INF4(2)=0
INF4(3)=0
DO 5 JJ=1,NBP3
DO 6 J=1,3
IF (MATPOU(IND3(JJ)),EQ.0) GO TO 20
IF (MATPOU(IND3(JJ)),EQ.1) GO TO 40
IF (MATPOU(IND3(JJ)),EQ.2) GO TO 21
IF (MATPOU(IND3(JJ)),EQ.3) GO TO 22
IF (MATPOU(IND3(JJ)),EQ.5) GO TO 41
IF (MATPOU(IND3(JJ)),EQ.8) GO TO 42
IF (MATPOU(IND3(JJ)),EQ.9) GO TO 23
IF (MATPOU(IND3(JJ)),EQ.15) GO TO 43
CONTINUE
GO TO 24
23 REP(J)=POLAT9(DMAT(IND3(JJ),IM3,J))
REP2(JJ,J)=REP(J)
24 CONTINUE
GO TO 26
21 REP(J)=POLAT2(DMAT(IND3(JJ),IM3,J))
```

```
      REP2(JJ,J)=REP(J)
26 CONTINUE
   GO TO 27
22 REP(J)=POLAT3(DMAT(IND3(JJ),IH3,J))
   REP2(JJ,J)=REP(J)
27 CONTINUE
   GO TO 28
20 REP(J)=POLAT0(DMAT(IND3(JJ),IH3,J))
   REP2(JJ,J)=REP(J)
28 CONTINUE
   GO TO 45
40 REP(J)=POLAT1(DMAT(IND3(JJ),IH3,J))
   REP2(JJ,J)=REP(J)
45 CONTINUE
   GO TO 46
41 REP(J)=POLAT5(DMAT(IND3(JJ),IH3,J))
   REP2(JJ,J)=REP(J)
46 CONTINUE
   GO TO 47
42 REP(J)=POLAT8(DMAT(IND3(JJ),IH3,J))
   REP2(JJ,J)=REP(J)
47 CONTINUE
   GO TO 48
43 REP(J)=POLA15(DMAT(IND3(JJ),IH3,J))
   REP2(JJ)=REP(J)
48 CONTINUE
   8 FORMAT (/,1X,3F8.3)
   6 CONTINUE
   PRINT 8,REP
   5 CONTINUE
   DO 35 J=1,3
   IQE(J)=REP2(1,J)+REP2(2,J)+REP2(3,J)+REP2(4,J)+REP2(5,J)+REP2(6,J)
   1+REP2(7,J)+REP2(8,J)
35 CONTINUE
   DO 34 KK=1,3
   DO 36 K=1,NBP3
   IF (REP2(K, KK).LT.4) GO TO 38
   CONTINUE
   GO TO 39
38 INF4(KK)=INF4(KK)+1
39 CONTINUE
36 CONTINUE
34 CONTINUE
   DO 33 KK=1,3
   IQEF(KK)=(IQE(KK)-INF4(KK)*10)/80
33 CONTINUE
   PRINT 7,IQEF
   7 FORMAT (/,1X,*INDICES DE QUALITE *,3F8.3)
   RETURN
   END
   SUBROUTINE SUB4 (IND4,DMAT2,IH4,NBP4)
   COMMON /COM8/ MATPOU
   DIMENSION DMAT2(8,10),IND4(NBP4),MATPOU(8)
   DIMENSION REP2(8)
   REAL IQE,INF4,IQEF
```

```
DO 7 K=1,NBP4
IF(MATPOU(IND4(K)).EQ.0) GO TO 20
IF(MATPOU(IND4(K)).EQ.1) GO TO 30
IF(MATPOU(IND4(K)).EQ.2) GO TO 21
IF(MATPOU(IND4(K)).EQ.3) GO TO 22
IF(MATPOU(IND4(K)).EQ.5) GO TO 31
IF(MATPOU(IND4(K)).EQ.8) GO TO 32
IF(MATPOU(IND4(K)).EQ.9) GO TO 23
IF(MATPOU(IND4(K)).EQ.15) GO TO 33
CONTINUE
GO TO 24
23 REP=POLAT9(DMAT2(IND4(K),IH4))
REP2(K)=REP
24 CONTINUE
GO TO 26
22 REP=POLAT2(DMAT2(IND4(K),IH4))
REP2(K)=REP
26 CONTINUE
GO TO 27
21 REP=POLAT3(DMAT2(IND4(K),IH4))
REP2(K)=REP
27 CONTINUE
GO TO 28
20 REP=POLAT0(DMAT2(IND4(K),IH4))
REP2(K)=REP
28 CONTINUE
GO TO 35
30 REP2(K)=POLAT1(DMAT2(IND4(K),IH4))
35 CONTINUE
GO TO 36
31 REP2(K)=POLAT5(DMAT2(IND4(K),IH4))
36 CONTINUE
GO TO 37
32 REP2(K)=POLAT8(DMAT2(IND4(K),IH4))
37 CONTINUE
GO TO 38
33 REP2(K)=POLA15(DMAT2(IND4(K),IH4))
38 CONTINUE
PRINT 5 , REP
5 FORMAT (/,1X,F8.3)
IF(REP2(K).LT.4) INF4=INF4+1
7 CONTINUE
IQE=REP2(1)+REP2(2)+REP2(3)+REP2(4)+REP2(5)+REP2(6)+REP2(7)+
1REP2(8)
IQEF=(IQE-INF4*10)/80
PRINT 8,IQEF
8 FORMAT(/,1X,*INDICE DE QUALITE *,F8.3)
RETURN
END
REAL FUNCTION POLAT0(PT)
COMMON/COM0/COTET,COTETC
DIMENSION COTET(9),COTETC(9)
REAL M
IOU=0
IF ((PT.LE.1).OR.(PT.GE.50)) GO TO 12
```

```
      N=1
50 IF (N.GT.9)GO TO 51
    IF (PT.EQ.COTETC(N)) GO TO 2
    IF(PT.LT.COTETC(N+1))GO TO 60
    CONTINUE
    GO TO 61
60  X1=COTETC(N)
    X2=COTETC(N+1)
    Y1=COTET(N)
    Y2=COTET(N+1)
    N=10
61 CONTINUE
    GO TO 3
  2  IOU=N
    N=10
  3  CONTINUE
    N=N+1
    GO TO 50
51 CONTINUE
    IF (IOU.EQ.0)GO TO 6
    POLAT0=COTET(IOU)
    GO TO 7
  6  M=(Y2-Y1)/(X2-X1)
    POLAT0=Y2-M*(X2-PT)
  7  CONTINUE
    GO TO 13
12 POLAT0=1.0
13 CONTINUE
    RETURN
    END
    REAL FUNCTION POLAT1(PT)
    COMMON/COM1/COTDUC,SDT
    DIMENSION COTDUC(6),SDT(6)
    REAL M,SDT
    PT=PT*0.60
    IOU=0
    IF ((PT.LE.250).OR.(PT.GE.5000)) GO TO 12
    N=1
50 IF (N.GT.7)GO TO 51
    IF (PT.EQ.SDT(N)) GO TO 2
    IF(PT.LT.SDT(N+1))GO TO 60
    CONTINUE
    GO TO 61
60  X1=SDT(N)
    X2=SDT(N+1)
    Y1=COTDUC(N)
    Y2=COTDUC(N+1)
    N=8
61 CONTINUE
    GO TO 3
  2  IOU=N
    N=8
  3  CONTINUE
    N=N+1
    GO TO 50
```

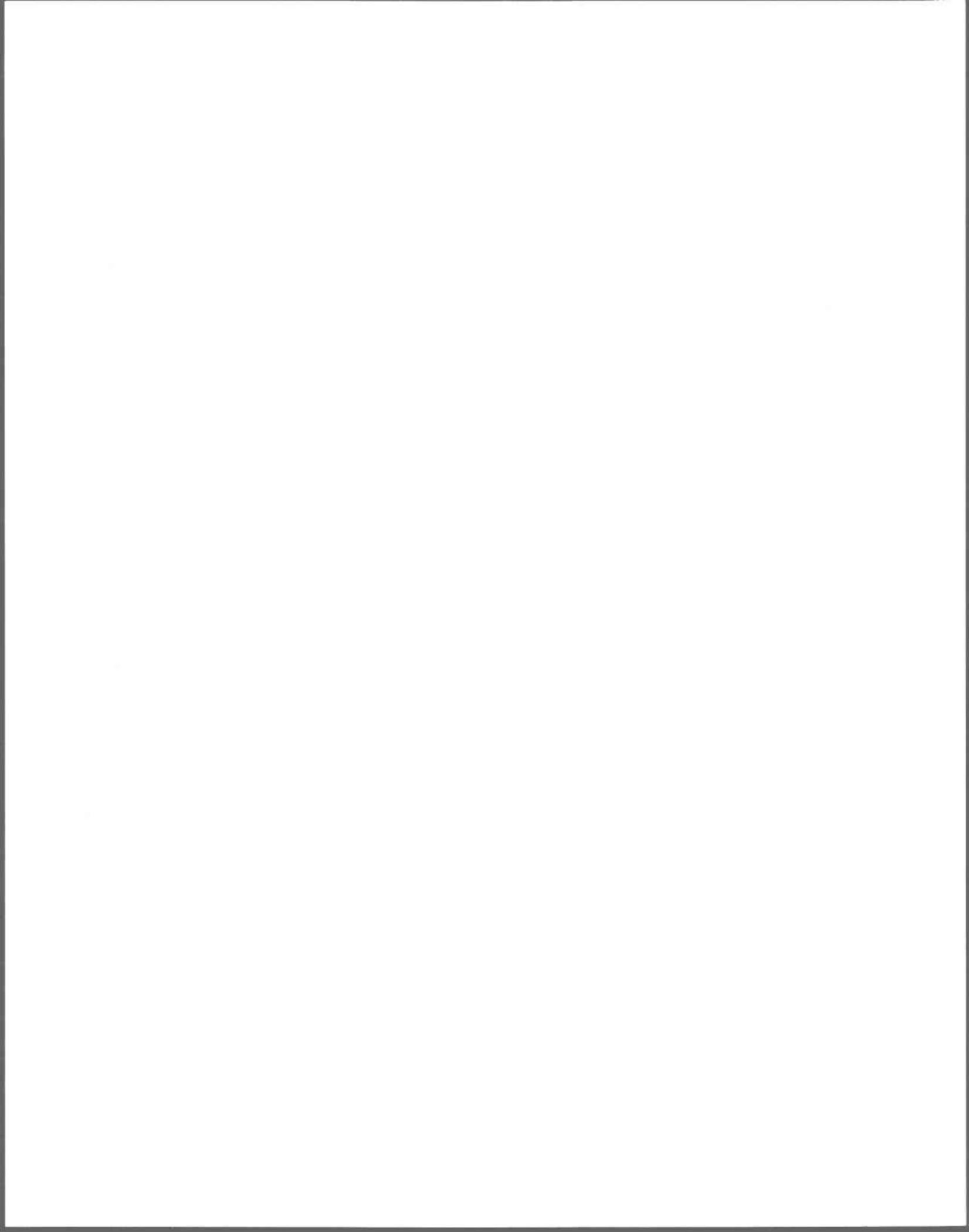
```
51 CONTINUE
  IF (IOU.EQ.0)GO TO 6
    POLAT1=COTDUC(IOU)
  GO TO 7
  6  M=(Y2-Y1)/(X2-X1)
    POLAT1=Y2-M*(X2-PT)
  7  CONTINUE
    GO TO 13
12  IF (PT.LE.250) POLAT1=10.0
    IF (PT.GE.5000) POLAT1=1.0
13  CONTINUE
    RETURN
    END
    REAL FUNCTION POLAT2(PT)
    COMMON/COM2/COTTUR,UJ
    DIMENSION COTTUR(6),UJ(6)
    REAL M
    IOU=0
    IF ((PT.LE.20).OR.(PT.GE.750))GO TO 12
    N=1
50  IF (N.GT.6)GO TO 51
    IF (PT.EQ.UJ(N)) GO TO 2
    IF(PT.LT.UJ(N+1))GO TO 60
    CONTINUE
    GO TO 61
60  X1=UJ(N)
    X2=UJ(N+1)
    Y1=COTTUR(N)
    Y2=COTTUR(N+1)
    N=7
61  CONTINUE
    GO TO 3
  2  IOU=N
    N=7
  3  CONTINUE
    N=N+1
    GO TO 50
51  CONTINUE
  IF (IOU.EQ.0)GO TO 6
    POLAT2=COTTUR(IOU)
  GO TO 7
  6  M=(Y2-Y1)/(X2-X1)
    POLAT2=Y2-M*(X2-PT)
  7  CONTINUE
    GO TO 13
12  IF (PT.LE.20) POLAT2=10.0
    IF (PT.GE.750) POLAT2=1.0
13  CONTINUE
    RETURN
    END
    REAL FUNCTION POLAT3(PT)
    COMMON/COM3/COTPH,COTPHU
    DIMENSION COTPH(8),COTPHU(8)
    REAL M
    IOU=0
```

```
IF ((PT.LE.4).OR.(PT.GE.10))GO TO 12
  N=1
50 IF (N.GT.8)GO TO 51
  IF (PT.EQ.COTPHU(N)) GO TO 2
  IF(PT.LT.COTPHU(N+1))GO TO 60
  CONTINUE
  GO TO 61
60 X1=COTPHU(N)
  X2=COTPHU(N+1)
  Y1=COTPH(N)
  Y2=COTPH(N+1)
  N=9
61 CONTINUE
  GO TO 3
  2 IOU=N
  N=9
  3 CONTINUE
  N=N+1
  GO TO 50
51 CONTINUE
  IF (IOU.EQ.0)GO TO 6
  POLAT3=COTPH(IOU)
  GO TO 7
  6 M=(Y2-Y1)/(X2-X1)
  POLAT3=Y2-M*(X2-PT)
  7 CONTINUE
  GO TO 13
12 POLAT3=1.0
13 CONTINUE
  RETURN
  END
REAL FUNCTION POLAT5(PT)
COMMON/COM4/COTN,CONN
DIMENSION COTN(7),CONN(7)
REAL M
PT=PT/0.75
IOU=0
IF (PT.GE.50.0)GO TO 12
  N=1
50 IF (N.GT.7)GO TO 51
  IF (PT.EQ.CONN(N)) GO TO 2
  IF(PT.LT.CONN(N+1))GO TO 60
  CONTINUE
  GO TO 61
60 X1=CONN(N)
  X2=CONN(N+1)
  Y1=COTN(N)
  Y2=COTN(N+1)
  N=8
61 CONTINUE
  GO TO 3
  2 IOU=N
  N=8
  3 CONTINUE
  N=N+1
```

```
GO TO 50
51 CONTINUE
  IF (IOU.EQ.0)GO TO 6
    POLAT5=COTN(IOU)
  GO TO 7
  6  M=(Y2-Y1)/(X2-X1)
    POLAT5=Y2-M*(X2-PT)
  7  CONTINUE
    GO TO 13
12  POLAT5=1.0
13  CONTINUE
    RETURN
      END
      REAL FUNCTION POLAT8(PT)
      COMMON/COM5/COTPT,CONPT
      DIMENSION COTPT(7),CONPT(7)
      REAL M
      PT=PT*3.06
      IOU=0
      IF (PT.GE.2.0)GO TO 12
        N=1
50  IF (N.GT.7)GO TO 51
      IF (PT.EQ.CONPT(N)) GO TO 2
      IF (PT.LT.CONPT(N+1))GO TO 60
      CONTINUE
      GO TO 61
60  X1=CONPT(N)
      X2=CONPT(N+1)
      Y1=COTPT(N)
      Y2=COTPT(N+1)
      N=8
61  CONTINUE
      GO TO 3
  2  IOU=N
      N=8
  3  CONTINUE
      N=N+1
      GO TO 50
51  CONTINUE
  IF (IOU.EQ.0)GO TO 6
    POLAT8=COTPT(IOU)
  GO TO 7
  6  M=(Y2-Y1)/(X2-X1)
    POLAT8=Y2-M*(X2-PT)
  7  CONTINUE
      GO TO 13
12  POLAT8=1.0
13  CONTINUE
    RETURN
      END
      REAL FUNCTION POLAT9(PT)
      COMMON/COM6/COFE,NPP
      DIMENSION COFE(7),NPP(7)
      REAL M,NPP
      IOU=0
```

```
IF (PT,GE,2000) GO TO 12
  N=1
50 IF (N,GT,7)GO TO 51
  IF (PT,EQ,NPP(N)) GO TO 2
  IF(PT,LT,NPP(N+1))GO TO 60
  CONTINUE
  GO TO 61
60  X1=NPP(N)
  X2=NPP(N+1)
  Y1=COFE(N)
  Y2=COFE(N+1)
  N=8
61 CONTINUE
  GO TO 3
  2  IOU=N
  N=8
  3 CONTINUE
  N=N+1
  GO TO 50
51 CONTINUE
  IF (IOU,EQ,0)GO TO 6
  POLAT9=COFE(IOU)
  GO TO 7
  6  M=(Y2-Y1)/(X2-X1)
  POLAT9=Y2-M*(X2-PT)
  7 CONTINUE
  GO TO 13
12 POLAT9=1.0
13 CONTINUE
  RETURN
  END
REAL FUNCTION POLA15(PT)
COMMON/COM7/COTME,CONMET
  DIMENSION COTME(6),CONMET(6)
  REAL M,CONMET
  IOU=0
  IF (PT,GE,20.0) GO TO 12
  N=1
50 IF (N,GT,6)GO TO 51
  IF (PT,EQ,CONMET(N)) GO TO 2
  IF(PT,LT,CONMET(N+1))GO TO 60
  CONTINUE
  GO TO 61
60  X1=CONMET(N)
  X2=CONMET(N+1)
  Y1=COTME(N)
  Y2=COTME(N+1)
  N=7
61 CONTINUE
  GO TO 3
  2  IOU=N
  N=7
  3 CONTINUE
  N=N+1
  GO TO 50
```

```
51 CONTINUE
   IF (IOU.EQ.0)GO TO 6
      POLA15=COTME(IOU)
   GO TO 7
6    M=(Y2-Y1)/(X2-X1)
   POLA15=Y2-M*(X2-PT)
7 CONTINUE
   GO TO 13
12 POLA15=1.0
13 CONTINUE
   RETURN
   END
```



ANNEXE V

PROFILS SPATIO-TEMPORELS DES INDICES
DE PROVENCHER ET LAMONTAGNE ET D'IBBOSTON
QUI N'ONT PAS ÉTÉ DISCUTÉS À L'INTÉRIEUR DU TEXTE PRINCIPAL

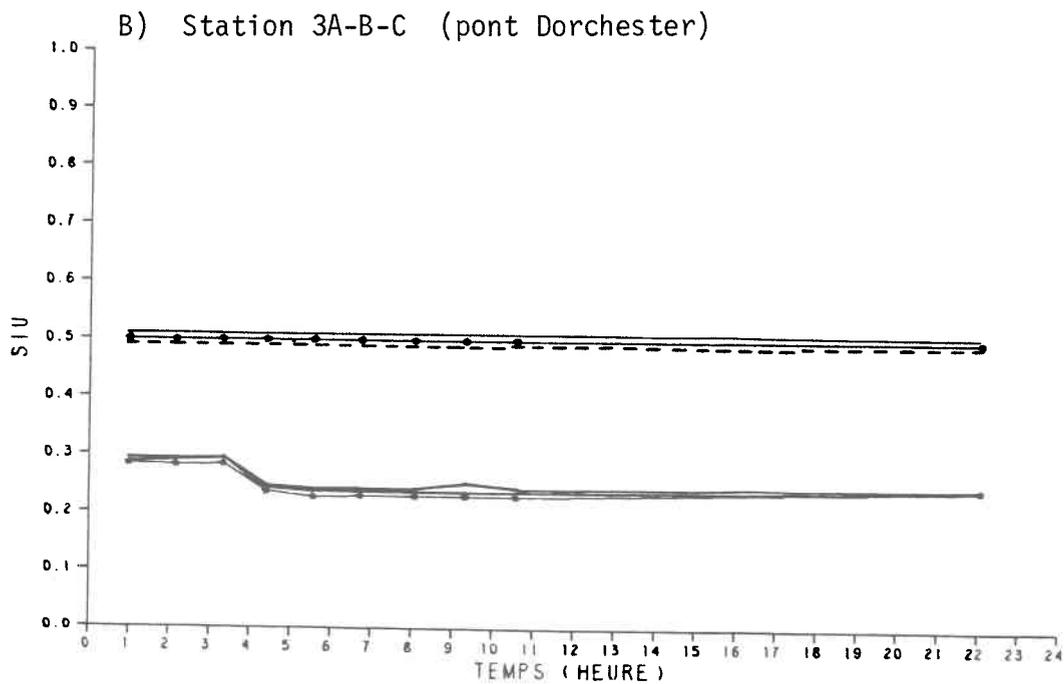
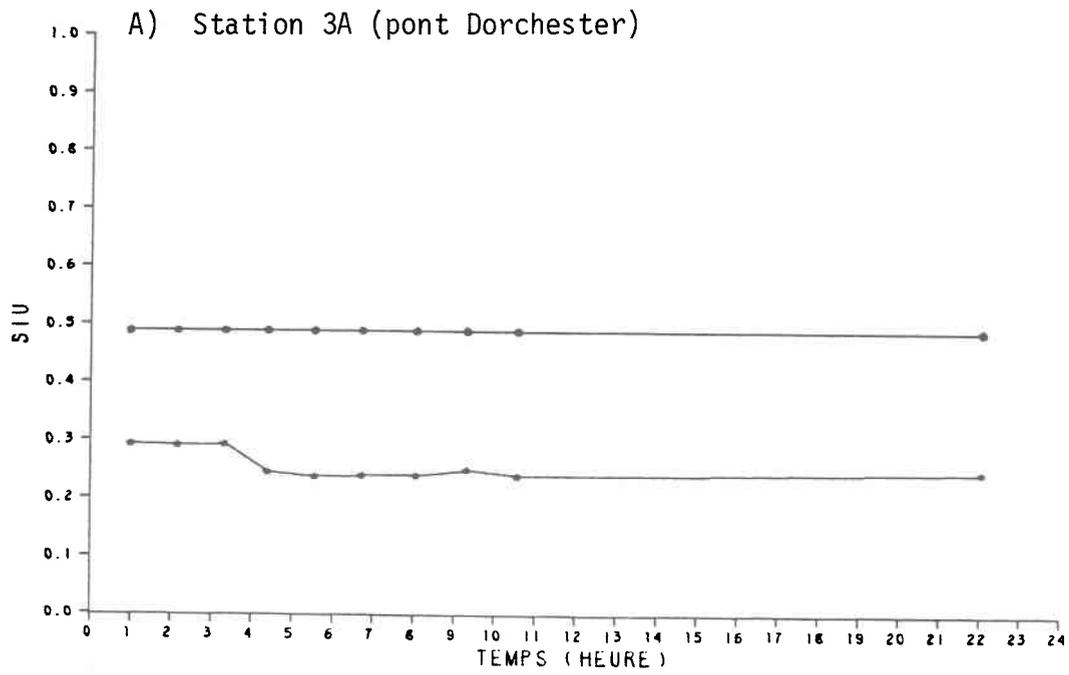


FIGURE V.1 Variation temporelle de l'indice de qualité de l'eau d'Ibbotson à différentes stations (non retenues dans le texte). (● : temps sec; * : orage)

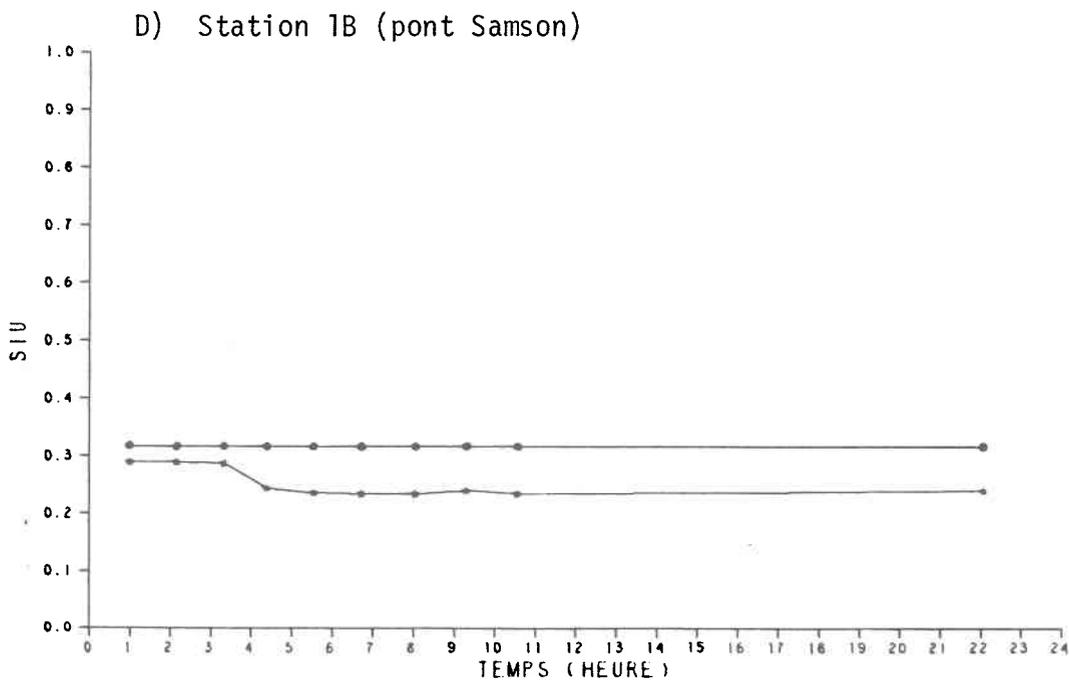
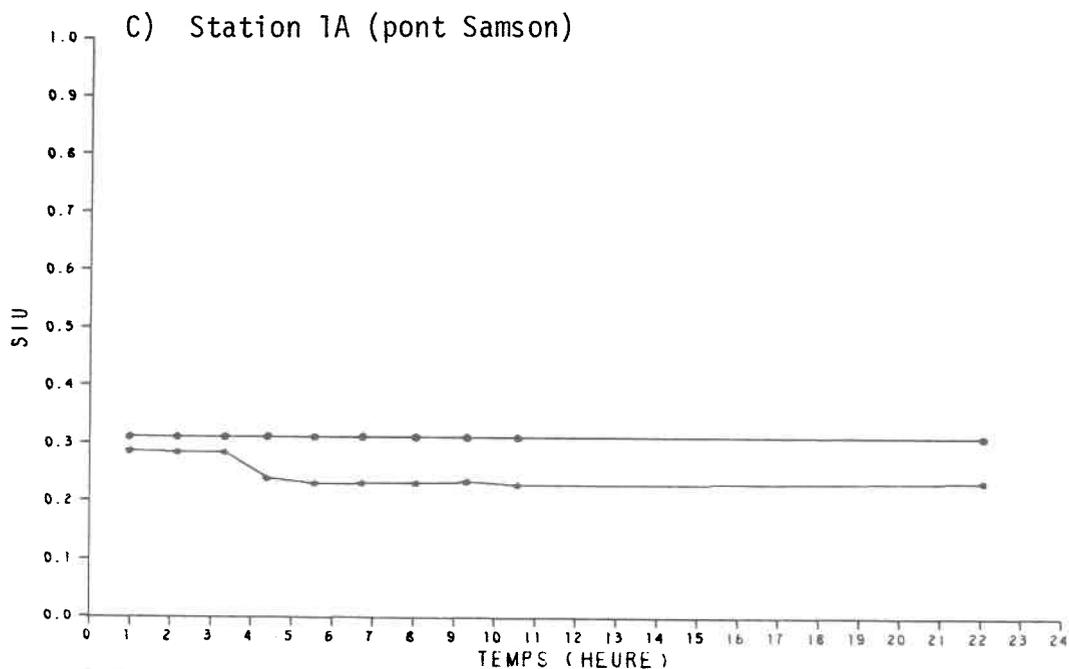


FIGURE V.1 Variation temporelle de l'indice de qualité de l'eau d'Ibbotson à différentes stations (non retenues dans le texte). (● : temps sec; * : orage)

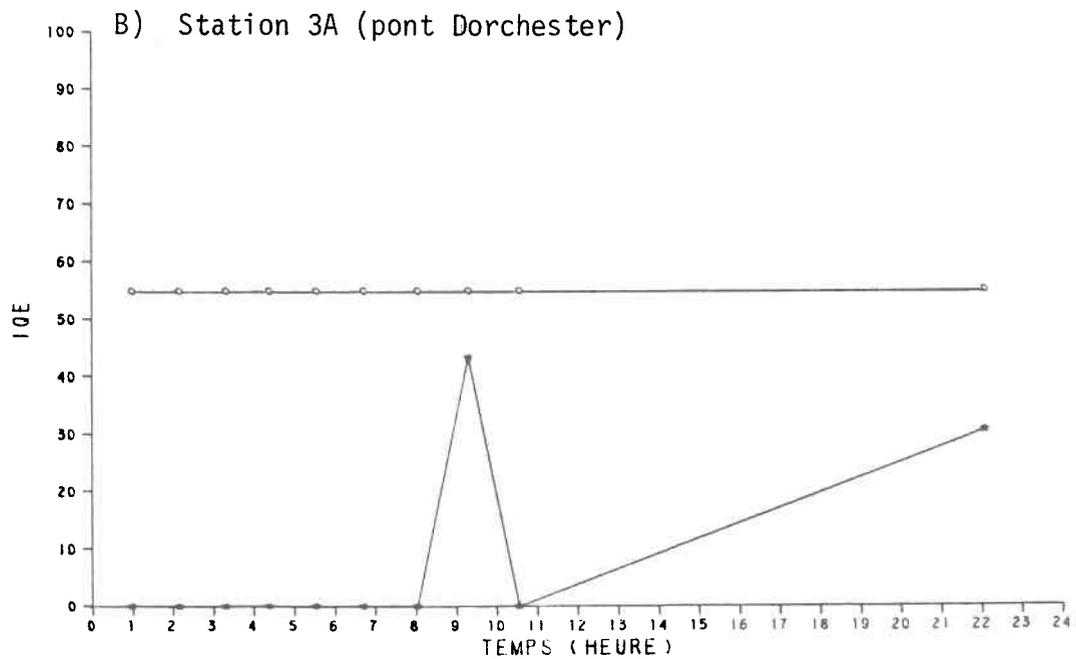
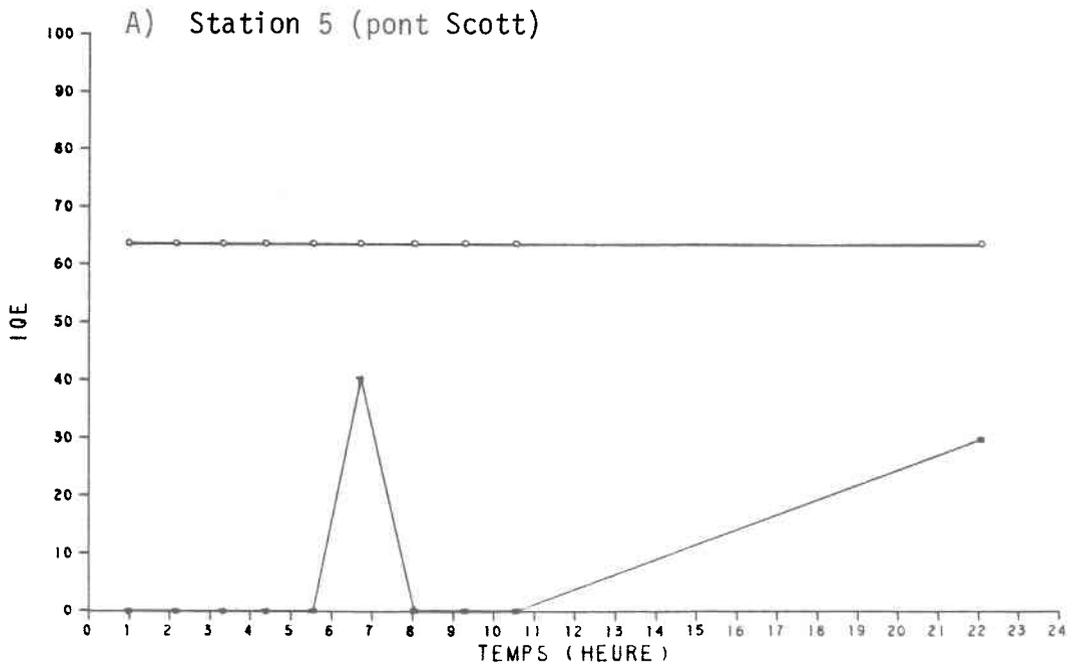


FIGURE V.2 Variation temporelle de l'indice multiplicatif de qualité de l'eau de Provencher et Lamontagne à différentes stations (non retenues dans le texte). (o : temps sec; * : orage)

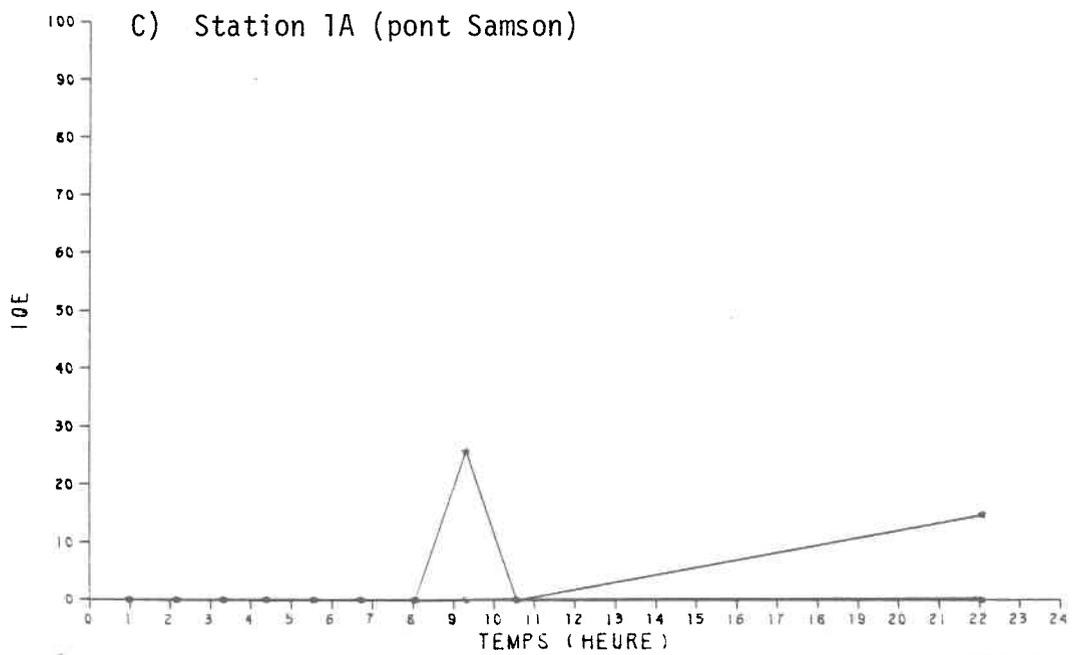


FIGURE V.2 Variation temporelle de l'indice multiplicatif de qualité de l'eau de Provencher et Lamontagne à différentes stations (non retenues dans le texte). (o : temps sec; * : orage)

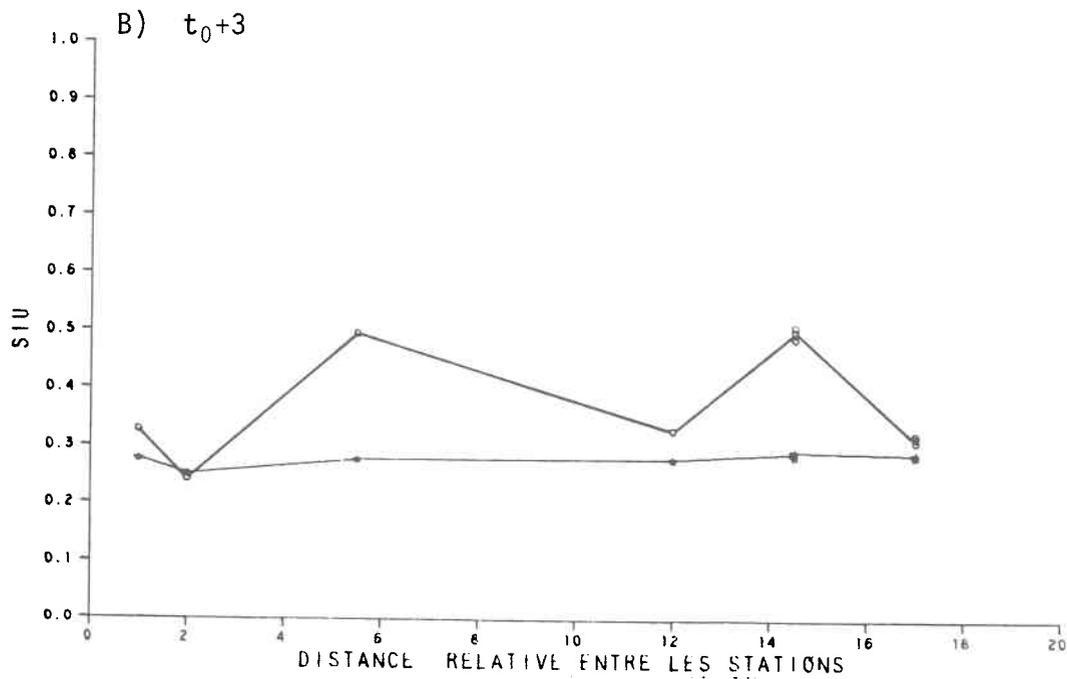
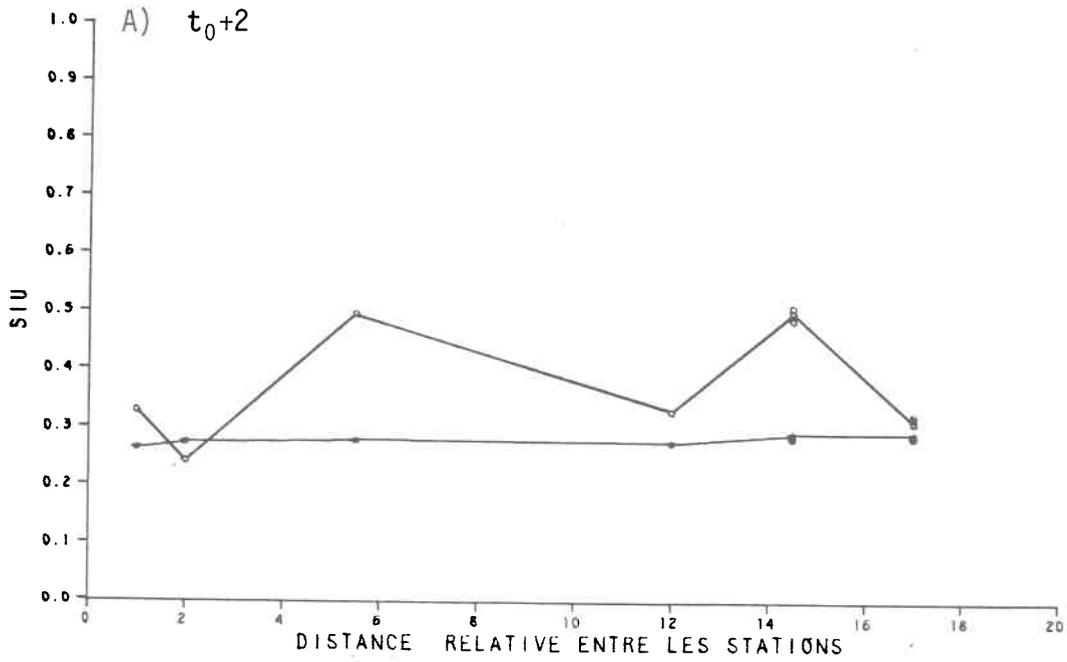


FIGURE V.3 Variation spatiale de l'indice de qualité de l'eau d'Ibbotson à différents moments après le pic de l'hyétogramme (profils spatiaux non retenus dans le texte). (o : temps sec; * : orage)

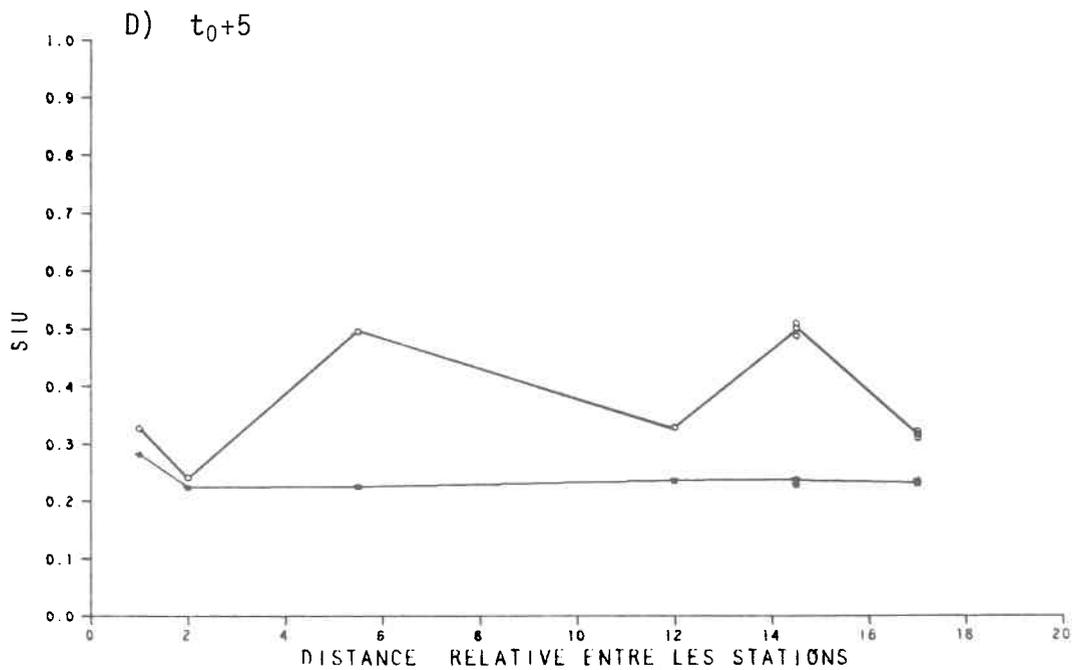
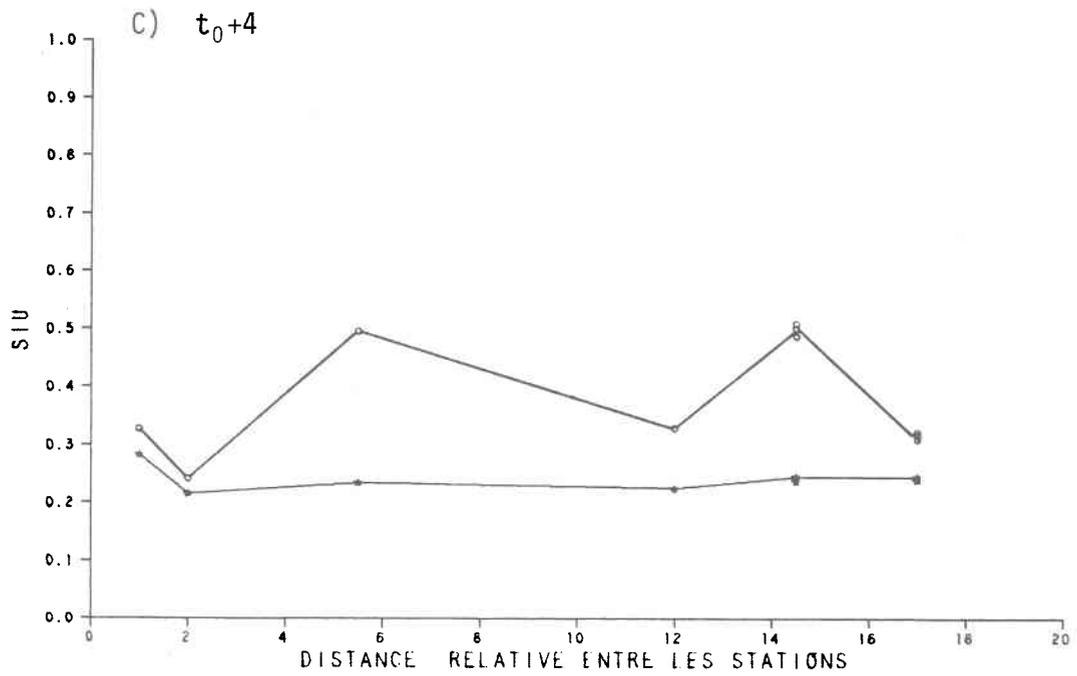


FIGURE V.3 Variation spatiale de l'indice de qualité de l'eau d'Ibbotson à différents moments après le pic de l'hyétogramme (profils spatiaux non retenus dans le texte). (o : temps sec; * : orage)

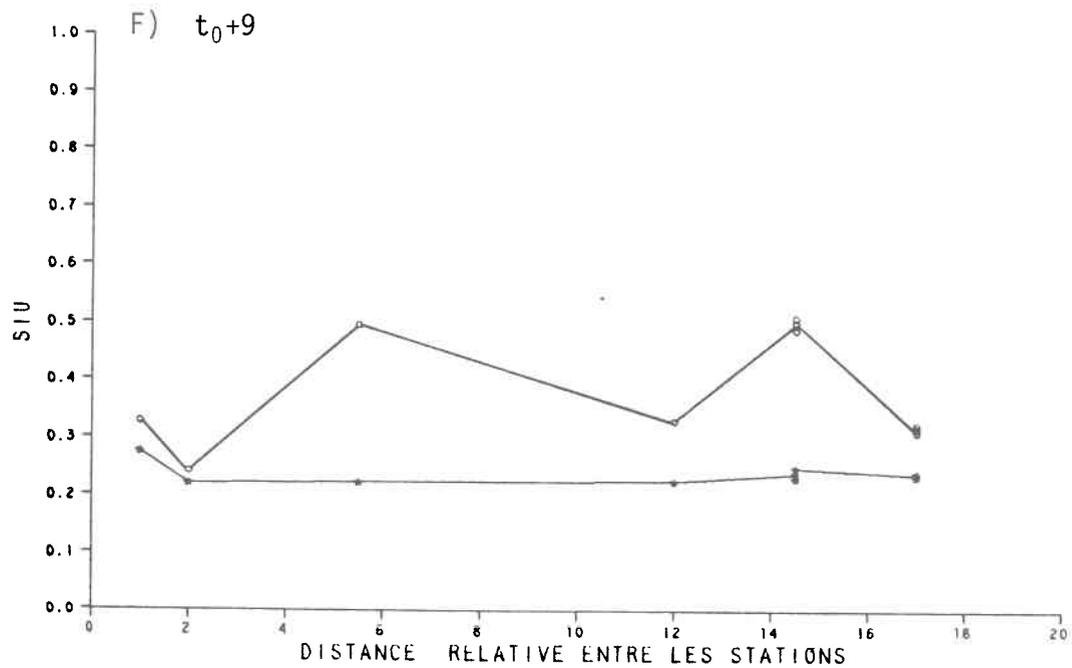
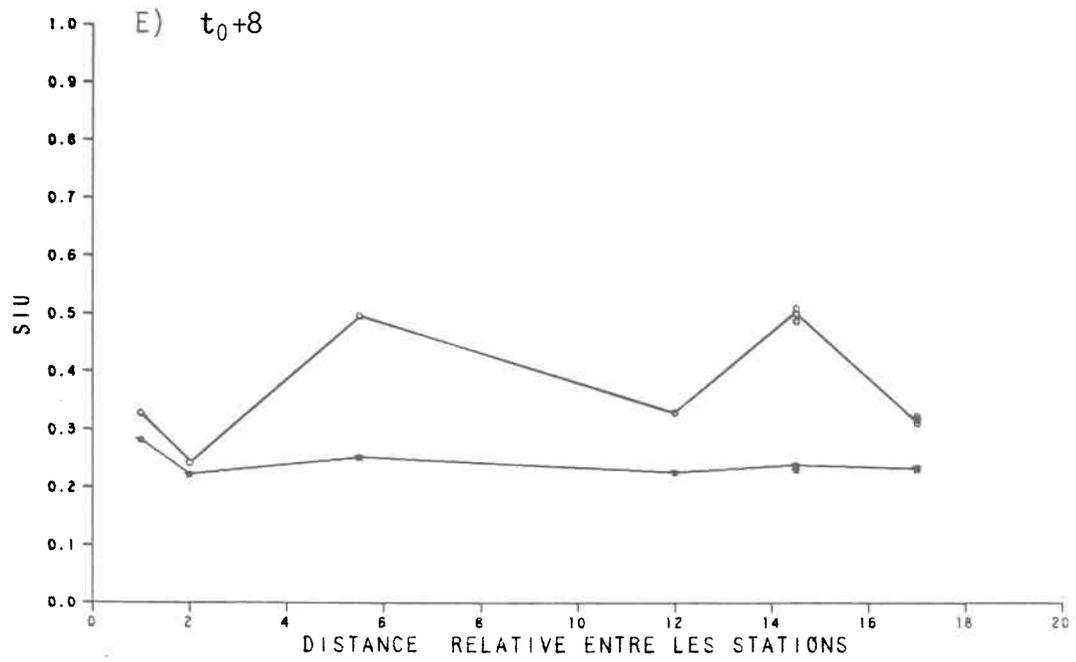


FIGURE V.3 Variation spatiale de l'indice de qualité de l'eau d'Ibbotson à différents moments après le pic de l'hyétogramme (profils spatiaux non retenus dans le texte). (o : temps sec; * : orage)

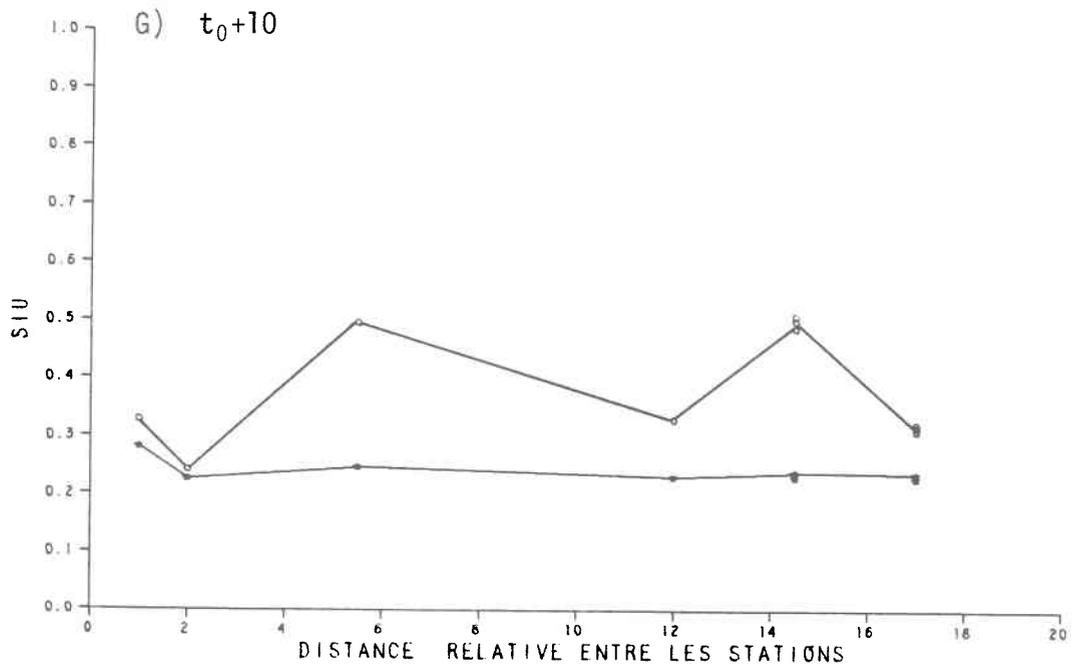


FIGURE V.3 Variation spatiale de l'indice de qualité de l'eau d'Ibbotson à différents moments après le pic de l'hyétogramme (profils spatiaux non retenus dans le texte). (o : temps sec; * : orage)

