

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

Mémoire

présenté

à

l'Institut national de la recherche scientifique

INRS-Eau

comme exigence partielle

de la

Maîtrise ès sciences (eau)

par

Rock Bégin

B.Sc. Sciences biologiques

Relation entre l'utilisation du territoire d'un bassin versant et
la biodisponibilité d'éléments nutritifs transités en rivière:
bassin hydrographique de la rivière Yamaska-Nord

Septembre 1984

REMERCIEMENTS

Je désire tout d'abord remercier très sincèrement mes deux directeurs de thèse. D'abord le Docteur Pierre Couture, pour ses précieux conseils, son encouragement soutenu et sa grande disponibilité tout au long de l'élaboration de ce travail. Puis le Docteur Daniel Cluis qui, en plus d'avoir accepté la supervision des aspects mathématiques de ce travail, m'a conseillé à plusieurs reprises.

Ma reconnaissance s'adresse également au docteur Henri Beuffe du C.E.M.A.G.R.E.F. (France) et au docteur Richard A. Vollenweider chercheur sénéior au Centre Canadien des Eaux Intérieures de Burlington et professeur à l'Université McMaster, pour leur participation à la critique de ce mémoire à titre d'arbitres externes.

Je tiens aussi à souligner l'aide apportée par Monsieur Marius Lachance lors du traitement informatique de certains résultats.

Mes remerciements s'adresse encore à Madame Lise Raymond qui a eu la patience de dactylographier ce travail, à Monsieur Magella Cantin qui en a vérifié l'exactitude grammaticale et à Monsieur André Parent qui a dessiné les figures.

Enfin, il me fait plaisir de souligner l'excellente collaboration dont j'ai pu bénéficier de la part du ministère de l'Environnement, des autorités, du personnel et des collègues de l'INRS-Eau, pour la réalisation de cette étude.

Que tous trouvent ici, l'expression de ma plus vive reconnaissance.

RÉSUMÉ

L'objectif de cette étude consiste principalement à dégager l'importance de certains facteurs et mécanismes qui participent à l'enrichissement excessif du milieu aquatique. Plus précisément on considère deux éléments activateurs qui, la plupart du temps, contrôlent la productivité de l'écosystème des milieux aqueux; soit l'azote (N) et le phosphore (P). En fait on tente de relier directement la biodisponibilité de ces éléments, en rivière, à certaines caractéristiques d'utilisation du territoire.

Le rapport N:P des charges produites sur le bassin versant de la rivière Yamaska-Nord et transitées à la rivière, a été identifié comme étant caractéristique d'un niveau d'enrichissement potentiel (NEP) aux points de contrôle; les charges sont calculées à l'aide d'un modèle d'apport qui permet de relier les statistiques d'utilisation d'un territoire, aux quantités d'azote et de phosphore transitées, en tenant compte de l'origine diffuse ou ponctuelle de ces éléments.

L'évaluation de la biodisponibilité de N et P a été faite à partir de deux paramètres associés aux composantes biologiques et mesurés en rivière, soit le potentiel de fertilité (PF) et la chlorophylle-a total (chl). Une régression linéaire tenant compte du débit a ensuite permis de relier directement NEP à la biodisponibilité des éléments nutritifs de la rivière en établissant la relation: $(PF + chl) Q = a [N/P]^{-b}$.

Finally the application of this equation to the data collected in the Yamaska-Nord basin allows the following conclusions to be drawn:

- (i) the nutrient loads that transit in the river are more important during the flood period than during the low water period;
- (ii) the level of enrichment during the winter low water period is higher than during the summer low water period;
- (iii) the nutrient loads that transit in the river are more important in spring than in autumn for the less influenced environments, where diffuse sources are dominant; this is not the case for the point sources whose production seems constant throughout the year;
- (iv) the equation developed in this study allows the order of magnitude of the phytoplankton production in characteristic environments of a lentic environment, by the sole mathematical treatment of the statistics of a territory.

TABLE DES MATIÈRES

	<u>Page</u>
REMERCIEMENTS	i
RÉSUMÉ	ii
TABLE DES MATIÈRES	iv
LISTE DES TABLEAUX	vi
LISTE DES FIGURES	vii
INTRODUCTION	1
1. DESCRIPTION DU TERRITOIRE	4
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES	9
2.1 Calcul des charges	9
2.2 Échantillonnage	12
2.3 Techniques analytiques: variables chimiques	13
2.4 Techniques analytiques: variables biologiques	13
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION	15
3.1 Utilisation du territoire et rapport N:P des charges calculés	15
3.2 Les teneurs en azote et phosphore total dissous	17
3.3 Rapport N:P des concentrations mesurées: variations spatiales	22
3.4 Rapport N:P des concentrations mesurées: variations temporelles	25
3.5 Rapport N:P calculé versus rapport N:P mesuré	30
3.6 Les composantes biologiques et la biodisponibilité des éléments nutritifs en milieu lotique	33

3.7	Potentiel de fertilité et chlorophylle: variation spatiale	35
3.8	Potentiel de fertilité et chlorophylle: variation saisonnière	38
3.9	Relation entre l'utilisation du territoire et le niveau d'enrichissement	43
	CONCLUSION	55
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	60

LISTE DES TABLEAUX

	<u>Page</u>
Tableau 1: Caractéristiques des plans d'eau du bassin versant de la rivière Yamaska-Nord (adapté de Campbell et al., 1979)	6
Tableau 2: Utilisation du sol à l'intérieur du bassin versant de la rivière Yamaska-Nord	10
Tableau 3: Répartition des charges en azote (N) et en phosphore (P) à l'intérieur du bassin versant de la rivière Yamaska-Nord	16
Tableau 4: Équations obtenues suite à l'application de la relation (3) aux données des différentes saisons hydrologiques	49

LISTE DES FIGURES

	<u>Page</u>
Figure 1: Évolution des densités de population et des rapports N:P calculés	5
Figure 2: Profil en long de la rivière Yamaska-Nord	7
Figure 3: Projection des axes 1 et 2 de l'analyse factorielle de correspondance réalisée à partir des données d'azote (A) et de phosphore (B)	20
Figure 4: Rapports N:P mesurés, valeurs moyennes et intervalles de confiance pour la période d'échantillonnage	23
Figure 5: Variation des débits et précision des saisons hydrologiques	26
Figure 6: Rapports atomiques N:P mesurés lors des crues de printemps (A), lors des étiages d'été (B), lors de la crue d'automne (C), lors de l'étiage d'hiver (D)	27
Figure 7: Potentiel de fertilité; valeurs moyennes et intervalles de confiance pour la période d'échantillonnage ..	36
Figure 8: Chlorophylle "a" totale; valeurs moyennes et intervalles de confiance pour la période d'échantillonnage ..	37
Figure 9: Potentiel de fertilité; valeurs obtenues lors des crues de printemps (A), lors des étiages d'été (B), lors de la crue d'automne (C), lors de l'étiage d'hiver (D)	40

Figure 10:	Chlorophylle "a" totale; valeurs obtenues lors des crues de printemps (A), lors des étiages d'été (B), lors de la crue d'automne (C), lors de l'étiage d'hiver (D)	42
Figure 11:	Teneurs en chlorophylle-a des unités de PF pour la gamme des valeurs de l'échantillonnage	45
Figure 12:	Droites de régression établies à partir des données d'étiages	47
Figure 13:	Droites de régression établies à partir des données de crues	48
Figure 14:	Droites de régression établies à partir des données de crues et d'étiages	51

INTRODUCTION

Depuis l'avènement de l'agriculture aux environs de 7 000 ans avant notre ère (Heiser, 1973), l'impact des activités humaines s'est fait de plus en plus contraignant sur la qualité des écosystèmes aquatiques. En effet, le développement des pratiques agricoles a permis à l'homme d'acquieser des habitudes sédentaires: celui-ci s'établit de préférence près des cours d'eau de manière à satisfaire aisément ses besoins vitaux. Les points d'eau deviennent alors des facteurs stratégiques pour favoriser le développement de petites agglomérations. Au siècle dernier, l'industrialisation commence son essor et contribue, avec le développement intensif des populations humaines, à accélérer le processus de dégradation du système aquatique (Ravera, 1979). De plus, l'influence de l'industrialisation se manifeste aussi dans l'agriculture; les anciennes pratiques sont modifiées par les nouvelles technologies comme l'utilisation des engrais et des pesticides et l'avènement des élevages intensifs. Conséquemment, les rivières, tout en étant des sources d'approvisionnement en eau potable, deviennent également des voies faciles pour la disposition des déchets.

Dès lors, ces apports augmentent les teneurs en éléments altérage- nes extrinsèques du système aquatique (agents stimulateurs et inhibiteurs). En favorisant l'inhibition ou la stimulation des fonctions métaboliques des composantes biotiques de l'écosystème, ces composés entraînent des modifications importantes chez les communautés aquatiques. On peut citer, par exemple, l'apport sans cesse croissant d'éléments activateurs, en particulier

les formes disponibles de l'azote et du phosphore qui, en favorisant la production de biomasse phytoplanctonique, accélèrent l'eutrophisation des plans d'eau et engendrent des changements majeurs au niveau de l'utilisation de la ressource (Jones et Lee, 1982; Lang et Brown, 1981; Likens et Loucks, 1978).

Une meilleure connaissance de la relation existant entre l'utilisation d'un territoire et la biodisponibilité des éléments nutritifs (azote, phosphore) dans le milieu aquatique s'avère essentielle pour améliorer la précision des modèles prédictifs de la qualité de l'eau. Cette relation est perçue par Golterman (1980) comme étant l'assemblage de deux sous-modèles: le premier reliant la production des substances nutritives à l'intérieur d'un territoire à la concentration en nutriments transités à la rivière drainant cette région (Duda, 1982; Beaulac et Reckhow, 1982; Loehr, 1979), et le second, associant la concentration en nutriments à la biomasse de producteurs primaires (Canfield, 1983; Jones et Lee, 1982; Walker et Hilman, 1982). Bien que certains auteurs se soient intéressés aux formes biodisponibles en particulier (Forsberg et Claesson, 1981; Chiaudani et Vighi, 1981; Nalewajko et Lean, 1980), il n'existe pas, à notre connaissance, d'étude qui procède directement à l'analyse de ces variables en fonction de l'utilisation du territoire. Notre objectif est précisément d'apporter de meilleures connaissances dans ce domaine en mettant en relation l'utilisation du territoire d'un petit bassin versant (Rivière Yamaska-Nord) et la biodisponibilité des éléments nutritifs présents dans la rivière qui draine ce territoire.

Notre démarche s'inspire des trois approches suggérées par Haith (1976) pour déterminer l'impact des pratiques d'utilisation du territoire sur la qualité de l'eau. La première consiste à mesurer directement les contaminants des eaux de ruissellement et d'égouts en provenance de terres sujettes à diverses utilisations. La seconde étudie au niveau du bassin versant les caractéristiques physiques et chimiques du ruissellement résultant d'une combinaison de plusieurs types d'utilisation. La troisième permet de comparer les données provenant de plusieurs bassins versants. Plus particulièrement, notre démarche s'apparente au deuxième type d'approche en se situant à l'échelle d'un petit bassin versant sur un territoire semi-forestier comprenant deux secteurs urbanisés importants et plusieurs zones agricoles. Les données de cette étude proviennent d'une étude plus globale effectuée par le ministère de l'Environnement du Gouvernement du Québec (Provencher et al., 1979).

1. DESCRIPTION DU TERRITOIRE

La rivière Yamaska-Nord, localisée près de Montréal est l'un des deux principaux tributaires de la rivière Yamaska et est située dans la région amont du bassin de cette rivière (figure 1). De l'amont vers l'aval, le bassin versant de la rivière Yamaska-Nord couvre trois régions physiographiques distinctes: le plateau appalachien, le piedmont et les basses-terres du fleuve Saint-Laurent.

La rivière coule d'est en ouest sur une longueur de 62 km et draine une superficie de 294 km² où se côtoient des activités industrielles et agricoles. Les principales agglomérations urbaines sont, d'une part, la ville de Waterloo, située à l'amont du bassin, comptant 5 000 habitants et 27 industries et, d'autre part, la ville de Granby avec ses 35 000 habitants et ses 125 industries. Les trois principaux plans d'eau situés sur ce bassin versant sont: le lac Waterloo, le réservoir Choinière et le lac Boivin; leurs caractéristiques physiques générales apparaissent au tableau 1. Les activités agricoles majeures sont liées aux élevages intensifs du porc situés à proximité du réservoir Choinière et de la municipalité de Saint-Alphonse où des élevages de poulets sont également présents.

Le régime hydrologique de la rivière, associé aux caractéristiques topographiques de la région, se manifeste par des zones d'écoulements rapides en amont du réservoir Choinière, et des écoulements lents en aval de la ville de Granby; ceci est mis en évidence dans le profil en long illustré à la figure 2.

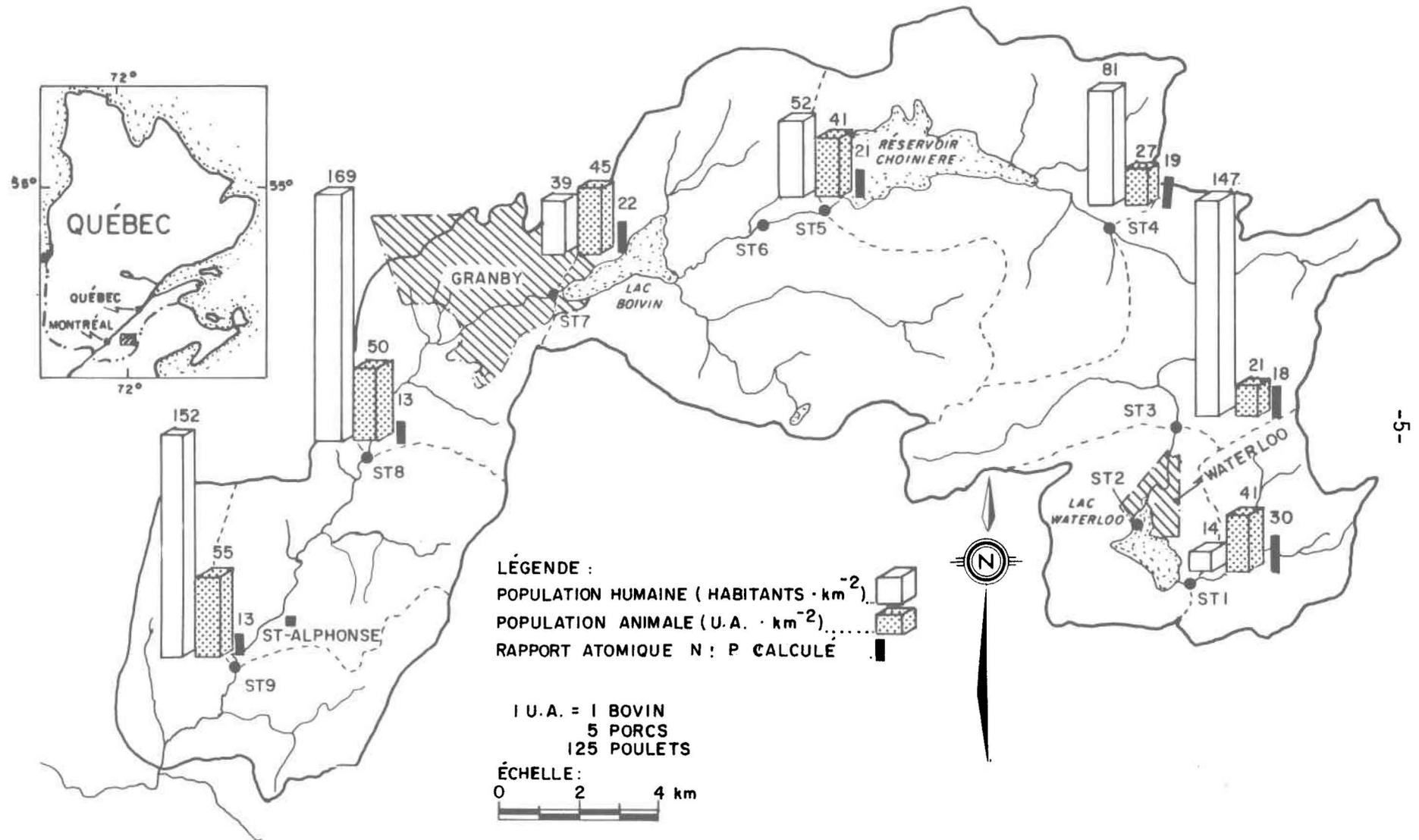


FIGURE 1: Evolution des densités de population et des rapports N:P calculés.

Tableau 1: Caractéristiques des plans d'eau du bassin versant de la rivière Yamaska-Nord (adapté de Campbell et al., 1979).

Caractéristiques	Lac Waterloo	Réservoir Choinière	Lac Boivin
Élévation	221 m	143 m	122 m
Superficie du bassin versant ¹	29,4 km ²	152,8 km ²	221 km ²
Superficie	1,5 km ²	5,3 km ²	1,8 km ²
Longueur maximum	2,9 km	5,8 km	3,4 km
Largeur maximum	1,1 km	1,5 km	0,8 km
Profondeur maximum	5,2 m	17,9 m	7,3 m
Profondeur moyenne	2,6 m	6,5 m	1,3 m
Volume	3,68 x 10 ⁶ m ³	28,3 x 10 ⁶ m ³	2,52 x 10 ⁶ m ³
Taux de renouvellement			
moyenne annuelle ²	56 j	130 j	8 j
moyenne été ³	123 j	- ⁴	23 j

¹ Superficie du bassin versant entier, y compris le bassin immédiat du plan d'eau.

² Taux de renouvellement = volume ÷ débit annuel moyen.

³ Taux de renouvellement en été = volume ÷ débit moyen pour les mois de juin, juillet et août.

⁴ Données non disponibles

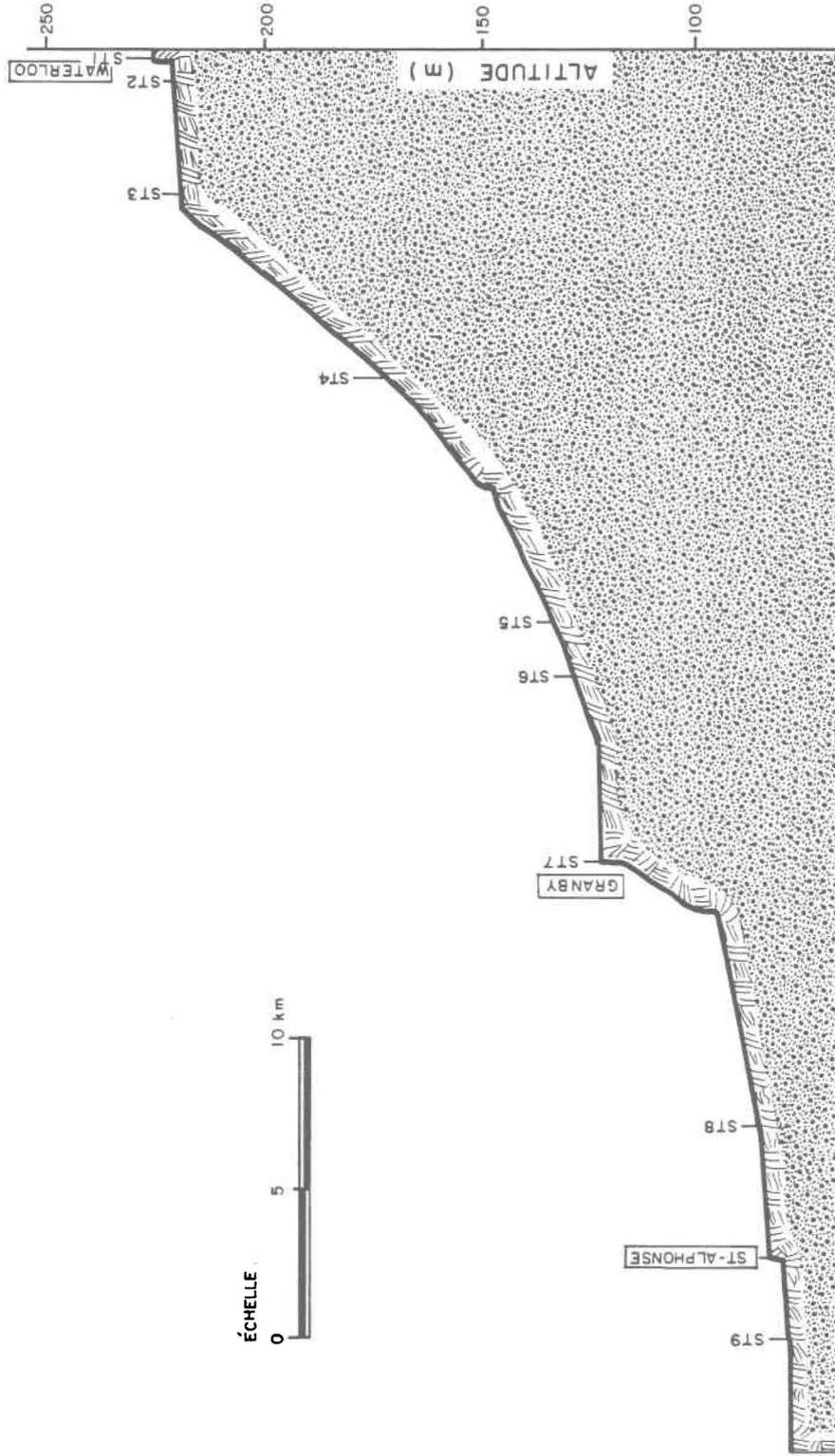


FIGURE 2: Profil en long de la rivière Yamaska-Nord.

Pour les fins de la présente étude, le bassin a été subdivisé en sous-unités de drainage; neuf stations de contrôle et d'échantillonnage (ST1 à ST9) ont été établies de l'amont vers l'aval de la rivière Yamaska-Nord.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Calcul des charges

Les charges en éléments nutritifs (N et P) sont calculées à l'aide d'un modèle d'apport (Cluis et al., 1979; MRN, 1977). Les principales étapes de la technique sont sensiblement les mêmes que celles utilisées par Couture et al. (1980) et permettent de relier les statistiques d'utilisation d'un territoire aux quantités d'azote et de phosphore transitées. Les données nécessaires au calcul des charges apparaissent au tableau 2; elles proviennent d'estimations cartographiques et de statistiques municipales extraites du recensement de 1971 qui sont regroupées et ventilées proportionnellement à la superficie des sous-unités de drainage. Le nombre de porcs par municipalité a toutefois été révisé et ajusté en tenant compte de l'importance du développement que ce type d'élevage avait pris dans cette région depuis 1971. Ces opérations se sont effectuées à partir d'un dénombrement fait en 1978 par les Services de protection de l'environnement du Québec (Massé, 1979). Pour chacun des apports identifiés (égouts domestiques, rejets industriels, ruissellement, élevage, précipitations, forêts), la production spécifique en azote et en phosphore a été établie en différenciant les apports ponctuels à la rivière et les apports diffus, soit ceux qui sont non totalement transférés au milieu aquatique.

La charge L en kg à la sortie de chaque sous-unité de drainage est calculée à partir des productions ponctuelles ou diffuses et d'un schéma de

Tableau 2: Utilisation du sol à l'intérieur du bassin versant de la rivière Yamaska-Nord*.

Point de contrôle	Surface drainée km ²	Forêt		Agriculture		Densité de population			Densité d'élevage			Superficies fertilisées km ²	Industries nombre d'employés
		km ²	%	km ²	%	avec égout HAB km ⁻²	sans égout HAB km ⁻²	totale HAB km ⁻²	bovins Têtes km ⁻²	porcs Têtes km ⁻²	volailles Têtes km ⁻²		
ST1	19,3	7,7	40	10,8	56	-	14	14	28	54	256	0,40	-
ST3	37,4	15,0	40	21,0	56	133	14	147	14	28	132	0,78	983
ST4	75,4	33,1	44	39,7	53	66	15	81	21	27	86	2,13	-
ST5	143,9	71,1	49	69,3	48	35	17	52	24	78	215	6,00	-
ST7	226,6	104,5	46	117,9	52	22	17	39	25	86	363	8,69	-
ST8	262,0	113,8	43	143,8	55	151	18	169	26	96	605	11,07	5962
ST9	294,0	121,8	41	167,8	57	134	18	152	27	107	818	12,86	-

* ST2 et ST6 sont absents des points de contrôle parce qu'ils ne sont pas situés à l'exutoire d'une sous-unité de drainage.
HAB = habitants.

drainage qui a été préalablement établi à l'aide d'une méthode de carreaux utilisant comme support cartographique le quadrillage Universel Transverse de Mercator. Deux coefficients de transfert sont définis:

- C_I = coefficient interne de transfert des apports potentiels au cours d'eau;
- C_T = coefficient de transport de carreau en carreau dans la rivière.

Si on note D_i et P_i les apports diffus et ponctuels (kg) d'un élément "i" pour un carreau situé à k carreaux en amont d'un point de contrôle, la contribution de ce carreau à la charge transitée pour une période de temps donnée à la station, s'écrit:

$$L_i = C_T^k \times (P_i + C_I \cdot D_i)$$

La charge totale en éléments nutritifs transportée à la station est donc la somme des contributions de ce type pour l'ensemble des carreaux situés à l'amont. Ainsi, ce schéma permet de simuler en tout point du réseau hydrographique les charges transportées. La signification physique des coefficients du modèle est la suivante:

- C_I = représente la fraction des apports potentiels atteignant la rivière;
- C_T = représente le transport des charges une fois acheminées dans le cours d'eau.

Dans le cas du bassin de la rivière Yamaska Nord, une version simplifiée de ce modèle a été utilisée. Il s'agit de l'utilisation du modèle sur une base annuelle, sans échantillonnage de contrôle pour évaluer les apports à l'exutoire de chaque sous-unité de drainage.

Sur une base annuelle et pour une année hydrologique moyenne, le coefficient C_T prend la valeur 1 et les apports en charge d'azote et de phosphore d'un bassin versant s'écrivent:

$$L = \sum L_i = \sum P_i + C_I \cdot \sum D_i$$

où L_i ($\text{kg} \cdot \text{j}^{-1}$) représente le flux journalier moyen transité pour l'élément i . Les coefficients C_I ont été établis à 15% et 5,6% pour l'azote et le phosphore respectivement; ces valeurs ont été ajustées antérieurement lors de l'application du modèle d'apport sur l'ensemble du bassin de la rivière Yamaska et sont du même ordre de grandeur que ceux établis par Vollenweider (1968); la différence entre ces coefficients de transfert est attribuable essentiellement à des considérations de mobilités chimiques et biochimiques de l'azote et du phosphore.

2.2 Échantillonnage

Les prélèvements furent effectués mensuellement entre mars 1977 et août 1978. La fréquence d'échantillonnage tient compte des considérations de Greene et al. (1975) sur la représentativité des variables biologiques.

Ces considérations supposent un échantillonnage minimum de 4 fois dans l'année, durant les différentes saisons et conditions hydrologiques, pour caractériser avec une certaine fiabilité le niveau de production d'un écosystème. Cela est spécialement vrai pour un système lotique qui subit constamment des fluctuations de débit. La technique de prélèvement, pratiquée à partir de ponts routiers, consiste à obtenir un échantillon représentatif de la colonne d'eau à l'endroit du prélèvement; à cette fin, l'opération vise à remplir un contenant d'un litre en polyéthylène à l'aide d'un hydrocapteur, en effectuant un mouvement alternatif vertical.

2.3 Techniques analytiques: variables chimiques

Les déterminations des teneurs en azote et en phosphore ont été effectuées sur des échantillons filtrés sur membranes GFC (1,2 μm); ils sont conservés au maximum durant 3 jours, à l'obscurité, à 4°C dans des contenants en polyéthylène. Les formes filtrées du phosphore total (PT), et de l'azote total (NT: $\text{NK} + \text{NO}_3 + \text{NO}_2$) sont dosées selon les procédures standards du système auto-analyseur Technicon (APHA, 1975).

2.4 Techniques analytiques: variables biologiques

Les échantillons réservés au dosage de la chlorophylle ont été filtrés (GFC: 1,2 μm) sur les lieux du prélèvement et seules les membranes sont transportées (4°C, obscurité) au laboratoire. Le dosage s'effectue en fluorescence selon la technique de Stainton et al. (1974). Dans le présent travail seul la forme chlorophylle-a totale est considérée.

Le potentiel de fertilité (PF) a été déterminé selon une technique semblable à celles des bio-essais avec algues développés par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (U.S. EPA, 1971). Après stérilisation ($1,1 \text{ kg.cm}^{-2}$; 121°C ; 30 minutes), l'échantillon estensemencé avec une culture d'algues (Selenastrum capricornutum) de façon à obtenir une concentration de $5\ 000 \text{ algues.ml}^{-1}$. La souche d'où proviennent les inocula est repiquée toutes les semaines et seules des cultures en phase exponentielle sont utilisées lors des ensemencements. Les conditions d'incubation sont les suivantes: 16 heures de photopériode, $95 \mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (lampe fluorescente: "cool white"). Afin de favoriser la diffusion du CO_2 dans les échantillons et conséquemment d'éviter un contrôle de la croissance découlant d'une limitation en CO_2 , les différentes précautions suggérées par U.S. EPA (1971, 1978) sont appliquées: i) les tests sont réalisés sur 40 ml d'échantillon dans des fioles coniques de 125 ml afin d'obtenir un rapport surface/volume optimal, ii) les incubateurs sont pourvus d'un système de renouvellement d'air et iii) les échantillons sont agités chaque jour manuellement. Après 14 jours, alors que la phase stationnaire est atteinte, la concentration cellulaire dans les échantillons est déterminée à l'aide d'un compteur électronique de particules (Coulter Counter Model TA-11; cellule de $70 \mu\text{m}$). La valeur ainsi obtenue (nombre de particules. ml^{-1}), est transformée en biomasse (poids sec: mg.l^{-1}) à l'aide du facteur de conversion approprié à la souche et déterminé selon la procédure décrite par Campbell et al. (1976) et Joubert (1980).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Utilisation du territoire et rapport N:P des charges calculées

En considérant l'ensemble du territoire (ST9), les caractéristiques d'utilisation du sol (tableau 2) montrent l'importance relative des zones agricoles (57%) par rapport aux surfaces occupées par la forêt (41%) sur ce bassin versant. D'ailleurs, on observe une augmentation des densités d'animaux d'élevage à partir de ST4 jusqu'à ST9; de plus, de fortes densités de population humaine caractérisent ST3, ST8 et ST9.

Les rapports N:P apparaissant à la figure 1 sont exprimés en équivalents grammes et sont calculés à partir des charges en azote et en phosphore cumulées à chaque station (tableau 3). Les densités de population sont, de façon significative, inversement corrélées aux rapports N:P ($r = -0,906$; $N = 7$; $t_{0,995} = 4,032$; $t = 4,80$); par contre, la relation n'est pas significative ($r = -0.242$; $N = 7$; $t_{0,25} = 0,727$, $t = 0,557$) avec les densités d'animaux d'élevages. Il semble donc que les rapports N:P faibles soient associés aux stations où les densités de population sont élevées comme en témoignent d'ailleurs les valeurs à ST3 et ST8, deux stations situées respectivement en aval des villes de Waterloo et Granby.

Une caractérisation des rapports N:P calculés peut être effectuée en appliquant les connaissances acquises par l'étude des variations des rapports N:P obtenus des concentrations en azote et en phosphore détectées dans

Tableau 3: Répartition des charges en azote (N) et en phosphore (P) à l'intérieur du bassin versant de la rivière Yamaska-Nord.

Point de contrôle	Apports	
	Charge en N kg.j ⁻¹	Charge en P kg.j ⁻¹
ST1	27	2
ST3	158	19
ST4	218	25
ST5	356	38
ST7	523	54
ST8	1282	219
ST9	1384	229

les eaux de surface. Globalement, ce dernier rapport constitue pour Chiaudani et Vighi (1974) un indice empirique des niveaux d'enrichissement des eaux en nutriments. Plus particulièrement, étant donné que, d'une part, les eaux d'effluents urbains présentent des rapports N:P faibles (Ahl, 1979) et que, d'autre part, dans les eaux de surface le rapport N:P des milieux eutrophes est inférieur à celui des systèmes oligotrophes (Couture et al., 1980; Roberts et Southall, 1977), on peut considérer que ce rapport est non seulement représentatif de l'importance de l'utilisation du territoire, mais également du niveau d'eutrophisation du système aquatique. D'ailleurs, il est également connu (Likens et Loucks, 1978) que le niveau des concentrations en nutriments mesurés dans les écosystèmes aquatiques reflètent généralement l'intensité de l'utilisation du territoire drainé. Ces considérations suggèrent donc que les rapports N:P calculés ici à partir des charges en azote et phosphore caractérisent des niveaux d'enrichissement potentiel (NEP) pour chacune des stations. Ainsi, les valeurs faibles de N:P traduisent des NEP élevés; conséquemment, en considérant les valeurs N:P illustrées à la figure 1, les NEP des différents tronçons de la rivière Yamaska-Nord se classent selon l'ordre suivant: ST8 = ST9 > ST3 = ST4 > ST5 = ST7 > ST1

3.2 Les teneurs en azote et phosphore total dissous

Dans les écosystèmes aquatiques, la spéciation de l'azote et du phosphore ainsi que les teneurs en ces deux éléments sont la résultante de l'interaction de nombreux facteurs physiques, chimiques et biologiques; men-

tionnons, entre autres, que l'activité biologique impliquée dans les mécanismes d'utilisation et de recyclage de ces nutriments interagit avec les apports en provenance du bassin versant. En ce qui concerne ces apports, Couture (1981) a observé que le comportement de ces apports dans l'environnement aquatique varient selon la nature ponctuelle ou diffuse des sources, et les épisodes hydrologiques de crues et d'étiage prévalant; en effet, les sources ponctuelles, rejets urbains et industriels, sont susceptibles de contribuer de façon quasi constante à l'enrichissement des eaux de rivière, alors que c'est sporadiquement que les sources diffuses, apports agricoles et forestiers, participent à l'enrichissement lors des évènements de pluies.

Afin de dégager la signification des comportements mentionnés au paragraphe précédent sur les variations des rapports N:P, établis à partir des concentrations dosées en azote et phosphore total dissous, on étudie d'abord séparément les changements dans les teneurs de ces deux éléments en utilisant l'analyse factorielle de correspondance (AFC); par la suite, les variations spatiales et temporelles des rapports N:P sont analysées.

L'AFC est une technique développée par Benzecri et al. (1973) qui permet la représentation de similitude de comportement contenue dans les vecteurs-lignes et les vecteurs-colonnes d'un tableau matriciel de données. Elle est donc spécialement adaptée pour analyser graphiquement l'évolution spatio-temporelle d'un paramètre. Cette technique appliquée à nos résultats permet d'identifier des classes de comportements semblables pour des points-stations (vecteur colonne) et des points-dates (vecteur ligne) projetés dans

un espace réduit (axes 1 et 2), lequel explique la plus grande partie de la variance du paramètre considéré (dans ce cas-ci l'azote ou le phosphore). Des similitudes de comportement entre les points-stations conduisent à des projections rapprochées, alors que des différences conduisent à un éloignement des points-stations représentatifs, les points-dates responsables de ces particularités se projetant à proximité des stations qu'ils caractérisent.

Dans le cas de l'azote, trois groupements distinctifs de stations apparaissent sur les axes 1 et 2 et permettent d'expliquer environ 70% de la variance totale (figure 3a). En considérant l'axe 1, ST8 et ST9 s'opposent à l'ensemble des autres stations. Une telle représentation graphique reflète sans doute la localisation des stations sur le bassin, ST8 et ST9 étant situées dans la section aval. De plus, il faut prendre en considération que ST8 s'oppose davantage aux autres stations que ST9; ceci est attribuable au fait que les teneurs en azote à ST8 présentent une plus forte variabilité mise en évidence par des coefficients de variation de 0,69 en ST8, de 0,50 en ST9 et autour de 0,40 aux autres stations, ceci pour les 18 mesures effectuées. Par ailleurs, en considérant le deuxième axe, ST1, ST2, ST5, ST6 et ST7 s'opposent nettement à ST3 et ST4. Le premier groupe entouré des points-dates caractéristiques des périodes de crue semble influencé particulièrement par les sources diffuses. D'autre part, le second groupe situé près des points-dates correspondant aux étiages répond davantage à l'influence des sources ponctuelles. Enfin, signalons que par rapport à ce deuxième axe, la situation de ST8 et de ST9 est représentative de conditions

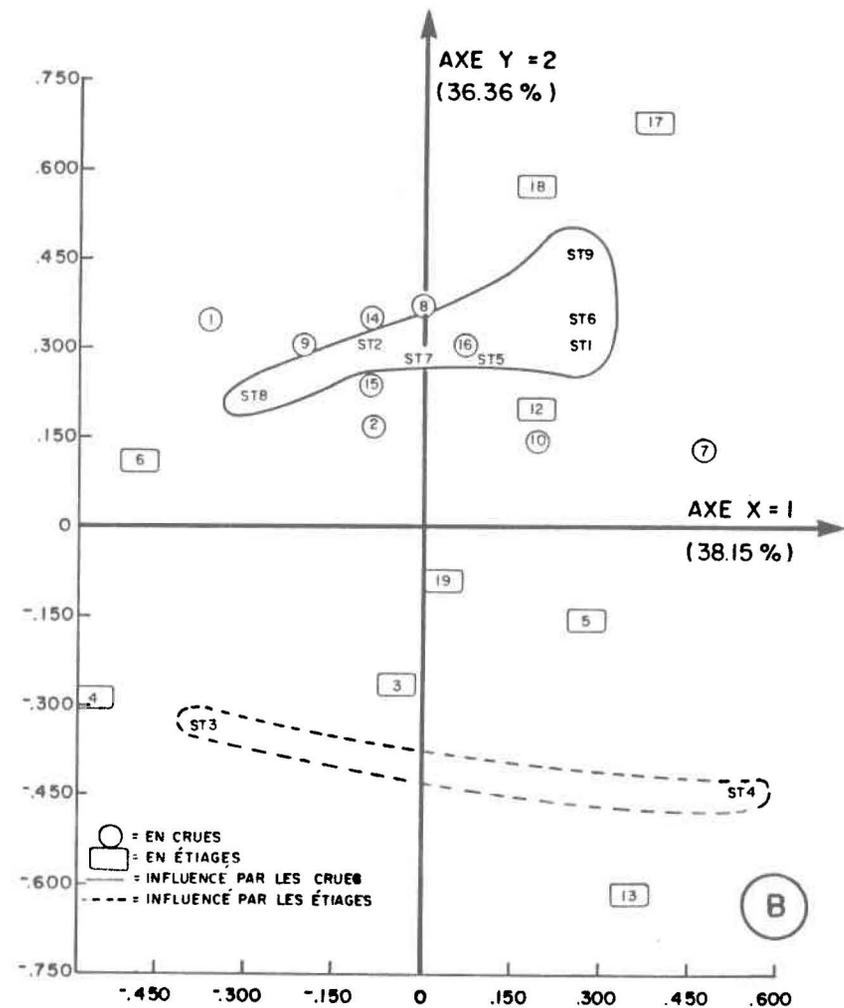
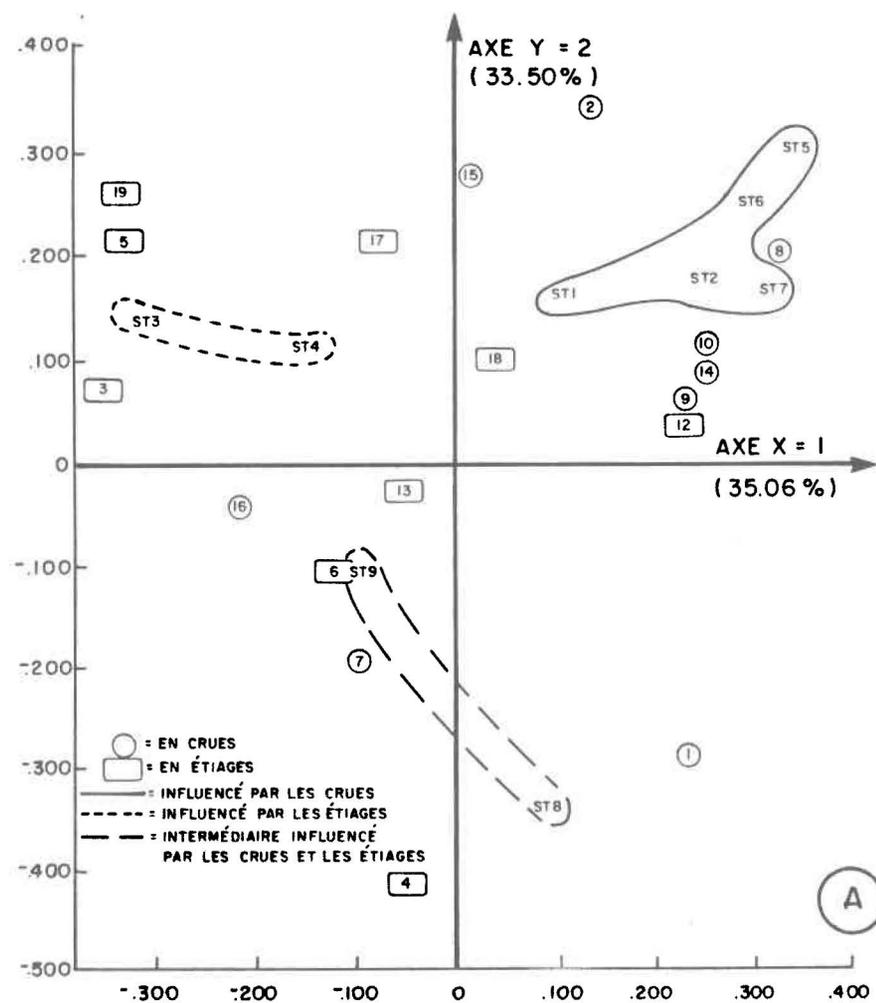


FIGURE 3: Projection des axes 1 et 2 de l'analyse factorielle de correspondance réalisée à partir des données d'azote (A) et de phosphore (B).

hydrologiques intermédiaires. L'AFC permet donc d'effectuer les regroupements suivants:

ST1, ST2, ST5, ST6, ST7 = influence prédominante des sources diffuses;
ST3, ST4 = influence prédominante des sources ponctuelles;
ST8, ST9 = influence mixte des sources ponctuelles et
diffuses.

En ce qui concerne le phosphore, les résultats de l'AFC montrent que la différence de comportement entre les stations influencées par les sources diffuses et celles affectées par les sources ponctuelles est moins bien établie que précédemment pour l'azote. La figure 3b indique clairement que ST3 et ST4 ont des comportements opposés sur l'axe 1 et se dissocient des autres stations sur l'axe 2. Toutefois, en considérant les périodes hydrologiques, il apparaît sur l'axe 2 que le comportement de ST3 et ST4 est associé aux étiages alors que les autres stations se regroupent autour des périodes de forts débits. Ainsi, en regard de la projection sur le plan des deux premiers axes qui expliquent environ 75% de la variance, l'ensemble des stations, à l'exception de ST3 et ST4, présente des comportements semblables, à savoir que les fortes valeurs sont simultanées aux périodes de crue. Conséquemment, le comportement du phosphore apparaît moins discriminant que celui de l'azote pour distinguer entre les influences relatives des sources diffuses et des sources ponctuelles. Cette situation est attribuable au fait que le phosphore est moins mobile que l'azote dans le processus de transit de ces éléments vers la rivière (Wilkin et Jackson, 1983).

3.3 Rapport N:P des concentrations mesurées: variations spatiales

Les moyennes des rapports N:P mesurées apparaissent à la figure 4; la position des valeurs des rapports N:P calculés sera discuté à la section 3.5

De la tête des bassins jusqu'à son embouchure, les moyennes des rapports N:P varient entre 78 et 15 (figure 4). La plus faible valeur est observée en ST8, une station qui reçoit les effluents de la ville de Granby; la valeur la plus forte se trouve en ST2 située à l'exutoire du lac Waterloo. D'autres valeurs relativement faibles en ST3, ST4 et ST9 se répartissent suivant la proximité en amont de l'un ou l'autre des deux centres urbains d'importance (villes de Waterloo et Granby), les rapports faibles étant près des centres. Il est bien connu que parmi les différents types d'utilisation du territoire, ce sont généralement les zones urbaines qui exportent les plus fortes quantités de phosphore (Rast et Lee, 1978); cela a pour conséquence d'abaisser le rapport N:P des stations affectées par les rejets urbains.

De plus, la distribution des moyennes des rapports N:P permet de distinguer trois groupes de stations (figure 4). Un premier groupe, ST1, ST2 et ST5, est associé à la tête du bassin et aux principaux plans d'eau dont les valeurs sont significativement plus élevées que celles du deuxième groupe (ST3, ST4, ST8 et ST9) situé près des zones urbaines et, finalement, le troisième, constitué de ST6 et ST7 dont les valeurs sont intermédiaires.

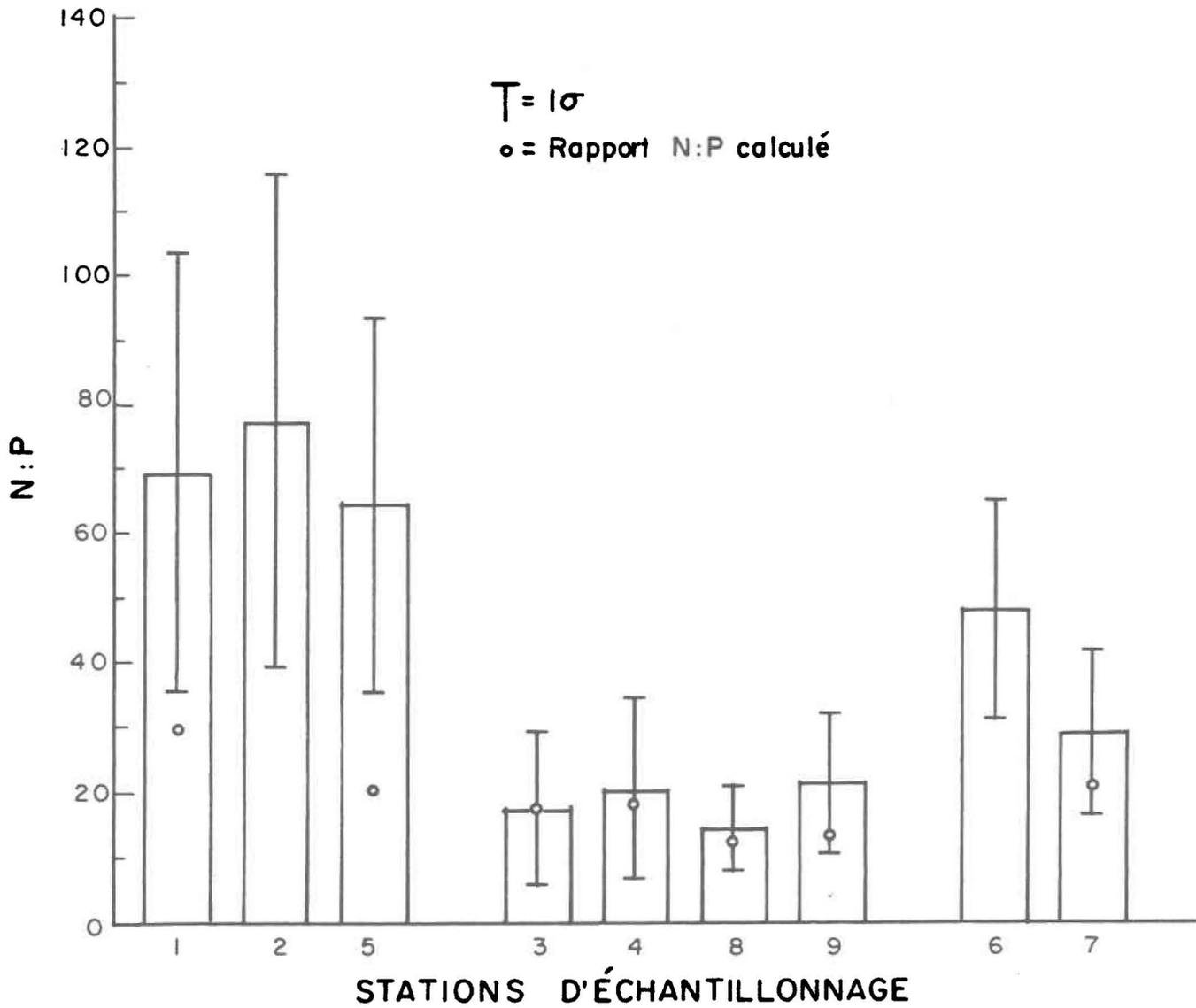


FIGURE 4: Rapports atomiques N:P mesurés, valeurs moyennes et intervalles de confiance pour la période d'échantillonnage.

En corrélant ces rapports N:P avec les densités de population une relation significative inverse est obtenue ($r = -0,785$; $N = 7$; $t_{0,975} = 2,571$; $t = 2,835$).

Trois stations intègrent des conditions caractéristiques d'un milieu lacustre; en effet, ST2, ST5 et ST7 sont respectivement situées immédiatement en aval du lac Waterloo, du réservoir Choinière et du lac Boivin. Il est intéressant de noter qu'en ST2 et ST5, les rapports sont significativement plus élevés qu'en ST7. Diverses caractéristiques abiotiques et biotiques de ces plans d'eau peuvent être invoquées afin d'expliquer cette différence. D'une part, le lac Boivin, dont la profondeur moyenne est de 1,3 mètre supporte une abondante prolifération de macrophytes aquatiques durant la saison estivale (Provencher et al., 1979). Carignan et Kalff (1980) ont démontré qu'en milieu aquatique, les plantes vasculaires supérieures utilisent presque exclusivement le phosphore des sédiments superficiels pour leur croissance et relâchent en eau libre du phosphore sous une forme soluble rapidement assimilable (Carignan et Kalff, 1982); ce relarguage contribue donc, sur une base saisonnière, à l'enrichissement en phosphore dissous des zones littorales peu profondes et favorise l'apparition de valeurs faibles du rapport N:P. Par ailleurs, il faut souligner que les teneurs en azote aux stations ST5 et ST6 ne sont pas significativement différentes en ST7: l'AFC indique pour cet élément un comportement semblable en ST5, ST6 et ST7. D'autre part, le lac Boivin présente un taux de renouvellement moyen de 8 jours, ce qui est court par rapport à ceux de respectivement 56 et 130 jours du lac Waterloo et du réservoir Choinière. Ce taux de

renouvellement affecte la rétention du phosphore en milieu lacustre de telle sorte que plus le taux de renouvellement est lent, plus la rétention du phosphore est importante dans le plan d'eau (Lee et al., 1978). Le renouvellement des eaux du lac Boivin étant plus rapide, la rétention du phosphore y est moins importante, et le rapport N:P observé à l'exutoire plus faible.

3.4 Rapport N:P des concentrations mesurées: variations temporelles

Les variations temporelles sont analysées en considérant les rapports regroupés à l'intérieur de quatre saisons hydrologiques (crues de printemps et d'automne, étiages d'été et d'hiver). Les intervalles de temps correspondant à chacune de ces périodes sont précisés à la figure 5. Les débits sont transposés à partir des valeurs déterminées à trois stations de jaugeage (ST3, ST5, ST8) équipées de limnigraphes automatiques implantés dans le bassin (Coulombe, 1978).

Lors des crues de printemps, la répartition des rapports N:P présentée à la figure 6 A indique des valeurs élevées en ST1, ST2 et ST5 et des valeurs significativement plus faibles en ST3, ST8 et ST9. En tenant compte de la localisation de ces stations sur le bassin versant par rapport aux villes de Granby et Waterloo, il apparaît que l'influence des sources diffuses, dont les teneurs en azote sont relativement élevées, est évidente à la tête du bassin. Cette influence est masquée en aval par celle des rejets ponctuels urbains comparativement plus chargés en phosphore. Dans un tel

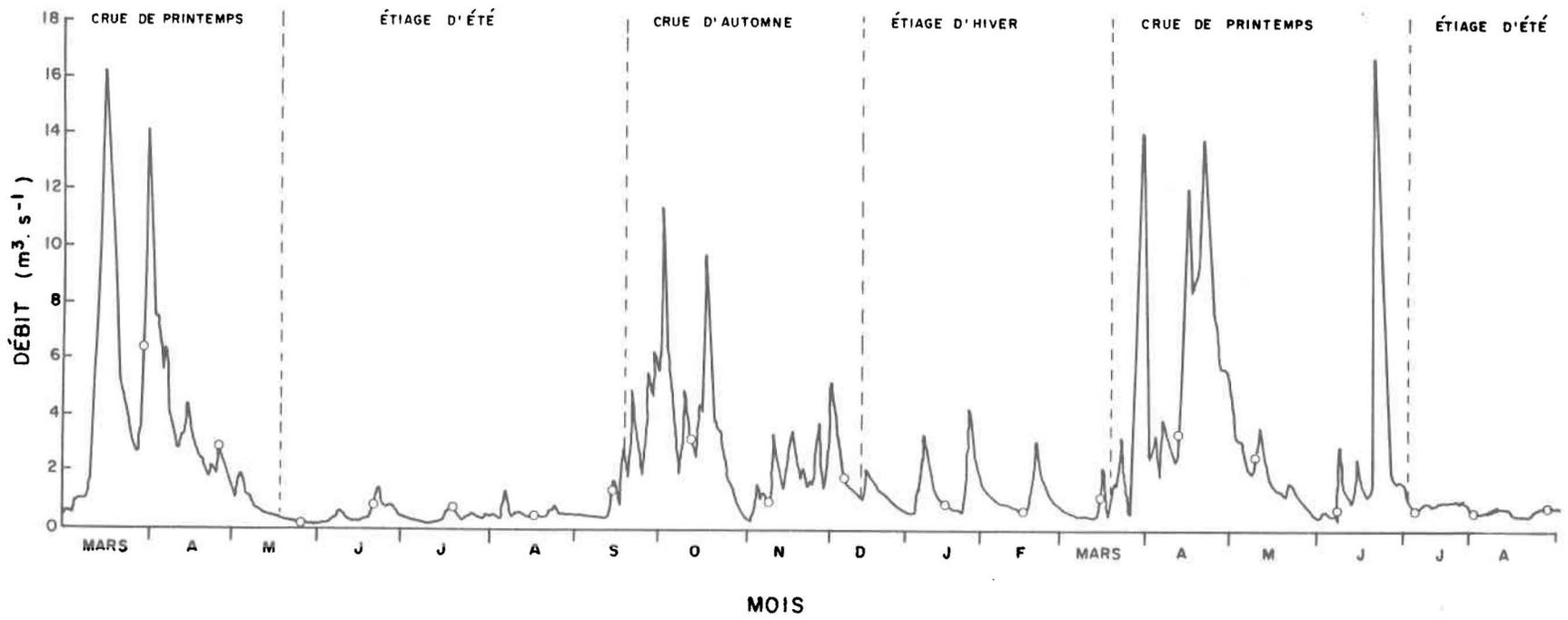


FIGURE 5: Variation des débits et précision des saisons hydrologiques.

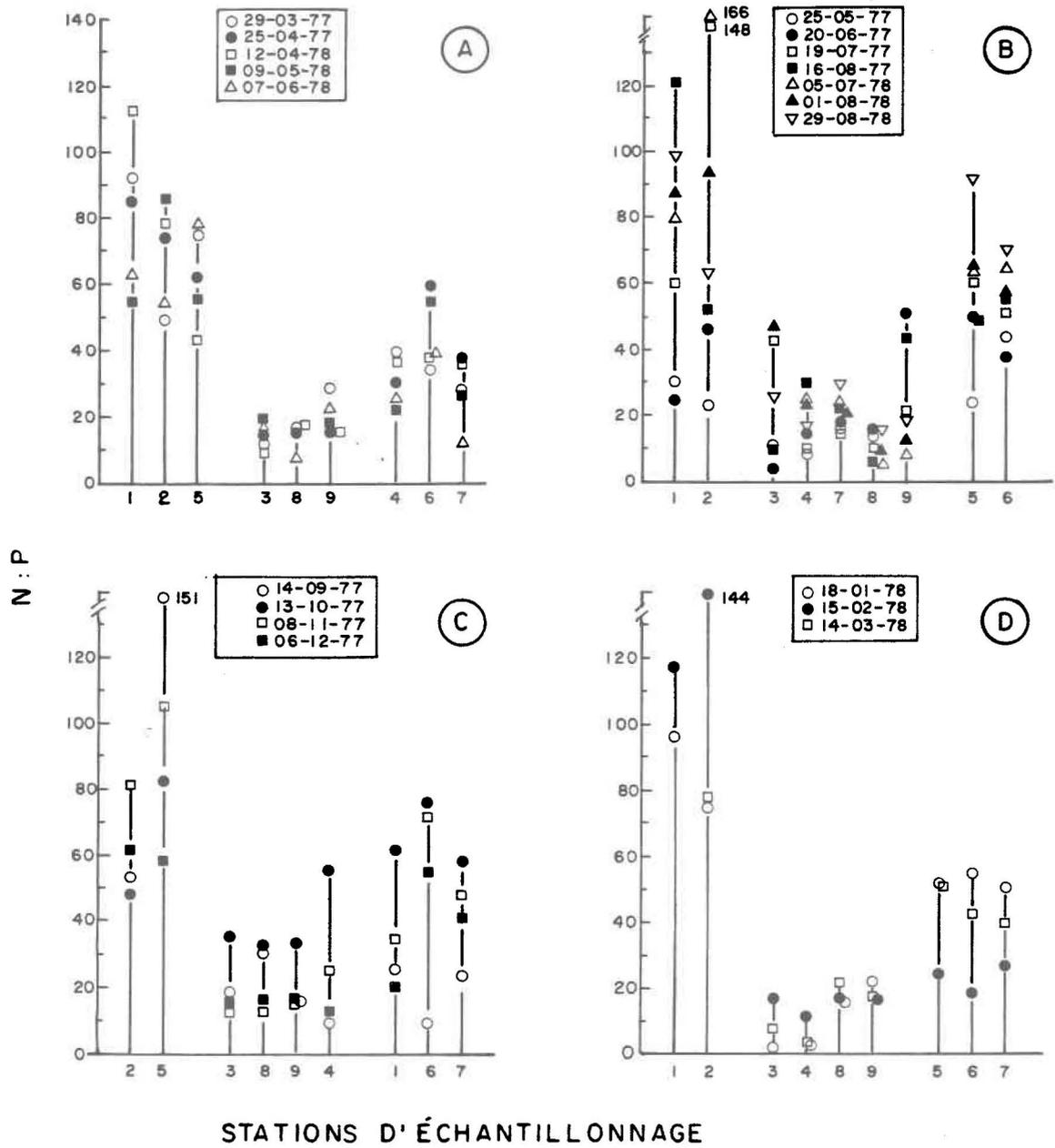


FIGURE 6: Rapports atomiques N:P mesurés lors des crues de printemps (A), lors des étiages d'été (B), lors de la crue d'automne (C), lors de l'étiage d'hiver (D).

contexte, Couture (1981) a déjà observé que l'influence des sources diffuses sur l'écosystème aquatique se manifeste surtout au printemps alors que le ruissellement sur des sols dénudés est intense. Conséquemment, des quantités appréciables d'azote et de phosphore, sous forme dissoute ou associée aux particules en suspension, sont transitées vers la rivière. Les formes d'azote étant plus solubles que celles du phosphore (Wilkin et Jackson, 1983), il s'en suit que le rapport N:P est plus élevé lorsque les sources diffuses sont prépondérantes par rapport aux sources ponctuelles.

Durant l'étiage d'été, c'est principalement en ST4, ST7 et ST8 que les rapports N:P sont faibles (figure 6 B). Au cours de cette période, le faible ruissellement et l'importance du couvert végétal diminuent considérablement le transfert des apports diffus à la rivière; par contre, les rejets ponctuels se maintiennent. Signalons, en particulier, que ST7 située à l'exutoire du lac Boivin présente des rapports relativement faibles vis-à-vis des autres plans d'eau ST2 et ST5; ces valeurs sont justifiées par les arguments apportés précédemment voulant que l'abondance de macrophytes, associée au faible temps de renouvellement de ce lac, favorisent un rapport N:P faible durant l'été. Par ailleurs, ST9 située à 8 km seulement en aval de la station ST8, présente des valeurs plus fortes que ST8; la différence entre les densités de population de ces deux stations (figure 1) n'est pas suffisante pour expliquer l'augmentation des rapports en ST9. On doit donc considérer la situation géographique de ST9, ainsi que son régime hydrologique, pour tenter d'expliquer cette augmentation; ST9 est située dans les basses-terres du fleuve Saint-Laurent dont le sol est constitué en grande partie d'argile. La présence de ces particules, ainsi que la lenteur du

débit dans cette zone de faible pente (figure 2) favorisent l'adsorption et la sédimentation du phosphore inorganique en entraînant ainsi une augmentation du rapport N:P en ST9 durant l'étiage d'été. Enfin, mentionnons que ST2 présente des valeurs particulièrement dispersées à causes des fluctuations de l'activité biologique au cours de cette saison. La rétention du phosphore dans le lac Waterloo peut également contribuer à expliquer ce phénomène; ainsi on doit tenir compte de l'activité biologique lors de cette période; cet aspect sera davantage élaboré à la section 3.8.

Lors de la crue d'automne, l'abondance du ruissellement et la réduction de l'activité métabolique du couvert végétal prévilégient les apports de type diffus à la rivière. Ces phénomènes ajoutés à celui de la rétention du phosphore dans les milieux lenticques participent au maintien de fortes valeurs du rapport N:P en ST2 et ST5 (figure 6 C). Par contre, l'influence des sources diffuses est beaucoup moins évidente en ST3, ST8 et ST9, puisque les rapports sont faibles et représentatifs d'apports ponctuels urbains. Cependant, ST4, bien qu'influencée par la ville de Waterloo, présente des valeurs intermédiaires. L'interaction des apports diffus et ponctuels d'azote à cette station explique ces valeurs intermédiaires, comme ce fut le cas aussi lors des crues de printemps.

C'est durant l'étiage d'hiver que le rapport N:P permet le mieux de caractériser les sources ponctuelles. En effet, ST3, ST4, ST8 et ST9 présentent des rapports manifestement plus faibles que l'ensemble des autres stations (figure 6 D). Par contre, des fortes valeurs sont observées respectivement en ST1 et ST2. L'absence de sources superficielles en éléments

nutritifs, associée à la faible activité biologique et à la lenteur des réactions chimiques causées par les basses températures font, qu'à ces deux stations, les mesures d'azote et de phosphore sont représentatives de la qualité des eaux de la nappe. Cela est vérifié par le calcul du rapport N:P à partir des quantités d'azote et de phosphore total dissous mesurées dans les eaux souterraines de la région de Waterloo en 1977; en effet Simard et Des Rosiers (1979) y ont déterminé un rapport N:P = 123. Ce rapport concorde avec ceux des stations ST1 et ST2 en étiage d'hiver. Toutefois, il faut mentionner que la moyenne des rapports N:P calculés pour ST1 et ST2 en hiver n'est basée que sur trois valeurs; de plus, le calcul du rapport N:P des eaux souterraines ne s'appuie que sur des dosages effectués sur un seul échantillon.

Il semble donc que de nombreux facteurs extrinsèques, comme la nature ponctuelle ou diffuse des sources, et intrinsèques, comme l'activité biologique, puissent influencer la dynamique des teneurs en azote et en phosphore dans le milieu aquatique et, conséquemment, modifier le rapport N:P mesuré.

3.5 Rapport N:P calculé versus rapport N:P mesuré

Les valeurs du rapport N:P calculé superposées à celles du rapport mesuré (figure 4) montre dans l'ensemble une bonne concordance. En effet, majorité des points associés au rapport calculé se situent dans l'intervalle de confiance des rapports mesurés à l'exception de ST1 et ST5. Ces deux stations présentent des rapports N:P mesurés supérieures à ceux calculés.

Le rapport N:P calculé, étant strictement fonction des apports théoriques évalués à priori pour les sous-unités de drainage, ne tient pas compte de deux facteurs importants qui participent dans ce cas-ci à l'augmentation du rapport N:P mesuré: le premier est la rétention du phosphore au niveau du réservoir Choinière (en se basant sur les concentrations moyennes des 18 mois: perte de 93% du phosphore entre ST4 et ST5) et le deuxième est l'importance relative des apports en azote des eaux de la nappe phréatique (voir section précédente) lorsque les apports superficiels sont négligeables. Cela s'explique du fait que le modèle d'apport utilisé pour générer les charges théoriques est basé, d'une part, sur l'emploi des apports moyens annuels et que, d'autre part, les coefficients de transfert (C_1) et de transport (C_T) ne sont pas spécifiques à chaque sous-unité de drainage puisqu'aucun échantillonnage de contrôle a été réalisé pour évaluer les quantités exportées à l'exutoire des sous-unités. Conséquemment, le modèle ne tient compte que des eaux courantes superficielles excluant, à court terme, les échanges avec les sédiments, les effets de réservoir et les apports souterrains.

Malgré cela, autant pour les rapports calculés que pour les rapports mesurés, les valeurs les plus faibles sont observées aux stations influencées par des zones urbanisées et les valeurs les plus fortes se retrouvent aux stations caractérisées par les plus faibles densités de population.

Ainsi, la correspondance entre les deux types de rapport paraît suffisante pour suggérer que le rapport N:P calculé est adéquat pour représenter le niveau d'enrichissement potentiel (NEP) de la rivière, d'autant plus que ce rapport est significativement corrélé avec celui obtenu à partir des concentrations d'azote et de phosphore totales dans les eaux filtrées du milieu ($r = 0,80$; $N = 7$; $t_{0,975} = 2,57$; $t = 2,95$).

En conséquence, même si la fréquence mensuelle de l'échantillonnage est insuffisante pour tenter d'expliquer en détails les mécanismes qui régissent les variations du rapport N:P, elle semble toutefois adéquate pour en dégager le comportement général. De plus, les rapports N:P calculés à partir des charges étant fonction de l'intensité d'utilisation du territoire, ils peuvent être considérés comme étant caractéristiques d'un niveau d'enrichissement potentiel (NEP) d'une masse d'eau. Par ailleurs, les rapports N:P mesurés obtenus à partir des concentrations d'azote et de phosphore inorganique, en plus d'être conditionnés par des facteurs extrinsèques comme l'intensité d'utilisation du territoire, sont influencés par des facteurs intrinsèques dont, entre autres, les conditions hydrologiques et l'activité biologique. Ainsi, étant donné que ce type de rapport tient compte de l'interaction des facteurs physiques et biologiques qui conditionnent la dynamique des éléments nutritifs en milieu aquatique, il semble représentatif du niveau d'enrichissement réel (NER) aux points de mesure. Finalement, tenant compte des considérations précédentes voulant que sur une base annuelle le rapport N:P mesuré soit, d'une part, représentatif du NER d'une masse d'eau et d'autre part, significativement corrélé avec le rapport cal

culé à partir des charges, on peut en déduire que ce dernier rapport constitue une bonne évaluation du niveau d'enrichissement de l'écosystème aquatique.

Ainsi, certaines caractéristiques d'utilisation du territoire peuvent être associées au NEP à chaque point de contrôle par l'intermédiaire des rapports N:P calculés. Dès lors, il reste à préciser la portion biodisponible de cet enrichissement en azote et en phosphore à l'aide de composantes biologiques pour éventuellement relier directement les quantités biodisponibles de N et P au NEP.

3.6 Les composantes biologiques et la biodisponibilité des éléments nutritifs en milieu lotique

Vannote et al. (1980) proposent que le milieu rivière soit considéré comme un "continuum" où diverses composantes biologiques s'intègrent à un gradient de conditions physiques et d'apports énergétiques de telle sorte que la production biologique y trouve plus ou moins son expression entière. Cette notion de "continuum" est d'ailleurs présentée comme une base conceptuelle qui permet d'intégrer les caractéristiques biologiques qui peuvent être prédites et celles qui sont effectivement observées dans un cours d'eau. En ce qui concerne la Rivière Yamaska-Nord, nous considérons que la principale caractéristique biologique associée à la biodisponibilité des éléments nutritifs est la biomasse phytoplanctonique à cause de l'importance des zones lenticues dans ce système. Dans ce contexte, les mesures de potentiel de fertilité (PF) seront considérées comme un paramètre pouvant

prédire une composante biologique et les mesures de chlorophylle-a (chl) comme un paramètre associé à une composante biologique observable dans le milieu. Ces deux notions seront davantage discutées un peu plus loin dans cette section.

Plus précisément, la mesure de PF qui représente la capacité d'une eau à supporter la croissance d'un organisme photo-autotrophe témoin (Jones et al., 1977), juxtaposée au dosage de la chlorophylle-a jugée comme un bon estimateur de la biomasse des organismes photo-autotrophes présents dans une masse d'eau (Dillon et Rigler, 1974), permettent d'évaluer les quantités de nutriments biodisponibles du milieu lotique, en terme de biomasse phyto-planctonique. En ces termes, la chlorophylle ne constitue qu'une expression partielle de la biodisponibilité puisque les caractéristiques physiques rencontrées en milieu lotique favorisent moins le développement de la biomasse phytoplanctonique que dans le cas des milieux lenticques.

D'un autre côté, certains chercheurs (Greene et al. 1976a, b; Couture, 1981) ont démontré qu'en période de rétention, pour les lacs et les réservoirs, les quantités de substances biodisponibles sont étroitement liées à la biomasse phytoplanctonique observée avec un décalage de 14 jours. Cette relation n'est toutefois pas directement transposable en rivière du fait que les substances disponibles en un point de la rivière parcourent, en 14 jours, une plus ou moins grande distance suivant la vitesse du courant.

3.7 Potentiel de fertilité et chlorophylle: variation spatiale

Dans l'ensemble, les moyennes des valeurs de PF sont généralement élevées (supérieures à 6), exception faite de ST1 et ST2 situées en amont, et de ST6 situé entre le réservoir Choinière et le lac Boivin. À partir du classement des moyennes de PF, le test de Scheffe permet de distinguer les groupes suivants:

Station	ST2	ST1	ST6	ST7	ST5	ST8	ST4	ST9	ST3
\bar{x}	2.2	2.6	5.9	6.6	7.5	27.8	29.8	33.9	36.1

Les valeurs faibles appartiennent aux stations localisées à la tête du bassin et à la sortie des plans d'eau, et les valeurs fortes sont associées aux stations affectées par les plus hautes densités de population humaine. Par ailleurs, il existe une corrélation significative ($r = 0,89$; $N = 7$; $t_{0,975} = 2,57$; $t = 2,90$) entre les densités de population humaine et les moyennes des valeurs de PF. La plus faible moyenne retrouvée à l'exutoire du lac Waterloo (figure 7) coïncide avec la plus forte moyenne des valeurs de chlorophylle déterminée pour la même période (figure 8). Cela appuie l'énoncé voulant qu'en présence d'une forte croissance phytoplanctonique, les teneurs en nutriments du milieu sont fortement diminuées (Duda, 1982). En fait, ils sont incorporés à la biomasse végétale autochtone, et deviennent ainsi moins disponibles pour le développement de l'algue-test lors des bio-essais.

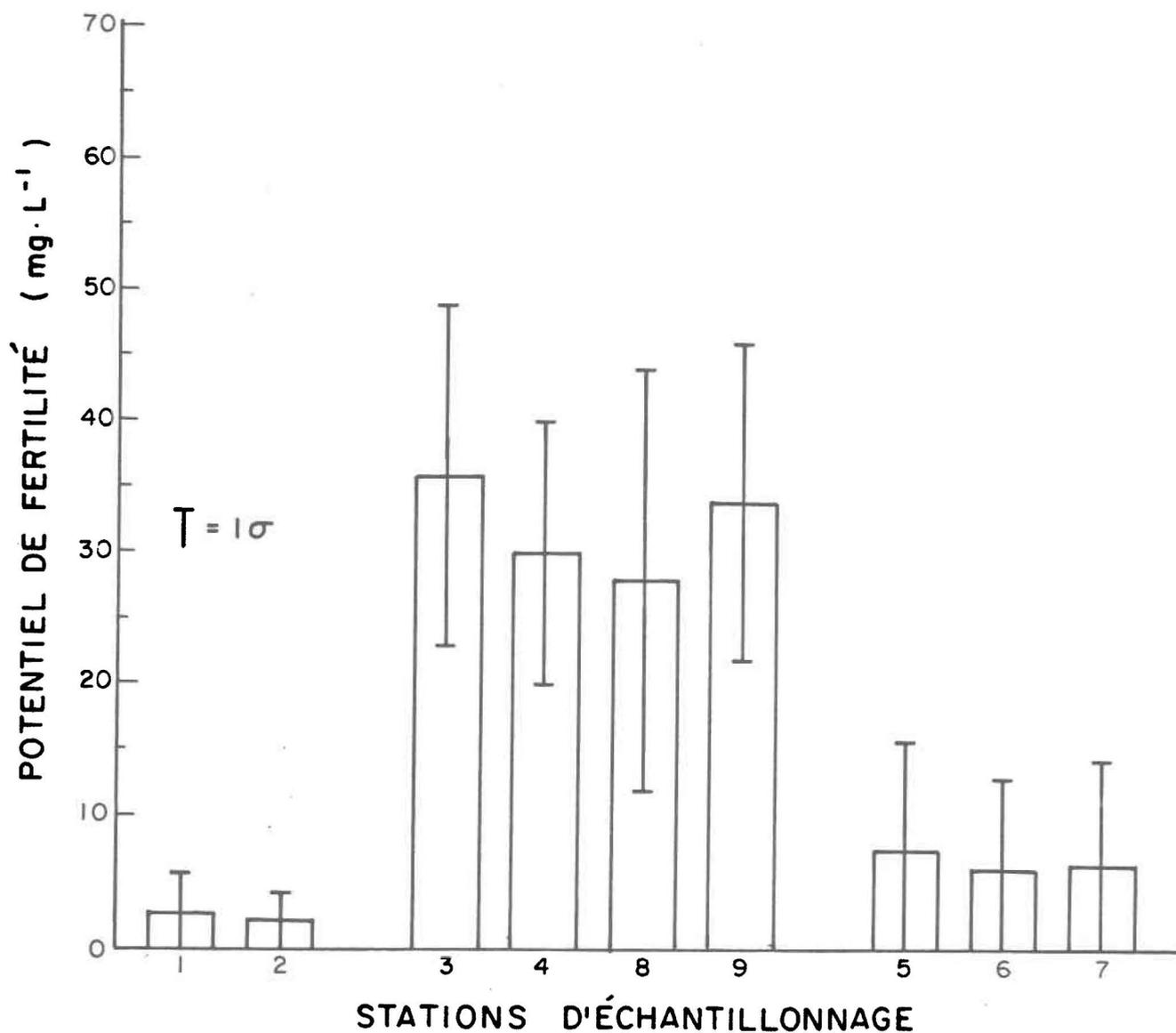


FIGURE 7: Potentiel de fertilité; valeurs moyennes et intervalles de confiance pour la période d'échantillonnage.

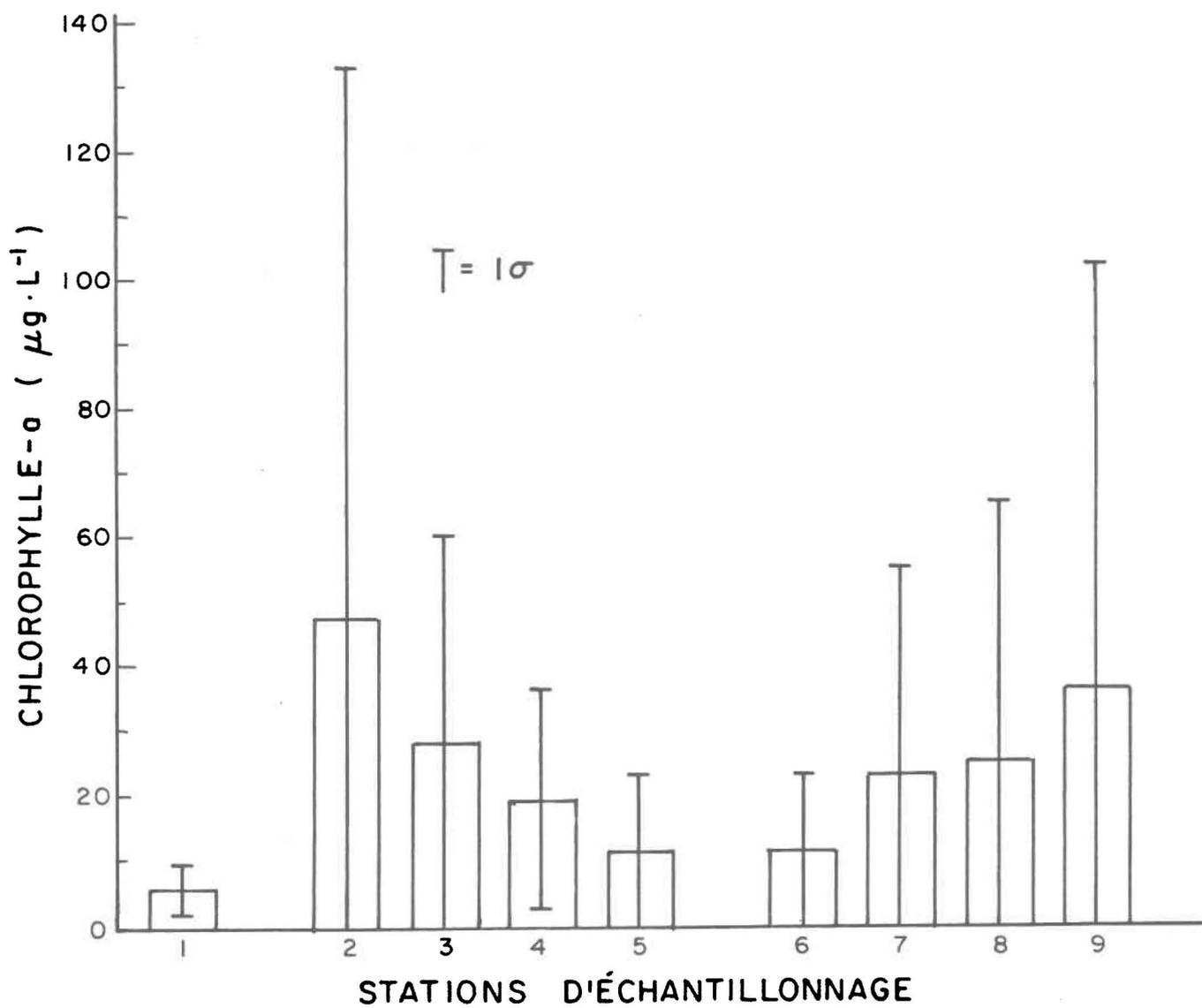


FIGURE 8: Chlorophylle "a" totale; valeurs moyennes et intervalle de confiance pour la période d'échantillonnage.

Du côté de l'évolution des valeurs de chlorophylle (moyennes pour la période d'échantillonnage), la valeur la plus faible est observée à ST1. Puis, partant de ST2 jusqu'à ST5, les valeurs de chlorophylle diminuent d'une façon graduelle, pour ensuite augmenter de la station suivante (ST6) jusqu'à l'embouchure (ST9). Tenant compte du fait que la production phytoplanctonique est surtout restreinte aux zones de faible courant (Wetzel, 1975), cette distribution correspond bien aux caractéristiques topographiques de la région (figure 2), exception faite de ST5; située à la sortie du réservoir Choinière, cette station présente une valeur moyenne de chlorophylle relativement faible, considérant le temps de rétention de 130 jours de ce réservoir. Parmi les causes les plus probables de cette baisse, il y a certes le temps de rétention qui, comme nous l'avons vu précédemment, participe au piégeage du phosphore. La diminution de 93% du phosphore total filtré entre ST4 et ST5 en témoigne. Toutefois, cette baisse en chlorophylle peut aussi résulter des pertes de biomasse phytoplanctonique, associées au broutage ou à la sédimentation. Non mesurée au cours de cette étude, l'importance relative de ces deux types d'activité est difficilement quantifiable. Du reste, il faut noter qu'à l'exception de ST1, les moyennes de chlorophylle pour la période d'échantillonnage sont toutes supérieures à $10 \mu\text{g.L}^{-1}$, valeur considérée comme représentative des milieux eutrophes par Dillon et Rigler (1975).

3.8 Potentiel de fertilité et chlorophylle: variation saisonnière

Les variations saisonnières du PF, étant le reflet des changements dans la biodisponibilité des substances nutritives, doivent être a priori

contrôlées par les mêmes facteurs qui déterminent les concentrations d'azote et de phosphore dans le milieu, soit: l'utilisation du territoire, l'hydrologie et l'activité biologique. Considérées suivant les périodes hydrologiques, ces variations devraient permettre de distinguer les changements de biodisponibilité des nutriments au cours de l'année selon le type des sources en présence. Ainsi, il faut s'attendre à ce que les stations dont les apports sont principalement diffus, aient leurs plus fortes valeurs de PF durant les crues de printemps et d'automne, et que celles influencées majoritairement par des sources ponctuelles, présentent des PF plus élevés en hiver et, à un degré moindre en été.

L'assimilation d'une partie des nutriments disponibles par le phytoplancton ayant pour effet d'abaisser le PF des milieux lacustres durant la période de croissance (Shoaf, 1978), cela vient masquer cette distinction anticipée au niveau des sources ponctuelles et diffuses lors de l'étiage d'été. Lorsque l'on considère les résultats de la figure 9 D, il s'avère qu'en l'absence d'activité biologique (en étiage d'hiver), l'incidence des villes de Waterloo et de Granby se manifeste sur une grande distance vers l'aval. Cela se traduit par des fortes valeurs de PF à ST3 et ST8, valeurs qui diminuent progressivement à mesure que l'on s'éloigne des sources ponctuelles. Au cours de cette période, seuls les facteurs abiotiques tel la sédimentation, participent à la diminution des quantités de nutriments dans le milieu. Par contre, en été l'action des facteurs biotiques s'ajoute à celle des facteurs abiotiques, et fait qu'une bonne partie des nutriments disponibles va être incorporée à la biomasse végétale. La comparaison des

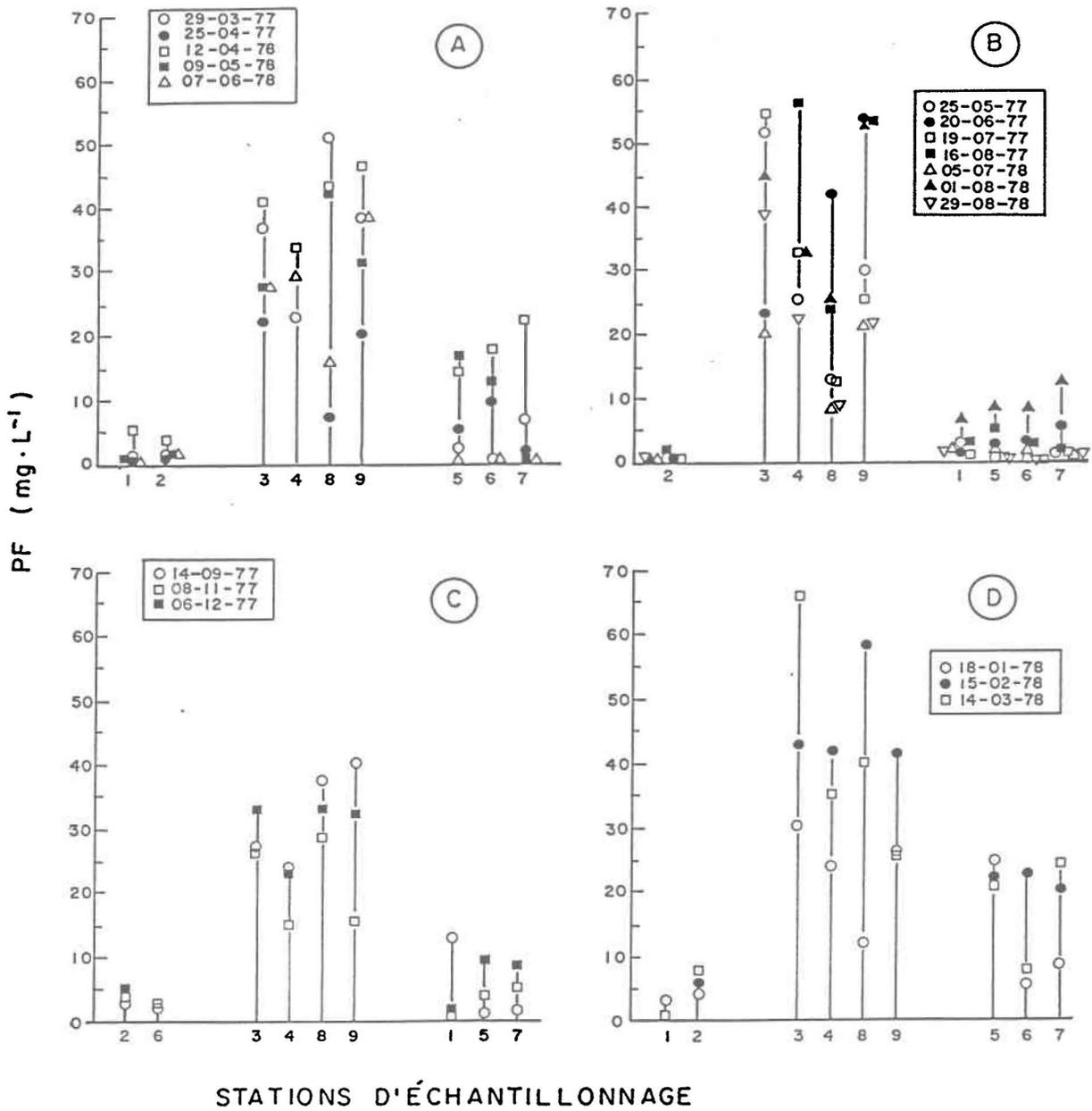


FIGURE 9: Potentiel de fertilité; valeurs obtenues lors des crues de printemps (A), lors des étiages d'été (B), lors de la crue d'automne (C), lors de l'étiage d'hiver (D).

valeurs de PF obtenues durant l'été (figure 9 B) avec celles obtenues durant l'hiver (figure 9 D) aux stations influencés par des milieux lacustres illustre bien ce phénomène.

En effet, ST2, ST5, ST6 et ST7 présentent des valeurs de PF significativement plus élevées en hiver qu'en été. Parallèlement, pour les mêmes stations, les valeurs de chlorophylle sont manifestement plus élevées en été (figure 10 B) qu'en hiver (figure 10 D). Ainsi, la croissance phytoplanctonique a visiblement comme effet d'abaisser de façon significative la fertilité potentielle aux stations influencées par un milieu lacustre en été alors qu'en hiver l'influence des facteurs abiotiques pourrait être prépondérante.

En ce qui concerne la dispersion des valeurs de PF envisagée selon les saisons hydrologiques, la comparaison des figures 9 A, B, C et D permet de mettre en évidence une plus forte variabilité lors des étiages d'hiver et d'été pour les stations influencées par de fortes densités de population humaine (ST3, ST4, ST8 et ST9). Sachant, d'une part, qu'en étiage, l'impact des sources ponctuelles est plus fort qu'en crue (absence de dilution) et que, d'autre part, même si en quantité ces rejets sont constants, ils peuvent varier beaucoup en qualité suivant l'origine multiple de leurs sources (égout sanitaire, ruissellement urbain, effluent industriel et commercial). Il semble raisonnable de suggérer que les variations de PF puissent traduire ce changement de qualité. D'autant plus que la détermination du PF est reconnue comme étant une méthode très sensible pour détecter de très faibles variations au niveau de la qualité du milieu aquatique (Soniassy, 1974).

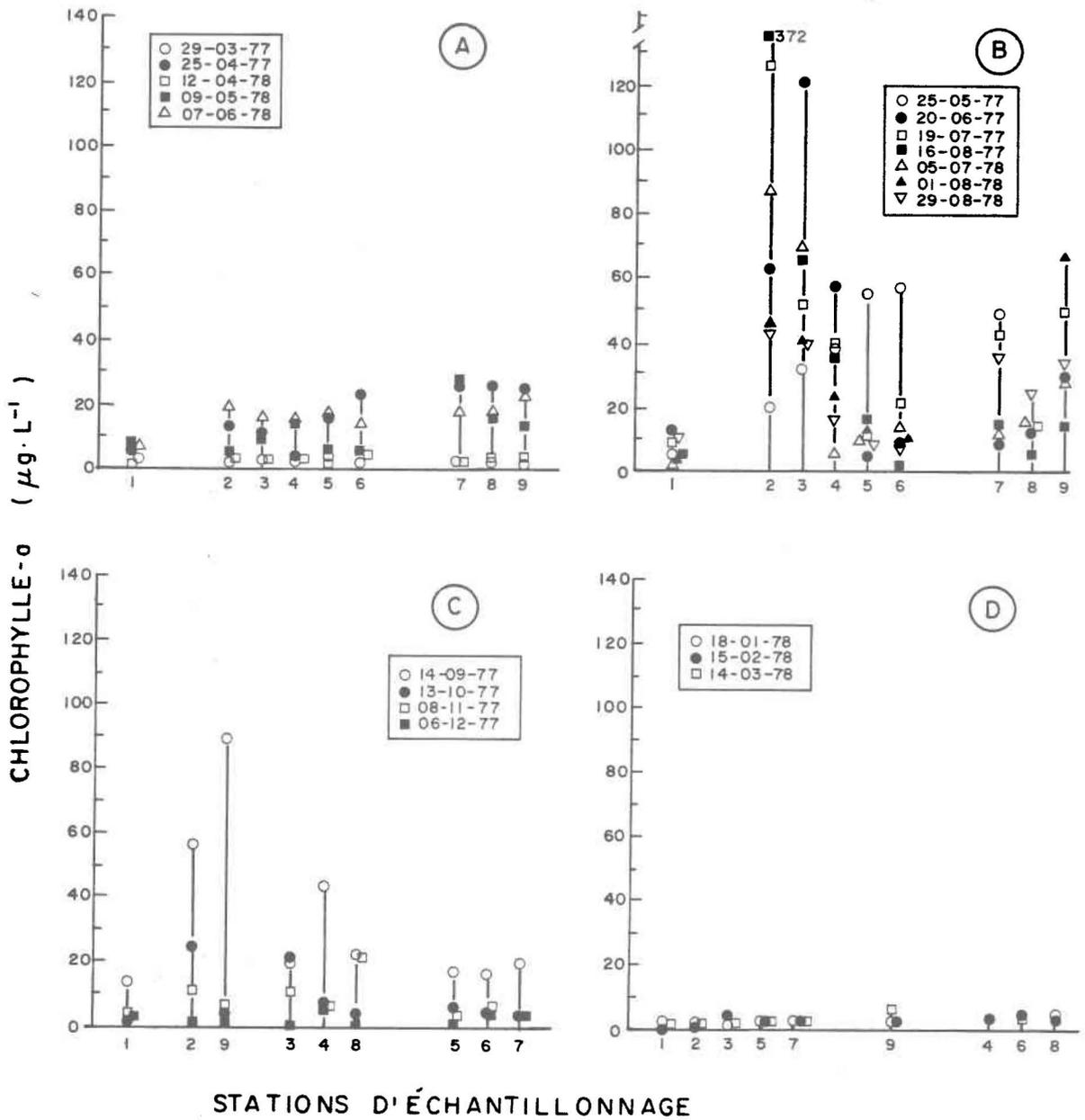


FIGURE 10: Chlorophylle "a" totale; valeurs obtenues lors des crues de printemps (A), lors des étiages d'été (B), lors de la crue d'automne (C), lors de l'étiage d'hiver (D).

Par ailleurs, quant à la dispersion des valeurs de chlorophylle (figures 10 A, B, C et D), c'est évidemment durant l'été, lorsque les conditions physiques sont les moins contraignantes vis-à-vis les besoins physiologiques des algues, que la variabilité est la plus forte pour l'ensemble des stations.

Des considérations précédentes, il ressort que le PF et la chlorophylle sont des variables complémentaires qui lorsque considérées simultanément, semblent adéquates pour représenter la biodisponibilité des éléments nutritifs à chaque station. Ainsi, il devient alors possible de proposer une relation directe entre les NEP et la biodisponibilité des nutriments, respectivement représentés par les rapports N:P calculés et les mesures simultanées de PF et de chlorophylle.

3.9 Relation entre l'utilisation du territoire et la biodisponibilité des éléments nutritifs

À travers les précédents développements, nous avons discuté les aspects suivants. D'abord, il est apparu que le rapport N:P calculé par l'intermédiaire d'un modèle d'apport présente une correspondance suffisante avec le rapport N:P mesuré à partir des concentrations d'azote et de phosphore total dissous dans la rivière pour caractériser un NEP à chacune des stations; ensuite, nous avons postulé et établi que la biodisponibilité des éléments nutritifs en rivière peut être reliée à deux paramètres mesurables, soit le PF et la chlorophylle.

Dès lors, tenant compte des considérations précédentes et du fait qu'en rivière la biodisponibilité des éléments nutritifs est vraisemblablement tributaire du NEP, il est concevable de proposer une relation du type:

$$PF + chl = NEP \quad (1)$$

Toutefois, avant d'appliquer une telle relation, deux étapes s'imposent: rendre les termes compatibles, puis ramener l'équation sous une forme de régression linéaire. La compatibilité entre les mesures de PF et celles de chlorophylle a été obtenue par la transformation du PF en unités de chlorophylle. L'opération a consisté à doser la quantité de chlorophylle présente dans diverses concentrations de Selenastrum capricornutum pour une gamme de mesures expérimentales équivalente à celle obtenue de l'échantillonnage. Les résultats apparaissent à la figure 11 et montrent qu'une unité de PF (mg.L^{-1}) correspond à une unité de chlorophylle ($\mu\text{g.L}^{-1}$). Les teneurs cellulaires en chlorophylle obtenues sont voisines de celles qui peuvent être calculées à partir des données de Brezonick et al. (1975).

Avant de ramener l'équation (1) à une forme linéaire, il est nécessaire de considérer que cette relation s'applique en rivière. D'où l'importance d'utiliser les charges plutôt que les concentrations. En effet, le niveau d'enrichissement mesuré en rivière résulte en partie de l'exportation des éléments nutritifs N et P produits sur le bassin selon les modes de transfert précisés dans le modèle d'apport. Comme la production spécifique

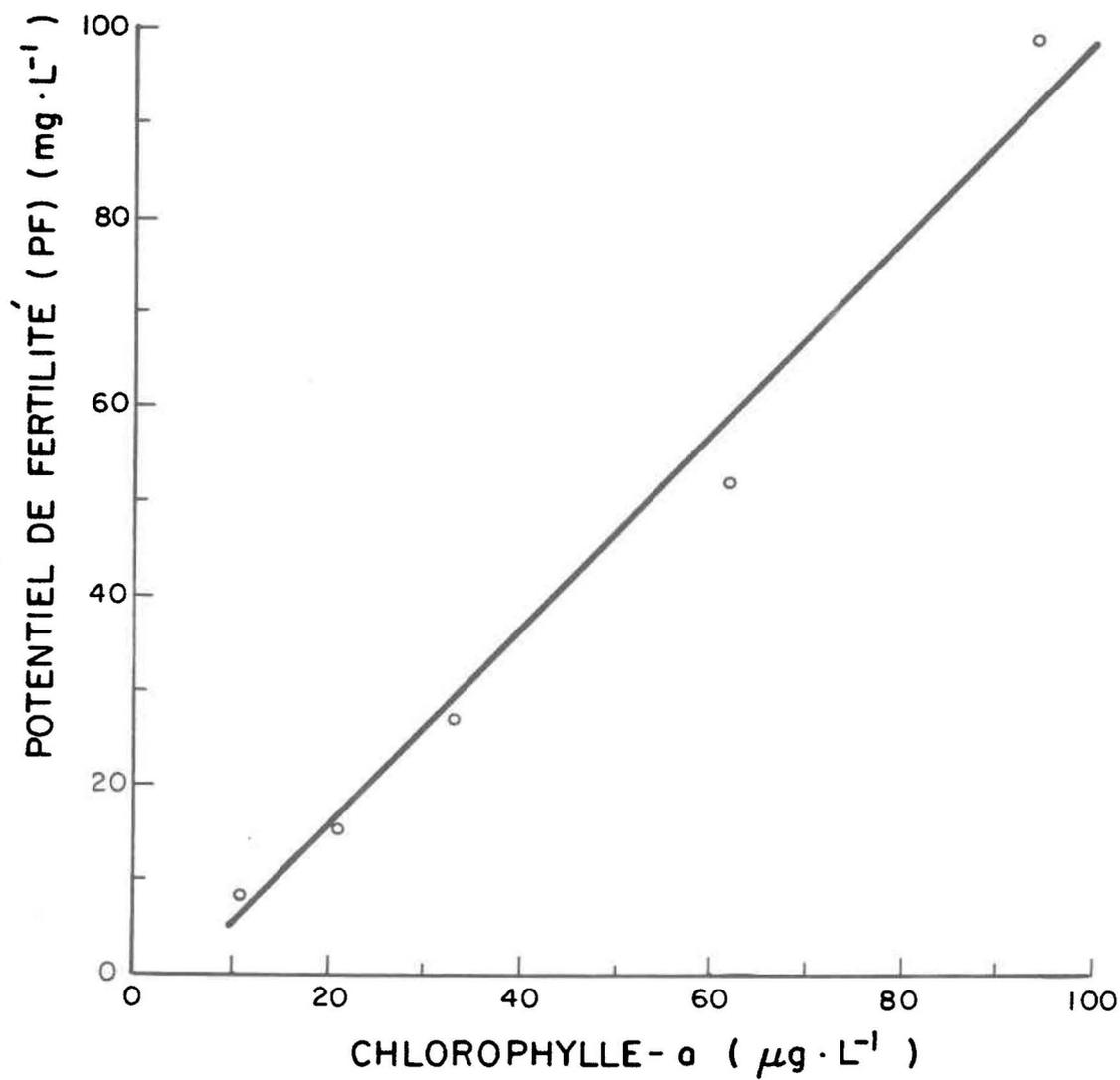


FIGURE 11: Teneurs en chlorophylle-a des unités de PF pour la gamme des valeurs de l'échantillonnage.

d'azote et de phosphore est définie en terme de charge ($\text{kg.km}^{-2}.\text{j}^{-1}$, $\text{g.j}^{-1}.\text{ha}^{-1}$, etc.), et que le transfert s'effectue essentiellement en conformité avec l'équation de continuité des charges, on doit cumuler les deux variables PF et chlorophylle en charges et non en concentration.

De plus, étant donné que les mesures du niveau d'enrichissement potentiel sont exprimées en terme inverse du rapport N:P calculé, l'équation (1) est transposée sous la forme suivante:

$$(PF + chl)Q = a [N/P]^{-b} \quad (2)$$

Cette relation en terme de régression linéaire devient:

$$\log_{10} [PF.Q + chl.Q] = \log_{10} a - b \log_{10} (N/P) \quad (3)$$

où: PF = potentiel de fertilité (mg.L^{-1})

chl = chlorophylle "a" totale ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

Q = débit ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)

$\log_{10} a = a'$, ordonnée à l'origine

b = pente

N/P = rapport N:P calculé

Appliquée aux mesures obtenues sur la rivière Yamaska-Nord, cette relation présente une structure décroissante uniforme autant en période d'étiage (figure 12) qu'en période de crue (figure 13). Cela met en évidence que le rapport N:P calculé est inversement proportionnel au NEP.

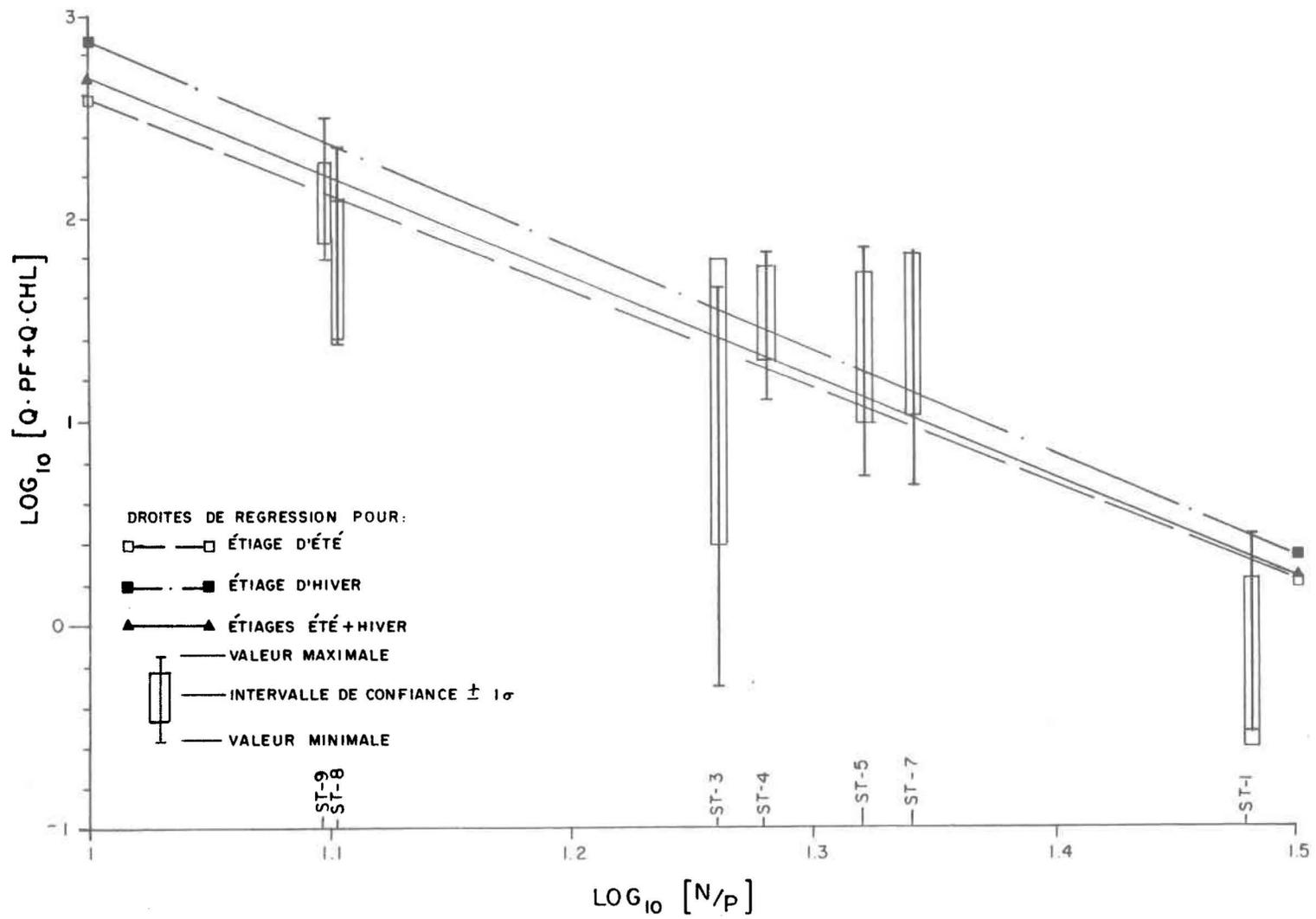


FIGURE 12: Droites de régression établies à partir des données d'étiages.

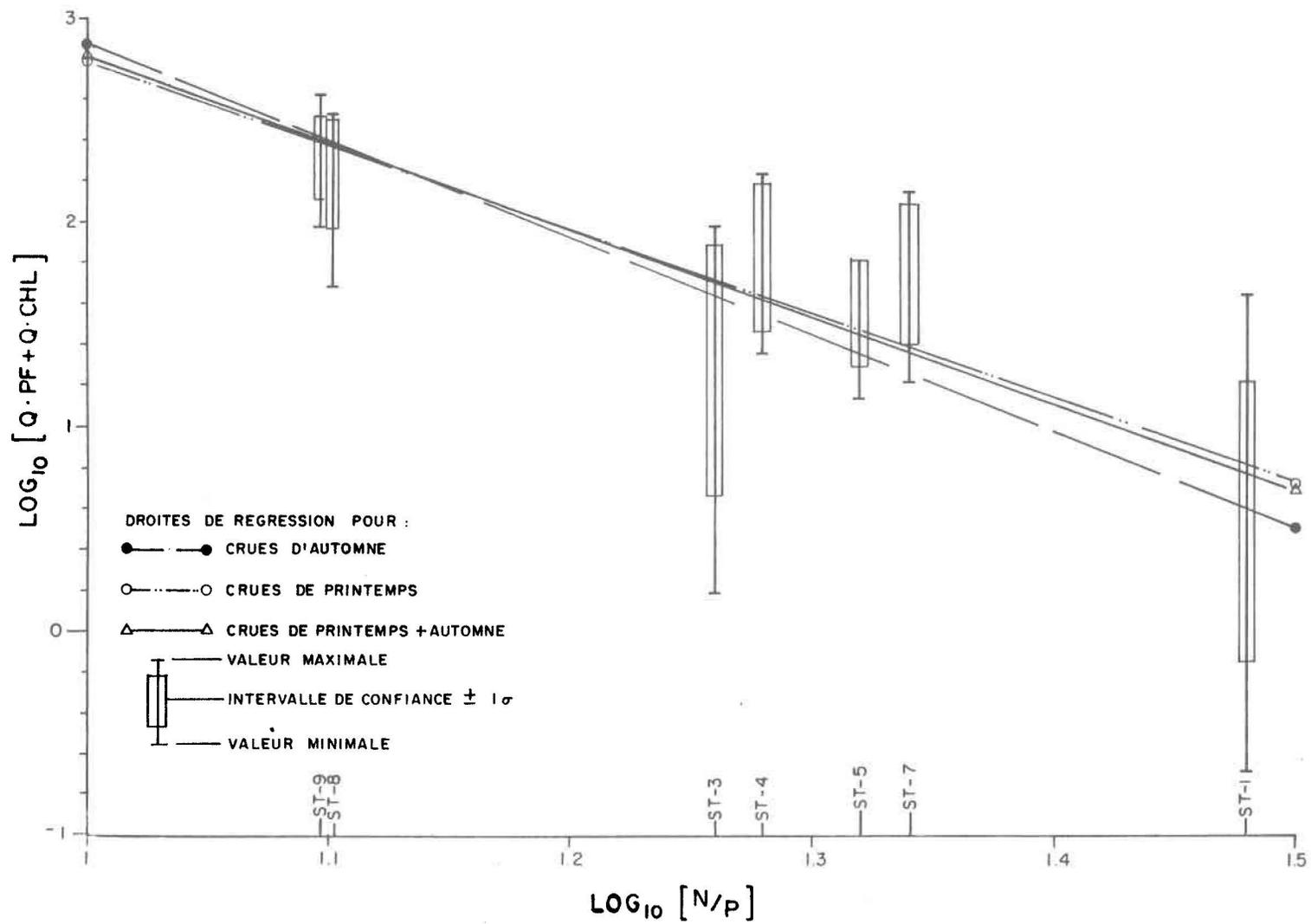


FIGURE 13: Droites de régression établies à partir des données de crues.

Lorsque l'on considère les stations une à une, les valeurs de PF aussi bien que celles de chlorophylle sont indépendantes entre elles. D'où la possibilité d'établir un intervalle de confiance pour les résultats de [PF.Q + chloro.Q] à chacune des stations. Ainsi, on peut vérifier dans quelle mesure les droites de régression établies pour les différentes saisons hydrologiques (tableau 4) s'inscrivent dans l'intervalle fixé. À l'exception de ST1 et ST8 en période d'étiage et de ST7 en crue d'automne, les droites de régression passent toutes à l'intérieur de l'intervalle de $\pm 1\sigma$ déterminé pour chacune des stations. Cela a pour conséquence d'éliminer la possibilité de différencier statistiquement les droites de régression.

Toutefois, même si, statistiquement, les droites de régression ne peuvent être distinguées, il est quand même possible de les comparer en fonction des différentes saisons hydrologiques. Dans le cas des étiages (figure 12), on observe que la biodisponibilité des éléments nutritifs durant l'étiage d'hiver est supérieure à celle durant l'étiage d'été. Cela s'explique en partie par le phénomène de stockage au niveau de la biomasse végétale en été. Effectivement durant l'hiver, l'activité biologique étant réduite au minimum, la perte de charge en éléments biodisponibles s'effectue principalement par la voie de la sédimentation. Par contre, en été, l'activité biologique étant intense, en plus des pertes associées au phénomène de sédimentation, s'ajoutent celles causées par l'accumulation et le stockage des nutriments par les plantes vasculaires au niveau du territoire, et celles résultant du broutage des algues par le zooplancton en rivière.

Lorsque l'on considère les stations une à une, les valeurs de PF aussi bien que celles de chlorophylle sont indépendantes entre elles. D'où la possibilité d'établir un intervalle de confiance pour les résultats de [PF.Q + chloro.Q] à chacune des stations. Ainsi, on peut vérifier dans quelle mesure les droites de régression établies pour les différentes saisons hydrologiques (tableau 4) s'inscrivent dans l'intervalle fixé. À l'exception de ST1 et ST8 en période d'étiage et de ST7 en crue d'automne, les droites de régression passent toutes à l'intérieur de l'intervalle de $\pm 1\sigma$ déterminé pour chacune des stations. Cela a pour conséquence d'éliminer la possibilité de différencier statistiquement les droites de régression.

Toutefois, même si, statistiquement, les droites de régression ne peuvent être distinguées, il est quand même possible de les comparer en fonction des différentes saisons hydrologiques. Dans le cas des étiages (figure 12), on observe que la biodisponibilité des éléments nutritifs durant l'étiage d'hiver est supérieure à celle durant l'étiage d'été. Cela s'explique en partie par le phénomène de stockage au niveau de la biomasse végétale en été. Effectivement durant l'hiver, l'activité biologique étant réduite au minimum, la perte de charge en éléments biodisponibles s'effectue principalement par la voie de la sédimentation. Par contre, en été, l'activité biologique étant intense, en plus des pertes associées au phénomène de sédimentation, s'ajoutent celles causées par l'accumulation et le stockage des nutriments par les plantes vasculaires au niveau du territoire, et celles résultant du broutage des algues par le zooplancton en rivière.

Tableau 4: Équations obtenues suite à l'application de la relation (3) aux données des différentes saisons hydrologiques.

CRUE DE PRINTEMPS	$y = 6,677 - 3,898 x$	(4)
CRUE D'AUTOMNE	$y = 7,620 - 4,746 x$	(5)
ENSEMBLE DES CRUES	$y = 7,026 - 4,214 x$	(6)
ÉTIAGE D'ÉTÉ	$y = 7,245 - 4,681 x$	(7)
ÉTIAGE D'HIVER	$y = 7,882 - 5,028 x$	(8)
ENSEMBLE DES ÉTIAGES	$y = 7,473 - 4,815 x$	(9)
CRUES + ÉTIAGES	$y = 7,305 - 4,567 x$	(10)

Du côté des crues (figure 13), la droite issue des données prélevées au printemps se confond presque avec celle représentative de l'ensemble des mesures. En outre, la droite se rapportant à la crue d'automne diverge des deux autres en présentant un niveau d'enrichissement plus faible à ST1. Ainsi, les charges en nutriments disponibles et en chlorophylle qui transitent dans la rivière s'avèrent plus importantes au printemps qu'à l'automne pour ST1 représentative d'un milieu peu influencé par l'homme. Cela signifie que le lessivage printanier par rapport à celui d'automne contribue plus fortement à l'enrichissement des eaux de rivière, dans le cas d'un milieu naturel peu influencé. D'autre part, pour les zones affectées par les activités humaines, les charges exportées se révèlent aussi importantes à l'automne qu'au printemps. Les droites confondues à ST8 et ST9 en sont un bon exemple. L'importance et la constance des apports urbains qui caractérisent ces deux stations peuvent en être la cause.

Considérant l'ensemble des valeurs (figure 14), la droite associée aux épisodes de crue présente un niveau d'enrichissement supérieur à celui relatif à la droite issue des valeurs d'étiage. Cette différence résulte du mode de transfert de la production diffuse en éléments nutritifs qui change selon les épisodes hydrologiques. Par rapport aux sources ponctuelles dont la production, relativement constante tout au long de l'année, semble peu affectée par la différence de régime hydrologique, les productions diffuses s'accumulent sur le territoire par temps sec et ne sont transférées à la rivière que lors des événements de pluie. Conséquemment, en terme de charge exportée, les quantités de [PF + chl] mesurées en période de crue sont plus élevées que celles mesurées en période d'étiage.

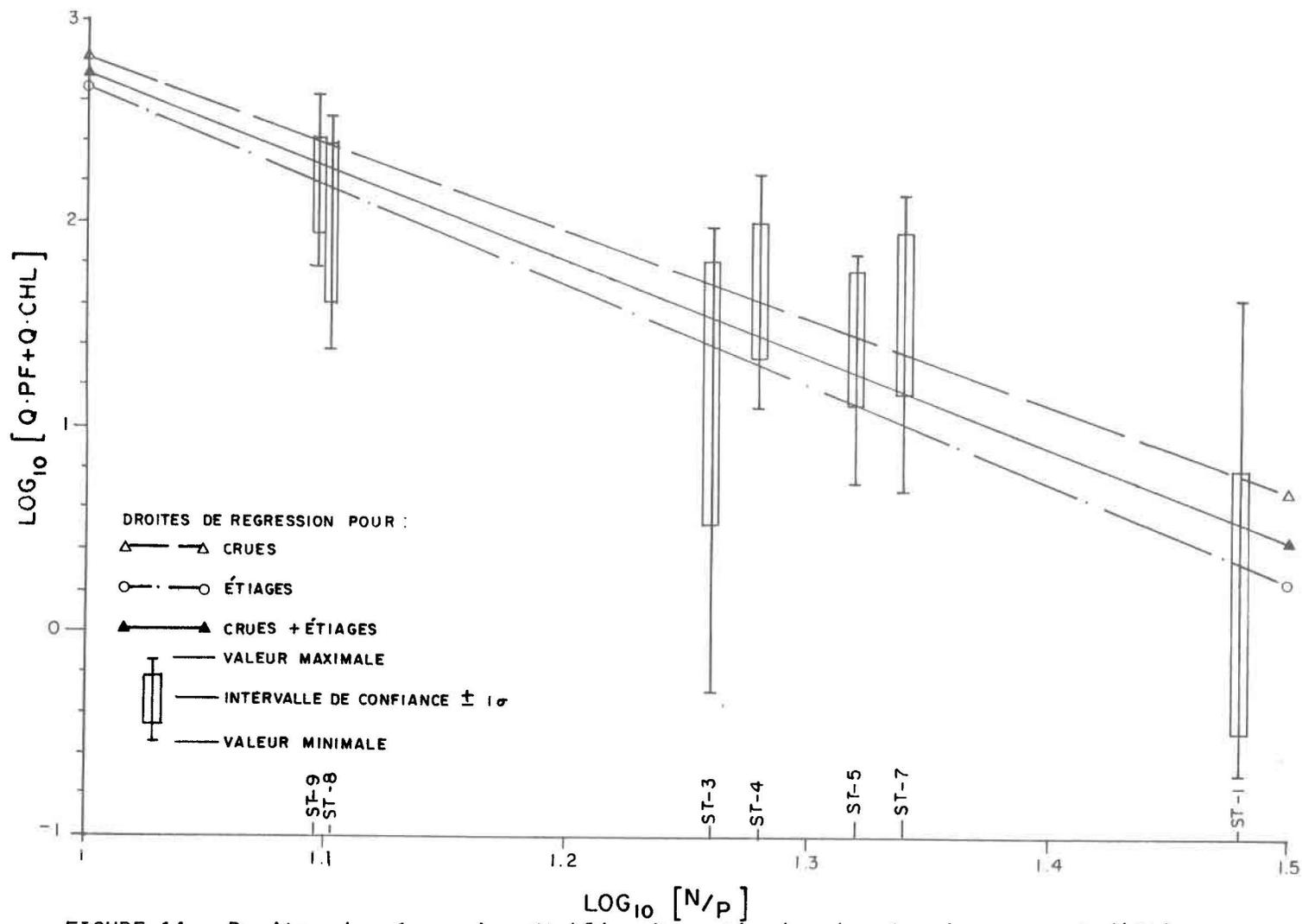


FIGURE 14: Droites de régression établies à partir des données de crues et d'étiages.

La représentation mathématique utilisée pour mettre en relation l'utilisation du territoire et la biodisponibilité des éléments nutritifs dans la rivière Yamaska-Nord n'est pas entièrement déterministe. Elle comporte donc un certain degré d'imprécision attribuable, d'une part, au fait que tous les éléments qui conditionnent la relation (ex.: broutage, adsorption, sédimentation) n'ont pas été quantifiés et, d'autre part, au mode d'évaluation du rapport N:P. Comme nous l'avons précisé antérieurement, le rapport N:P des charges est basé sur des productions moyennes annuelles. Cela limite la précision de la relation lorsqu'elle est appliquée à chaque saison hydrologique. Cette application par saison demeure toutefois possible étant donné que les valeurs de PF et de chlorophylle proviennent d'un échantillonnage mensuel.

De plus, étant prélevées en rivière, les données recueillies ne sont pas indépendantes d'une station à l'autre à cause de l'effet de cumul entre l'amont et l'aval. D'où l'impossibilité de calculer un intervalle de confiance pour l'ensemble de la relation.

Il serait intéressant, pour chacune des stations, d'identifier parmi les facteurs qui conditionnent la relation, ceux qui déterminent l'emplacement de chaque mesure sur la verticale. Une analyse factorielle de correspondance effectuée sur les facteurs mesurables les plus susceptibles d'intervenir dans les phénomènes de stockage et déstockage, soit d'une part, au niveau du territoire comme la période de végétation, la durée de la période sans pluie, la position du point échantillonnage sur l'hydrogramme, le

type de sol drainé et, d'autre part, au niveau de la rivière comme le brouillage, la vitesse du courant, la géométrie du canal et la sédimentation, permettrait de déterminer l'importance relative de chacun vis-à-vis l'emplacement de chaque mesure. Ainsi, il serait possible, par une pondération adéquate de chacun des facteurs, de réduire la dispersion des mesures autour de la relation (3) et de se rapprocher éventuellement d'une relation déterministe.

Parmi les équations présentées au tableau 4, celle établie à l'aide des mesures prises durant l'été (l'équation 7) offre le plus grand intérêt d'application. En effet, c'est durant l'été que les conditions sont les plus favorables à la production de biomasse phytoplanctonique. Ainsi, l'équation (7) permet de prévoir l'ordre de grandeur des quantités de chlorophylle possiblement atteintes en cette saison, aux endroits caractéristiques d'un milieu lentique, lorsque les conditions du milieu sont propices à l'assimilation presque entière de l'azote et du phosphore biodisponibles.

Finalement, en dépit des imprécisions inhérentes à la représentation mathématique d'un phénomène complexe faisant intervenir des composantes biologiques, l'équation (3) semble adéquate pour relier la biodisponibilité des éléments nutritifs dans la rivière Yamaska-Nord à un NEP associé à certaines caractéristiques d'utilisation du territoire.

CONCLUSION

La démarche utilisée pour relier directement certaines caractéristiques d'utilisation du territoire à la biodisponibilité de l'azote et du phosphore dissous en rivière, a permis de mieux comprendre certains des mécanismes impliqués et de mettre en évidence des facteurs, qui influencent la dynamique de ces formes en rivière.

Ainsi, il est apparu d'une part, que les rapports N:P calculés à partir des charges produites sur le territoire et transitées à la rivière présentent une correspondance suffisante avec les rapports N:P des concentrations mesurées dans la rivière, pour caractériser un niveau d'enrichissement potentiel (NEP) à chacune des stations.

Par ailleurs, l'hypothèse, voulant que les mesures de PF juxtaposées aux mesures de chlorophylle (chl) précisent la biodisponibilité des éléments nutritifs aux points de contrôle, a été vérifiée.

Ces considérations ont conduit à l'élaboration de la relation fonctionnelle suivante: $PF + chl = NEP$ où les NEP sont directement reliés à la biodisponibilité des éléments nutritifs en rivière. Plus précisément, la continuité des charges produites et exportée de l'amont vers l'aval, a suggéré l'établissement d'une relation de type $(PF + chl) \cdot Q = a (N/P)^{-b}$, dont la version logarithmique: $\log_{10} [PF \cdot Q + chl \cdot Q] = a' - b \log_{10} (N/P)$ a été confrontée aux mesures obtenues sur la rivière Yamaska-Nord. Les conclusions suivantes ont pu en être dégagées:

- La structure linéaire monotone décroissante de cette dernière relation met en évidence que le rapport N:P calculé est inversement proportionnel à NEP.
- La biodisponibilité potentielle des éléments nutritifs est supérieure durant l'étiage d'hiver à celle durant l'étiage d'été.
- Les charges en nutriments potentiellement disponibles et en chlorophylle qui transitent dans la rivière, s'avèrent plus importantes au printemps qu'à l'automne dans la zone peu influencée par l'homme où les sources diffuses dominent.
- Pour les zones affectées par les activités humaines, où les sources ponctuelles sont prépondérantes, les charges en nutriments biodisponibles exportés se révèlent aussi importantes à l'automne qu'au printemps.
- En terme de charges exportées, les quantités de (PF + chl) mesurées en période de crue sont plus élevées que celles mesurées en période d'étiage.
- Les mesures de qualité de l'eau étant réalisées sur une eau qui circule de l'amont vers l'aval, elles présentent, pour une même date d'échantillonnage, une forte corrélation, de structure inconnue, ce qui exclut l'établissement d'intervalles de confiance valables autour de la relation fonctionnelle.

- Finalement en dépit des imprécisions inhérentes à la représentation mathématique, évidemment simplificatrice, d'un phénomène naturel complexe faisant intervenir des composantes biologiques, l'équation reliant le débit, le PF, le rapport N:P et la chlorophylle, semble adéquate pour relier la biodisponibilité des éléments nutritifs dans la rivière Yamaska-Nord à un NEP associé aux exportations en N et P des utilisateurs du territoire, par l'intermédiaire du rapport des charges produites (N/P calculé).

La relation proposée n'étant pas entièrement déterministe, il serait intéressant d'identifier, parmi les facteurs mesurables qui conditionnent la relation, ceux dont l'importance est déterminante vis-à-vis l'emplacement de chaque mesure pour une station donnée. Ultérieurement, une pondération adéquate de ces principaux facteurs, pourrait conduire à une diminution de la dispersion autour de la relation, et permettrait de se rapprocher éventuellement d'une forme déterministe.

Il n'en demeure pas moins, que la relation proposée offre un intérêt certain du point de vue de la gestion du milieu aquatique, étant donné qu'elle permet d'évaluer la productivité d'un cours d'eau par le seul traitement mathématique des statistiques d'utilisation du territoire drainé par ce cours d'eau. Comme exemples d'utilisation d'une telle relation on peut mentionner d'une part, l'évaluation à priori de l'impact d'un barrage sur la productivité primaire dans le réservoir créé. En effet, l'établissement d'un barrage change les conditions physiques du cours d'eau; le passage d'un

milieu lotique à un milieu lentique tend à favoriser l'assimilation des nutriments biodisponibles durant la saison estivale par le phytoplancton.

D'autre part, l'évaluation à priori de la production primaire peut aussi servir à l'exploitation rationnelle des ressources piscicoles; sachant que la biomasse phytoplanctonique constitue la nourriture de base de l'ensemble du milieu aquatique, on peut en déduire, en termes de quantité-poids, le nombre d'individus d'une ou de plusieurs espèces de poissons que peut supporter ce milieu.

Par rapport à d'autres modèles du même type, cette équation offre l'avantage de relier directement l'intensité d'utilisation du territoire à la biodisponibilité des éléments nutritifs en rivière. En effet, la plupart des autres modèles existant procède en deux étapes: d'abord, en reliant la production des territoires drainés à la concentration des éléments mesurés dans la rivière; puis en reliant ces concentrations à la production primaire. Le fait de procéder en deux étapes implique l'addition des erreurs de chacune des étapes.

Pour terminer, il est bon de mentionner que le choix des paramètres biologiques, le PF et la chlorophylle, a été effectué en tenant compte de leur sensibilité à des modifications de la qualité du milieu aquatique et de leur caractère intégrateur vis-à-vis de l'ensemble des facteurs abiotiques qui agissent sur la biodisponibilité de l'azote et du phosphore. En fait, le dosage de la chlorophylle en intégrant les facteurs physiques et

chimiques du milieu, s'avère une mesure fiable, car elle précise la quantité d'éléments nutritifs biodisponibles assimilés. Par contre, la mesure de PF ne tient compte que des facteurs chimiques du milieu; elle ne représente que les quantités d'éléments nutritifs résiduels potentiellement biodisponibles. Elle est donc, ainsi, moins fiable que le dosage de la chlorophylle, mais elle conserve pourtant son utilité, en donnant quand même, une bonne évaluation des quantités biodisponibles d'azote et de phosphore et, ce, particulièrement durant les périodes où l'activité biologique devient négligeable. Le développement d'un outil, basé sur l'utilisation de la communauté indigène d'algues à la place de Selenastrum capricornutum, pour évaluer la biodisponibilité des substances nutritives, pourrait améliorer la fiabilité de la relation développée dans cette étude pour un écosystème particulier, mais elle demanderait, pour chaque milieu, une expérimentation spécifique.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- APHA (American Public Health Association). (1975). Standard methods for the examination of water and wastewater, 14e edition: Greenberg A.E., Connors, J.J. and Jenkins, D. (eds.), American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, Washington, 1193 p.
- AHL, T. (1979). Natural and human effects on trophic evolution. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 13: 259-277.
- BEAULAC, M.N. and RECKHOW, H.K. (1982). An examination of land use-nutrient export relationships. Water Resour. Bull., 18: 1013-1024.
- BENZECRI, J.P. et al. (1973). Analyse des données, Tome 2: L'analyse des correspondances. Dunod, Paris.
- BREZONICK, P.L., BROWNE, F.X. and FOX, J.L. (1975). Application of ATP to plankton biomass and bioassay studies. Water Res., 9: 155-162.
- CANFIELD, D.E. Jr. (1983). Prediction of chlorophyll "a" concentrations in Florida Lakes: the importance of phosphorus and nitrogen. Water Resour. Bull., 19: 255-262.
- CAMPBELL, P.G.C., COUTURE, P., TALBOT, L. and CAILLÉ, A. (1976). Nutrient dynamics in running waters: production, assimilation and mineralization of organic matter. In: J.O. Nriagu (ed.), Environmental Biogeochemistry, 2: 681-704.
- CAMPBELL, P.G.C., CLUIS, D. et COUTURE, P. (1979). Dynamique des transformations des éléments nutritifs: étude de deux réservoirs dans la province de Québec. INRS-Eau, Québec, rapport scientifique no 98.

- CARIGNAN, R. and KALFF, J. (1982). Phosphorus release by submerged macrophytes: significance to epiphyton and phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 27: 419-427.
- CARIGNAN, R. and KALFF, J. (1980). Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediments? *Science*, 207: 987-989.
- CHIAUDANI, G. and VIGHI, M. (1974). The N:P ratio and tests with Selenastrum to predict eutrophication in lakes. *Water Res.*, 8: 1063-1069.
- CHIAUDANI, G. and VIGHI, M. (1981). Multistep approach to identification of limiting nutrients in Northern Adriatic eutrophied coastal waters. *Water Res.*, 16: 1161-1166.
- CLUIS, D., COUILLARD, D. and POTVIN, L. (1979). A square grid transport model relating land-use exports to nutrient loads in rivers. *Water Res.*, 15: 630-636.
- COULOMBE, N. (1978). Procédure d'évaluation des débits aux sites de prélèvement du service de la qualité de l'eau à partir du mois de juillet 1975. (Projet Yamaska-Nord). Relevés spéciaux, Service de l'Hydrométrie. M.R.N. Gouvernement du Québec.
- COUTURE, P., CLUIS, D. et POTVIN, L. (1980). Étude limnologique du bassin versant du lac Saint-Jean (Québec, Canada). Correspondance entre production et biodisponibilité d'éléments nutritifs. *Annls. Limnol.*, 16: 103-117.
- COUTURE, P. (1981). Contribution de bioessais avec algues pour l'étude des impacts environnementaux en eaux douces. Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse, 128 p.
- DILLON, P.J. and RIGLER, F.H. (1974). The phosphorus-chlorophyll relationships in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 19: 767-773.

- DILLON, P.J. and RIGLER, F.H. (1975). A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic stations. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 32: 1519-1531.
- DUDA, M.A. (1982). Municipal point source and agricultural nonpoint source contributions to coastal eutrophication. *Water Resour. Bull.*, 18: 397-407.
- FORSBERG, A. and CLAEISSON, A. (1981). Algal assays with wastewater to determine the availability of phosphorus for algal growth. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 21: 763-769.
- GOLTERMAN, H. (1980). Quantifying the eutrophication process: difficulties caused, for example, by sediments. *Prog. Water Tech.*, 12: 63-80.
- GREENE, J.C., MILLER, W.E., SHIROYAMA, T. and MALONEY, T.E. (1975). Utilisation of algal assays to assess the effects of municipal, industrial and agricultural wastewater effluents upon phytoplankton production in the Snake River system. *Water Air Soil Pollut.*, 4: 415-434.
- GREENE, J.C., MILLER, W.E., SHIROYAMA, T., SOLTERO, R.A. and PUTMAN, K. (1976a). Use of algal assays to assess the effects of municipal and smelter wastes upon phytoplankton production (p. 327-335). In: Proceeding of the Symposium on Terrestrial and Aquatic Ecological Studies of the Northwest. March 26-27, 1976, EWSC Press, Eastern Washington State College, Washington.
- GREENE, J.C., MILLER, W.E., SHIROYAMA, T., SOLTERO, R.A. and PUTMAN, K. (1976b). Use of laboratory cultures of Selenastrum, Anabaena and the indigenous isolate Sphaerocystis to predict effects of nutrient and zinc interactions upon phytoplankton growth in Long lake, Washington. International Symposium on Experimental Use of Algal Cultures in Limnology, October 1976, Norway.

- HAITH, D.A. (1976). Land use and water quality in New York rivers. ASCE, Journal of the Environmental Engineering Division, 102: 1-15.
- HEISER, C.B. Jr. (1973). Seed to civilization. The story of man's food. W.H. Freeman and Company, San Francisco, 243 p.
- JONES, H.G., BACHAND, A., COUTURE, P., FOURNIER, J.J., RODRIGUEZ, F. et TALBOT, L. (1977). Réseau de surveillance écologique: choix des paramètres pour le monitoring de la production microbiologique des eaux douces du territoire de la Baie James, Québec. INRS-Eau, rapport scientifique No 75, 322 p.
- JONES, R.A. and LEE, G.F. (1982). Recent advances in assessing impact of phosphorus loads on eutrophication - related water quality. Water Res., 16: 503-515.
- JOUBERT, G. (1980). A bioassay application for quantitative toxicity measurements, using the green algae Selenastrum capricornutum. Water Res., 14: 1759-1763.
- LANG, D.S. and BROWN, E.J. (1981). Phosphorus-limited growth of a green algae and blue green algae. Applied and Environmental Microbiology, 42: 1002-1009.
- LEE, F.G., HAST, W. and JONES, R.A. (1978). Eutrophication of water bodies: insights for an age-old problem. Environ. Sci. Technol., 12: 900-908.
- LIKENS, G.E. and LOUCKS, O.L. (1978). Analysis of five North American lake ecosystems. III: Sources, loading and fate of nitrogen and phosphorus. Verh. Internat. Verein. Limnol., 20: 568-573.
- LOEHR, R.C. (1979). Potential pollutants from agriculture, an assessment of the problem and possible control approaches. Prog. Water Tech., 11: 169-193.

- MASSÉ, J. (1979). Projet-cible, Yamaska-Nord. Approche agricole (1ère partie). Service de protection de l'environnement industriel, Québec.
- MRN (Ministère des Richesses naturelles). (1977). Étude intégrée de la qualité des eaux des bassins versants des rivières Saint-François et Yamaska. Vol. 3: Secteur du modèle d'apports. MRN, Service qualité des eaux, Québec, 105 p.
- NALEWAJKO, C. and LEAN, D.R.S. (1980). Phosphorus. Chapter 6. In: The physiological ecology of phytoplankton, Morris, I. (ed.). Studies in Ecol. Vol. 7. Univ. of Calif. Press, 1980.
- PROVENCHER, M., BÉLANGER, B. et DUROCHER, H. (1979). Caractérisation de la qualité de l'eau de la rivière Yamaska Nord: rapport complémentaire. Service de la qualité des eaux, ministère des Richesses naturelles, Québec, 127 p., 5 annexes.
- RAST, W. and LEE, G.F. (1978). Summary analysis of the North American (U.S. portion) OECD eutrophication project: nutrient loading-lake response relationships and trophic state indices. EPA 600/3-78-008, U.S. EPA, Corvallis, OR.
- RAVERA, O. (1979). Biological aspects of freshwater pollution. In: O. Ravera (ed.). Proceedings of the Course held at the joint Research Center of the Commission of the European Communities. June 2-5, 1980, Ispra, Italy, 274 p.
- ROBARTS, R.D. and SOUTHALL, G.C. (1977). Nutrient limitation of phytoplankton growth in seven tropical man-made lakes, with special reference to lake McIllwaine, Rhodesia. Arch. Hydrobiol., 79: 1-35.
- SHOAF, W.T. (1978). The use of algal assays to determine the potential for phytoplankton growth. Hydrological Sciences Bulletin, 23: 439-444.

- SIMARD, G. and DES ROSIERS, R. (1979). Qualité des eaux souterraines du Québec. Service des eaux souterraines, Ministère de l'Environnement, Québec, 161 p., 3 annexes.
- SONIASSY, R.N. (1974). Algal bioassays, a tool for environmental engineers. *Water Pollut. Control*, 112: 15-17.
- STANTON, M.P., CAPEL, M.J. and ARMSTRONG, F.A.J. (1974). The chemical analysis of freshwater. Dep. Env. Win. Man. Special Publication No 25, p. 105-109.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). (1971). Algal assay procedure, bottle test. National Eutrophication Research Program, EPA, Corvallis, Or. 82 pp.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). (1978). The Selenastrum capricornutum Printz algal assay bottle test: experimental design, application, and data interpretation protocol. U.S. Environmental Protection Agency, Oregon, Report No EPA-600/9-78-018: 125 p.
- VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R. and CUSHING, C.E. (1980). The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130-137.
- VOLLENWEIDER, R.A. (1968). Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD/DAS/CSI/68.27, 159 p., Paris.
- WALKER, K.F. and HILLMAN, T.J. (1982). Phosphorus and nitrogen loads in waters associated with the River Murray near Albury-Wodonga, and their effects on phytoplankton populations. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 33: 223-243.

WETZEL, R.G. (1975). Primary production. (p. 230-247). In: B.A. Whitton (ed.), River Ecology. Cambridge, Cambridge University Press.

WILKIN, D.C. and JACKSON, R.W. (1983). Nonpoint water quality contributions from land use. Journal of Environmental Systems, 13: 127-136.