

**Record Number:**

**Author, Monographic:** Cluis, D.//Laberge, C.//Lefebvre, Y.

**Author Role:**

**Title, Monographic:** Suivi environnemental et impact local : un indice de bassin permettant la mesure de l'évolution spatio-temporelle de la qualité de l'eau

**Translated Title:**

**Reprint Status:**

**Edition:**

**Author, Subsidiary:**

**Author Role:**

**Place of Publication:** Québec

**Publisher Name:** INRS-Eau

**Date of Publication:** 1986

**Original Publication Date:** Février 1986

**Volume Identification:**

**Extent of Work:** iv, 65

**Packaging Method:** pages incluant 3 annexes

**Series Editor:**

**Series Editor Role:**

**Series Title:** INRS-Eau, Rapport de recherche

**Series Volume ID:** 199

**Location/URL:**

**ISBN:** 2-89146-197-5

**Notes:** Rapport annuel 1985-1986

**Abstract:** 10.00\$

**Call Number:** R000199

**Keywords:** rapport/ ok/ dl

Suivi environnemental et impact local:  
un indice de bassin permettant la  
mesure de l'évolution spatio-  
temporelle de la qualité de l'eau

D. Cluis, C. Laberge et Y. Lefebvre

Rapport scientifique no 199

Février 1986



## RÉSUMÉ

Les indices sont un outil privilégié de communication entre les autorités administratives et le public. Alors que les indices de qualité de l'air sont largement utilisés, ceux reliés à la qualité de l'eau ont connu peu d'applications pratiques. La multiplicité des paramètres caractérisant une eau (coliformes, DBO, toxiques, nutriments) a pour effet de rendre confuse dans l'esprit du public la notion de pollution; de plus, le fait que l'appréciation de cette qualité se fasse par rapport à des normes d'usage, plus ou moins empiriques n'est pas pour faciliter l'interprétation du public.

Nous présentons ici un indice local d'impact utilisant, sous une forme linéaire les différences entre les mesures amont et aval des paramètres affectés par le rejet. Cette procédure classe chaque valeur d'un paramètre par rapport au maximum et au minimum observés à l'amont et à l'aval du rejet et ainsi conduit à des valeurs très sensibles localement. Les caractéristiques de linéarité de sa construction permettent de convertir simplement sa valeur de base de données de référence à une autre et aussi, de mettre en évidence des impacts cumulatifs le long d'une rivière. Il permet donc la mesure de l'évolution temporelle de la qualité quand le rejet est soumis à une intervention et contribue donc au suivi environnemental d'un plan d'assainissement.

Si l'on se place maintenant à l'échelle d'un bassin hydrographique entier sur lequel on dispose d'un réseau de points de contrôle, la méthodo-

logie proposée permet, en se référant à une base de données globale, de quantifier en valeurs relatives les impacts subis par la rivière et permet ainsi une classification hiérarchique des rejets à traiter.

Dans la mesure où les usines d'assainissements sont construites par un niveau de gouvernement et opérées par un autre selon un protocole visant à leur efficacité pour le milieu aquatique, le réseau de surveillance de la qualité de l'eau permet de vérifier, de l'extérieur des usines, par l'intermédiaire de mesures réduites d'impact l'efficacité temporelle des installations de traitement. Le public payeur de taxe peut ainsi être associé aux résultats tangibles des dépenses qu'il a consenties.

L'indice d'impact proposé a été mis à l'essai avec des données de qualité de l'eau prélevées durant un an sur une base bi-hebdomadaire à l'amont et à l'aval des rejets actuellement non-traités de la ville de Sainte-Anne de la Pérade (Co. Portneuf, PQ). On y met notamment en évidence que l'indice calculé est plus sensible que les paramètres individuels et que les variables externes comme le débit et la température affectent peu sa valeur.

## ABSTRACT

A water quality index to evaluate time-variation of local impacts.

Pollution indices are useful forms of communication between the public and its government pollution control bodies. While air-quality indices are broadly used, water-quality indices have found little practical application. The multiplicity of parameters necessary to describe water quality (coliforms, BOD, toxicants, nutrients) renders the public perception of pollution unclear; furthermore the tendency to rate water quality with reference to specific water usages does not facilitate public interpretation.

We present here a new local index for the evaluation of effluent impacts; this index makes use of linear weighting functions calculated on the differences between the upstream and downstream measurements of parameters which are affected by specific effluents. The procedure ranks each parameter value with regard to the maximum and minimum values observed before and after the outfall; for this reason the resulting values are very sensitive to local perturbations. Linear characteristics of the index's construction allows simple conversion from local databases to a broader ones, thus enhancing the measure of the cumulative impacts down a river. This index also allows the measurement of the water-quality through time, as the effluent is subjected to some intervention. As such it contributes to the environmental follow-up of a sanitation programme.

If a hydrological basin is equipped with a monitoring network, the proposed methodology permits the use of the resultant global database to quantify relative impacts of different effluents, and thus allows a hierarchical classification of the effluents to be treated.

The proposed impact index has been tested with water quality data obtained during one year on a bi-weekly basis upstream and downstream from the untreated sewage outfall of Sainte-Anne de la Pêrade (Portneuf, P.Q.). The computed index as a whole is more sensitive to changes than individual parameters. External factors such as river water level and temperature do not significantly affect the values of the index.

Treatment plants in Quebec are financed by one level of government and operated by an other one according to a protocol aiming at their efficiency for the protection of aquatic life. The use of this index can yield independent verification of the efficiency of water treatment over the life of the plants, thus allowing the funding agency and the taxpayer to be informed of the improvements resulting from monetary outlay.

## INTRODUCTION

L'évaluation de la qualité d'une eau courante est une étape importante, préalable à l'établissement d'un plan d'assainissement de bassin versant et nécessaire au suivi environnemental, une fois les installations réalisées.

La méthode la plus utilisée pour cette évaluation consiste à définir des normes relatives à plusieurs usages d'exigences graduées et à classifier les valeurs des paramètres provenant des banques de données historiques face aux seuils de dépassement de ces normes. Une telle approche présente l'avantage de mettre en évidence les paramètres les plus critiques face à un usage souhaité; un de ses inconvénients est relié au caractère subjectif et conventionnel de ces normes surtout dans le cas d'une science aussi récente que l'étude de la pollution des eaux; un autre désavantage est le caractère multidimensionnel de cette évaluation qui rend le transfert d'information pertinente vers le public difficile.

Dans ce rapport, nous présentons un outil alternatif à l'interprétation normative de la qualité de l'eau: à partir de la notion classique d'indice de qualité de l'eau, nous établirons une méthodologie pour chiffrer les impacts sur le milieu de rejets polluants et pour suivre leur évolution temporelle face aux variables externes comme d'une part, le débit et la température de l'eau, et d'autre part, face aux interventions sur le rejet (opération d'usines) ou sur l'ensemble du bassin versant amont.

La mesure de cet impact local implique l'établissement d'une banque de données représentatives de la gamme des circonstances hydrologiques possibles pour une période de référence. La méthode proposée sera étendue pour montrer comment l'indice local ainsi établi peut être modifié de façon à pouvoir suivre l'évolution de la qualité de l'eau par des indices d'impacts le long d'un même cours d'eau.

### 1. Problématique

Considérons un bassin hydrographique recevant des rejets diffus ou ponctuels, naturels ou artificiels, l'établissement d'un réseau de mesures ou de surveillance de la qualité de l'eau implique la définition d'un certain nombre de points de contrôle servant à discrétiser l'évolution spatiale des différents tronçons de rivière (Figure 1).

Le problème auquel nous nous adressons ici est double; nous souhaitons développer un outil mathématique construit à partir d'une base de données historiques; cet outil doit permettre:

- 1) sur une base spatiale, d'évaluer le poids relatif des impacts subis par le cours d'eau lors de son transit d'amont vers l'aval et ainsi de pouvoir classer les rejets par ordre d'importance environnementale;
- 2) d'évaluer les changements locaux au cours du temps et ceci avec la meilleure sensibilité.

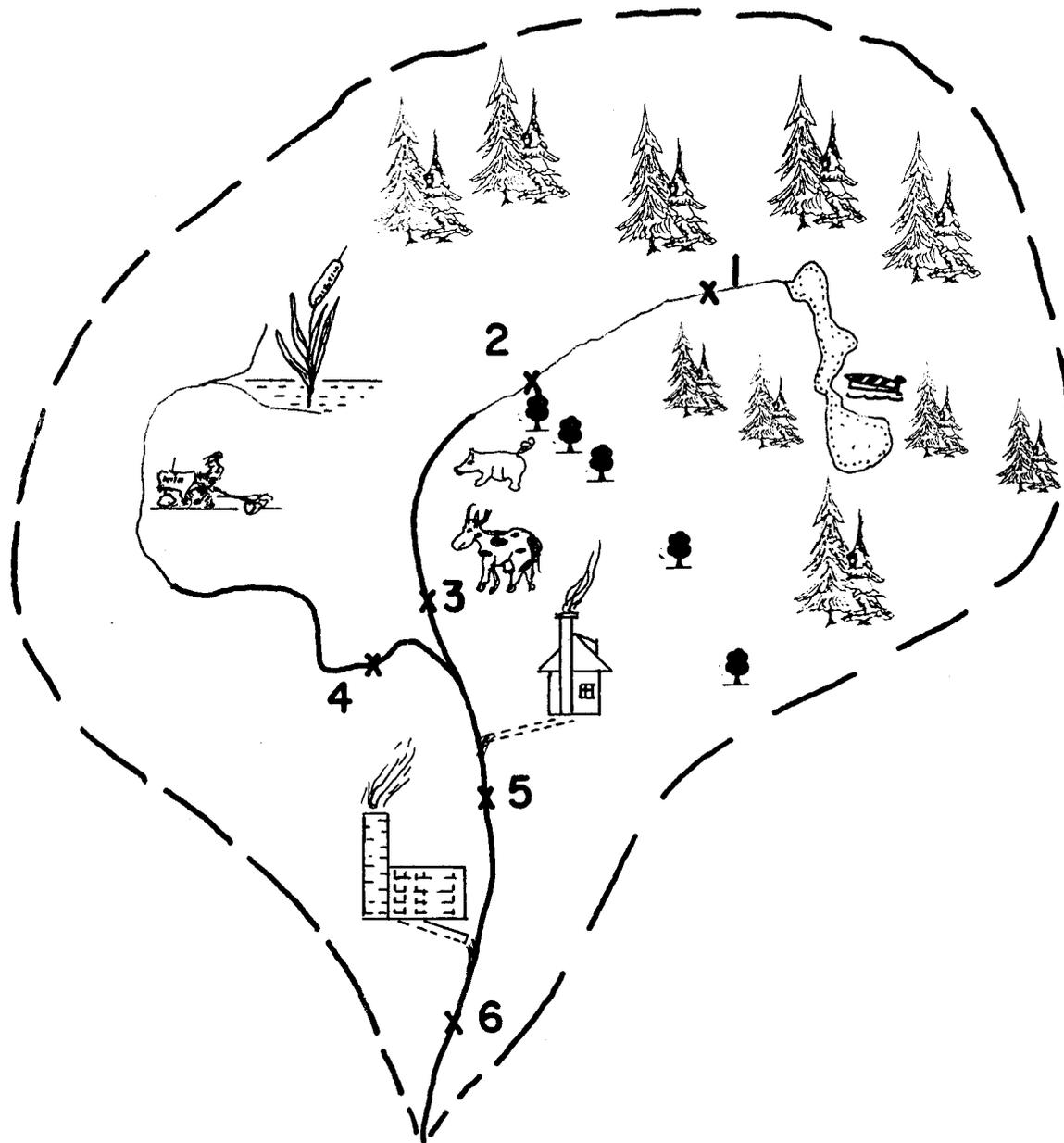


Fig. 1 .Tronçonnage d'une rivière selon les zones d'utilisations .

Il serait évidemment souhaitable que l'outil mathématique construit puisse répondre simultanément aux deux problèmes; si cela n'était pas possible, il est essentiel qu'il permette de passer d'une application à l'autre par une transformation simple.

## 2. Les indices de qualité de l'eau

### 2.1 Définitions et généralités

La représentation d'une propriété spécifique à une ressource naturelle comme la qualité des eaux s'avère être une tâche complexe nécessitant le travail de spécialistes du domaine. Cependant, comme plusieurs autres intervenants de la gestion de cette ressource (gestionnaires, législateurs, grand public, ...) ont besoin de comprendre et de manipuler cette information, plusieurs techniques d'interprétation de la qualité de l'eau ont été proposées, depuis les vingt dernières années, afin de faciliter la communication de ces données entre tous ces intervenants. Ces véhicules d'information sont appelés "indices de qualité de l'eau".

Le principe de base de tout indice de qualité de l'eau est de synthétiser une masse de données en un simple vecteur de qualité. Sous cette forme de représentation, l'information sur la qualité de l'eau devient alors plus facilement et plus rapidement interprétable qu'une liste de valeurs numériques. La grande diversité d'indices de qualité de l'eau est attribuable à la multiplicité des champs d'applications possibles dans ce domaine. En effet, un indice est nécessairement développé en fonction d'un but, d'une

utilisation, bien précis. On peut malgré tout regrouper sous différentes catégories (qualité générale de l'eau, qualité spécifique à un usage, de planification, approche statistique, biologique ou d'état trophique) les différents indices de qualité par leurs objectifs d'application ou leur structure. Enfin, la structure même d'un indice de qualité est déterminée par l'objectif poursuivi par celui-ci (Couillard et Lefebvre, 1985).

Le mécanisme de fonctionnement d'un indice de qualité de l'eau est généralement simple. Sa structure générale comporte normalement des paramètres spécifiques de la qualité de l'eau, une échelle de pondération des paramètres, des fonctions de transformation et des techniques de compilation.

Les valeurs prises par les paramètres de la qualité de l'eau sont des résultats analytiques de base caractérisant la composition particulière d'un échantillon et ils constituent l'information primaire de l'indice.

La pondération des paramètres consiste à établir une hiérarchie entre l'importance d'un paramètre donné et l'ensemble des autres paramètres employés par l'indice. L'importance, relative d'un paramètre est exprimée par un coefficient appelé facteur de pondération ou poids. Plus un paramètre sera important, plus son poids relatif sera élevé.

La fonction de transformation fait le lien entre la valeur d'un paramètre et la qualité de l'eau. Pour y parvenir, le mécanisme nécessite l'utilisation d'un graphique ou d'une fonction mathématique qui transformera

chaque valeur d'un paramètre en une 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 qualités varient selon l'amélioration ou la détérioration de la qualité de l'eau.

L'emploi d'un processus 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. C'est à la suite de cette étape qu'est obtenu le résultat final: l'indice de qualité de l'eau.

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, 1983). Aux États-Unis, environ 20% des agences américaines de contrôle de la pollution de l'eau emploient présentement des indices de qualité, alors que plusieurs autres agences évaluent, calibrent ou espèrent utiliser des indices de qualité (Ott, 1978). Les indices les plus utilisés sur une base routinière sont l'indice de Brown et al. (1970) et l'indice de Truett et al. (1975). Au Québec, l'utilisation d'indices de qualité de l'eau est plutôt sporadique. Fréchette et Cluis (1983) affirment que l'indice de Provencher et Lamontagne (1977) a donné lieu à plusieurs applications sur le territoire québécois. Enfin, un autre indice celui de Béron et al. (1979) a été appliqué à quelques reprises dans le cadre de projet Archipel (Valiquette et Croteau, 1983).

## 2.2 Mesure des impacts

Comme l'objectif de cette étude n'est pas de classer la qualité de l'eau face à des usages, mais plutôt de quantifier les changements entre la qualité de l'eau, à l'amont et à l'aval d'un rejet, on propose d'utiliser pour évaluer cet impact une expression de la forme:

$$\Delta_{12} (t) = I_2 (t) - I_1 (t)$$

où  $I_2$  et  $I_1$  sont des indices de qualité, construits sur la base globale des données synchrones recueillies aux stations amont (1) et aval (2).

Nous pensons, de plus, que la mesure d'impacts  $\Delta$  devrait satisfaire idéalement à 3 caractéristiques souhaitables:

### a) sensibilité

Nous souhaitons que la mesure d'impact  $\Delta_{12}$  possède, pour la banque de référence considérée, la plus grande gamme de variations possible. Ceci implique que la valeur de cet impact ne soit pas allourdie par l'inertie de paramètres stables, non significativement affectés par le rejet; en conséquence, la mesure d'impact ne mettra en cause que des paramètres typiques des rejets considérés.

b) transitivité

Si on considère une série de rejets contrôlés par des points d'observations, on désire pouvoir établir un impact global à partir des impacts locaux selon une équation du type:

$$\Delta_{1n} = \sum_{k=2}^n (I_k - I_{k-1}) = \sum_{k=2}^n \Delta_{k-1,k}$$

On note que ce type d'équations doit se vérifier par rapport à une même base de données.

c) indépendance des niveaux de fond et des variables externes

Une autre qualité souhaitée de la mesure des impacts est son indépendance du niveau de fond et de certaines variables externes au rejet, comme le débit de la rivière et la température.

3. Construction de l'indice de qualité

3.1 Choix des paramètres constitutifs

Pour réduire l'inertie de l'indice, on peut choisir arbitrairement les paramètres significativement affectés par le rejet, ou bien, de façon plus empirique ne conserver que les paramètres dont un certain pourcentage des valeurs mesurées (80% par exemple) est différent à l'amont et à l'aval.

### 3.2 Cote attribuée à une valeur

Les indices de qualité nécessaire à l'établissement de l'impact  $\Delta$ , n'ont pas de valeur intrinsèque, mais sont définis par rapport à une banque de référence commune amont-aval, caractérisée par son maximum  $M_{12}$  et son minimum  $m_{12}$ . Pour éviter toute controverse concernant la forme de la fonction de transformation, nous avons décidé d'utiliser une fonction linéaire, croissante ou décroissante, selon que la qualité est perçue comme meilleure ou pire, pour des valeurs élevées ou faibles des paramètres mesurés. Cette interpolation linéaire peut s'effectuer sur des valeurs transformées logarithmiquement, pour des paramètres à large gamme de variation comme les coliformes.

Soit un paramètre dont les valeurs élevées sont typiques d'une mauvaise qualité, la cote d'appréciation  $C_i$  correspondant à une valeur mesurée  $x_i$  s'écrira sous la forme générale:

$$C_i = \frac{M_{12} - x_i}{M_{12} - m_{12}} .100$$

il s'agit donc d'une fonction linéaire croissante ou décroissante de la valeur naturelle ou transformée du paramètre et des maxima et minima pris par ce paramètre entre l'amont et l'aval du rejet:

### 3.3 Indices de qualité amont et aval

À partir des cotes précédentes, on construit la mesure d'impact par différence des indices de qualité selon l'équation:

$$\Delta_{12}(t) = I_2(t) - I_1(t) = \sum_{j=1}^k \alpha_j [C_2(t,j) - C_1(t,j)]$$

où l'indice  $j$  représente les paramètres de qualité pris en compte et  $\alpha_j$  le poids accordé au paramètre  $j$  dans l'indice; de plus, ces poids sont normalisés par la convention des indices selon la relation  $\sum_{j=1}^k \alpha_j = 1$ .

## 4. Particularités mathématiques de la mesure d'impact

### 4.1 Transfert d'un impact pour 2 périodes de temps aux mêmes sites

On a mesuré  $X_1(t,j)$  et  $X_2(t,j)$  au temps  $t$  pour le paramètre  $j$ .

Supposons que l'on utilise un seul type d'interpolation:

$$C_1(t,j) = \left[ \frac{X_1(t,j) - m_{12}(j)}{M_{12}(j) - m_{12}(j)} \right] \times 100$$

$$C_2(t,j) = \left[ \frac{X_2(t,j) - m_{12}(j)}{M_{12}(j) - m_{12}(j)} \right] \times 100$$

les résultats peuvent être étendus au cas de l'utilisation des autres types d'interpolation présentés dans le texte. Notons que  $m_{12}$  et  $M_{12}$  représentent les minimum et maximum de la base de données conjointe des deux stations. Posons  $d_{12}(j) = M_{12}(j) - m_{12}(j)$  et supposons maintenant que l'on augmente la base de données avec des valeurs plus récentes. On aura généralement des nouveaux minimum et maximum que l'on note:  $M_{12}^*(j)$  et  $m_{12}^*(j)$  avec  $d_{12}^*(j) = M_{12}^*(j) - m_{12}^*(j)$ ; on peut alors, par une simple transformation linéaire, passer du résultat obtenu avec l'interpolation utilisant  $M_{12}$  et  $m_{12}$  au résultat relié à l'interpolation avec les nouveaux extremums  $M_{12}^*$  et  $m_{12}^*$ .

Ainsi:

$$C_1(t,j) = \left[ \frac{X_1(t,j) - m_{12}(j)}{d_{12}(j)} \right] \times 100 ; C_1^*(t,j) = \left[ \frac{X_1(t,j) - m_{12}^*(j)}{d_{12}^*(j)} \right] \times 100$$

$$X_1(t,j) = \frac{C_1(t,j)}{100} \cdot d_{12}(j) + m_{12} = \frac{C_1^*(t,j)}{100} \cdot d_{12}^*(j) + m_{12}^*$$

Ce qui implique: 
$$\frac{C_1^*(t,j)}{100} = \frac{C_1(t,j)}{100} \cdot \frac{d_{12}(j)}{d_{12}^*(j)} + \frac{m_{12}(j)m_{12}^*(j)}{d_{12}^*(j)}$$

Dans le cas d'une interpolation inversément proportionnée, on a plutôt:

$$\frac{C_1^*(t,j)}{100} = \frac{C_1(t,j)}{100} \cdot \frac{d_{12}(j)}{d_{12}^*(j)} - \frac{M_{12}(j) - M_{12}^*(j)}{d_{12}^*(j)}$$

Pour passer au calcul des indices et de l'impact, on suppose que l'on a les mêmes paramètres dans les indices de stations différentes; dans ce cas l'indice s'écrit:

$$I_1(t) = \sum_{j=1}^k \alpha_j C_1(t,j) = \sum_{j=1}^k \alpha_j \left[ \frac{X_1(t,j) - m_{12}(j)}{M_{12}(j) - m_{12}(j)} \right] \times 100$$

où k = nombre de paramètres; passons maintenant à la nouvelle base de données:

$$I_1^*(t) = \sum_{j=1}^k \alpha_j C_1^*(t,j)$$

$$= \sum_{j=1}^k \alpha_j \left( \frac{d_{12}(j)}{d_{12}^*(j)} C_1(t,j) + \left[ \frac{m_{12}(j) - m_{12}^*(j)}{d_{12}^*(j)} \right] \times 100 \right)$$

et les coefficients  $\frac{d_{12}(j)}{d_{12}^*(j)}$  ainsi que  $\frac{m_{12}(j) - m_{12}^*(j)}{d_{12}^*(j)}$  sont facilement calculables.

#### 4.2 Transitivité amont-aval

Étudions maintenant le cas de trois stations successives le long d'un cours d'eau:  $\text{-----}\overset{1}{\cdot}\text{-----}\overset{2}{\cdot}\text{-----}\overset{3}{\cdot}\text{-----}$

On est intéressé à vérifier la transitivité de notre calcul d'impact, c'est-à-dire si:  $\Delta_{13}(t) = \Delta_{12}(t) + \Delta_{23}(t)$ .

Il est évident que si les bases de données sont identiques pour les trois impacts ( $m_{12} = m_{23} = m_{13}$  et  $M_{12} = M_{23} = M_{13}$ ) alors la transitivité sera vérifiée. En général ce n'est pas le cas et on a donc pas de transitivité. Cependant, en ramenant tous les impacts à une même base de données, on aura en main un outil qui sera transitif. Il faut cependant prendre note que les impacts perdront un peu de leur sensibilité, car les maximum et minimum qui seront utilisés pour réunir les trois bases de données formeront généralement des écarts  $d(j)$  plus grands que dans les bases de données "originales". Dans ce cas, on a:

$$\begin{aligned}\Delta_{12}(t) = I_2(t) - I_1(t) &= \sum_{j=1}^k \alpha_j \left[ \frac{X_2(t,j) - m_{12}(j)}{d_{12}(j)} - \frac{X_1(t,j) - m_{12}(j)}{d_{12}(j)} \right] \\ &= \sum_{j=1}^k \alpha_j \left[ \frac{X_2(t,j) - X_1(t,j)}{d_{12}(j)} \right]\end{aligned}$$

De même:

$$\Delta_{23}(t) = \sum_{j=1}^k \alpha_j \left[ \frac{X_3(t,j) - X_2(t,j)}{d_{23}(j)} \right] \text{ et } \Delta_{13}(t) = \sum_{j=1}^k \alpha_j \left[ \frac{X_3(t,j) - X_1(t,j)}{d_{13}(j)} \right]$$

On voit que si  $d_{12}(t) = d_{23}(j) = d_{13}(j)$ , alors on aura transitivité. Cependant, on peut toujours transformer les impacts de façon à avoir transitivité en réunissant les trois bases de données; on appelle les minimum et maximum absolus  $m^*(j)$  et  $M^*(j)$  et leur écart  $d^*(j) = M^*(j) - m^*(j)$ :

$$\begin{aligned} \Delta_{12}^*(t) &= \sum_{j=1}^k \alpha_j \left[ \frac{d_{12}(j)}{d^*(j)} \{C_2(t,j) - C_1(t,j)\} \right] \\ &= \sum_{j=1}^k \alpha_j \left[ \frac{X_2(t,j) - X_1(t,j)}{d^*(j)} \right] \end{aligned}$$

De même:

$$\Delta_{23}^*(t) = \sum_{j=1}^k \alpha_j \left[ \frac{X_3(t,j) - X_2(t,j)}{d^*(j)} \right] \text{ et } \Delta_{13}^*(t) = \sum_{j=1}^k \alpha_j \left[ \frac{X_3(t,j) - X_1(t,j)}{d^*(j)} \right]$$

et on voit facilement que:  $\Delta_{13}^*(t) = \Delta_{12}^*(t) + \Delta_{23}^*(t)$

Cette nouvelle caractéristique intéressante est acquise au détriment de la sensibilité de nos impacts individuels. En effet, la base caractérisée par  $d^*(j)$  englobera les trois autres bases individuelles caractérisées par  $d_{12}(j)$ ,  $d_{23}(j)$  et  $d_{13}(j)$ , de sorte que les impacts seront moins sensibles

localement et d'autant moins sensibles que les bases de données seront différentes (minimum et maximum très différents).

#### 4.3 Indépendance du niveau de fond

Supposons qu'une charge  $q$  de polluants est introduite pour chaque paramètre dans le cours d'eau en amont des stations 1 et 2. Avec l'hypothèse de la conservativité de la matière (ni accumulation, ni dégradation), on veut savoir si  $\Delta_{12}(t)$  sera affecté par ce changement du niveau de fond:

$$\Delta_{12}(t) = \sum_{j=1}^k \alpha_j [C_2(t,j) - C_1(t,j)] = \sum_{j=1}^k \alpha_j \left[ \frac{X_2(t,j) - X_1(t,j)}{d_{12}(j)} \right]$$

on voit alors que si  $X_2^*(t,j) = X_2(t,j) + q$  et  $X_1^*(t,j) = X_1(t,j) + q$  et si les minimum et maximum restent inchangés, on a alors indépendance du niveau de fond.

Si les minimum changeaient avec l'introduction de la charge, on aurait alors une dépendance indirecte au niveau de fond car:

$$\begin{aligned} \Delta_{12}^*(t) &= \sum_{j=1}^k \alpha_j \left[ \frac{X_2^*(t,j) - X_1^*(t,j)}{d_{12}^*(j)} \right] \\ &= \sum_{j=1}^k \alpha_j \left[ \frac{X_2(t,j) + q - X_1(t,j) - q}{d_{12}^*(j)} \right] = \sum_{j=1}^k \alpha_j \left[ \frac{X_2(t,j) - X_1(t,j)}{d_{12}^*(j)} \right] \end{aligned}$$

et l'impact serait réduit par l'élargissement de la base de données. Cependant, en gardant la base de donnée originale, tout en acceptant des valeurs plus grandes que 100% ou en recalculant les impacts mesurés avant l'introduction de la charge avec la nouvelle base de donnée, on aura alors des impacts comparables avant et après. On voit que la dépendance est plutôt indirecte, car elle peut faire varier l'impact par un changement de la base de données.

## 5. Étude de cas

Les données utilisées proviennent de deux stations situées sur la rivière Sainte-Anne (Co. Portneuf, Province de Québec, Canada) à l'amont et à l'aval de la ville de La Pêrade, à proximité de son embouchure au fleuve Saint-Laurent. La rivière Sainte-Anne draine un bassin de 2690 km<sup>2</sup> en rive nord du Saint-Laurent, à mi-chemin entre Trois-Rivières et Québec. Le rejet étudié (Figure 2) comprend les rejets domestiques de 2500 personnes et d'une industrie agro-alimentaire. Les stations de prélèvements sont situées dans une zone bien mélangée, localisée à un kilomètre à l'aval de rapides importants de la rivière Sainte-Anne et soumise en hiver à la formation de glace en aiguilles (frasil).

Les données à notre disposition comprenaient une vingtaine de paramètres physiques, chimiques et biologiques de qualité de l'eau, ainsi que le débit; ces données avaient été prélevées entre le 05-02-1979 et le 24-03-1980 selon une fréquence bi-hebdomadaire (27 échantillonnages sur un an). Les données originales ont été publiées par la ministère québécois de

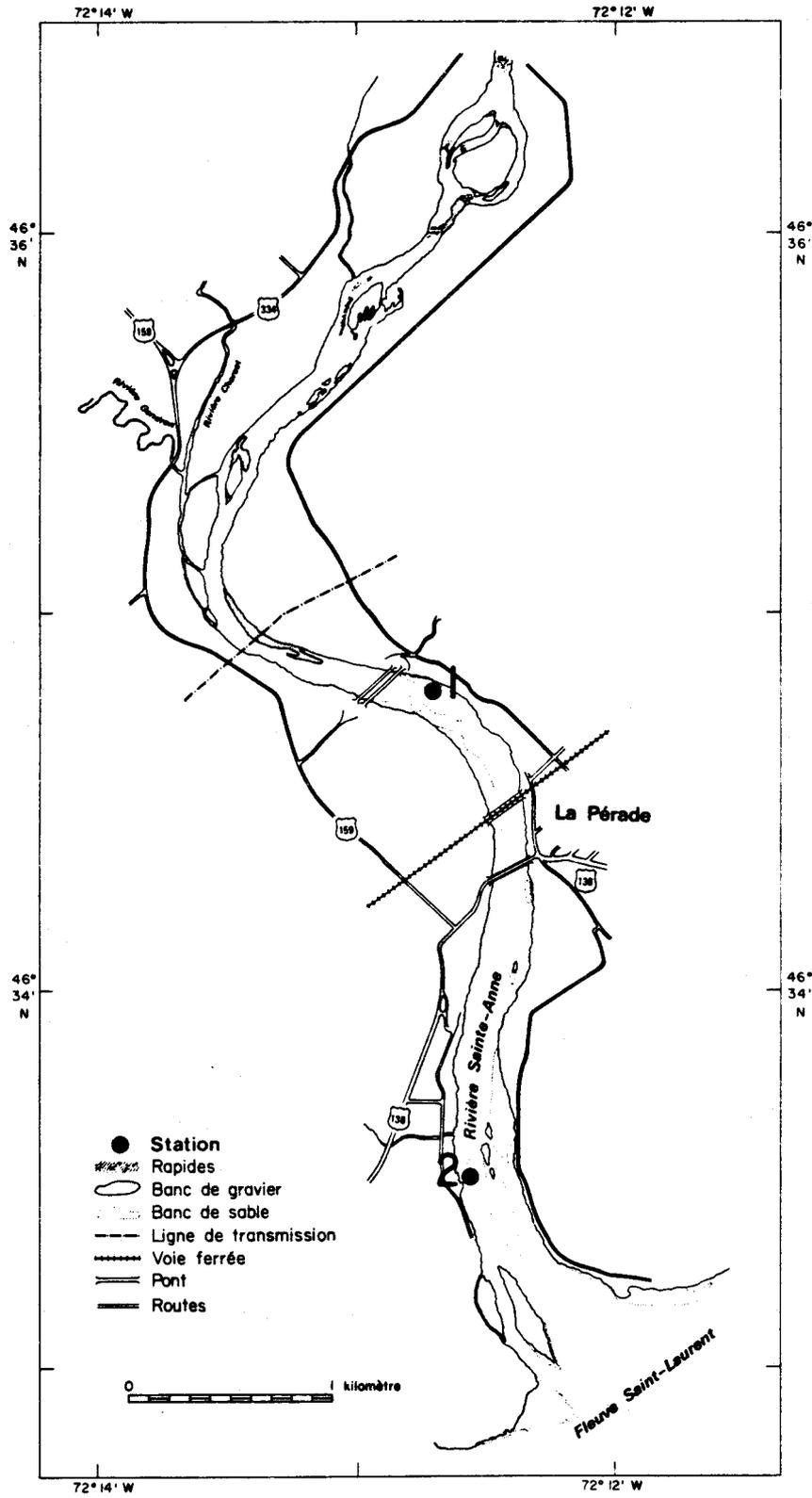


Figure 2: Localisation des stations d'échantillonnage.

Loisir, de la Chasse et de la Pêche (MLCP, juin et juillet 1982) dans le cadre d'une étude sur la frayère du Poulamon atlantique (petit poisson des chenaux) qui fait la réputation touristique de Sainte-Anne de la Pérade pour la pêche d'hiver à travers la glace.

La disponibilité de ces données, obtenues pour d'autres fins, nous a incité à étudier le mode de construction de la mesure de l'impact d'un rejet typique non-traité et l'évolution de cet impact dans le temps.

### 5.1 Sélection des paramètres

Les annexes 1, 2 et 3 présentent les données physiques, chimiques et bactériologiques disponibles aux deux stations considérées; une première analyse nous a conduit à éliminer la couleur vraie, l'alcalinité et les coliformes totaux comme peu pertinents à l'étude d'impact entreprise. Parmi les cinq formes de phosphore mesurées, nous n'avons conservé pour analyse que le phosphore inorganique dissous et le phosphore total, particulaire et dissous. Deux autres paramètres, peu affectés par le rejet, la conductivité et le pH ont aussi été éliminés. Les dix paramètres restant, retenus pour l'étude sont présentés au Tableau 1.

### 5.2 Structure des indices

Chacun des paramètres sélectionnés a été interpolé entre le maximum et le minimum de la banque commune des données amont et aval afin d'uniformiser la variabilité de ces paramètres de notre échantillon. L'interpolation

Tableau 1: Paramètres retenus pour l'étude.

Paramètre	Unité
Turbidité	u. Jackson
Azote ammoniacal	mg/l N
Azote total	mg/l N
D.C.O.	mg/l O <sub>2</sub>
PO <sub>4</sub> inorg. diss.	µg/l PO <sub>4</sub>
P tot. (diss. & part.)	µg/l PO <sub>4</sub>
NO <sub>2</sub> et NO <sub>3</sub>	mg/l N
Oxygène dissous	mg/l O <sub>2</sub>
Coliformes fécaux	n/100 ml
Streptocoques fécaux	n/100 ml

linéaire décroissante fut utilisée pour les paramètres Turbidité, Azote ammoniacal et total, Demande Chimique en Oxygène, Phosphore total et inorganique dissous et les nitrites nitrates. L'interpolation linéaire croissante fut utilisée seulement pour l'Oxygène dissous, seul paramètre, parmi les dix que nous utilisons, dont une valeur élevée implique une meilleure qualité de l'eau. Finalement, nous avons effectué une interpolation décroissante des valeurs transformées logarithmiquement pour les paramètres coliformes et streptocoques fécaux.

Afin de réaliser un premier traitement des cotes de qualité de l'eau, nous avons combiné les différents paramètres sous la forme de trois indices partiels en calculant la moyenne arithmétique de leurs composantes. Premièrement, un indice physique (IPHY) regroupant la turbidité et l'oxygène dissous, deuxièmement, un indice chimique (ICHI) regroupant l'azote, la D.C.O., le phosphore et les  $\text{NO}_2 - \text{NO}_3$  et finalement un indice biologique (IBIO) formé des paramètres coliformes et streptocoques fécaux. Un poids égal a été donné à chacun des paramètres contenus dans ces indices partiels et les données manquantes n'ont pas été prises en compte dans leur calcul. Finalement, deux indices globaux IGLOB1 et IGLOB2 ont été construits; le premier est formé de la moyenne des cotes des dix paramètres. Le second utilise plutôt les trois sous-indices en les combinant de la façon suivante:

$$\text{IGLOB2} = (0.15 \times \text{IPHY}) + (0.35 \times \text{ICHI}) + (0.50 \times \text{IBIO})$$

Il faut noter ici que le choix des poids 0.15, 0.35 et 0.50 ne repose sur aucun critère scientifique, mais reflète plutôt notre perception empiri-

que de l'importance des trois indices partiels dans la construction de la mesure d'impact.

## 6. Résultats généraux obtenus

Notre analyse s'attardera exclusivement aux différences aval-amont afin de mettre en évidence l'impact du rejet entre les deux stations, ainsi tous les tests et analyses effectués dans la suite du rapport porteront sur ces différences. Donc lorsque l'on parlera, par exemple, d'une indépendance entre un paramètre et la température, on parlera alors d'une indépendance entre les différences aval-amont de ce paramètre. Les tableaux 2a et 2b montrent les différences obtenues, pour les 10 paramètres et les cinq indices, à chacune des 28 cueillettes bi-hebdomadaires. Une première analyse de ces tableaux permet de voir un plus grand nombre de valeurs négatives montrant une détérioration de la qualité de l'eau de l'amont vers l'aval. Dans les parties suivantes, le terme "impact négatif" correspondra à une meilleure qualité de l'eau en amont qu'en aval, et sera donc synonyme d'une détérioration de la qualité de la rivière entre les stations 1 et 2.

### 6.1 Étude des 10 paramètres

Le tableau 3 nous montre la distribution des différences de cotes de qualité pour les dix paramètres; on peut alors s'apercevoir du caractère instable et peu discriminant des paramètres pris individuellement. Les 60 différences aval-amont nulles montrent une certaine inertie des paramètres pour la détection de détérioration du milieu. Ainsi, dans 21% des cas, la

Tableau 2a: Différences aval-amont des paramètres de qualité et des mesures d'impact pour différents indices.

	05-02 1979	20-02 1979	07-03 1979	21-03 1979	04-04 1979	23-04 1979	01-05 1979
TURBIDITE	.25	.25	-6.11	74.73	-44.35	-8.37	-.84
NH4	.15	.00	.29	-.29	-.74	-.44	-.15
AZOTE TOT.	1.49	.11	2.06	.00	-3.43	-2.97	-.23
D.C.O.	25.00	.00	.00	.00	-37.50	-37.50	-25.00
PO4INGD	-.56	-.28	1.12	-6.70	-4.19	-1.12	-1.40
PHOS. TOT.	.17	1.88	-4.37	56.65	-22.75	-5.73	.83
NO2 et NO3	.00	.83	8.33	-3.33	15.83	1.67	.00
O2 DISSOUS	1.82	-25.45	-21.82	-3.64	21.82	-12.73	-7.27
COLI. FEC.	-14.28	-22.36	-16.84	-16.89	-23.14	-24.87	-6.53
STREPTOC.	.00	5.56	-22.60	.00	-24.81	-34.22	-16.50
IND. PHYS.	1.03	-12.60	-13.96	35.55	-11.27	-10.55	-4.05
IND. CHIM.	5.25	.42	1.24	7.72	-8.79	-7.68	-4.32
IND. BIOL.	-14.28	-8.40	-19.72	-8.45	-23.97	-29.54	-11.51
IND. GLOB1	1.76	-3.95	-5.99	10.05	-12.32	-12.63	-5.71
IND. GLOB2	-5.15	-5.94	-11.52	3.81	-16.75	-19.04	-7.88
	15-05 1979	29-05 1979	12-06 1979	26-06 1979	10-07 1979	24-07 1979	07-08 1979
TURBIDITE	-1.09	-1.59	-1.51	-.25	-1.26	.17	.59
NH4	.00	.00	-.29	-.15	.29	-.88	.29
AZOTE TOT.	-.34	-.46	-2.97	-1.49	1.60	-.69	-2.74
D.C.O.	.00	-12.50	-12.50	-37.50	-37.50	-25.00	-12.50
PO4INGD	87.61	-2.51	-6.70	32.65	-3.35	-2.23	-.84
PHOS. TOT.	86.26	-21.22	-10.59	16.10	-.48	-5.99	-2.62
NO2 et NO3	-.83	-.83	2.50	-.83	-.83	1.67	.83
O2 DISSOUS	-3.64	-5.45	-16.36	-5.45	-1.82	1.82	-7.27
COLI. FEC.	-51.22	-25.40	-23.57	.00	.00	.00	-15.39
STREPTOC.	-77.94	-36.33	-6.52	-29.06	-.70	22.51	-28.59
IND. PHYS.	-2.36	-3.52	-8.93	-2.85	-1.54	.99	-3.34
IND. CHIM.	28.78	-6.25	-5.09	1.46	-6.71	-5.52	-3.21
IND. BIOL.	-64.58	-30.87	-15.05	-14.53	-.35	11.25	-21.99
IND. GLOB1	3.88	-10.63	-7.85	-2.60	-4.40	-.86	-6.99
IND. GLOB2	-22.57	-18.15	-10.64	-7.18	-2.76	3.84	-12.62

Tableau 2b: Différences aval-amont des paramètres de qualité et des mesures d'impact pour différents indices. (suite)

	21-08 1979	04-09 1979	18-09 1979	02-10 1979	16-10 1979	30-10 1979	13-11 1979
TURBIDITE	.00	1.67	-4.02	-12.72	-3.43	-2.59	-5.10
NH4	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00
AZOTE TOT.	-.91	.11	1.60	-1.71	-1.83	-2.51	-.46
D.C.O.	.00	-37.50	-25.00	-37.50	-25.00	-12.50	.00
PO4INGD	.00	-10.32	.00	-.56	-1.12	-4.19	-1.12
PHOS. TOT.	-1.05	-8.27	2.32	-22.35	-2.67	-4.86	-1.49
NO2 et NO3	.00	-1.67	-3.33	-2.50	-15.83	-11.67	-14.17
O2 DISSOUS	.00	-20.00	-16.36	-1.82	1.82	9.09	1.82
COLI. FEC.	-1.35	-9.48	31.56	-9.28	-5.70	-53.35	3.70
STREPTOC.	4.97	-12.27	32.23	-43.56	-15.62	.00	-19.70
IND. PHYS.	.00	-9.16	-10.19	-7.27	-.81	3.25	-1.64
IND. CHIM.	-.33	-9.61	-4.07	-10.77	-7.74	-5.95	-2.87
IND. BIOL.	1.81	-10.88	31.90	-26.42	-10.66	-53.35	3.70
IND. GLOB1	.17	-9.77	1.90	-13.20	-6.94	-9.18	-1.31
IND. GLOB2	.79	-10.18	13.00	-18.07	-8.16	-28.27	.60

	28-11 1979	09-12 1979	29-01 1980	13-02 1980	26-02 1980	11-03 1980	24-03 1980
TURBIDITE	-48.54	.00	-.08	-1.26	.00	.00	2.09
NH4	-.59	.00	21.91	2.65	5.59	15.00	92.94
AZOTE TOT.	-1.03	.00	17.94	2.63	4.34	12.91	96.91
D.C.O.	.00	.00	.00	12.50	12.50	50.00	-25.00
PO4INGD	-4.02	.00	17.91	.00	.00	.00	.00
PHOS. TOT.	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00
NO2 et NO3	-33.33	.00	-7.50	.00	.00	26.67	-100.00
O2 DISSOUS	-7.27	.00	25.45	5.45	.00	9.09	-1.82
COLI. FEC.	-4.72	.00	-59.48	-38.29	-77.05	.00	.00
STREPTOC.	-6.14	.00	-56.11	-43.84	-25.65	.00	.42
IND. PHYS.	-27.90	.00	12.69	2.10	.00	9.09	.14
IND. CHIM.	-9.74	.00	12.57	5.93	7.48	26.15	16.21
IND. BIOL.	-5.43	.00	-57.80	-41.06	-51.35	.00	.21
IND. GLOB1	-13.20	.00	-4.99	-8.59	-13.38	22.73	8.19
IND. GLOB2	-10.31	.00	-22.60	-18.14	-23.06	10.51	5.80

Tableau 3: Décompte des différences par paramètre de qualité.

Paramètre	Nombre de	Nombre de	Nombre de	% de
	différences < 0	différences = 0	différences > 0	différences < 0
turbidité	17	4	7	61
NH <sub>4</sub>	8	11	9	29
N total	15	2	11	54
D.C.O.	15	9	4	54
PO <sub>4</sub> inorg. diss.	17	7	4	61
P total	14	7	7	50
NO <sub>2</sub> -NO <sub>3</sub>	15	6	7	54
O <sub>2</sub> dissous	16	3	9	57
coliforme féc.	20	6	2	71
streptocoque	18	5	5	64
Total	155	60	65	55

valeur des cotes de qualité n'ont pas changé d'une station à l'autre alors que dans 24% des cas on constate une augmentation des valeurs des cotes de qualité de l'eau pour l'ensemble des paramètres.

Les paramètres coliformes fécaux et streptocoques apparaissent comme les plus efficaces à détecter la détérioration de la rivière causée par le rejet, alors que l'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4$ ) présente une certaine passivité à détecter cette détérioration. Les figures 3 et 4 présentent graphiquement les comparaisons amont vs aval des paramètres apparaissant comme le meilleur (coliformes fécaux) et le pire ( $\text{NH}_4$ ) pour détecter l'impact négatif sur le milieu aquatique. Malgré les bons résultats obtenus dans le cas des coliformes fécaux, on voit que les paramètres individuels apparaissent de très mauvais indices de détection de l'impact à cause de leur caractère instable et peu discriminant. De plus, on verra leur dépendance fréquente à des facteurs externes (température, débit, temps). Il semble donc opportun de se diriger vers une agrégation sous forme d'indice.

## 6.2 Étude des trois indices partiels

Le tableau 4 présente la distribution des différences pour les trois indices partiels (physique, chimique et biologique). On peut voir que ces indices ont un pouvoir discriminant plus grand que les paramètres individuels, car on obtient beaucoup moins de différences nulles. En fait, on a, en moyenne, deux différences nulles par indice comparativement à six différences nulles par paramètre.



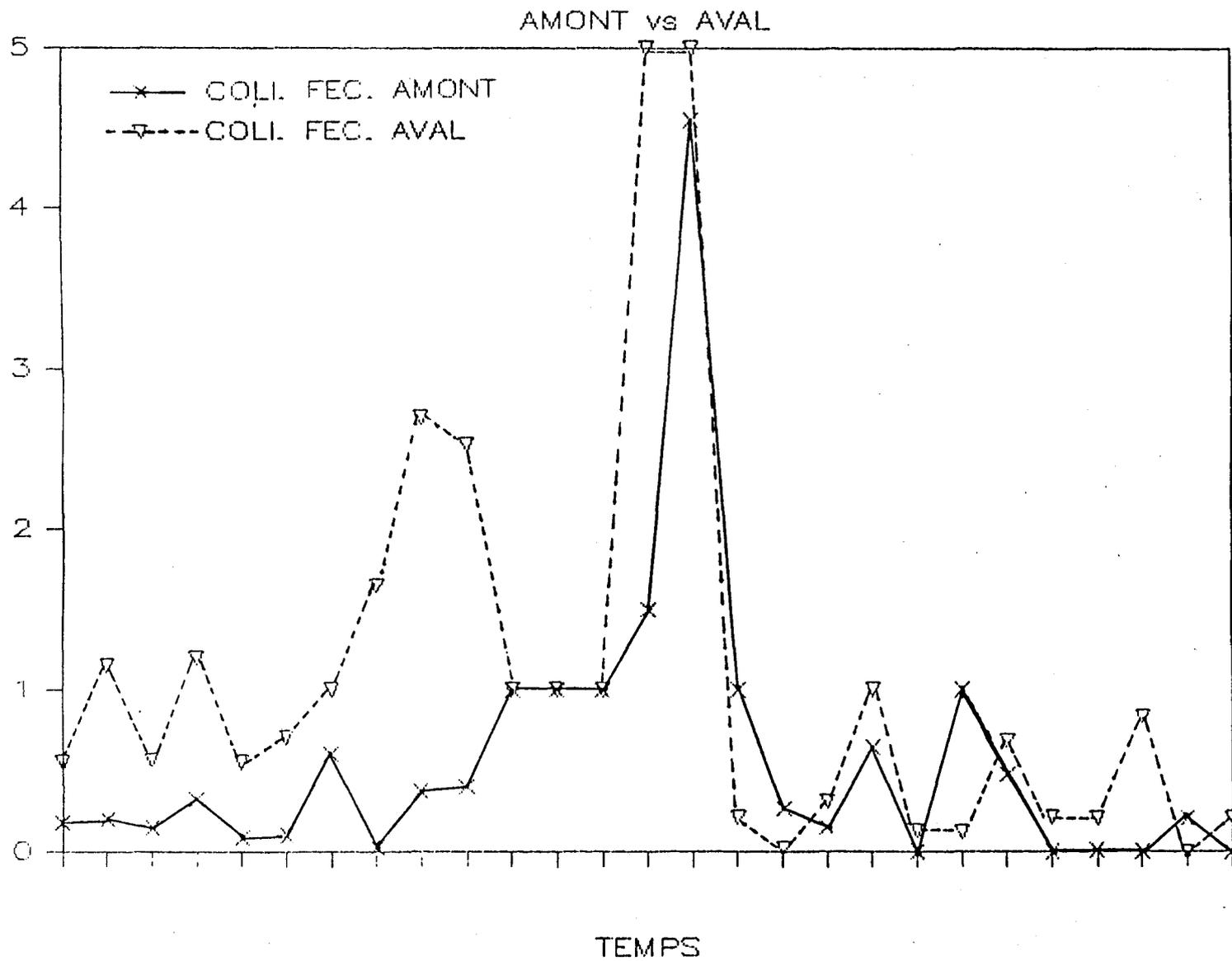


Figure 4: Mesures de coliformes fécaux aux stations amont et aval.

Tableau 4: Décompte des mesures d'impacts pour différents indices de qualité.

Indice	Nombre de	Nombre de	Nombre de	% de
	différences < 0	différences = 0	différences > 0	différences < 0
physique	17	3	8	61
chimique	16	1	11	57
biologique	21	2	5	75
global 1	20	1	7	71
global 2	20	1	7	71

Pour ce qui est de la détection de l'impact négatif du rejet, les indices partiels ont également un meilleur rendement absolu que les paramètres, cependant la proportion de différences inférieures à zéro a également augmenté, de sorte que la proportion de différences positives par rapport aux différences non-nulles, demeure sensiblement la même que dans le cas des paramètres individuels. L'indice biologique détecte, dans 75% des cas, un impact négatif sur le milieu et apparaît comme le meilleur des trois indices partiels pour une telle détection. Ce résultat était prévisible puisque les coliformes fécaux et les streptocoques, les deux paramètres qui forment cet indice, étaient les paramètres individuels qui détectaient le mieux l'impact négatif du rejet étudié.

### 6.3 Étude des indices globaux

Les distributions des différences des indices globaux sont présentées dans le tableau 4. On peut alors s'apercevoir de la grande ressemblance des deux distributions: on a plus qu'un seul cas où la différence est nulle, celui de 09-12-79, où toutes les valeurs des paramètres sont les mêmes en amont et en aval; ce résultat apparaît très curieux, mais aucune indication externe ne nous permet de rejeter cette observation comme valeur aberrante. On voit également que dans les deux cas, on détecte 20 fois sur 28 un impact négatif sur le milieu; il faut toutefois noter que dans certains cas, les deux indices divergent dans leurs évaluations d'impact à un même moment, par exemple, le 05-02-79 et le 15-05-79.

Dans les parties précédentes, on a pu s'apercevoir que plus l'on agrégeait et moins on obtenait de différences nulles, ce qui nous permet de prendre une décision dans un plus grand nombre de cas. De plus, dans chacun des cas, le rapport du nombre de différences positives sur le nombre de différences non-nulles demeure sensiblement le même, il ne semble donc pas que l'on perde de l'efficacité dans la détection des impacts sur le milieu en agrégeant afin de pouvoir mieux discriminer les observations d'une station à l'autre.

## 7. Étude relative à des facteurs externes

Dans cette partie, les effets de débit, de température et du temps sur les différents paramètres et indices seront étudiés. Une indépendance à ces facteurs externes est très importante car, si la valeur d'un indice était systématiquement influencée par l'un de ces facteurs, il faudrait alors en tenir compte dans le calcul de nos indices. Les données concernant les facteurs externes sont rassemblées à l'Annexe 3.

### 7.1 Effet de la température

Les figures 5 et 6 montrent l'évolution des impacts globaux en fonction de la température. On peut alors s'apercevoir que les différences de l'indice global 1 et de l'indice global 2 ne semblent pas corrélées avec la température. Afin d'en être sûr, des tests ont été effectués sur les coefficients de corrélation ( $H_0 : \rho = 0$ . vs  $H_1 : \rho \neq 0$ ).

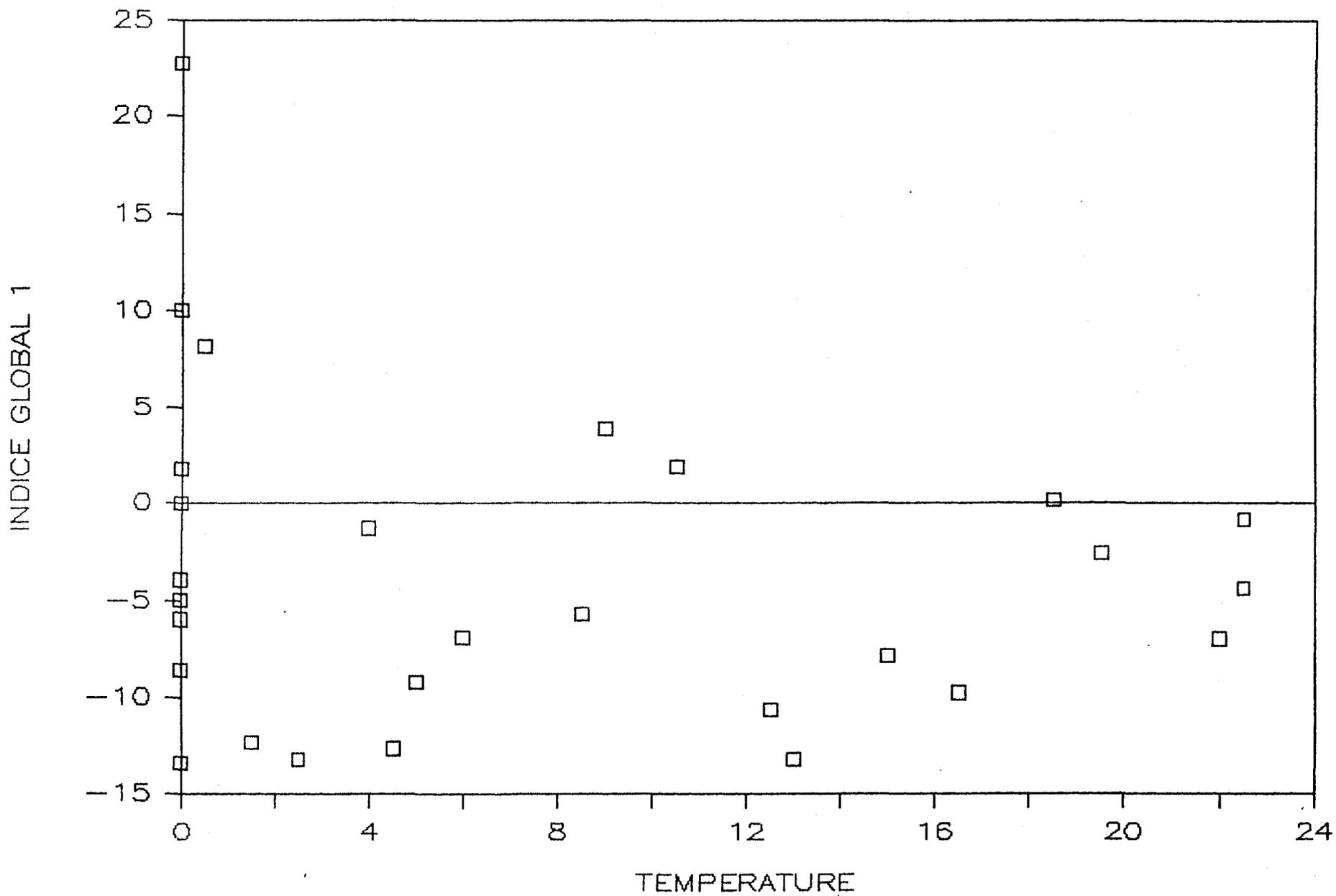


Figure 5: Impact global 1 fonction de la température.

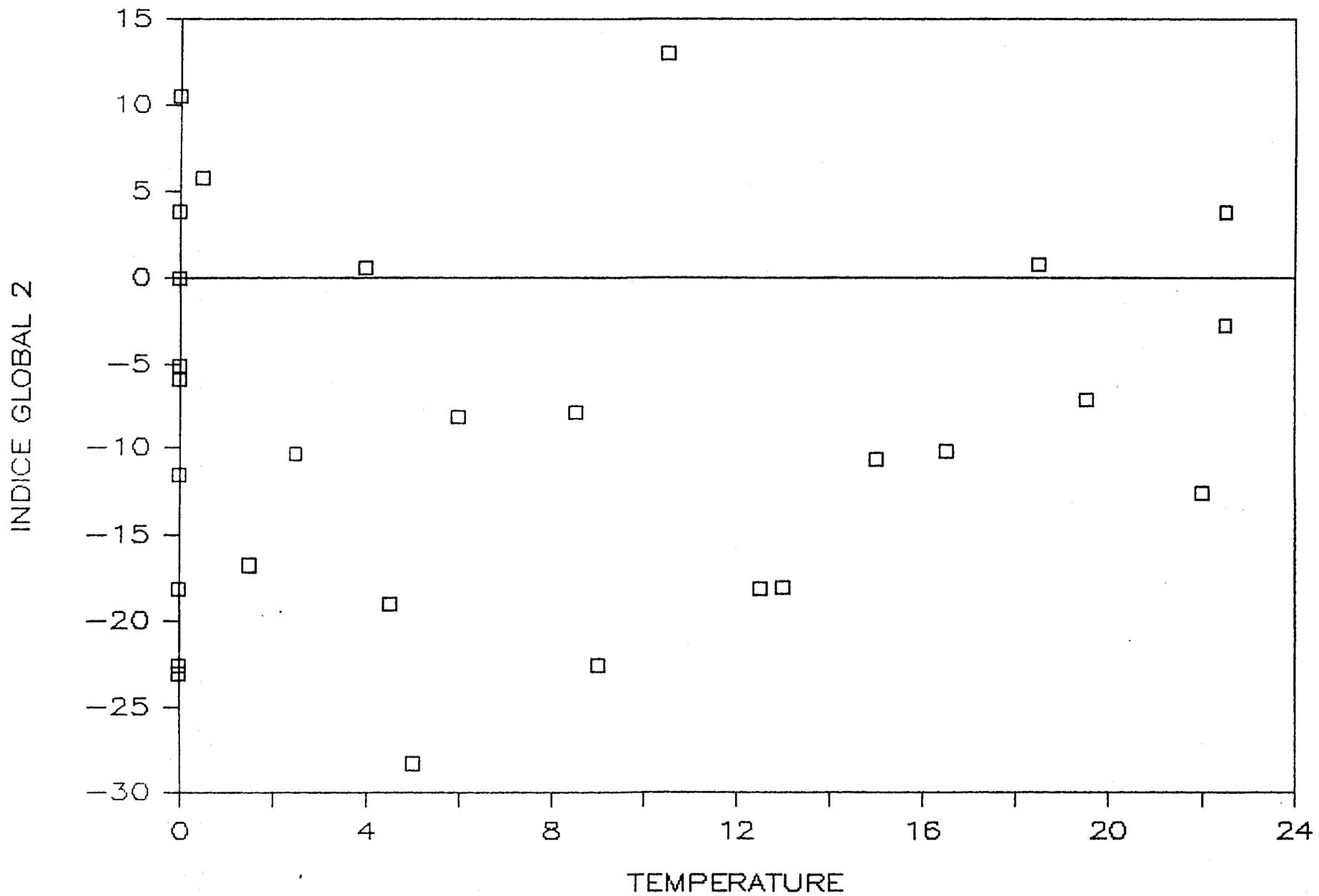


Figure 6: Impact global 2 fonction de la température.

Le tableau 5 présente les résultats obtenus avec le test de Fischer (1925). Les corrélations entre les différences des cinq indices et la température étant testées. On peut remarquer que l'hypothèse  $H_0$  n'est rejetée qu'une seule fois au seuil 5%, mais comme les bornes de rejet sont -0.374 et 0.374, le rejet dans le test température en fonction des différences chimiques (ICHI) est donc relativement près d'être accepté. Il semble donc que les différences des indices que nous avons construits ne sont pas affectées par la température. On ne peut cependant pas conclure d'une indépendance totale car les tests effectués ne vérifient qu'une indépendance linéaire. Cependant, l'étude des figures 5 et 6 ne semble pas mettre en évidence de relation autre que linéaire.

De plus, nous avons effectué des tests paramétriques (analyse de variance) et non-paramétriques (Mann-Whitney), afin de tester l'égalité des moyennes dans le cas de hautes ou de basses températures de l'eau. Ainsi, nous avons choisi arbitrairement 8°C comme valeur séparant les hautes températures (> 8°C) et les basses températures (< 8°C). Les tests ont alors été effectués pour les dix paramètres et les cinq indices. Les résultats du test de Mann-Whitney montrent que la D.C.O. et l'oxygène dissous ont tous les deux des moyennes différentes, en haute température versus basse température, alors que les tests paramétriques ne donnent que le D.C.O. comme ayant une moyenne différente dans les deux niveaux de température.

Ce résultat met en évidence une particularité de ces tests statistiques: ainsi, la présence de valeurs aberrantes est un handicap important des tests paramétriques qui reposent sur l'hypothèse que l'échantillon suit une

Tableau 5: Résultat des tests  $H_0 : \rho = 0$  vs  $H_1 : \rho \neq 0$  au seuil  $\alpha = 5\%$ , pour les corrélations température vs différences aval-amont d'indices.

Corrélation testée	$r(X,Y)$ observé	$H_0 : \rho = 0$ est-elle vérifiée?
température vs IBIO	0.23613	oui
température vs ICHI	-0.38316	non
température vs IPHY	-0.14634	oui
température vs IGLOB 1	-0.15911	oui
température vs IGLOB 2	0.09170	oui

loi normale (donc sans valeurs aberrantes). Pour cette raison, nous ne discuterons maintenant que des résultats obtenus à l'aide des tests non-paramétriques qui sont beaucoup plus robustes aux valeurs aberrantes parfois présentes dans nos échantillons. La première colonne du tableau 7 présente les seuils de signification des 15 tests effectués en relation avec la température.

## 7.2 Effet du débit

Les figures 7 et 8 nous montrent l'évolution des impacts globaux en fonction du débit. Encore une fois, il semble bien y avoir indépendance. Le tableau 6 nous donne les résultats des tests effectués comme dans le cas des températures ( $H_0 : \rho = 0$  vs  $H_1 : \rho \neq 0$ ). Similairement, un seul test rejette l'hypothèse  $H_0$ ; il s'agit cette fois du test vérifiant l'indépendance linéaire entre le débit et les différences physiques (IPHY). La deuxième colonne du tableau 7 donne les niveaux de signification des tests de Mann-Whitney sur l'égalité des moyennes en haut débit versus en bas débit. Le choix de la valeur séparant les deux niveaux de débit  $a$ , encore une fois, été arbitraire: les hauts débits étant définis comme plus grands que  $50 \text{ m}^3/\text{sec}$  alors que ceux plus petits que  $50 \text{ m}^3/\text{sec}$  sont classés comme faibles débits. Au seuil  $\alpha = 5\%$ , on rejettera l'égalité des moyennes pour les paramètres turbidité, azote ammoniacal et azote total car, en bas débit les différences aval-amont de ces paramètres ont une moyenne faible amenée par la présence de plusieurs différences négatives. On voit également que l'on rejettera au seuil  $\alpha = 5\%$  l'égalité des moyennes pour les indices physique et chimique. Ces derniers résultats étant directement reliés aux trois paramètres mentionnés au paragraphe précédent.

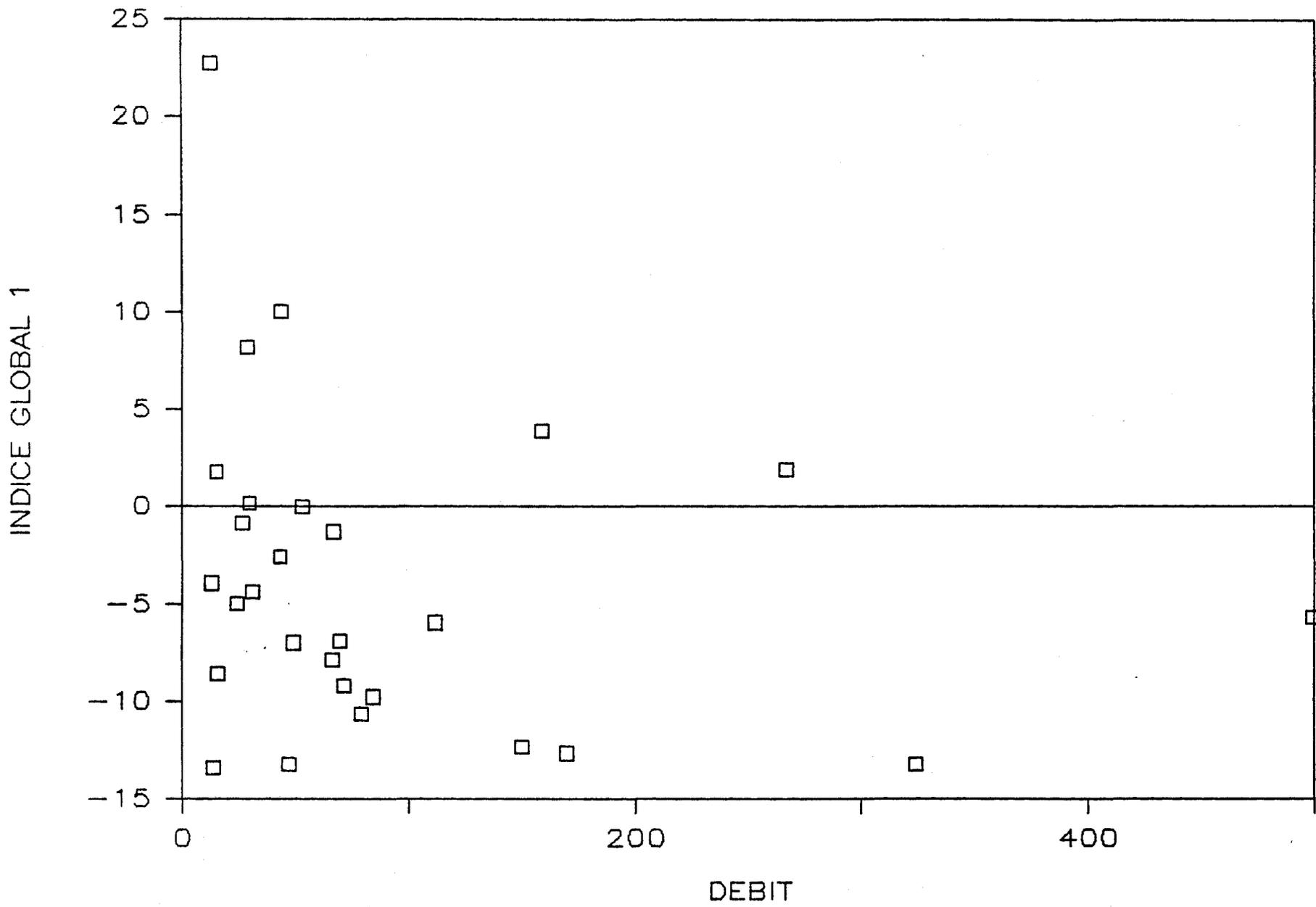


Figure 7: Impact global 1 fonction du débit.

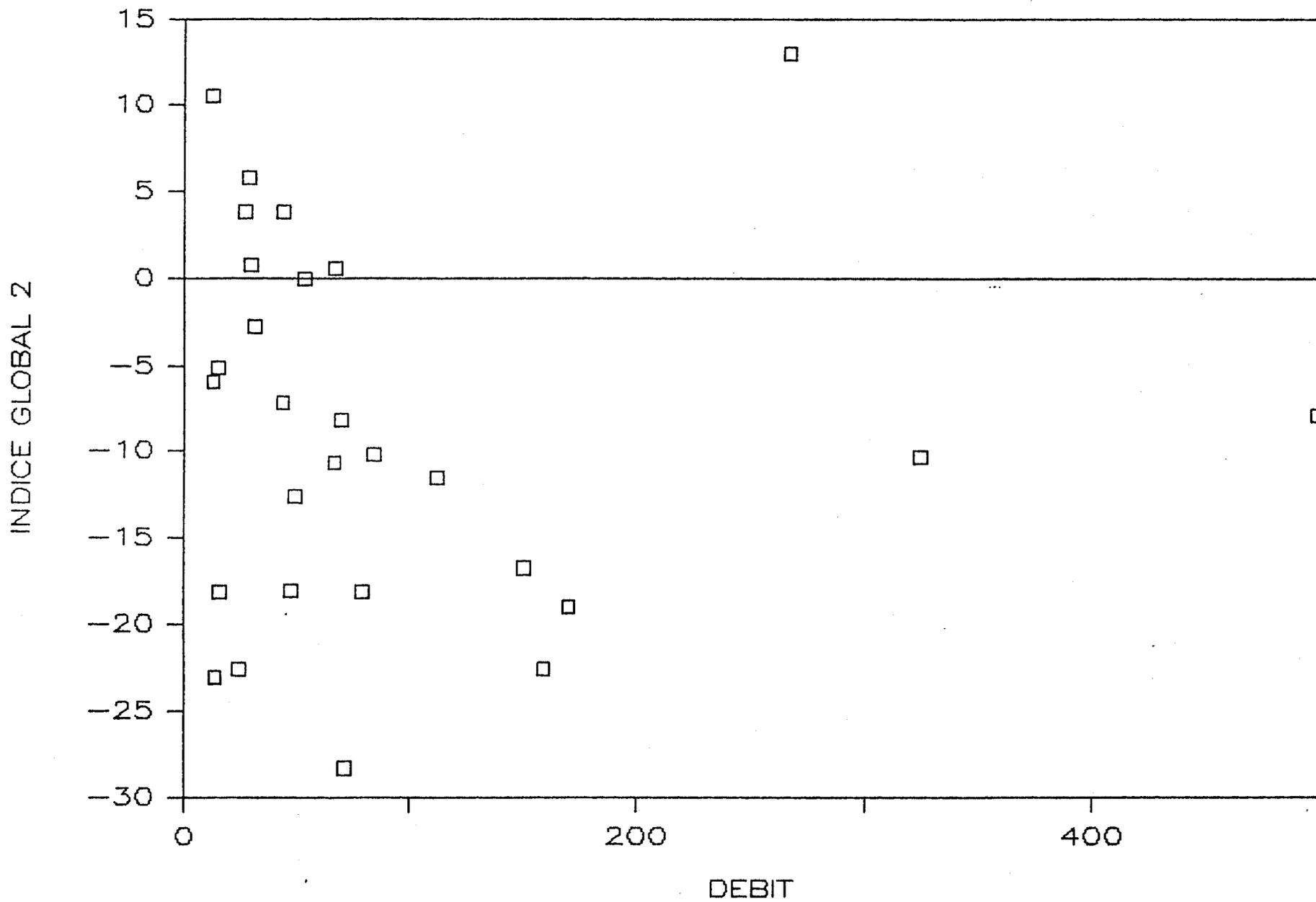


Figure 8: Impact global 2 fonction du débit.

Tableau 6: Résultat des tests  $H_0 : \rho = 0$  vs  $H_1 : \rho \neq 0$  au seuil  $\alpha = 5\%$ , pour les corrélations débits vs différences aval-amont d'indices.

Corrélation testée	$r(X,Y)$ observé	$H_0 : \rho = 0$ est-elle vérifiée?
débit vs IBIO	0.12849	oui
débit vs ICHI	-0.25184	oui
débit vs IPHY	-0.41986	non
débit vs GLOB 1	-0.20993	oui
débit vs GLOB 2	0.01558	oui

Tableau 7: Seuils de signification des tests de Mann-Whitney sur l'égalité des moyennes des différences.

paramètre	température	débit	temps (A)	temps (B)
turbidité	0.74	0.00*	0.10	0.63
NH <sub>4</sub>	0.24	0.03*	0.02*	0.08
N total	0.19	0.046*	0.01*	0.03*
D.C.O.	0.01*	0.24	0.00*	0.06
PO <sub>4</sub> inorg. diss.	0.64	0.10	0.09	0.29
P total	0.51	0.14	0.50	0.35
NO <sub>2</sub> -NO <sub>3</sub>	0.89	0.75	0.04*	0.04*
O <sub>2</sub> dissous	0.045*	0.16	0.30	0.20
coliformes fécaux	0.27	0.76	0.02*	0.49
streptocoques	0.74	0.55	0.49	0.66
physique	0.21	0.01*	0.66	0.24
chimique	0.15	0.02*	0.02*	0.08
biologique	0.71	0.66	0.13	0.70
global 1	0.95	0.14	0.61	0.98
global 2	0.68	0.23	0.31	0.96

\* : significatif au seuil  $\alpha = 5\%$ .

### 7.3 Effet du temps

Dans cette partie, nous avons cherché à savoir si les moyennes étaient stationnaires dans le temps. Pour cela, nous avons séparé notre échantillon en quatre parties pour ensuite tester l'égalité des moyennes dans les quatre niveaux.

Deux classifications ont été utilisées: premièrement, nous avons séparé l'échantillon avec les dates officielles du changement des quatre saisons (21 mars, 21 juin, 21 septembre, 21 décembre). Les seuils de signification sont présentés à la troisième colonne du tableau 7; on notera cette classification temps (A). La deuxième classification consiste à regrouper sept valeurs successives pour ainsi obtenir quatre groupes (observations 1 à 7, 8 à 14, 15 à 21, 22 à 28). Les niveaux de signification sont donnés à la dernière colonne du tableau 7 et on note par temps (B) cette deuxième classification.

La classification temps (A) amène le rejet d'égalité des moyennes pour les paramètres azote ammoniacal, azote total, D.C.O.,  $\text{NO}_2\text{-NO}_3$  et coliformes fécaux. Dans les quatre premiers cas, le rejet est presque exclusivement causé par une moyenne des différences plus grande en hiver alors que pour les coliformes fécaux, les différences sont, en moyenne, plus grandes en été et en automne. L'égalité des moyennes est également rejetée pour l'indice chimique, composé entre autres du  $\text{NH}_4$ , de l'azote total, du D.C.O. et des  $\text{NO}_2$  et  $\text{NO}_3$ . La classification temps (B), beaucoup moins intéressante, n'a-

mène le rejet de l'égalité des moyennes que pour les paramètres azote total et  $\text{NO}_2\text{-NO}_3$ .

De façon générale, on peut facilement s'apercevoir de la dépendance des différences amont-aval des paramètres individuels aux différents facteurs physiques externes. Ainsi, tous les paramètres individuels sauf le phosphore et les streptocoques ont des moyennes différentes dans certaines classifications des facteurs externes. Les différents indices partiels, encore fortement reliés aux paramètres individuels, sont également souvent dépendants aux facteurs externes. Cependant, les indices globaux ne présentent aucun résultat pouvant laisser croire à une dépendance à des facteurs physiques externes, ce qui nous apparaît d'un grand intérêt.

## CONCLUSION

L'outil présenté plus haut s'inscrit dans les méthodologies de suivi environnemental nécessaires pour évaluer l'atteinte des objectifs du Programme québécois d'assainissement des eaux (PAEQ); il est compatible avec les deux modes de détermination des objectifs de traitement en usage: la méthode des tronçons et la méthode dite de l'aval immédiat (Gouin et Sinotte, 1985). La mesure d'impact proposée présente des caractéristiques mathématiques de linéarité qui assurent une sensibilité maximale, compte tenu de la contrainte recherchée de transitivité des résultats. De plus, sur l'étude de cas présentée, aucune relation significative avec les variables externes n'a été mise en évidence.

Ce suivi environnemental permettra d'évaluer l'efficacité sur le milieu de l'ensemble du Programme. En effet, Marceau (1986) a mis en évidence les effets pervers d'une politique massive de constructions de génie civil sans contrôle de l'opération efficace des ouvrages: "Ainsi, une municipalité située près d'une rivière, qui est subventionnée à 90% des coûts de construction d'équipement, même si elle ne profite pas de sa propre dépollution, trouvera tout de même intéressant le fait qu'un seul dollar provenant de ses coffres produit 10\$ en dépenses locales! Une fois les équipements installés, le Programme d'assainissement (PAEQ) n'incitera nullement à leur utilisation. L'effet sur l'environnement risque donc d'être nul. D'un autre côté, une municipalité incitant déjà ses citoyens à dépolluer à la source pourra trouver plus économique d'arrêter ces incitations, de participer au

programme de dépollution en "fin de tuyau", amenant peut-être même une augmentation de pollution. Par ces déductions, on constate que le PAEQ peut être un programme populaire auprès des municipalités sans pour autant créer un environnement de meilleure qualité. Cela est malheureusement cohérent avec les expériences québécoises passées et américaines actuelles".

Cette citation met en évidence les conflits structurels politico-administratifs entre les niveaux provincial et municipal de gouvernement; de telles divergences, si elles restent sans correction, peuvent enlever toute efficacité à des interventions mettant en jeu de larges montants d'argent public.

RÉFÉRENCES

- 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.
- 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.
- Couillard, D. (1983). Quality of life: the importance of man-environment relations and a tentative conceptual model. J. Envir. Systems, 11: 175-187.
- Couillard, D. et Lefebvre, Y. (1985). Analysis of water quality indices. J. Envir. Management, 21: 161-179.
- Fréchette, F. et Cluis, D. (1983). Perspective d'application des indices de qualité de l'eau. Eau du Québec, 16(1); 11-19.
- Gouin, D. et Sinotte, M. (1985). La rationalisation des objectifs de traitement: le cas des toxiques. Comptes-rendus du 8ième symposium de l'AQTE, 69-103.
- Marceau, R. (1986). L'assainissement des eaux usées domestiques. Réseau, 15-18.

Ott, W.R. (1978). Environmental indices theory and practice. Ann Arbor Science Publishers Ind., Ann Arbor, Michigan, 369 p.

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.

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, Services des études hydrauliques et écologiques, Ministère de l'environnement, Québec, 193 p.



Annexe 1: Données bimensuelles de qualité recueillies à la station 1.

A.1. Résultats à la station 1 des analyses bactériologiques bimensuelles.

Date	Coliformes totaux (n/100 ml)	Coliformes fécaux (n/100 ml)	Streptocoques fécaux (n/100 ml)
5-02-79	490	180	- <sup>1</sup>
20-02-79	410	200	30
7-03-79	390	150	50
21-03-79	790	320	220
4-04-79	290	90	18
23-04-79	370	100	14
1-05-79	1200	600	30
15-05-79	450	30	10
29-05-79	1200	370	60
12-06-79	3100	400	460
26-06-79	>5000	>1000	120
10-07-79	>5000	>1000	950
24-07-79	>5000	>1000	310
7-08-79	5000	1500	180
21-08-79	>5000	4550	460
4-09-79	4650	>1000	290
18-09-79	1000	260	42
2-10-79	1450	150	10
16-10-79	5000	640	64
30-10-79	20	2	-
13-11-79	4000	>1000	38
28-11-79	5000	470	230
29-01-80	66	2	2
13-02-80	20	10	4
26-02-80	8	2	12
11-03-80	>200	>200	136
24-03-80	>200	0	>200

<sup>1</sup> Le tiret signifie absence de donnée.

A. 1. Résultats des analyses physico-chimiques de l'eau de la rivière Sainte-Anne.  
Station 1, prélèvements bimensuels.

Paramètre	Unité	05-02-79	20-02-79	07-03-79	21-03-79	04-04-79	23-04-79
A- Couleur vraie	u. Hazen	16,0	15,0	11,0	19,0	45,0	24,0
B- Turbidité	u. Jackson	3,2	3,5	8,7	96,0	16,0	15,0
C- Alcalinité	mg/l CaCO <sub>3</sub>	19,0	19,0	10,0	17,0	21,0	7,0
D- Conductivité	µmhos/cm	79,4	72,7	54,3	74,4	80,4	31,8
E- Azote ammoniacal	mg/l N	0,10	0,06	0,25	0,13	0,06	0,02
F- Azote total	mg/l N	0,46	0,25	0,41	0,28	0,19	0,12
G- D.C.O.	mg/l O <sub>2</sub>	8,0	5,0	6,0	8,0	6,0	8,0
H- Phosphore							
1) PO <sub>4</sub> inorg. diss.	µg/l PO <sub>4</sub>	20,0	30,0	45,0	40,0	60,0	30,0
2) P tot. diss.	µg/l PO <sub>4</sub>	80,0	145,0	100,0	155,0	125,0	40,0
3) PO <sub>4</sub> inorg. part.	µg/l PO <sub>4</sub>	16,0	18,0	64,0	1020,0	100,0	116,0
4) P tot. part.	µg/l PO <sub>4</sub>	24,0	28,0	98,0	1440,0	120,0	144,0
5) P tot. (diss. & part.)	µg/l PO <sub>4</sub>	104,0	173,0	198,0	1595,0	245,0	184,0
I- NO <sub>2</sub> et NO <sub>3</sub>	mg/l N	- <sup>1</sup>	0,40	0,71	0,37	0,62	0,27
J- pH	unité	6,8	6,9	6,9	6,4	6,3	7,0
K- Oxygène dissous	mg/l O <sub>2</sub>	11,4	12,6	13,1	12,6	11,5	11,8

## A.1. (suite)

Paramètre	Unité	01-05-79	15-05-79	29-05-79	12-06-79	26-06-79	10-07-79	24-07-79	07-08-79
A-	u. Hazen	25,0	21,0	19,0	17,0	22,0	15,0	16,0	30,0
B-	u. Jackson	15,0	2,5	3,4	3,4	3,4	3,6	4,4	6,7
C-	mg/l CaCO <sub>3</sub>	5,0	7,0	8,0	10,0	18,0	16,0	20,0	11,0
D-	µmhos/cm	22,9	30,3	31,1	39,0	56,3	51,0	60,1	41,9
E-	mg/l N	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,04	0,12	0,04
F-	mg/l N	0,05	0,25	0,16	0,18	0,16	0,36	0,43	0,28
G-	mg/l O <sub>2</sub>	10,0	8,0	6,0	10,0	7,0	8,0	8,0	10,0
H-									
1)	µg/l PO <sub>4</sub>	20,0	1800,0	45,0	15,0	1300,0	10,0	10,0	15,0
2)	µg/l PO <sub>4</sub>	40,0	2250,0	45,0	50,0	1300,0	25,0	45,0	15,0
3)	µg/l PO <sub>4</sub>	184,0	40,0	82,0	38,0	26,0	20,0	46,0	104,0
4)	µg/l PO <sub>4</sub>	212,0	56,0	104,0	54,0	46,0	46,0	98,0	132,0
5)	µg/l PO <sub>4</sub>	252,0	2306,0	149,0	104,0	1346,0	71,0	143,0	147,0
I-	mg/l N	0,20	0,22	0,19	0,22	0,10	0,08	0,08	0,15
J-	unité	6,3	6,5	6,8	7,6	6,8	7,1	6,8	6,8
K-	mg/l O <sub>2</sub>	11,5	10,3	10,3	10,9	9,8	8,1	8,3	9,2

A. 1. (suite)

Paramètre	Unité	21-08-79	04-09-79	18-09-79	02-10-79	16-10-79	30-10-79	13-11-79	28-11-79
A-	u. Hazen	17,0	30,0	31,0	21,0	24,0	24,0	22,0	40,0
B-	u. Jackson	3,5	14,0	8,2	2,8	3,8	2,6	2,7	62,0
C-	mg/l CaCO <sub>3</sub>	14,0	9,0	8,0	11,0	10,0	9,0	10,0	8,0
D-	umhos/cm	47,7	39,0	34,4	41,1	42,3	39,0	41,4	35,8
E-	mg/l N	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,08
F-	mg/l N	0,18	0,23	0,38	0,26	0,18	0,19	0,14	0,13
G-	mg/l O <sub>2</sub>	7,0	10,0	10,0	7,0	8,0	7,0	10,0	9,0
H-									
1)	µg/l PO <sub>4</sub>	20,0	15,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	8,0
2)	µg/l PO <sub>4</sub>	40,0	40,0	35,0	25,0	15,0	45,0	15,0	46,0
3)	µg/l PO <sub>4</sub>	32,0	76,0	152,0	12,0	20,0	8,0	-	-
4)	µg/l PO <sub>4</sub>	48,0	96,0	216,0	24,0	48,0	16,0	5,0	80,0
5)	µg/l PO <sub>4</sub>	88,0	136,0	251,0	49,0	63,0	61,0	20,0	540,0
I-	mg/l N	0,13	0,13	0,11	0,16	0,17	0,19	0,24	0,28
J-	unité	6,7	6,7	6,7	6,8	-	6,3	6,8	6,8
K-	mg/l O <sub>2</sub>	8,7	11,5	11,3	12,9	12,6	11,4	11,9	12,4

A. 1. (suite et fin)

Paramètre	Unité	09-12-79	29-01-80	13-02-80	26-02-80	11-03-80	24-03-80
A-	u. Hazen	30,0	12,0	10,0	14,0	14,0	42,0
B-	u. Jackson	2,0	0,5	0,5	2,5	-	8,0
C-	mg/l CaCO <sub>3</sub>	-	10,0	14,0	19,0	20,0	35,0
D-	µmhos/cm	40,0	47,0	58,0	74,0	86,0	131,0
E-	mg/l N	0,04	1,60	0,22	0,44	1,08	6,80
F-	mg/l N	0,48	1,73	0,35	0,44	1,31	8,80
G-	mg/l O <sub>2</sub>	-	-	8,0	7,0	11,0	8,0
H-							
1)	µg/l PO <sub>4</sub>	-	330,0	-	-	-	-
2)	µg/l PO <sub>4</sub>	-	366,0	-	-	-	-
3)	µg/l PO <sub>4</sub>	-	-	-	-	-	-
4)	µg/l PO <sub>4</sub>	-	-	-	-	-	-
5)	µg/l PO <sub>4</sub>	29,0	-	-	-	-	-
I-	mg/l N	0,35	0,31	-	-	0,80	0,04
J-	unité	-	6,8	6,9	6,9	6,5	6,6
K-	mg/l O <sub>2</sub>	-	12,1	13,2	-	11,3	11,8

<sup>1</sup> Le tiret signifie absence de résultat.

Annexe 2: Données bimensuelles de qualité recueillies à la station 2.



A.2. Résultats à la station 2 des analyses bactériologiques bimensuelles.

Date	Coliformes totaux (n/100 ml)	Coliformes fécaux (n/100 ml)	Streptocoques fécaux (n/100 ml)
5-02-79	2400	550	- <sup>1</sup>
20-02-79	3700	1150	20
7-03-79	1120	560	260
21-03-79	2700	1200	220
4-04-79	2550	550	110
23-04-79	3300	700	170
1-05-79	2100	1000	100
15-05-79	5700	1650	2950
29-05-79	7300	2700	850
12-06-79	>10000	2530	740
26-06-79	> 5000	>1000	>1000
10-07-79	> 5000	>1000	>1000
24-07-79	> 5000	>1000	60
7-08-79	> 5000	>5000	1450
21-08-79	> 5000	>5000	320
4-09-79	> 5000	210	710
18-09-79	> 1000	22	4
2-10-79	> 1000	310	240
16-10-79	> 5000	>1000	> 200
30-10-79	1550	130	-
13-11-79	870	120	160
28-11-79	4900	680	360
29-01-80	770	210	120
13-02-80	> 1000	> 200	98
26-02-80	1000	830	78
11-03-80	12	0	0
24-03-80	> 200	> 200	194

<sup>1</sup> Le tiret signifie absence de donnée.

A.2. Résultats des analyses physico-chimiques de l'eau de la rivière Sainte-Anne.  
Station 2, prélèvements bimensuels.

Paramètre	Unité	05-02-79	20-02-79	07-03-79	21-03-79	04-04-79	23-04-79
A- Couleur vraie	u. Hazen	16,0	14,0	20,0	20,0	53,0	31,0
B- Turbidité	u. Jackson	2,9	3,2	16,0	6,7	69,0	25,0
C- Alcalinité	mg/l CaCO <sub>3</sub>	19,0	19,0	23,0	22,0	18,0	9,0
D- Conductivité	µmhos/cm	76,4	70,0	89,8	88,4	74,1	40,5
E- Azote ammoniacal	mg/l N	0,09	0,06	0,23	0,15	0,11	0,05
F- Azote total	mg/l N	0,33	0,24	0,23	0,28	0,49	0,38
G- D.C.O.	mg/l O <sub>2</sub>	6,0	5,0	6,0	8,0	9,0	11,0
H- Phosphore							
1) PO <sub>4</sub> inorg. diss.	µg/l PO <sub>4</sub>	30,0	35,0	25,0	160,0	135,0	50,0
2) P tot. diss.	µg/l PO <sub>4</sub>	80,0	100,0	160,0	240,0	205,0	75,0
3) PO <sub>4</sub> inorg. part.	µg/l PO <sub>4</sub>	14,0	22,0	86,0	40,0	480,0	188,0
4) P tot. part.	µg/l PO <sub>4</sub>	20,0	30,0	138,0	60,0	560,0	240,0
5) P tot. (diss. & part.)	µg/l PO <sub>4</sub>	100,0	130,0	298,0	300,0	765,0	315,0
I- NO <sub>2</sub> et NO <sub>3</sub>	mg/l N	- <sup>1</sup>	0,39	0,61	0,41	0,43	0,25
J- pH	unité	6,7	6,4	6,3	6,7	6,7	6,9
K- Oxygène dissous	mg/l O <sub>2</sub>	11,5	11,2	11,9	12,4	12,7	11,1

## A.2. (suite)

Paramètre	Unité	01-05-79	15-05-79	29-05-79	12-06-79	26-06-79	10-07-79	24-07-79	07-08-79
A-	u. Hazen	29,0	20,0	24,0	21,0	23,0	19,0	14,0	30,0
B-	u. Jackson	16,0	3,8	5,3	5,2	3,7	5,1	4,2	6,0
C-	mg/l CaCO <sub>3</sub>	6,0	7,0	10,0	21,0	16,0	39,0	20,0	13,0
D-	µmhos/cm	28,8	31,6	40,2	67,0	77,8	151,4	65,0	47,6
E-	mg/l N	0,03	0,02	0,02	0,05	0,03	0,02	0,18	0,02
F-	mg/l N	0,07	0,28	0,20	0,44	0,29	0,22	0,49	0,52
G-	mg/l O <sub>2</sub>	12,0	8,0	7,0	11,0	10,0	11,0	10,0	11,0
H-									
1)	µg/l PO <sub>4</sub>	45,0	230,0	90,0	135,0	715,0	70,0	50,0	30,0
2)	µg/l PO <sub>4</sub>	65,0	250,0	90,0	190,0	900,0	30,0	120,0	75,0
3)	µg/l PO <sub>4</sub>	148,0	48,0	328,0	136,0	38,0	28,0	94,0	96,0
4)	µg/l PO <sub>4</sub>	168,0	84,0	544,0	156,0	78,0	52,0	160,0	132,0
5)	µg/l PO <sub>4</sub>	233,0	334,0	634,0	346,0	978,0	82,0	280,0	207,0
I-	mg/l N	0,20	0,23	0,20	0,19	0,11	0,09	0,06	0,16
J-	unité	6,3	6,6	6,9	8,0	7,4	7,0	6,8	6,7
K-	mg/l O <sub>2</sub>	11,1	10,1	10,0	10,4	9,5	8,0	8,4	8,8

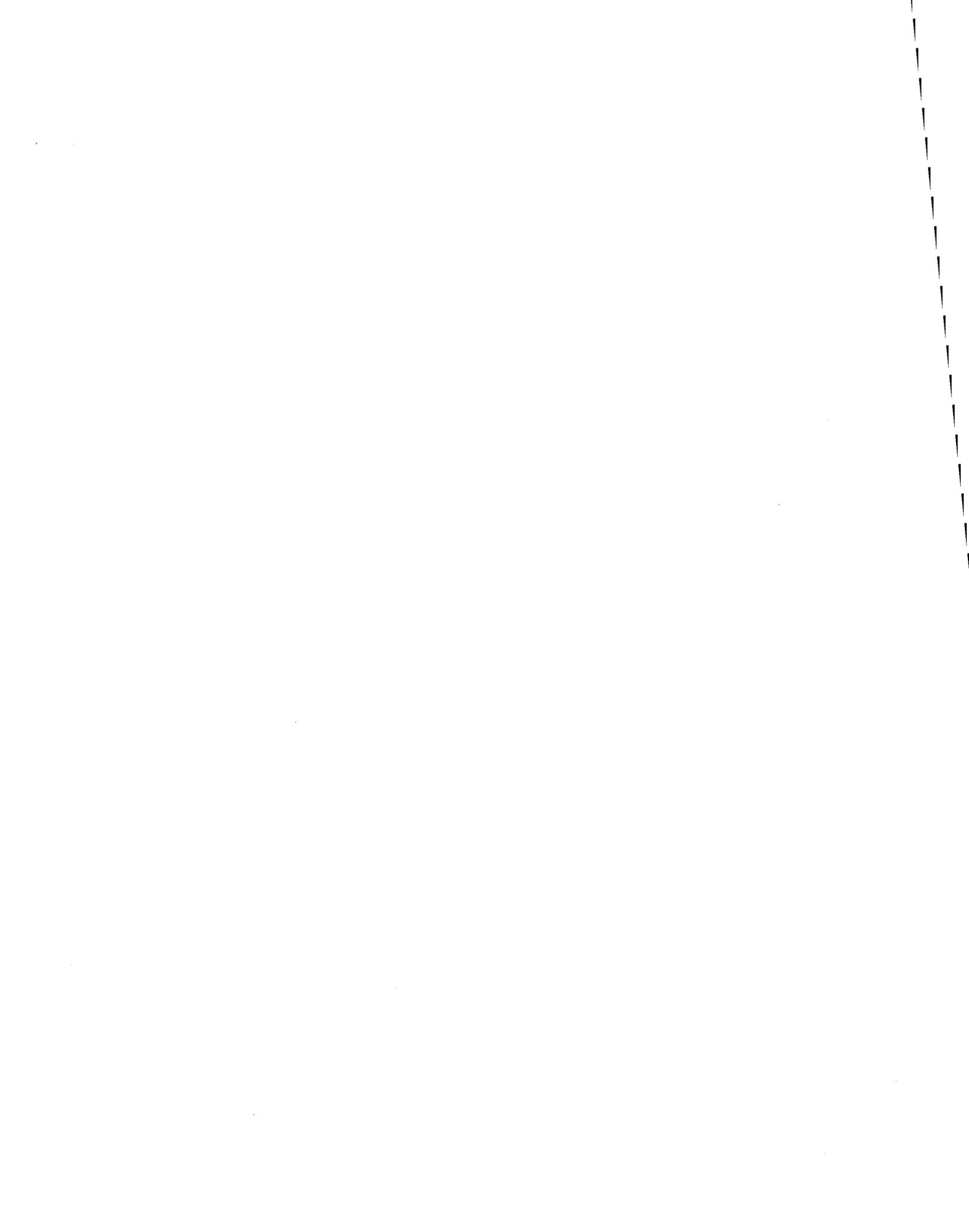
## A.2. (suite)

Paramètre	Unité	21-08-79	04-09-79	18-09-79	02-10-79	16-10-79	30-10-79	13-11-79	28-11-79
A-	u. Hazen	19,0	30,0	35,0	22,0	29,0	27,0	23,0	37,0
B-	u. Jackson	3,5	12,0	13,0	18,0	7,9	5,7	8,8	120,0
C-	mg/l CaCO <sub>3</sub>	16,0	11,0	11,0	14,0	40,0	36,0	42,0	26,0
D-	µmhos/cm	55,3	48,3	46,2	56,4	124,7	114,0	131,0	88,7
E-	mg/l N	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,12
F-	mg/l N	0,26	0,22	0,24	0,41	0,34	0,41	0,18	0,22
G-	mg/l O <sub>2</sub>	7,0	13,0	12,0	10,0	10,0	8,0	10,0	-
H-									
1)	µg/l PO <sub>4</sub>	20,0	200,0	10,0	20,0	30,0	85,0	30,0	80,0
2)	µg/l PO <sub>4</sub>	60,0	205,0	50,0	40,0	40,0	120,0	35,0	185,0
3)	µg/l PO <sub>4</sub>	32,0	96,0	124,0	400,0	48,0	28,0	-	-
4)	µg/l PO <sub>4</sub>	52,0	120,0	148,0	520,0	84,0	52,0	19,0	-
5)	µg/l PO <sub>4</sub>	112,0	325,0	198,0	560,0	124,0	172,0	54,0	-
I-	mg/l N	0,13	0,15	0,15	0,19	0,36	0,33	0,41	0,68
J-	unité	6,7	6,6	6,6	6,7	-	6,5	6,7	6,7
K-	mg/l O <sub>2</sub>	8,7	10,4	10,4	12,8	12,7	11,9	12,0	12,0

A. 2. (suite et fin)

Paramètre	Unité	09-12-79	29-01-80	13-02-80	26-02-80	11-03-80	24-03-80
A-	u. Hazen	30,0	14,0	16,0	18,0	14,0	26,0
B-	u. Jackson	2,0	0,6	2,0	2,5	-	5,5
C-	mg/l CaCO <sub>3</sub>	-	18,0	8,0	14,0	15,0	4,0
D-	µmhos/cm	40,0	64,0	57,0	58,0	62,0	62,0
E-	mg/l N	0,04	0,11	0,04	0,06	0,06	0,48
F-	mg/l N	0,48	0,16	0,12	0,06	0,18	0,32
G-	mg/l O <sub>2</sub>	-	-	7,0	6,0	7,0	10,0
H-							
1)	µg/l PO <sub>4</sub>	-	9,0	-	-	-	-
2)	µg/l PO <sub>4</sub>	-	18,0	-	-	-	-
3)	µg/l PO <sub>4</sub>	-	-	-	-	-	-
4)	µg/l PO <sub>4</sub>	-	-	-	-	-	-
5)	µg/l PO <sub>4</sub>	-	-	-	-	-	-
I-	mg/l N	0,35	0,40	-	-	0,48	1,24
J-	unité	-	6,7	6,8	6,7	6,7	6,3
K-	mg/l O <sub>2</sub>	-	13,5	13,5	-	11,8	11,7

<sup>1</sup> Le tiret signifie absence de résultat.



Annexe 3: Données bimensuelles de débit et de température de l'eau.



A.3. Mesures de débit et de température. (m<sup>3</sup>/s et degrés C)

DATE	DEBIT	TEMPERATURE
05-02-79	15.30	0.00
20-02-79	13.10	0.00
07-03-79	112.00	0.00
21-03-79	43.90	0.00
04-04-79	150.00	1.50
23-04-79	170.00	4.50
01-05-79	499.00	8.50
15-05-79	159.00	9.00
29-05-79	79.00	12.50
12-06-79	66.50	15.00
26-06-79	43.70	19.50
10-07-79	31.00	22.50
24-07-79	26.70	22.50
07-08-79	49.40	22.00
21-08-79	29.90	18.50
04-09-79	84.10	16.50
18-09-79	267.00	10.50
02-10-79	47.40	13.00
16-10-79	69.70	6.00
30-10-79	71.30	5.00
13-11-79	67.00	4.00
28-11-79	324.00	2.50
09-12-79	53.20	0.00
29-01-80	24.30	0.00
13-02-80	16.00	0.00
26-02-80	13.80	0.00
11-03-80	12.90	0.00
24-03-80	28.90	0.50