

Un nouvel Indice Diatomique Pratique pour l'évaluation de la qualité des eaux en réseau de surveillance

A new Practical Diatom Index for the assessment of water quality in monitoring networks

J. PRYGIEL^{1,*}, L. LEVEQUE¹ et R. ISERENTANT²

Reçu le 17 mars 1995, accepté le 9 novembre 1995*.

SUMMARY

Macroinvertebrates constitute the main biological support for an evaluation of the quality of water courses and are, therefore, widely put to use in monitoring networks. However, for major water courses and canalized waterways the use of other methodologies is imperative. Diatoms and diatom indices are well adapted to the study of these environments. Among these, the Specific Pollution-sensitivity Index (SPI) established by CEMAGREF seems to be one of the better performing diatom indices. Calculation of this index relies on the Zelinka & Marvan formula derived from the saprobic system: $SPI = \frac{\sum A_j v_j i_j}{\sum A_j v_j}$ where A_j is the relative abundance of the species j , v_j is its indicative value ($1 \leq v_j \leq 3$) and i_j its pollution sensitivity ($1 \leq i_j \leq 5$). The values initially falling in the range between 1 and 5 are transformed into values comprised between 1 and 20 in order to make comparisons between the various existing indices easier. Five categories of water quality can be distinguished according to the value of the index: $SPI \geq 16$: zero pollution or low eutrophication; $13.5 \leq SPI < 16$: moderate eutrophication; $11 \leq SPI < 13.5$: moderate pollution or heavy eutrophication; $7 \leq SPI < 11$: high pollution; $SPI < 7$: very heavy pollution. However, the SPI index is rarely used because of two main obstacles: it requires data at a specific or even infraspecific level, and it is based on constantly changing systematics. Progress towards increased accessibility and, therefore, larger application was made with the elaboration of the Generic Diatomic Index (GDI) based on the same principle as the SPI. However, this GDI does not yield reliable results, in so far as certain genera, such as *Navicula* and *Nitzschia*, contain species with widely differing ecologies. In order to provide a methodology that can be used as a matter of routine, a protocol for the elaboration of a Practical Diatomic Index (PDI) was established and tested on

1. Agence de l'Eau Artois-Picardie de 764, bd Lahure, 59508 Douai Cedex, France et Université des Sciences et Technologies de Lille, laboratoire d'Ecologie Numérique, 59655 Villeneuve d'Ascq Cedex, France.
2. Université Catholique de Louvain, Laboratoire d'Ecologie et de Biogéographie, 4, place Croix du Sud, B-1348 Louvain la Neuve, Belgique.

* Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 août 1996.

86 inventories from the water basin of the river Aa (in the North of France). These were first classified into four categories according to the variations observed between SPI and GDI: category 1: $|SPI-GDI| \geq 3$; category 2: $2 \leq |SPI-GDI|$; category 3: $1 \leq |SPI-GDI| < 2$; category 4: $|SPI-GDI| < 1$. For each of the first three categories, the species responsible for the variations were identified, taking into consideration those with a relative abundance of more than 5%, the pollution sensitivity of which showed, compared to the corresponding genus, a variation higher than or equal to 0.4. Thus, three indices corresponding respectively to category 1 (PDI1), 2 (PDI2), and 3 (PDI3) were proposed and tested against the SPI taken as reference index. The results of this comparative study can be summarized as follows:

GDI = 0.57 IPS + 5.47 $r = 0.801$ (242 species),

PDI1 = 0.86 IPS + 1.12 $r = 0.972$ (27 species),

PDI2 = 0.95 IPS + 0.55 $r = 0.991$ (39 species),

PDI3 = 0.96 IPS + 0.45 $r = 0.994$ (42 species).

To test the implications of replacing the presently used SPI by this practical index, a comparative study of the classification of inventories in four categories of hydrobiological quality was also carried out. This study shows that the mean, at -1.76 ± 2.25 for the GDI, is reduced to 0.14 ± 0.94 for PDI1, to -0.07 ± 0.51 for PDI2, and to -0.07 ± 0.45 for PDI3. Given the variability of the index at one and the same site and in one sampling, PDI2 is considered to be the best compromise between reliability and network applicability. The methodology corresponding to PDI2 was applied to the 480 samplings carried out in the Artois-Picardie basin and a new Practical Diatom Index is thus proposed for the monitoring of the 200 sites making up the monitoring network of the Artois-Picardie water basin. This PDI, built on a base of more than 550 species and varieties, rests on the joint determination of 45 genera and 91 species of which the pollution sensitivity coefficients and the indicative values are given.

Key-words: bioindicators, Practical Diatom Index, water courses, hydrobiological network.

RÉSUMÉ

L'Indice de Polluosensibilité Spécifique (IPS) est considéré comme l'un des indices diatomiques les plus performants pour l'évaluation de la qualité des cours d'eau. Son utilisation en réseau de surveillance reste cependant limitée en raison de la nécessité de travailler au niveau spécifique voire infraspécifique et de la systématique en perpétuelle évolution. A l'opposé, l'Indice Diatomique Générique (IDG) est plus accessible dans sa mise en œuvre mais ne permet pas d'obtenir des résultats très fiables. Un nouvel Indice Diatomique Pratique (IDP) a donc été mis au point sur un bassin versant expérimental à partir d'un jeu de 86 relevés. Dans un premier temps, les inventaires ont été classés en fonction des écarts observés entre IPS et IDG. Dans un second temps, ont été identifiées les espèces responsables de ces écarts en prenant en compte celles présentant une abondance relative supérieure à 5 % et une différence de polluosensibilité avec le genre correspondant supérieure ou égale à 0,4. Plusieurs IDP ont été mis au point et leurs performances, par rapport à l'IPS, étudiées. Il apparaît que la prise en compte des espèces responsables des écarts supérieurs ou égaux à 2 constitue le meilleur compromis entre fiabilité et applicabilité en réseau. Cette méthodologie a été appliquée aux 480 relevés effectués dans le bassin Artois-Picardie et aux 550 espèces inventoriées. Elle permet de proposer un indice diatomique pratique basé sur l'identification de 45 genres et 91 espèces.

Mots-clés : bioindicateurs, indice diatomique pratique, cours d'eau, réseau de surveillance hydrobiologique.

1 – INTRODUCTION

Les indices biologiques constituent un élément essentiel des réseaux de mesure de la qualité des eaux de surface continentales qui se sont succédé en France depuis les années 70. En France comme à l'étranger, les méthodes biologiques utilisées en routine dans le cadre des réseaux de surveillance sont basées sur l'étude de la macrofaune benthique (DE PAUW *et al.*, 1992 ; NEWMAN, 1988). Un premier indice, l'Indice Biotique ou Ib (VERNEAUX et TUFFERY, 1967) a été appliqué lors du premier inventaire national de la pollution en 1971. Cette méthode a par la suite laissé place temporairement à l'Indice de Qualité Biologique Global ou IQBG (VERNEAUX *et al.*, 1977) puis à l'Indice Biologique Global ou IBG (VERNEAUX *et al.*, 1982) qui a fait l'objet d'une norme expérimentale (AFNOR, 1985). Ce dernier indice a été optimisé à l'issue d'un bilan d'application portant sur 965 relevés effectués sur les stations de mesure du Réseau National de Bassin (RNB) pour la période 1986-1989 (AGENCES DE L'EAU, 1992) et a été normalisé sous le nom d'IBGN (AFNOR, 1992).

Avec 900 km de canaux et 4 350 km de rivières, le bassin Artois-Picardie possède un réseau canalisé extrêmement dense pour lequel ces indices invertébrés restent peu adaptés malgré le recours à des substrats artificiels et à l'Indice de Qualité Biologique Potentielle ou IQBP (VERNEAUX *et al.*, 1977). C'est pourquoi l'Agence de l'Eau Artois-Picardie s'est intéressée dès 1990 aux diatomées et aux indices diatomiques pour l'évaluation de la qualité des eaux de son bassin (PRYGIEL, 1991). Un premier suivi de l'ensemble du réseau Artois-Picardie a été réalisé en 1990 (COSTE et AYPHASSORHO, 1991) et a permis de tester les performances de six indices diatomiques (PRYGIEL et COSTE, 1993a) grâce à la mise au point d'un logiciel de saisie des inventaires et de calcul des indices (LECOINTE *et al.*, 1993). Les résultats obtenus montrent que l'Indice de Polluosensibilité Spécifique ou IPS (COSTE in CEMAGREF, 1982) est le plus performant. Cet indice – qui utilise la quasi-totalité des espèces inventoriées – répond à la pollution organique biodégradable, à l'eutrophisation, qu'elle soit potentielle et exprimée par les phosphates, ou réelle et exprimée par la chlorophylle a, ainsi qu'à la minéralisation des eaux exprimée essentiellement par les sulfates, les chlorures et la conductivité. L'étude des corrélations entre indices diatomiques et paramètres chimiques de la qualité de l'eau pour différentes périodes, a également permis de montrer que l'IPS calculé en période d'étiage (septembre) était représentatif de la qualité des eaux pour la période estivale et, d'une façon générale, de la qualité des eaux pour l'année écoulée.

Bien que très performant, cet indice est difficilement applicable en routine en raison des problèmes liés à la systématique en perpétuelle évolution et à la grande diversité des espèces qu'il est nécessaire d'identifier à l'espèce, voire à la variété (plus de 550 à ce jour pour le seul bassin Artois-Picardie). La nécessité de suivre un vaste réseau de façon régulière implique la mise au point de techniques pratiques. L'Indice Diatomique Générique ou IDG proposé par COSTE (in CEMAGREF, 1982) et repris par RUMEAU et COSTE (1988) constitue une première avancée dans ce domaine et donne des résultats globalement satisfaisants (COSTE *et al.*, 1991 ; PRYGIEL et COSTE, 1993a,). Cet indice reste cependant perfectible. PRYGIEL et COSTE (1993b) ont montré que les écarts entre IPS et IDG pouvaient atteindre 7,5 et donc fausser les évaluations de la qualité de l'eau. Dans la majorité des cas, l'IDG conduit à une surestimation de la qualité de l'eau. Ceci est du à

l'existence de genres comme par exemple *Navicula* ou *Nitzschia* qui renferment une multitude d'espèces couvrant toute la gamme de sensibilité à la pollution. Un examen détaillé des inventaires a montré que les écarts les plus importants observés entre Indice Spécifique et Indice Générique étaient dûs à un nombre limité d'espèces relativement faciles à identifier dont la sensibilité à la pollution était sensiblement différente de celle du genre auquel elles appartiennent.

Afin de disposer d'une méthode à la fois applicable en routine et fiable, un indice diatomique pratique ou IDP, utilisant simultanément des genres et des espèces, a été mis au point sur le bassin versant de l'Aa à titre expérimental, puis transposé à l'ensemble du bassin Artois-Picardie.

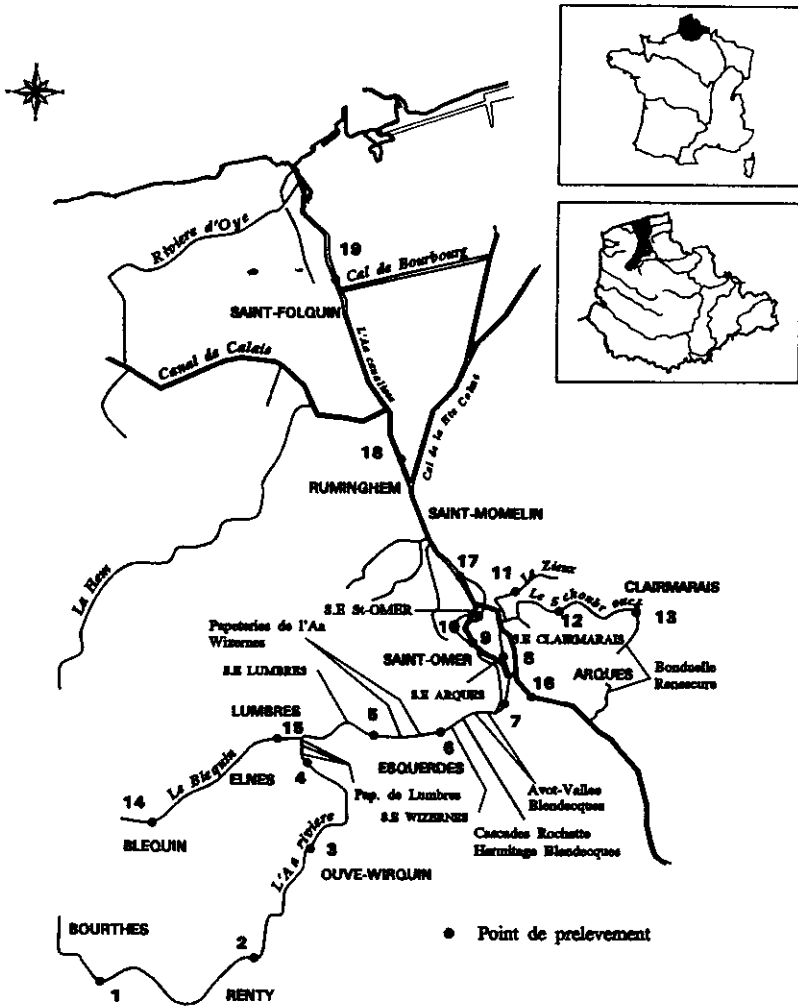
2 – MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Description du site

Le bassin versant de l'Aa est situé au nord du bassin Artois-Picardie et couvre une superficie de 1 350 km² (fig. 1). La rivière Aa prend sa source à Bourthes à une altitude de 121 m et se jette dans la Mer du Nord à Gravelines. La longueur du cours d'eau avec ses principaux affluents est de 120 km auxquels on peut ajouter un réseau de 160 km constitué par les cours d'eau du Marais audomarois. Au niveau d'Arques, la rivière se scinde en deux bras et prend le nom de Basse et de Haute Meldyck. C'est à cet endroit également que l'Aa connaît une brusque rupture de pente et draine une zone de marais de plus de 3 500 ha. La Haute Meldyck est en partie souterraine dans sa traversée de Saint-Omer puis rejoint le canal d'Arques à Saint-Omer qui devient l'Aa canalisée après la jonction avec la dérivation du canal de Neufossé. Dans la section Saint-Omer/Watten, l'Aa canalisée est au grand gabarit. Le bassin versant de l'Aa peut être divisé en trois zones distinctes. La partie supérieure s'étend des sources à Arques et se situe dans l'auréole du crétacé supérieur (marnes et craies). La pente est en moyenne de 2 ‰ et le débit interannuel est de 4,6 m³ s⁻¹ pour un débit de 1,8 m³ s⁻¹ en étiage sévère. C'est dans cette zone que sont localisées les industries papetières. La partie moyenne s'étend de Arques à Saint-Omer et est située dans la plaine de Flandre Intérieure constituée d'une alternance d'argiles et de sables du quaternaire. Elle constitue un bassin d'environ 35 000 ha s'articulant autour de la cuvette de Saint-Omer. Ces marais sont en communication directe avec l'Aa canalisée et sont le siège d'une activité agricole importante (maraîchage). Ils font l'objet de deux problèmes majeurs que constituent les pollutions d'origine agricole et les rejets d'une conserverie qui peuvent constituer le seul apport d'eau au marais en période d'étiage sévère. La partie aval représente l'Aa canalisée qui coule en Flandre Maritime sur un substrat analogue à celui de la partie moyenne. Le débit à l'aval de l'intersection avec le canal de la Haute Colme qui coule vers Dunkerque n'est plus que de 2,8 m³ s⁻¹ et dépend quasi exclusivement de la navigation et des éclusées. Il peut être nul en cas d'arrêt de la navigation.

2.2 Base de données

19 stations de mesure ont été échantillonnées au cours de 5 campagnes de prélèvements effectuées en août et septembre 1989 ainsi qu'en février, juin et



CB/TP: Le 27 Février 1995

Figure 1 Zone d'étude et localisation des stations de mesure.
Study area and location of the sampling sites.

août 1990 (fig. 1). Dans la mesure du possible, les diatomées ont été prélevées par grattage de plusieurs substrats durs naturels sur une surface d'environ 10 cm². En l'absence de tels substrats, les prélèvements ont été obtenus à partir de substrats durs artificiels (piles de ponts ou palplanches). Dans le cas où aucun substrat dur n'est accessible, les diatomées sont obtenues par expressions de végétaux. Dans tous les cas, les diatomées sont prélevées en zone éclairée, à une profondeur voisine de 30 cm pour éviter les problèmes de marnage et dans

la zone de vitesse de courant maximale pour éviter les problèmes de sédimentation. Les diatomées sont nettoyées à l'eau oxygénée 130 volumes et montées dans du Naphrax selon la procédure décrite par RUMEAU et COSTE (1988). 400 individus ont été comptés par échantillon et identifiés selon KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1986-1991). Sur les 86 inventaires obtenus, ont été calculés les indices IPS et IDG. Le calcul de ces 2 indices repose sur la formule proposée par ZELINKA et MARVAN (1961) : $ID = \sum A_j v_j i_j / \sum A_j v_j$ où A_j est l'abondance relative de l'espèce (du genre) j , v_j est sa valeur indicatrice ($1 \leq v_j \leq 3$) et i_j sa sensibilité à la pollution ($1 \leq i_j \leq 5$) telle que définie par DESCY (1979). Les valeurs des coefficients v et i sont celles figurant dans la base taxonomique du logiciel Omnidia (LECOINTE *et al.*, 1993). On obtient ainsi des valeurs comprises entre 1 et 5 dans le sens des meilleures qualités d'eau. Ces valeurs sont transformées en valeurs comprises entre 1 et 20 pour faciliter les comparaisons entre les différents indices existants. 5 classes de qualité peuvent être distinguées en fonction de la valeur de l'indice : $IPS \geq 16$: pollution nulle ou eutrophisation faible ; $13,5 \leq IPS < 16$: eutrophisation modérée ; $11 \leq IPS < 13,5$: pollution modérée ou forte eutrophisation ; $7 \leq IPS < 11$: forte pollution ; $IPS < 7$: très forte pollution.

2.3 Mise au point de l'Indice Diatomique Pratique

La mise au point de l'indice diatomique pratique a été conduite en 4 étapes successives :

1) Classement des inventaires en 4 classes, en fonction des écarts observés entre IPS et IDG : classe 1 : $|IPS-IDG| \geq 3$; classe 2 : $2 \leq |IPS-IDG| < 3$; classe 3 : $1 \leq |IPS-IDG| < 2$; classe 4 : $|IPS-IDG| < 1$.

2) Identification des espèces responsables des écarts observés entre IPS et IDG pour chacune des classes 1, 2 et 3. Seules les espèces présentant une abondance relative supérieure ou égale à 5 % et un écart de sensibilité à la pollution (i_j) avec le genre correspondant supérieur ou égal à 0,4 ont été retenues. Le seuil de 5 % a été arbitrairement choisi pour ne prendre en compte que les espèces communes et dominantes. La valeur 0,4 a été retenue pour ne pas éliminer d'emblée des espèces communes et abondantes appartenant pour l'essentiel au genre *Navicula*. Ce genre possède en effet une sensibilité de 3,4 et de nombreuses espèces, comme par exemple *N. gregaria*, *N. lanceolata* ou *N. minima* qui constituent souvent des populations importantes, possèdent une sensibilité de 3.

3) Calcul des indices diatomiques pratiques IDP1, IDP2 et IDP3, correspondant respectivement aux classes 1, 2 et 3.

4) Étude des corrélations entre indices diatomiques pratiques et indice de polluosensibilité spécifique considéré comme indice de référence.

3 – RÉSULTATS

3.1 Bassin versant de l'Aa

242 espèces et variétés ont contribué au calcul des indices IPS et IDG. La corrélation entre ces deux indices est significative à $p = 1\%$ (fig. 2). Bien qu'elle

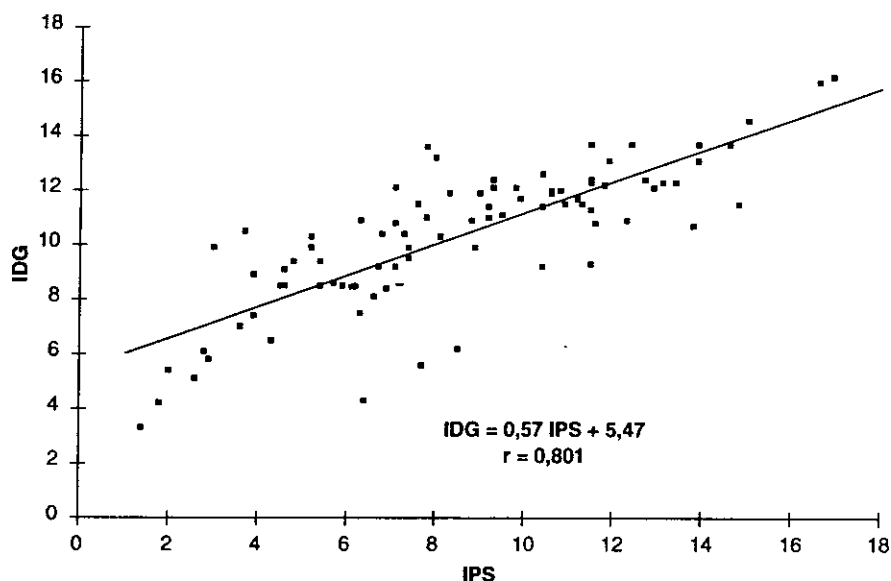


Figure 2 Corrélation entre IPS et IDG pour 86 relevés réalisés sur le bassin versant de l'Aa.

Correlation between SPI and GDI for 86 inventories carried out on the Aa water basin.

puisse être considérée comme globalement satisfaisante, elle masque des écarts entre IPS et IDG pouvant atteindre 7 points sur une échelle de 20 (fig. 3). Dans 65 cas sur 86, l'IDG est supérieur à l'IPS et traduit une surestimation de la qualité de l'eau. Cette situation correspond à la dominance d'espèces dont la sensibilité à la pollution est inférieure à celle du genre auquel elles appartiennent (espèces polluo-résistantes). Dans les 21 cas restants, l'IDG est inférieur à l'IPS, ce qui traduit une sous-estimation de la qualité des eaux. Cette situation correspond à la dominance d'espèces dont la sensibilité à la pollution est supérieure à celle du genre auquel elles appartiennent (espèces polluo-sensibles). Les 86 inventaires ont été repartis en 4 classes en fonction des écarts observés (tabl. 1) et les espèces responsables de ces écarts ont été identifiées pour les classes 1, 2 et 3. Trois listes correspondant à 3 indices diatomiques pratiques nommés IDP1, IDP2 et IDP3 ont été établies (tabl. 2). Ces 3 indices pratiques ont été calculés sur les 86 inventaires (tabl. 3). L'étude de la corrélation entre l'IPS et les 3 IDP (fig. 3) montre que la valeur du coefficient de corrélation augmente très nettement quand on passe de 15 genres à identifier à 15 genres et 27 espèces ($r = 0,972$ pour l'IDP1). La prise en compte de 12 espèces supplémentaires soit un total de 39 espèces (IDP2) permet d'améliorer un peu plus la valeur du coefficient de corrélation ($r = 0,991$). La prise en compte de 3 nouvelles espèces (IDP 3) n'apporte plus qu'une très faible amélioration de la sensibilité de l'Indice Diatomique Pratique, comme en témoigne l'évolution des différents écarts observés entre l'IPS et les indices générique et pratique (tabl. 4). Cet indice devant se substituer à l'IPS qui a été utilisé en 1989-1990 pour le suivi de ce bassin versant, il est important que les résultats fournis par ces 2 indices restent comparables. En particulier, il

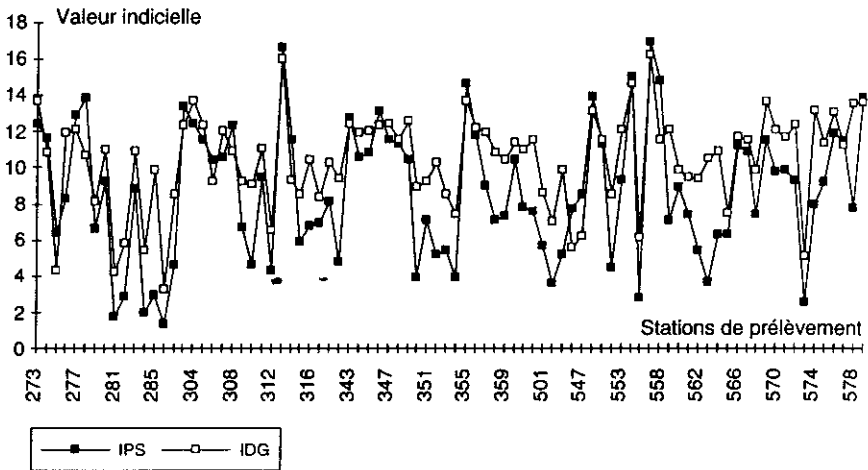


Figure 3 Ecarts entre IPS et IDG pour 86 relevés effectués sur le bassin versant de l'Aa.

Variation between SPI and GDI for 86 inventories carried out on the Aa water basin.

Tableau 1 Classification des 86 inventaires en fonction des écarts entre IPS et IDG (Nb esp. resp. = Nombre d'espèces responsables des écarts).

Table 1 Classification of the 86 inventories as a function of the variations between SPI and GDI (Nb esp. resp. = Number of species responsible for variations)

Classe	Nombres relevés	Ecart IPS-IDG	Nb esp. resp.
1	28	Ec. > 3	27
2	22	2 < Ec. < 3	39
3	18	1 < Ec. < 2	42
4	18	Ec. < 1	—

est indispensable que l'appartenance à l'une des 5 classes de qualité hydrobiologique définies par la valeur de l'IPS soit – dans la mesure du possible – préservée lors du passage à l'IDP. L'examen des concordances entre l'IPS et les indices IDG, IDP1, IDP2 et IDP3 pour une même classe de qualité a été effectuée pour les 86 inventaires (tabl. 5). Le taux de concordance assez faible noté pour l'IDG (44 %) augmente sensiblement lorsque l'on passe à l'IDP1 (76 %), pour se stabiliser avec l'IDP2 (91 %). Le passage de l'IDP2 à l'IDP3 n'entraîne pas d'amélioration sensible et ne semble donc pas justifié. La valeur des écarts entre IPS et les indices générique et pratique a été étudiée pour les cas de non-concordance (tabl. 6). Pour l'IDG, l'écart moyen est élevé ($-2,44 \pm 2,5$ points) et l'écart maximum peut atteindre 6,9 points. Le passage à l'IDP1 se traduit par une nette diminution de l'écart moyen ($1,29 \pm 0,81$ points) et de l'écart maximum (3,3 points). Cette tendance se confirme avec l'IDP2 et l'IDP3. On observe en effet une poursuite de la diminution de l'écart moyen et un resserrement des valeurs autour de la moyenne.

Tableau 2 Liste des espèces à déterminer pour le calcul des différents indices diatomiques pratiques « Aa ». IDP1 : espèces signalées en caractères normaux; IDP2 : espèces signalées en caractères normaux et gras ; IDP3 : espèces signalées en caractères normaux, gras et italiques gras (s = sensibilité à la pollution ; v = valeur indicatrice).

Table 2 List of species to be identified with a view to calculating the various River Aa Practical Diatom Indices. PDI1 : species printed in current type ; PDI2 : species printed in current and bold type ; PDI3 : species printed in current, bold and bold-italic type (s = pollution sensitivity ; v = indicator value).

Genre	S	V	Espèce	S	V	Genre	S	V	Espèce	S	V			
Achnanthes	4,5	2,1	conspicua	4	1	Navicula			goeppertiana	2	2			
			hungarica	2	3				gregaria	3	1			
			lanceolata	4	1				lanceolata	3	1			
			lauenburgiana	5	3				menisculus	4	1			
			minutissima	5	1				minima	3	1			
Amphora	2,6	2,2	pediculus	4	1				saprophila	2	1			
			veneta	1	2				seminulum	1	2			
Aulacoseira	3,8	1,4	granulata	2,8	1				subminiscula	2	1			
Cocconeis	3,5	1,8	placentula	3	1				trivialis	2	3			
Cyclotella	3,7	1,7	meneghiniana	2	1				tripunctata	4	2			
Cymbella	4,7	2,6	minuta	4	2				veneta	1	2			
Fragilaria	3,6	1,7	capucina var. vaucheriae	3	1	Nitzschia	1	2,3	acicularis	2	2			
			ufna	3	1				amphibia	2	2			
Gomphonema	3,6	1,9	parvulum	2	1				dissipata	4	3			
Melosira	3,5	1,7	varians	4	1				fonticola	3	1			
Navicula	3,4	1,9	accomoda	1	3				hungarica	2	2			
			atomus	2	1				inconspicua	2	1			
			capitatoradiata	3	2				paleacea	2	1			
			cuspidata	3	3				Rhoicosphenia	3,6	1	abbreviata	4	1
			cryptocephala	4	1				Stephanodiscus	2,9	1,4	hantzschii	1	1
cryptotenella	4	1	Surirella	3,6	2,2				angusta	4	1			

Si on considère que l'IPS est l'indice de référence, il apparaît que l'IDP2 avec 39 espèces à identifier sur les 242 recensées est un bon compromis entre l'IPS très fiable mais difficilement applicable en routine et l'IDG particulièrement bien adapté au suivi en réseau mais peu fiable.

3.2 Bassin Artois-Picardie

La même méthodologie a été appliquée aux 480 relevés réalisés dans le bassin Artois-Picardie depuis 1989, bassin versant de l'Aa compris. Ont été pris en compte les relevés présentant une différence entre IPS et IDG supérieure ou égale à 2 en ne retenant que les espèces présentant une abondance supérieure ou égale à 5 % et une différence de sensibilité à la pollution entre espèce et genre supérieure ou égale à 0,4. L'Indice Diatomique Pratique Artois-Picardie correspond donc à l'IDP2 du bassin versant de l'Aa. On arrive à un total de 45 genres et 91 espèces à identifier en partant de plus de 550 espèces et variétés (tabl. 7). La plupart des espèces appartiennent aux genres *Navicula* (30 espèces), *Nitzschia* (16 espèces), *Achnanthes* (12 espèces) et *Fragilaria* (6 espèces).

Tableau 3 Valeur des indices diatomiques spécifique, générique et pratiques pour les 86 relevés effectués sur le bassin versant de l'Aa en 1989-1990.

Table 3 Specific value of specific, generic and practical diatom indices on the 86 inventories carried out in the Aa water basin in 1989-1990.

Station	IPS	IDG	IDP1	IDP2	IDP3	Station	IPS	IDG	IDP1	IDP2	IDP3	Station	IPS	IDG	IDP1	IDP2	IDP3	
Campagne août 1989						18	6,9	8,4	7,2	7,3	7,2	9	5,2	9,9	5,8	5,8	5,7	
1	12	13,7	12,4	13	13,1	19	8,1	10,3	9,2	8,3	8,3	10	7,4	9,5	7,1	7,1	7,1	
2	12	10,8	10,6	11,8	11,8	Campagne février 1990						11	8,9	9,9	8,1	9,2	9,1	
3	6,4	4,3	7	7,2	7,2	1	4,8	9,4	5,3	5,5	5,5	12	4,5	8,5	5,1	4,9	4,9	
4	8,3	11,9	8,4	8,5	8,5	2	13	12,4	11,7	12,1	12,3	14	17	16,2	16,5	16,7	16,8	
5	13	12,1	11,2	12,6	12,9	3	11	11,9	11,6	11,7	10,3	15	14	13,1	12,9	13,2	13,5	
6	14	10,7	10,7	14,1	14	4	11	12	11,9	11,9	10,8	16	5,7	8,6	6,4	6,3	6,3	
7	6,6	8,1	7	7,3	7,3	5	13	12,3	11,9	12,5	12,8	17	7,6	11,5	8	8	7,9	
8	9,2	11	9,8	9,9	9,7	6	12	12,4	11,3	11,7	11,6	18	7,8	11	8,6	8,8	8,8	
9	1,8	4,2	2,1	2,1	2,1	7	11	11,5	10,5	10,7	10,8	19	3,6	7	4,2	4,2	4,2	
10	2,9	5,8	3,4	3,3	3,3	8	10	12,6	10,3	10,2	10,2	Campagne août 1990						
11	8,8	10,9	10,2	8,9	8,9	9	3,9	8,9	4,2	4,2	4,1	1	12	13,7	11,9	11,6	11,5	
12	2	5,4	2,2	2,2	2,2	10	7,1	9,2	7,8	7,7	7,6	2	7,8	13,6	7,6	7,4	7,4	
13	3	9,9	3,1	3,1	3,1	11	5,2	10,3	6,4	5,5	5,4	3	8	13,2	8,1	8,2	8,2	
Campagne septembre 1989						12	3,9	7,4	4,1	4	4	4	4	9,3	12,4	8,8	9,2	9,3
1	13	12,3	10,9	11,4	11,9	13	5,4	8,5	5,6	5,6	5,5	5	12	13,1	11,3	11,6	12,2	
2	12	13,7	12	12,2	12,4	14	15	13,7	13,4	14,7	14,8	6	9,9	11,7	9,2	9,8	9,9	
3	12	12,3	11,3	11,6	11,7	15	12	12,2	12	12,2	11,7	7	11	11,5	8,9	11	11	
4	10	9,2	11,3	11,3	11,3	16	9	11,9	9,6	9,5	9,5	8	6,3	10,9	6,5	6,2	6,2	
5	11	12	10,3	11	11,2	17	7,1	10,8	7,3	7,1	7,1	10	5,4	9,4	5,4	5,3	5,2	
6	12	10,9	9,5	12	12,3	18	7,3	10,4	7,5	7,5	7,5	11	12	11,3	10,5	11,4	11,5	
7	6,7	9,2	7,1	7,5	7,5	19	10	11,4	9,4	10,3	10,3	12	2,6	5,1	2,1	2,1	2,1	
8	4,6	9,1	5,3	5	5	Campagne juin 1990						13	3,7	10,5	3,8	3,8	3,8	
9	9,5	11,1	9,5	9	9	1	9,3	12,1	10,5	9,5	9,5	14	14	13,7	12,6	13,1	13,4	
10	4,3	6,5	5	4,6	4,5	2	15	14,6	13,7	14,5	14,6	15	11	11,7	11,1	11,2	11,2	
12	1,4	3,3	1,5	1,4	1,4	3	7,7	5,6	7,7	8,2	8,2	16	7,4	9,9	8,8	8,3	8,3	
13	4,6	8,5	4,9	4,6	4,6	4	8,5	6,2	6,8	7,7	7,7	17	6,3	7,5	5,9	6,1	6,1	
14	17	16	16	16,4	16,5	5	15	11,5	12,9	14,2	14,3	18	9,8	12,1	10,6	9,5	9,4	
15	12	9,3	10,8	11,6	11,6	6	11	11,5	10,6	11,1	11,1	19	9,2	11,4	9,4	9,1	9,1	
16	5,9	8,5	6,2	6,1	6,1	7	7,1	12,1	7,4	7,1	7,1							
17	6,8	10,4	7,3	6,9	6,8	8	2,8	6,1	3,5	3,5	3,4							

Tableau 4 Moyenne (m), écart-type (s), et variance (v) des écarts entre indices diatomiques pour l'ensemble des inventaires (min. = écart minimum ; max. = écart maximum).

Table 4 Average (m), standard deviation (s), and variance (v) of the deviations between diatom indices for all inventories (min. = minimum deviation; max. = maximum deviation).

	m	s	v	min.	max.
IPS-IDG	-1,76	2,25	5,07	-6,9	3,5
IPS-IDP1	0,14	0,94	0,89	-1,4	3,3
IPS-IDP2	-0,07	0,51	0,26	-1,3	1,6
IPS-IDP3	-0,07	0,45	0,2	-1,3	1,1

Tableau 5 Concordance entre les différents indices diatomiques lorsque les valeurs traduisent une même classe de qualité.

Table 5 Concordance between the various diatom indices when values correspond to one and the same category of water quality.

	Nombres relevés	Pourcentage
IPS-IDG	38	44
IPS-IDP1	65	76
IPS-IDP2	78	91
IPS-IDP3	77	89

Tableau 6 Moyenne (m), écart-type (s), et variance (v) des écarts entre indices diatomiques pour l'ensemble des inventaires lorsque les valeurs d'indices ne correspondent pas aux mêmes classes de qualité (min. = écart minimum ; max. = écart maximum).

Table 6 Average (m), standard deviation (s), and variance (v) of the deviations between indices for all inventories when index values do not correspond to the same category of water quality (min. = minimum deviation ; max. = maximum deviation).

	m	s	v	min.	max.
IPS-IDG	-2,44	2,5	6,27	-6,9	3,5
IPS-IDP1	1,29	0,81	0,66	0,3	3,3
IPS-IDP2	-0,25	0,82	0,67	-1,3	0,9
IPS-IDP3	-0,24	0,7	0,49	-1,3	0,7

Tableau 7 Liste des genres et espèces à identifier pour la mise en oeuvre de l'Indice Diatomique Pratique dans le bassin Artois-Picardie (s = sensibilité à la pollution ; v = valeur indicatrice).

Table 7 List of genera and species to be identified for the application of the Practical Diatom Index in the Artois-Picardie water basin (s = pollution sensitivity ; v = indicator value).

Genre	S	V	Espèce	S	V
ACHNANTHES Bory	4,5	2,1	clevei Grunow var. clevei	4	2
			coarctata (Brébisson) Grunow	4	3
			conspicua Mayer	4	1
			delicatula (Kützing) Grunow spp. delicatula Grunow	3	3
			hungarica (Grunow) Grunow	2	3
			lanceolata var. frequentissima Lange-Bertalot	2,8	1
			lanceolata (Bréb.) Grunow spp. lanceolata Grunow	4	1
			lanceolata (Bréb.) Grunow spp. rostrata (Destrup) Lange-Bertalot	4	1
			lauenburgiana Hustedt	5	3
			minutissima Kützing var. minutissima Kützing	5	1
			minutissima Kützing var. saprophila Kobayasi & Mayama	3	1
			ploenensis Hustedt	5	2
			ACTINOCYCLUS Ehrenberg	2	2,7
AMPHIPLEURA Kützing	4,5	3			
AMPHORA Ehrenberg	2,6	2,2	coffaeiformis (Agardh) Kützing	2	3
			pediculus (Kützing) Grunow	4	1
			veneta Kützing	1	2
ANOMOEONEIS Pfitzer	3,6	2,5			
ASTERIONELLA Hassat	3,4	1			
AULACOSEIRA Thwaites	3,8	1,4	ambigua (Grunow) Simonsen	3	1
			granulata (Ehr.) Simonsen var. angustissima (O. Müller) Simonsen	2,8	1
			granulata (Ehr.) Simonsen	2,9	1
BACILLARIA Gmelin	2	3			

Tableau 7 (suite) Liste des genres et espèces à identifier pour la mise en oeuvre de l'Indice Diatomique Pratique dans le bassin Artois-Picardie (s = sensibilité à la pollution ; v = valeur indicatrice).

Table 7 (cont.) List of genera and species to be identified for the application of the Practical Diatom Index in the Artois-Picardie water basin (s = pollution sensitivity ; v = indicator value).

Genre	S	V	Espèce	S	V
CHALONEIS Cleve	3,8	2,6			
CHAETOCEROS Ehrenberg	2	3			
COCCONEIS Ehrenberg	3,5	1,8	pediculus Ehrenberg	4	2
			placentula Ehrenberg var. euglypta Ehrenberg	3	1
			placentula Ehrenberg var. placentula	4	1
CYCLOSTEPHANOS Round	2,9	1			
CYCLOTELLA (Kützing) Brébisson	3,7	1,7	atomus Hustedt	2	1
			meneghiniana Kützing	2	1
			pseudostelligera Hustedt	3	1
CYMATOPLEURA W.Smith	4,1	2			
CYMBELLA Agardh	4,7	2,6	minuta Hilse	4	2
DIATOMA Bory	3,9	2	tenuis Agardh	3	1
DELPHINEIS Andrews	2	3			
DENTICULA Kützing	3,7	2,3			
DIPLONEIS Ehrenberg	4	2,4			
ENTOMONEIS Ehrenberg	2	2,9			
EPITHEMIA Bréb. ex Kützing	4,4	2,8			
EUNOTIA Ehrenberg	4,8	2,3			
FRAGILARIA Lyngbye	3,6	1,7	capucina Demazières var. gracilis (Ostrup) Hustedt	4	1
			capucina Demazières var. vaucheriae (Kützing) Lange-Bertalot	3	1
			construens (Ehrenberg) Grunow fo. binodis (Ehrenberg) Grunow	4	1
			elliptica Schumann	3	1
			fasciculata (Agardh) Lange-Bertalot	2	3
			ulna (Nitzsch) Lange-Bertalot	3	1
FRUSTULIA Rabenhorst	4,8	2,7	creuzburgensis (Krasske) Hustedt	2,9	2
GOMPHONEMA Agardh	3,6	1,9	grovei M. Schmidt var. lingulatum (Hustedt) Lange-Bertalot	2	3
			parvulum (Kützing) Kützing	2	1
GYROSIGMA Hassal	3,8	2,9			
HANTZSCHIA Grunow	1,1	2,8			
MELOSIRA Agardh	3,5	1,7	lineata Grunow	2	3
			varians Agardh	4	1
MERIDION Agardh	5	1,8			
Tableau 7 (suite)					
Table 7 (cont.)					
NAVICULA Bory	3,4	1,9	accomoda Hustedt	1	3
			arvensis Hustedt	3	1
			atomus (Kützing) Grunow	2	1
			atomus (Kützing) Grunow var. permissus (Hustedt) Lange-Bertalot	2	1
			capitatoradiata Germain	3	2
			contenta Grunow	4	1
			cryptocephala Kützing	4	1
			cryptotenella Lange-Bertalot	4	1
			cuspidata (Kützing) Kützing	3	3
			gallica (W.Smith) Lagerstedt	5	2
			goeppertiana (Bleisch) H.L. Smith	2	2
			gregaria Donkin	3	1
			halophila (Grunow) Cleve	2	3
			joubaudii Germain	3	2
			lanceolata (Agardh) Ehrenberg	3	1
			margalithii Lange-Bertalot	2	3
			menisculus Schumann	4	1
			minima Grunow	3	1
			minuscula Grunow var. muralis Lange-Bertalot	2	1
			mutica Kützing	2	2
			perminuta Grunow	2	
			pupula Kützing	2	
			radiosa Kützing	5	2
			salinarum Grunow	2,6	2
			saprophila Lange-Bertalot	2	1
			seminulum Grunow	1	2
			subminuscula Manguin	2	1

Tableau 7 (suite) Liste des genres et espèces à identifier pour la mise en oeuvre de l'Indice Diatomique Pratique dans le bassin Artois-Picardie (s = sensibilité à la pollution ; v = valeur indicatrice).

Table 7 (cont.) List of genera and species to be identified for the application of the Practical Diatom Index in the Artois-Picardie water basin (s = pollution sensitivity ; v = indicator value).

Genre	S	V	Espèce	S	V
			subrotundata Hustedt	2,3	1
			tripunctata (O.F.Muller) Bory	4	2
			trivialis Lange-Bertalot	2	3
			veneta Kützing	1	2
NEIDIUM Pfitzer	4,4	2,5			
NITZSCHIA Hassal	1	2,3	acicularis (Kützing) W.Smith	2	2
			amphibia Grunow	2	2
			constricta (Gregory) Grunow	2	2
			dissipata Carter	4	3
			filiformis (W.Smith) Van Heurck	3	3
			fonticola Grunow	3	1
			frustulum (Kützing) Grunow	2	1
			hungarica Grunow	2	2
			inconspicua Grunow	2	1
			linearis (Agardh) W.Smith	3	2
			paleacea Grunow	2	1
			pusilla Grunow	2	3
			recta Hantzsch	3	2
			sociabilis Hustedt	3	3
			subacicularis Hustedt	1	3
			sublinearis Hustedt	5	2
OPEPHORA Petit	3	2,5			
PINNULARIA Ehrenberg	4,7	2,3			
PLEUROSIGMA W.Smith	2	3			
RAPHONEIS Ehrenberg	2,3	3			
RHOICOSPHENIA Grunow	3,6	1	abbreviata (Agardh) Lange-Bertalot	4	1
RHOPALODIA O.Müller	4,3	2,9			
SIMONSENIA Lange-Bertalot	2,9	2			
SKELETONEMA Greville	3	2			
STAURONEIS Ehrenberg	3,7	2,1			
STEPHANODISCUS Ehrenberg	2,9	1,4	astraea (Ehrenberg) Grunow	2	2
			hantzschii Grunow	1	1
SURIRELLA Turpin	3,6	2,2	angusta Kützing	4	1
			brebissonii Krammer & Lange-Bertalot	3	2
TABELLARIA Ehrenberg	5	2			
THALASSIOSIRA Cleve	2,4	2,6	pseudonana Hasle & Heimdal	2	2
			weissfloggii (Grunow) Fryxell & Hasle	2	2

4 – CONCLUSION

Depuis la création du système des saprobies au début de ce siècle par KOLK-WITZ et MARSSON (1902), de nombreuses méthodes biologiques d'évaluation de la qualité des cours d'eau ont été proposées (HYNES, 1960 ; BLANDIN, 1986 ; HEL-LAWELL, 1986 ; SPELLERBERG, 1991). Parmi celles-ci, les indices utilisant les macro-invertébrés tiennent une place prépondérante (AGENCES DE L'EAU, 1993) et sont couramment mis en œuvre dans le cadre des réseaux de surveillance de la qualité des eaux européens (NEWMAN, 1988 ; DE PAUW *et al.*, 1992), américain (PLAFKIN *et al.*, 1989), sud-africain (CHUTTER, 1972) ou indien

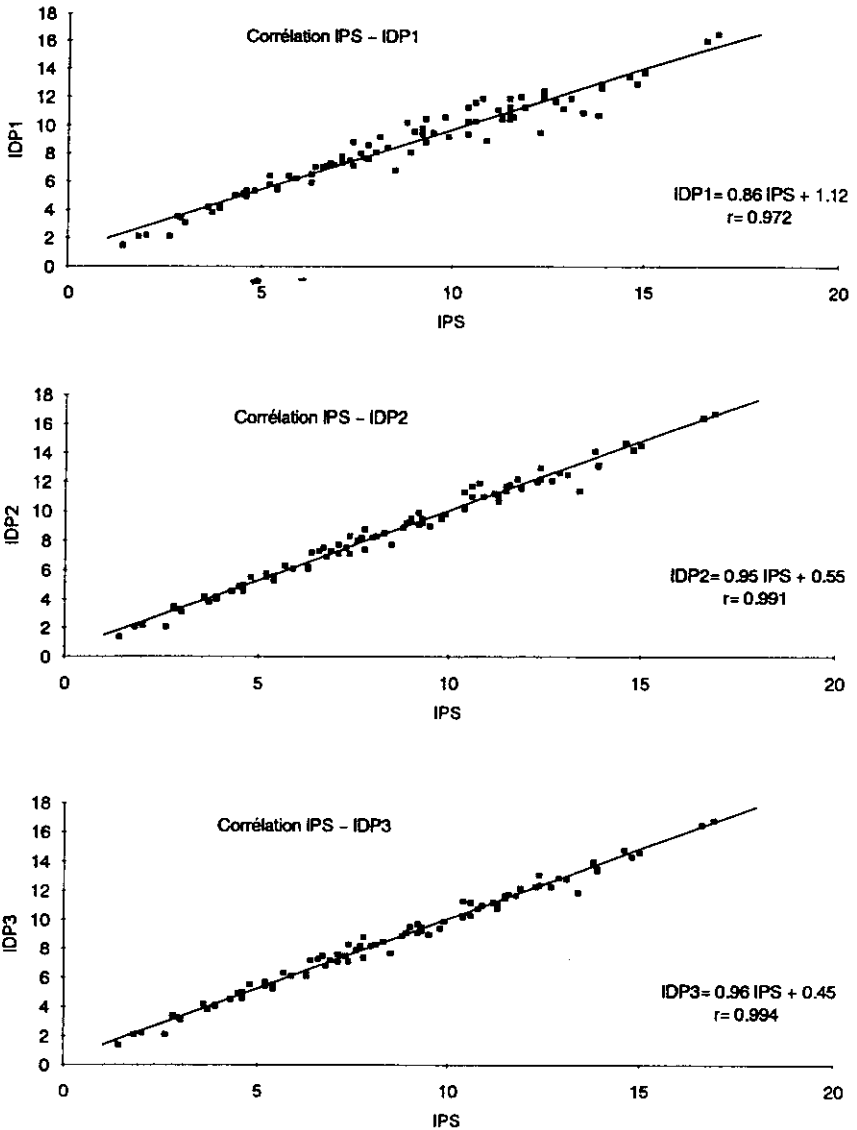


Figure 4 Corrélation entre IPS et indices diatomiques pratiques ($n = 86$).
Correlation between SPI and practical diatom indices ($n = 86$).

(HYNES, 1994). Les raisons du succès de ces indices ont été largement commentées par GAUFIN (1973), HELLAWELL (1978) et HAWKES (1979). En particulier, le niveau de détermination requis pour ces différents indices demeure accessible pour les personnels techniques chargés de leur application puisqu'il s'arrête généralement à la famille (DE PAUW *et al.*, 1992 ; LENAT et BARBOUR, 1994). Toutefois, l'utilisation de méthodes basées sur les macro-invertébrés telles

que l'IBGN demeure limitée aux eaux courantes, à l'exclusion notamment des estuaires et des grands cours d'eau canalisés ou pas. D'où la nécessité de recourir à des techniques basées sur d'autres indicateurs. Les algues sont très utilisées (WHITTON *et al.*, 1991). Mises à part quelques méthodes basées sur les cyanobactéries (FERNANDEZ-PINAS *et al.*, 1991) ou les desmidiées (COESEL, 1977), ce sont les diatomées qui ont été le plus largement utilisées. Ces algues sont considérées comme faisant partie des meilleurs bioindicateurs (SCHOEMAN et HAWORTH, 1986 ; ROUND, 1991) et présentent en effet de nombreux avantages parmi lesquels celui de pouvoir être récoltées en grande rivière et en milieu canalisé (COSTE, 1994). De nombreuses méthodes ont été mises au point (AGENCES DE L'EAU, 1993 ; COSTE, 1994) et plusieurs indices ont été proposés (PRYGIEL et COSTE, 1994). Diverses applications réalisées sur les bassins Rhône-Méditerranée-Corse (DESCY et COSTE, 1989), Artois-Picardie (PRYGIEL et COSTE, 1993a, 1993b) montrent bien l'intérêt des organismes gestionnaires de la qualité des eaux pour ce type d'approche. Malgré cela, leur utilisation demeure relativement limitée en France (COSTE *et al.*, 1991). Parmi les raisons invoquées (PRYGIEL et COSTE, 1993b), l'absence d'une méthodologie pratique et accessible constitue très certainement un obstacle majeur. Avec l'Indice Diatomique Pratique, il devient à la fois possible de suivre en routine les grands cours d'eau et les milieux canalisés et d'utiliser simultanément les deux techniques complémentaires que sont les indices invertébrés et les indices diatomiques lorsque le milieu s'y prête. L'intérêt d'utiliser conjointement plusieurs indices reposant sur des bioindicateurs différents n'est plus à démontrer (LAFONT, 1988 ; PRYGIEL, 1994), chaque groupe indicateur (poissons, invertébrés, algues, diatomées...) possédant des points forts et des points faibles (KARR, 1994). L'intérêt de cette approche a conduit les Agences de l'eau à élaborer un indice diatomique pratique national en collaboration avec le Cemagref. Cet indice fera l'objet d'un guide méthodologique complet incluant notamment un ouvrage de détermination spécifique, et rejoindra l'Indice Biologique Global Normalisé dans le volet biologique du futur système d'évaluation de la qualité des milieux aquatiques développé en interagences.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFNOR, 1985. Essais des eaux. Détermination de l'Indice Biologique Global (IBG), 8 pages.
- AFNOR, 1992. Détermination de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN), 9 pages.
- AGENCES DE L'EAU, 1992. L'Indice Biologique Global (AFNOR T 90 350). 1 – Bilan d'application au Réseau National de Bassin. 2 – Ordonnement des taxons indicateurs. Etude interagences Hors série, 66 pages + annexes.
- AGENCES DE L'EAU, 1993. Etude bibliographique des méthodes biologiques d'évaluation de la qualité des eaux de surface continentales. Etude interagences n° 35. Synthèse bibliographique : 257 pages ; Guide méthodologique : 276 pages + annexes ; Références bibliographiques : 41 pages.
- BLANDIN P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bull. Ecol.*, 14(4), 215-307.
- CEMAGREF, 1982. Etude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux. Rapport Q.E. Lyon, A.F.B. Rhône-Méditerranée-Corse, 218 pages.

- CHUTTER F.M., 1972. An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers. *Water Res.*, 6, 19-30.
- COESEL P.F.M., 1977. On the ecology of desmids and the suitability of these algae in monitoring the aquatic environment. *Hydrobiol. Bull.*, 11, 20-21.
- COSTE M., 1994. Sur l'utilisation des diatomées dans le diagnostic biologique de la qualité des eaux courantes - intérêt et limites des indices. Séminaire National « les variables biologiques : des indicateurs de l'état de santé des écosystèmes aquatiques » Paris les 2 et 3 novembre 1994, Ministère de l'Environnement, 136-152.
- COSTE M., AYPHASSORHO H., 1991. Etude de la qualité des eaux du bassin Artois-Picardie à l'aide des communautés de diatomées benthiques (application des indices diatomiques). Rapport CEMA-GREF Bordeaux - Agence de l'Eau Artois-Picardie, 227 pages.
- COSTE M., BOSCA C., DAUTA A., 1991. Use of algae for monitoring rivers in France. In « Use of algae for monitoring rivers », Whitton B.A., Rott E., Friedrich G. ed., E. Rott, Innsbruck : 75-88.
- DESCY J.P., 1979. A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia*, 64, 305-323.
- DESCY, J.P., COSTE M., 1989. Application d'un nouvel indice diatomique (indice CEE 88) au Réseau National de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse. Rapport d'études Agence de l'Eau RMC, 86 pages.
- DE PAUW N., GHETTI P.F., MANZINI D.P., SPAGGIARI D.R., 1992. Biological assessment methods for running waters. In: River Water Quality. Ecological Assessment and Control, Newman P.J., Piavaux M.A. et Sweeting R.A., ed. Commission of the European Communities, Bruxelles : 217-248.
- FERNANDEZ-PINAS F., LEGANES F., MATEO P., BONILLA I. 1991. Blue-green algae (cyanobacteria) as indicators of water quality in two Spanish rivers. In: Use of algae for monitoring rivers, Whitton B.A., Rott E., Friedrich G. ed., E. Rott, Innsbruck, 151-156.
- GAUFIN A.R., 1973. Use of aquatic invertebrates in the assessment of water quality. In: Biological methods for assessment of water quality, ASTM STP 528, American Society for Testing and Material, 93-116.
- HAWKES H.A., 1979. Invertebrates as indicators of river water quality. In: Biological indicators of water quality, James A. et Evison L., ed., John Wiley & sons, Chichester, 1-45.
- HELLAWELL J.M., 1978. Biological surveillance of rivers. A Biological Monitoring handbook. Water Research Centre, Stevenage, 332 pages.
- HELLAWELL J.M., 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier, London, 546 pages.
- HYNES H.B.N., 1960. The biology of polluted waters. Liverpool University Press, Liverpool, 202 pages.
- HYNES H.B.N., 1994. Historical perspectives and future direction for biological monitoring of aquatic systems. In: Biological monitoring of aquatic systems, S.L. Loeb et Spacie A., ed., Lewis Publishers, Boca Raton, 11-21.
- KARR J.R., 1994. Biological Monitoring. Challenges for the future. In: Biological monitoring of aquatic systems, S.L. Loeb et Spacie A., ed., Lewis Publishers, Boca Raton, 357-373.
- KOLKOWITZ R., MARSSON M., 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. Prüfungsanst. Wasserversorg. Abwasserrein.* 1, 33-72.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., 1986-1991. Bacillariophyceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2(1-4). G. Fischer, Stuttgart.
- LAFONT M., COSTE M., WASSON J.G., FAESSEL B., 1988. Comparaison de quatre indices biologiques pour apprécier l'impact de la pollution dans les cours d'eau français. *Naturalist Can. (Rev. Ecol. Syst.)* 115, 77-87.
- LECOINTE C., COSTE M., PRYGIEL J., 1993. « OMNIDIA » : A software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia* 269/270, 509-513.

- LENAT D.R., BARBOUR M.T., 1994. Using macroinvertebrates community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring : rapid bioassessment. In : Biological monitoring of aquatic systems, S.L. Loeb et Spacie A., ed., Lewis Publishers, Boca Raton, 187-215.
- NEWMAN P.J., 1988. Classification of surface water quality. Revue of schemes used in EC member States. Heinemann Professional Publishing, Oxford, 189 pages.
- PLAFKIN J.L., BARBOUR M.T., PORTER K.D., GROSS S.K., HUGHES R.M., 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers. U.S. EPA, Office of Water, EPA/444/4-89-001.
- PRYGIEL J., 1991. Use of benthic diatoms in surveillance of the Artois-Picardie basin hydrobiological quality. In « Use of algae for monitoring rivers », Whitton B.A, Rott E., Friedrich G. ed., E. Rott, Innsbruck, 89-96.
- PRYGIEL J., 1994. Comparaison de six indices diatomiques et de deux indices invertébrés pour l'estimation de la qualité de l'eau de la rivière Sensée (France). *Ecologia Mediterranea* XX (1/2), 121-133.
- PRYGIEL J., COSTE M., 1993a. The assessment of water quality in the Artois-Picardie water Basin (France) by the use of diatom indices. *Hydrobiologia* 269/270, 343-349.
- PRYGIEL J., COSTE M., 1993b. Utilisation des indices diatomiques pour la mesure de la qualité des eaux du bassin Artois-Picardie : bilan et perspectives. *Annls. Limnol.* 29, 255-267.
- PRYGIEL J., COSTE M., 1994. Les diatomées et le diagnostic de la qualité des eaux continentales courantes : les principales méthodes indicielles. Texte des conférences du 74^e congrès de l'A.G.H.T.M., Nîmes, 6-10 juin 1994, 283-299.
- ROUND F.E., 1991. Diatom in river water-monitoring studies. *J. Applied Phycol.*, 3, 129-145.
- RUMEAU A., COSTE M., 1988. Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. *Bull. Fr. Pêche et Piscic.*, 309, 1-69.
- SCHOEMAN F.R., HAWORTH E.Y., 1986. Diatoms as indicators of pollution. Report on a workshop., Proc. of the 8th Internat. Diatom Symp., M. RICARD ed., Paris, 1984. O. Koeltz Publ., Koenigstein, 757-759.
- SPELLERBERG I., 1991. Monitoring ecological changes. Cambridge University Press, Cambridge, 334 pages.
- VERNEAUX J., TUFFERY G., 1967. Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes - indices biotiques. *Ann. Sci. Univ. Besançon*, 3, 79-89.
- VERNEAUX J., FEASSEL B., MALESIEU G., 1977. Note préliminaire à la proposition de nouvelles méthodes de détermination de la qualité des eaux courantes. *Trav. Cent. Hydrobiol. Univ. Besançon et CTGREF*, 14 pages.
- VERNEAUX J., GALMICHE P., JANIER F., MONNOT A., 1982. Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale : l'IBG. *Ann. Sci. Univ. Fr. Comté, Besançon, Biologie Animale*, 4, 19 pages.
- WHITTON B.A., ROTT E., FRIEDRICH G., 1991. Use of algae for monitoring rivers. Proc. Internat. Symp. Düsseldorf, Germany, 26-28 May 1991, Innsbruck, 193 pages.
- ZELINKA M., MARVAN P., 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Rheinheit fließender Gewässer. *Archiv. Hydrobiol.*, 57, 389-407.