



HAL
open science

**APPLICATION D'INDICES CHIMIQUE ET
DIATOMIQUE DE LA QUALITÉ DES EAUX
COURANTES UTILISANT LES PEUPELEMENTS DE
DIATOMÉES D'UNE STATION D'ÉPURATION PAR
LAGUNAGE À MACROPHYTES-MICROPHYTES
(Doische, Prov. Namur, Belgique)**

Louis Leclercq

► **To cite this version:**

Louis Leclercq. APPLICATION D'INDICES CHIMIQUE ET DIATOMIQUE DE LA QUALITÉ DES EAUX COURANTES UTILISANT LES PEUPELEMENTS DE DIATOMÉES D'UNE STATION D'ÉPURATION PAR LAGUNAGE À MACROPHYTES-MICROPHYTES (Doische, Prov. Namur, Belgique). *Vie et Milieu / Life & Environment*, 1995, pp.187-198. hal-03051969

HAL Id: hal-03051969

<https://hal.sorbonne-universite.fr/hal-03051969v1>

Submitted on 10 Dec 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

APPLICATION D'INDICES CHIMIQUE ET DIATOMIQUE DE LA QUALITÉ DES EAUX COURANTES UTILISANT LES PEUPELEMENTS DE DIATOMÉES D'UNE STATION D'ÉPURATION PAR LAGUNAGE À MACROPHYTES-MICROPHYTES (Doische, Prov. Namur, Belgique)

*One chemical and one diatomological indices of running water quality
applied to the diatoms communities of a wastewater treatment plant using
reconstructed wetlands
(Doische, prov. Namur, Belgium)*

Louis LECLERCQ

Université de Liège, Station scientifique des Hautes-Fagnes, rue de Botrange, 137, B-4950 Robertville, Belgique

BACILLARIOPHYCEAE
DIATOMÉES
CHIMIE DES EAUX
AUTOÉCOLOGIE
LAGUNAGE
INDICES BIOLOGIQUES
MASSIF ARDENNAIS
BELGIQUE

RÉSUMÉ – Des analyses chimiques et diatomiques ont été réalisées de juin 1989 à août 1990 dans une station d'épuration par lagunage à macrophytes-microphytes. La dynamique de mise en place des processus épuratoires et la mise en charge progressive de la station ont été suivies. Les analyses chimiques ont permis de calculer des rendements saisonniers et des indices de qualité. Les comptages des assemblages de Diatomées ont été exploités par l'analyse floristique, le calcul d'indices diatomiques intégrés, les diagrammes spatiotemporels et la synthèse auto-écologique. Les résultats permettent de discuter l'autoécologie de quelques taxons saprobiontes et saproxènes importants dans les estimations de qualité d'eau. La possibilité d'existence d'écotypes est également évoquée. Enfin, la signification des indices mis au point en rivière et appliqués ici dans des conditions très différentes (charges organiques élevées) est discutée. Pour cette utilisation particulière, une adaptation des diverses méthodes utilisées est nécessaire, afin de faire ressortir l'amélioration réelle de l'effluent.

BACILLARIOPHYCEAE
DIATOMS
WATER CHEMISTRY
AUTOECOLOGY
CONSTRUCTED WETLAND
BIOLOGICAL INDICES
ARDENNE MASSIVE
BELGIUM

ABSTRACT – Chemical and diatomological analyses have been completed from June 1989 to August 1990 in a wastewater treatment plant using reconstructed wetland. The dynamic of the purification process establishment and the progressive loading of the plant were followed. The chemical analyses allowed to calculate seasonal efficiency and indices of quality. Diatoms assemblages were treated by floristic analysis, calculation of integrate indices, spatiotemporal diagrams, auto-ecological synthesis. The results allowed to discuss the autoecology of some saprobiontic and saproxene taxa, important for the water quality estimation. The occurrence of ecotypes was also evoked. The signification of the indices elaborated from rivers and applied here in very different conditions (high organic loading) is discussed. For this use, it's necessary to adjust the different methods to emphasise the real water quality improvement between the influent and the effluent.

1. INTRODUCTION

En 1989, entrant en fonction une station d'épuration par lagunage juxtaposant deux principes : celui de l'épuration par macrophytes utilisant quelques espèces d'hélophytes et celui de l'épuration par microphytes utilisant différents types

d'Algues, ces différents végétaux étant chargés de résorber les nitrates et les phosphates provenant de la minéralisation, par les bactéries, des matières organiques des eaux usées.

Lors de sa conception, ont été réalisées des rivières artificielles reliant les différents bassins, dans le but d'utiliser les Diatomées comme indi-

catrices de qualité d'eau lors du processus épuratoire.

Des analyses d'eau et des prélèvements de Diatomées ont été réalisés pendant les 15 premiers mois de fonctionnement (juin 1989-août 1990). Les résultats sont présentés par l'évolution des paramètres chimiques, les rendements épuratoires, le calcul d'indice de qualité chimique et biologique, l'évolution spatio-temporelle de certains paramètres chimiques et de l'abondance relative de quelques taxons importants de Diatomées, le classement autoécologique des peuplements diatomiques.

2. SENSIBILITÉ DES DIATOMÉES : UN EXEMPLE

Notre étude est limitée aux eaux résiduaires urbaines contenant principalement des matières organiques biodégradables et des matières minérales dissoutes.

Le tableau I montre la réaction d'une rivière (la Joncquière) au rejet direct d'eaux usées. Les valeurs physico-chimiques sont des moyennes annuelles, pour 1987, de prélèvements mensuels ce qui permet de gommer la variabilité horaire, jour-

nalière et hebdomadaire des rejets pollués. Les peuplements de Diatomées sont également décrits par une moyenne annuelle : les pourcentages d'abondance relative sont répartis suivant 5 catégories de taxons de même autoécologie.

En amont du village de Doische, l'eau est légèrement « eutrophiquée » [il est indispensable de distinguer l'eutrophisation (augmentation naturelle du niveau trophique concernant surtout le calcium, le magnésium, les nitrates, le potassium) de l'eutrophication, augmentation des teneurs en phosphates et nitrates d'origine anthropique. Le terme « eutrophication » a été introduit et défini par Duvigneaud (1984)] par l'environnement agricole (lessivage des excréments animaux et des épandages fertilisants). La contamination faible, mais permanente, en phosphore se traduit par la présence, en plus du groupe dominant de taxons d'eau faiblement polluée, des groupes d'eau modérément à très fortement polluée.

La station 2,500 m en aval des rejets du village, se trouve dans la zone polluée : aux teneurs élevées en phosphore et azote minéral et organique correspondent la dominance des espèces très résistantes et résistantes, et la forte diminution des espèces sensibles à ce type d'apport.

Les stations 3, 4 et 5 (2, 3,5 et 4,5 km en aval du village) correspondent à 3 étapes de l'autoé-

Tabl. I. – Assemblages moyens annuels de Diatomées dans 5 stations de la Joncquière et comparaison avec l'état chimique moyen de la rivière (prélèvements de 1987).

Mean annual assemblages of diatoms in 5 stations on the river Joncquière and comparison with the mean chemical state of the river (1987).

	1	2	3	4	5
Ecologie: espèces d'eau					
5. non polluée	0,1	0,3	0,2	0,8	0,2
4. faiblement polluée	<u>74,7</u>	16,1	24,8	23,8	<u>51,2</u>
3. modérément polluée	9,7	10,9	21,1	<u>28,8</u>	22,7
2. fortement polluée	6,7	24,9	<u>33,4</u>	26,7	9,6
1. très fortement polluée	6,0	<u>45,2</u>	13,1	12,2	12,4
Chimie					
orthophosphates (µg-P/l)	35,0	<u>470,0</u>	<u>380,0</u>	<u>325,0</u>	<u>215,0</u>
ammonium (mg-N/l)	0,2	<u>1,7</u>	1,5	0,5	0,2
nitrites (µg-N/l)	4,0	43,0	<u>59,0</u>	<u>58,0</u>	35,0
nitrates (mg-N/l)	0,8	1,7	1,8	2,3	<u>4,0</u>

Etat de la rivière	légèrement eutrophiquée phosphates	polluée P min. et org. N min. et org. C org.	phase d'autoépuration		
			diminution organique,		augmentation minérale
			phosphates nitrites	phosphates nitrites nitrates	eutrophication phosphates nitrates

purification : régression des espèces très résistantes, dominance des espèces résistantes, augmentation des espèces sensibles en présence de teneurs encore élevées en phosphates et nitrites (station 3); codominance des espèces des groupes 2, 3 et 4 en présence de nitrites, d'un peu plus de nitrates et de plus faibles teneurs en phosphates (station 4); dominance des espèces sensibles et modérément sensibles en présence du couple phosphates-nitrates typique de l'eutrophication (station 5).

Ainsi peut-on mettre en évidence la sensibilité des Diatomées aux variations relativement faibles des paramètres chimiques. Ceci démontre que nos connaissances sur l'autoécologie des espèces sont devenues très fiables, notamment grâce à des travaux écologiques récents (Denys, 1991; Fabri & Leclercq, 1984, Krammer & Lange-Berthalot, 1986-1991; Mouthon & Coste, 1984; Pierre, 1969; Slàdeček, 1986; Van Dam *et al.*, 1994; van der Werff & Huls, 1957-1974).

3. NOTION D'INDICES CHIMIQUES ET DIATOMIQUES

Nombreux sont les auteurs qui ont développé ces méthodes, souvent à une échelle régionale plus ou moins vaste (Mouthon & Coste, 1984; Slàdeček, 1986).

Suite à une prospection détaillée de différents affluents de la Meuse belge (Fabri & Leclercq, 1994; Leclercq, 1995, en préparation), aux caractéristiques chimiques variées, naturelles ou polluées, ont été mis au point deux indices chimique et biologique originaux (Leclercq & Maquet, 1987).

L'indice chimique (indice de pollution organique ou IPO) est basé sur les mesures de DBO₅, ammonium, nitrites et phosphates réparties en classes qui ont une signification biologique, c'est-à-dire correspondant à des modifications typiques des peuplements de Diatomées. La répartition en classes, le calcul de l'indice et sa signification sont donnés au tableau II.

Tabl. II. – Méthode de calcul de l'indice de pollution organique (IPO) d'après Leclercq & Maquet (1987). Indice de pollution organique (IPO) = moyenne des numéros de classes des 4 paramètres : 5,0-4,6 : pollution nulle, 4,5-4,0 : pollution faible, 3,9-3,0 : pollution modérée, 2,9-2,0 : pollution forte, 1,9-1,0 : pollution très forte.

Calculation of the organic pollution index (IPO) after Leclercq & Maquet (1987).

	DBO ₅ mg/l-O ₂	NH ₄ ⁺ mg-N/l	NO ₂ ⁻ µg-N/l	o-PO ₄ ⁻ µg-P/l
classe 5	<2	<0,1	≤5	≤15
classe 4	2-5	0,1-0,09	6-10	16-75
classe 3	5,1-10	1,0-2,4	11-50	76-250
classe 2	10,1-15	2,5-6,0	51-150	251-900
classe 1	>15	>6	>150	>900

L'indice diatomique est dérivé de la méthode de l'index saprobique de Slàdeček (1986):

$$\text{Index saprobique} = \frac{\sum_{x=1}^n A_x \cdot V_x \cdot I_x}{\sum_{x=1}^n A_x \cdot I_x}$$

où n = nombre de taxons du relevé, A = abondance relative (en %) de chaque taxon, V = valence saprobique de chaque taxon, I = valeur indicatrice de chaque taxon.

Le calcul de nouvelles valences et valeurs indicatrices tenant compte des indications autoécologiques de nombreux auteurs et dans des régions variées, permet d'envisager son utilisation sur une plus large échelle géographique. Toute nouvelle donnée de la littérature est encodée et modifie éventuellement la valence ou la valeur indicatrice de l'espèce concernée. 403 taxons ont ainsi reçu des valences saprobiques actualisées (Leclercq, non publié).

Ces deux méthodes ont été appliquées aux prélèvements effectués dans la station d'épuration.

4. PRÉSENTATION DE LA STATION D'ÉPURATION (Fig. 1)

Les eaux usées sont remontées par pompage du collecteur au premier bassin. Celui-ci sert à la décantation et également, à certaines périodes, de réacteur à microphytes. Par gravité, les eaux décantées passent dans 5 bassins mixtes dont la partie amont est plantée d'hélophytes et dont la partie aval est une zone d'eau libre à microphytes.

Les plantations s'étagent comme suit : bassin 1, *Typha latifolia*; bassin 2, *Glyceria aquatica*; bassin 3, *Scirpus lacustris*; bassin 4, *Phragmites communis* et *Epilobium hirsutum*; bassin 5

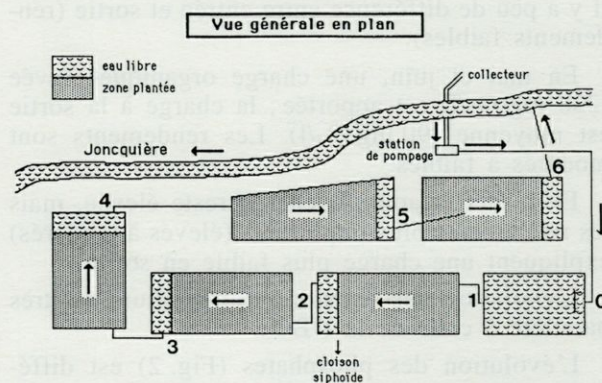


Fig. 1. – Vue en plan de la station d'épuration de Doische et position des stations de prélèvements.

Plan of the wastewater treatment plant of Doische and location of the sample stations.

(composite), *Phalaris arundinacea*, *Iris pseudacorus*, *Carex acutiformis*, *Sparganium erectum*.

Les prélèvements ont été effectués aux entrée et sortie de chaque bassin (numérotées de 0 à 6) : 3 à 15 échantillons d'eau par mois et un prélèvement de Diatomées par mois. La composition chimique est extrêmement variable suivant le moment de la journée, le jour de la semaine et la pluviosité (eaux claires parasites) : c'est pourquoi nous donnons ici les résultats moyens sur les 3 semaines précédant le prélèvement de Diatomées et nous les comparons à un seul échantillon de Diatomées qui ont enregistré ces variations pendant un mois environ.

5. FONCTIONNEMENT DE LA STATION DE JUIN 1989 À AOÛT 1990

Les figures 2 et 3 traitent de l'évolution dans le temps de quelques paramètres caractérisant les eaux usées et des rendements saisonniers. Seules sont prises en compte les stations 0 et 6 (entrée et sortie de la station d'épuration).

Les mesures de la DBO₅ (demande biochimique en oxygène, Fig. 2) font ressortir 4 périodes.

De juin à novembre, on enregistre une faible charge organique en entrée et une très faible charge en sortie : en fait, de juin à octobre, le collecteur n'était pas encore en fonction; la totalité du débit du ruisseau ayant reçu, 500 m plus en amont et de façon dispersée, les effluents du village était injectée. Dans ces conditions, une auto-épuration partielle avait déjà eu lieu ce qui explique les DBO₅ faibles à l'entrée. Les rendements sont très élevés.

De janvier à avril, la station fonctionne normalement par le collecteur et la charge apportée est faible, en raison de la dilution des eaux usées par les eaux claires parasites de la période hivernale. Il y a peu de différence entre entrée et sortie (rendements faibles).

En mai et juin, une charge organique élevée (238 mg-O₂/l) est apportée; la charge à la sortie est moyenne (90 mg-O₂/l). Les rendements sont modérés à faibles.

En juillet et août, la charge reste élevée, mais les rendements plus importants (élevés à modérés) expliquent une charge plus faible en sortie.

L'évolution des teneurs en ammonium est très parallèle à celle de la DBO₅.

L'évolution des phosphates (Fig. 2) est différente. Depuis le début, en juin 1989, 2 à 3 mg-P/l entrent, sauf en période hivernale (janvier à avril) en raison de la dilution. Pour ce paramètre, la station fonctionne donc à sa charge normale depuis sa mise en route. Les valeurs en sortie sont très

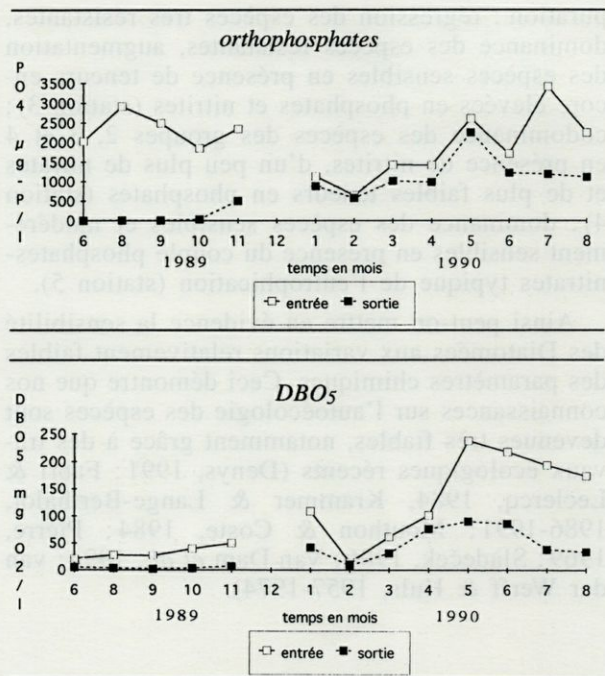


Fig. 2. - Evolution des teneurs moyennes mensuelles en orthophosphates et en DBO₅ de juin 1989 à août 1990, dans l'eau à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration.

Evolution of the mean monthly content in orthophosphates and BOD₅ from June 1989 to August 1990, in the influent and effluent water.

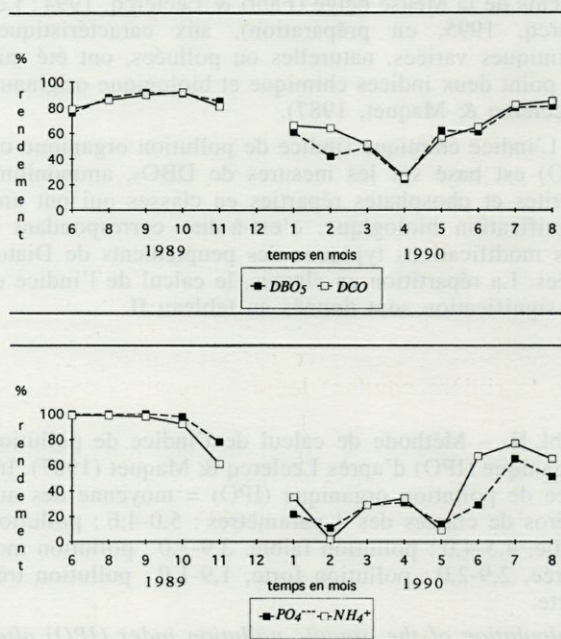


Fig. 3. - Evolution saisonnière des rendements d'épuration sur la DBO₅, la DCO, les orthophosphates et l'ammonium.

Seasonal evolution of the efficiency of the wastewater treatment plant for BOD₅, orthophosphates and ammonium.

révélatrices : de juin à octobre 1989, elles sont proches de 0 (abattement total) ce qui correspond à une phase d'engorgement des sols vierges des différents bassins ; par la suite, elles augmentent progressivement pour atteindre un plafond, de juin à août 1990, aux environs de 1,2 mg-P/l. Cette valeur montre les possibilités réelles d'épuration, en relation directe avec le calcul de dimensionnement.

Les teneurs en nitrites et nitrates en sortie sont classiquement plus élevées en période hivernale (janvier à avril) : la minéralisation de l'azote étant ralentie par les températures basses et les végétaux n'étant plus assez actifs pour résorber les nitrates formés. Cependant, les teneurs en nitrates sont toujours très faibles en sortie (généralement inférieures à 1 mg-N/l).

Logiquement, pour une installation d'épuration basée sur des processus biologiques, les rendements sont plus faibles en hiver et au printemps qu'en été et en automne (Fig. 3). Mis à part les rendements proches de 100 % pendant la période de lancement (juin à octobre 1989), les rendements normaux sur la DBO₅ sont de 40 % en hiver et de 70-80 % en été.

Le lagunage de Doische est en fait une station à charge moyenne, typique des régions rurales où la dilution par les eaux claires parasites est souvent importante par opposition aux stations urbaines à forte charge (DBO₅ de plus de 300 mg-O₂/l). Le tableau III donne la composition chimique typique entrée-sortie pour 4 périodes caractéristiques.

6. ÉVOLUTION FLORISTIQUE DES PEU-LEMENTS DE DIATOMÉES (Tabl. IV)

Les 7 stations prospectées pendant 15 mois après la mise en fonction du lagunage ont livré 106 taxons de Diatomées. Il est évident que l'ensemencement a été favorisé par le pompage direct de la rivière pendant les 4-5 premiers mois.

Le tableau IV cumule les relevés de chaque station : 60 taxons à la station 0, plus riche au début par les apports de la rivière, une diminution jusqu'aux 38 taxons de la station 3, puis une augmentation jusqu'aux 62 taxons de la station 6.

Ce profil est très parallèle à celui de l'oxygène dissous : en effet, depuis la mise en charge normale de la station, on assiste toujours à une diminution progressive de l'oxygène de la station 0 à la station 3 (qui est généralement en anaérobiose), puis une augmentation régulière jusqu'en 6.

Soulignons que les taxons qui disparaissent en amont ne réapparaissent pas tous en aval, mais

Tabl. III. – Composition chimique de l'influent et de l'effluent de la station d'épuration de Doische à 4 périodes caractéristiques et calcul des rendements.

Chemistry of the influent and effluent water of the wastewater treatment plant of Doische for 4 typical periods and efficiency of the plant.

août 1989	entrée	sortie	unités	%
DBO ₅	27,9	3,4	mg-O ₂ /l	87,8
DCO	75	10,8	mg-O ₂ /l	85,6
NH ₄ ⁺	8,5	0,1	mg-N/l	98,8
NO ₂ ⁻	360	7	µg-N/l	98,1
NO ₃ ⁻	0,1	0	mg-N/l	-
PO ₄ ⁻	2925	10	µg-P/l	99,7

janvier 1989	entrée	sortie	unités	%
DBO ₅	109	42,1	mg-O ₂ /l	61,4
DCO	263,1	89,4	mg-O ₂ /l	66,0
NH ₄ ⁺	11,1	7,2	mg-N/l	35,1
NO ₂ ⁻	159	101	µg-N/l	36,5
NO ₃ ⁻	1,9	1,6	mg-N/l	-
PO ₄ ⁻	1140	890	µg-P/l	21,9

mai 1990	entrée	sortie	unités	%
DBO ₅	238,3	90,7	mg-O ₂ /l	61,9
DCO	336	148	mg-O ₂ /l	56,0
NH ₄ ⁺	14,5	13,2	mg-N/l	9,0
NO ₂ ⁻	52	69	µg-N/l	-
NO ₃ ⁻	0	0,1	mg-N/l	-
PO ₄ ⁻	2615	2260	µg-P/l	13,6

août 1990	entrée	sortie	unités	%
DBO ₅	174	33,9	mg-O ₂ /l	80,5
DCO	243	36,5	mg-O ₂ /l	85,0
NH ₄ ⁺	24,1	8,5	mg-N/l	64,7
NO ₂ ⁻	71	59	µg-N/l	16,9
NO ₃ ⁻	0,6	0,2	mg-N/l	-
PO ₄ ⁻	2255	1115	µg-P/l	50,6

sont souvent remplacés par d'autres : c'est notamment le cas pour plusieurs espèces de *Gomphonema*, pour les genres *Caloneis*, *Gyrosigma*, *Neidium*, *Rhoicosphenia* et *Rhopalodia*.

Une simple analyse floristique suffit donc à mettre en évidence cette particularité de fonctionnement et l'amélioration de la qualité depuis l'influent jusqu'à l'effluent. Cependant, l'augmentation de la diversité floristique comme critère de qualité n'a de sens que si l'on reste dans un même niveau trophique, ce qui est le cas ici : ce n'est plus valable si l'on compare des niveaux trophiques très différents (dystrophes, oligotrophes, mésotrophes et eutrophes).

7. ÉVOLUTION DES INDICES CHIMIQUES ET DIATOMIQUES DE JUIN 1989 À MAI 1990

La figure 4 compare, à l'entrée et à la sortie et pendant 15 mois, l'IPO moyen sur 3 semaines

taxons	station n°	0	1	2	3	4	5	6
<i>Achnanthes coarctata</i> (Bréb.) Grun.		+						
<i>A. conspicua</i> Mayer		+						
<i>A. hungarica</i> (Grun.) Grun.				+	+	+		
<i>A. lanceolata</i> (Bréb.) Grun.		+	+	+	+	+	+	
<i>A. lanceolata</i> (Bréb.) Grun. var. <i>rostrata</i> Hust.		+	+	+	+	+	+	
<i>A. minutissima</i> Kütz.		+	+	+	+	+	+	+
<i>Amphora libyca</i> Ehr.						+		
<i>A. ovalis</i> (Kütz.) Kütz.		+						
<i>A. pediculus</i> (Kütz.) Grun.			+					
<i>Caloneis bacillum</i> (Grun.) Cl.							+	+
<i>C. molaris</i> (Grun.) Kram.								+
<i>Cocconeis placentula</i> Ehr. var. <i>euglypta</i> Ehr.								+
<i>Craticula acomoda</i> (Hust.) Mann		+	+	+	+	+	+	+
<i>C. cuspidata</i> (Kütz.) Mann		+	+	+	+	+	+	+
<i>C. halophila</i> (Grun.) Mann								+
<i>Cymbella minuta</i> Hilse		+	+			+	+	+
<i>C. sinuata</i> Greg.			+			+	+	+
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.		+		+	+	+	+	+
<i>C. pseudostelligera</i> Hust.								+
<i>Cymatopleura solea</i> (Bréb.) W. Smith		+						
<i>Diatoma vulgare</i> Bory				+				
<i>Diploneis oblongella</i> (Naeg.) A. Cl.		+	+					
<i>Eunotia bilunaris</i> Ehr.		+						
<i>E. tenella</i> (Grun.) Hust.		+						
<i>Fragilaria capucina</i> Desm. var. <i>lanceolata</i> Grun.				+	+	+	+	+
<i>F. capucina</i> Desm. var. <i>vaucheriae</i> (Kütz.) Lange-Bert.		+	+	+				
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni								+
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehr.								+
<i>G. angustatum</i> (Kütz.) Rabenh.		+	+	+	+	+	+	+
<i>G. clavatum</i> Ehr.					+	+	+	+
<i>G. olivaceum</i> (Hom.) Bréb.						+	+	+
<i>G. parvulum</i> (Kütz.) Kütz.		+	+	+	+	+	+	+
<i>G. truncatum</i> Ehr.					+	+	+	+
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabenh.								+
<i>G. scalpoides</i> (Rabenh.) Cl.								+
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun.		+	+					+
<i>Melosira varians</i> Ag.				+	+	+	+	+
<i>Meridion circulare</i> (Grev.) Ag.		+	+	+	+	+	+	+
<i>M. constrictum</i> Ralfs		+	+					+
<i>Navicula atomus</i> (Kütz.) Grun.		+						+
<i>N. atomus</i> (Kütz.) Grun. var. <i>excelsa</i> (Krasske) Lange-Bert.		+	+					+
<i>N. atomus</i> (Kütz.) Grun. var. <i>permissis</i> (Krasske) Lange-Bert.		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. bacillum</i> Ehr.		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. cincta</i> (Ehr.) Ralfs		+	+	+	+			+
<i>N. cohnii</i> (Hilse) Lange-Bert.		+	+					+
<i>N. contenta</i> (Grun.)		+						+
<i>N. cryptocephala</i> Kütz.		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. digitoradiata</i> (Greg.) Ralfs var. <i>minima</i> A. Cl.		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. gregaria</i> Donkin		+	+					+
<i>N. ignota</i> Krasske var. <i>palustris</i> (Hust.) Lund.		+						+
<i>N. lanceolata</i> (Ag.) Ehr.		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. libonensis</i> Schoeman		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. minima</i> Grun.		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. minuscula</i> Grun.		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. molestiformis</i> Hust.		+	+	+	+	+	+	+
<i>Navicula mutica</i> Kütz.		+	+					+
<i>N. mutica</i> Kütz. var. <i>ventricosa</i> (Kütz.) Cl. & Grun.		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. nivalis</i> Ehr.		+						+
<i>N. pupula</i> Kütz.		+						+
<i>N. radiosa</i> Kütz.							+	+
<i>N. rhychocephala</i> Kütz.		+						+
<i>N. saprophila</i> Lange-Bert.		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. seminulum</i> Grun.		+						+
<i>N. subminuscula</i> Manguin		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. tripunctata</i> (O.F. Müll.) Bory		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. trivialis</i> Lange-Bert.		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. veneta</i> Kütz.		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. viridula</i> (Kütz.) Ehr.		+						+
<i>Neidium dubium</i> (Ehr.) Cl.								+
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W. Smith		+	+					+
<i>N. acula</i> Hantzsch		+						+
<i>N. amphibia</i> Grun.		+			+	+	+	+
<i>N. archibaldii</i> Lange-Bert.		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. capitellata</i> Hust.		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. communis</i> Rabenh.		+	+					+
<i>N. constricta</i> (Kütz.) Ralfs		+	+					+
<i>N. debilis</i> (Arnott) Grun.		+	+					+
<i>N. dissipata</i> (Kütz.) Grun.							+	+
<i>N. dubia</i> W. Smith								+
<i>N. gracilis</i> Hantzsch								+
<i>N. hungarica</i> Grun.		+		+	+	+	+	+
<i>N. inconspicua</i> Grun.		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. intermedia</i> Hantzsch								+
<i>N. linearis</i> (Ag.) W. Smith								+
<i>N. palea</i> (Kütz.) W. Smith		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. pusilla</i> Grun.		+	+					+
<i>N. sinuata</i> (Thwaites?) Grun. var. <i>tabellaria</i> (Grun.) Grun.								+
<i>N. sociabilis</i> Hust.								+
<i>N. solita</i> Hust.								+
<i>N. supralittorea</i> Lange-Bert.		+	+	+	+	+	+	+
<i>N. tryblionella</i> Hantzsch								+
<i>N. umbonata</i> (Ehr.) Lange-Bert.			+	+				+
<i>Pinnularia borealis</i> Ehr.		+						+
<i>P. brebissonii</i> (Kütz.) Rabenh. var. <i>diminuta</i> (Grun.) Cl.		+	+					+
<i>P. cuneola</i> Reichardt		+						+
<i>P. microstauron</i> (Ehr.) Cl. var. <i>brebissonii</i> (Kütz.) Mayer		+						+
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Ag.) Lange-Bert.								+
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehr.) Müll.						+		+
<i>Staurois anceps</i> Ehr.				+				+
<i>S. cf. obtusa</i> Lag. (Lange-Bertalot 1986: pl. 90, fig. 14)		+						+
<i>Surirella angusta</i> Kütz.					+	+	+	+
<i>S. brebissonii</i> Kram. & Lange-Bert.								+
var. <i>kuetzingii</i> Kram. & Lange-Bert.		+	+	+	+	+	+	+
<i>S. minuta</i> Bréb.		+						+
<i>Synedra acus</i> Kütz.		+		+	+	+	+	+
<i>S. ulna</i> (Nitz.) Ehr.		+	+	+	+	+	+	+
<i>S. ulna</i> (Nitz.) Ehr. var. <i>danica</i> (Kütz.) J.V. II.		+	+	+	+	+	+	+
Nombre de taxons		60	47	40	38	46	54	62
Oxygène dissous (en % de saturation)		44	14	22	9	29	46	47

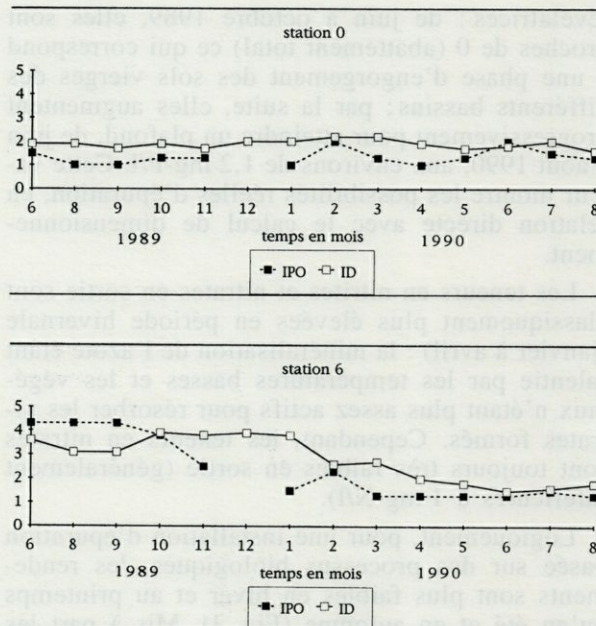


Fig. 4. – Comparaison de l'indice chimique moyen mensuel (IPO) et de l'indice diatomique (ID) dans l'influent (station 0) et l'effluent (station 6).

Comparison between the mean monthly chemical index (IPO) and the diatomic index (ID) in the influent (station 0) and the effluent (station 6) water.

avec l'indice diatomique calculé sur base d'un seul prélèvement. Les valeurs de l'IPO (carrés noirs, traits interrompus) sont très stables à l'entrée (entre 1 et 2 : pollution très forte); elles diminuent progressivement en sortie, parallèlement à l'augmentation de la charge due à l'engorgement de la station : de juin à octobre 1989, l'effluent est de très bonne qualité; puis, de janvier à août 1990, les teneurs en sortie, bien que plus faibles par rapport à celles de l'influent, étaient supérieures à celle de la classe très polluée de l'IPO, ce qui explique que les valeurs indicelles sont aussi basses en sortie qu'en entrée.

L'indice diatomique (ID : carrés blancs, traits continus) évolue très peu dans l'influent. Il reste élevé dans l'effluent 3 mois de plus que l'IPO (nov., déc. et janv.), puis chute, pour rejoindre

Tabl. IV. – Synthèse floristique (Diatomées) dans la station d'épuration de Doische : données cumulées de juin 1989 à août 1990. Dans le bas du tableau, pourcentages de saturation en oxygène dissous (moyenne sur la même période).

Floristic synthesis (diatoms) in the wastewater treatment plant of Doische : cumulative data from June 1989 to August 1990. In the bottom of the table, percentage of saturation in dissolved oxygen (mean for the same period).

l'ID de l'influent à partir d'avril, malgré un rendement de la station de 60 à 80 % sur la DBO₅.

Ces résultats confirment que les limites de la classe très polluée de ce nouvel indice chimique (IPO) a bien une signification biologique : en-dessous, on a un mélange de taxons saproxènes, saprophiles et saprobiontes alors qu'au-dessus, ne subsistent pratiquement plus que des saprobiontes.

D'autre part, l'IPO, mis au point pour des eaux généralement moins chargées de cours d'eau, ne permet pas de mettre en évidence, en station d'épuration, l'amélioration pourtant évidente entre la qualité de l'influent et celle de l'effluent. En effet, étant donné les charges élevées de l'influent, l'effluent est encore assez chargé, même lorsque les rendements sont élevés. Il faudrait donc mettre au point un indice chimique adapté, tenant compte de ces rendements.

L'indice diatomique (ID) suit de près l'IPO moyen. Les Diatomées intègrent donc bien les variations chimiques. C'est particulièrement clair pour la station 6 où l'on passe progressivement d'une pollution faible à une pollution très forte. Il y a néanmoins une période (nov., déc. et janv.) où l'ID est nettement plus élevé que l'IPO : il faudrait donc au moins 3 mois pour que les taxons saproxènes régressent, face aux nouvelles conditions plus saprophiles apparues, brusquement, lors de la mise en service du collecteur. Comme pour la chimie, l'indice diatomique atteint un minimum à la station 6 en phases 3 et 4 malgré un rendement épuratoire de 60 à 80 % ce qui est normal puisque, au niveau du phosphore et de l'azote, on reste dans la classe des eaux très polluées. Il conviendra éventuellement de tester d'autres méthodes tenant compte d'espèces différentielles (Lange-Bertalot, 1978) et de la biodiversité.

8. DIAGRAMMES SPATIO-TEMPORELS

Les indices étant trop synthétiques pour nous permettre de déceler les signes d'une épuration, pourtant bien réelle, entre l'influent et l'effluent, il est nécessaire d'exploiter les résultats de façon plus détaillée. Les diagrammes spatio-temporels sont un essai dans ce sens. Les grilles comptent 7 colonnes pour les stations et 14 lignes pour les campagnes de prélèvement.

8.1. Chimie des eaux (Fig. 5)

Les valeurs des 3 paramètres considérés (DBO₅, ammonium, orthophosphates) ont été réparties en 3 classes de charge qui sont différentes de celles de l'IPO (charge faible, moyenne et forte).

Les 3 diagrammes montrent une évolution parallèle en 4 phases :

— phase 1 de lancement de la station (pompage de la rivière) de juin à sept. : charge moyenne déjà partiellement minéralisée dans le bassin 1 puis faible dans les suivants, rendements excellents (proches de 100 %);

— phase 2 de oct. à févr. : charge moyenne, diluée par les eaux de pluie, mais se propageant progressivement vers les stations aval, marquant ainsi l'engorgement des sols, rendements hivernaux faibles (40 à 60 % sur la DBO₅);

— phase 3 de mars à mai : charge élevée avec un rendement encore hivernal d'où une charge encore élevée en sortie : c'est en fait la phase la plus critique;

— phase 4 de juin à août : charge élevée, rendement estival modéré à élevé, légère amélioration en sortie.

On se reportera au tableau III pour la composition chimique type de ces différentes phases.

8.2. Diatomées (Fig. 6)

Seuls les taxons les plus abondants sont traités et leur valence saprobique est donnée. Dans ce cas, l'abondance relative est répartie en 5 classes symbolisées : plus de 30 % (case noire), de 7 à 30 % (case gris sombre), de 3 à 7 % (case gris clair), de 0,1 à 3 % (case blanche avec un point central), 0 % (case blanche).

Craticula accomoda se développe surtout pendant la phase 3 (charge élevée en période hivernale) : sa valence très faible est ainsi justifiée. Le mois de mai est le plus critique, ce taxon restant abondant dans toutes les stations. Pendant la phase 4, la charge devient tellement élevée que même ce taxon saprobionte est peu représenté dans les stations 0, 1 et 2.

Nitzschia capitellata se développe typiquement en zone de charge modérée (phase 1) et forte (phase 3 dans les stations 0 à 3 et phase 4 partout). Il se comporte donc bien comme saprobionte mais peut aussi se maintenir en charge modérée. Sa valence de 1,5 est correcte.

Nitzschia palea (incl. le *N. palea* «*debilis*»-Sippen de Krammer & Lange-Bertalot, 1988) se localise préférentiellement dans les stations 4, 5 et 6 pendant la phase 3, quand la charge organique est modérée mais les teneurs en ammonium et phosphates encore importantes. Il se développe moins en phase 4 plus chargée aux stations 0 à 3. Un peu moins saprobionte que les deux précédents, ce taxon reçoit donc une valence plus élevée. En remplaçant progressivement *Nitzschia capitellata*, il met en évidence l'amélioration de

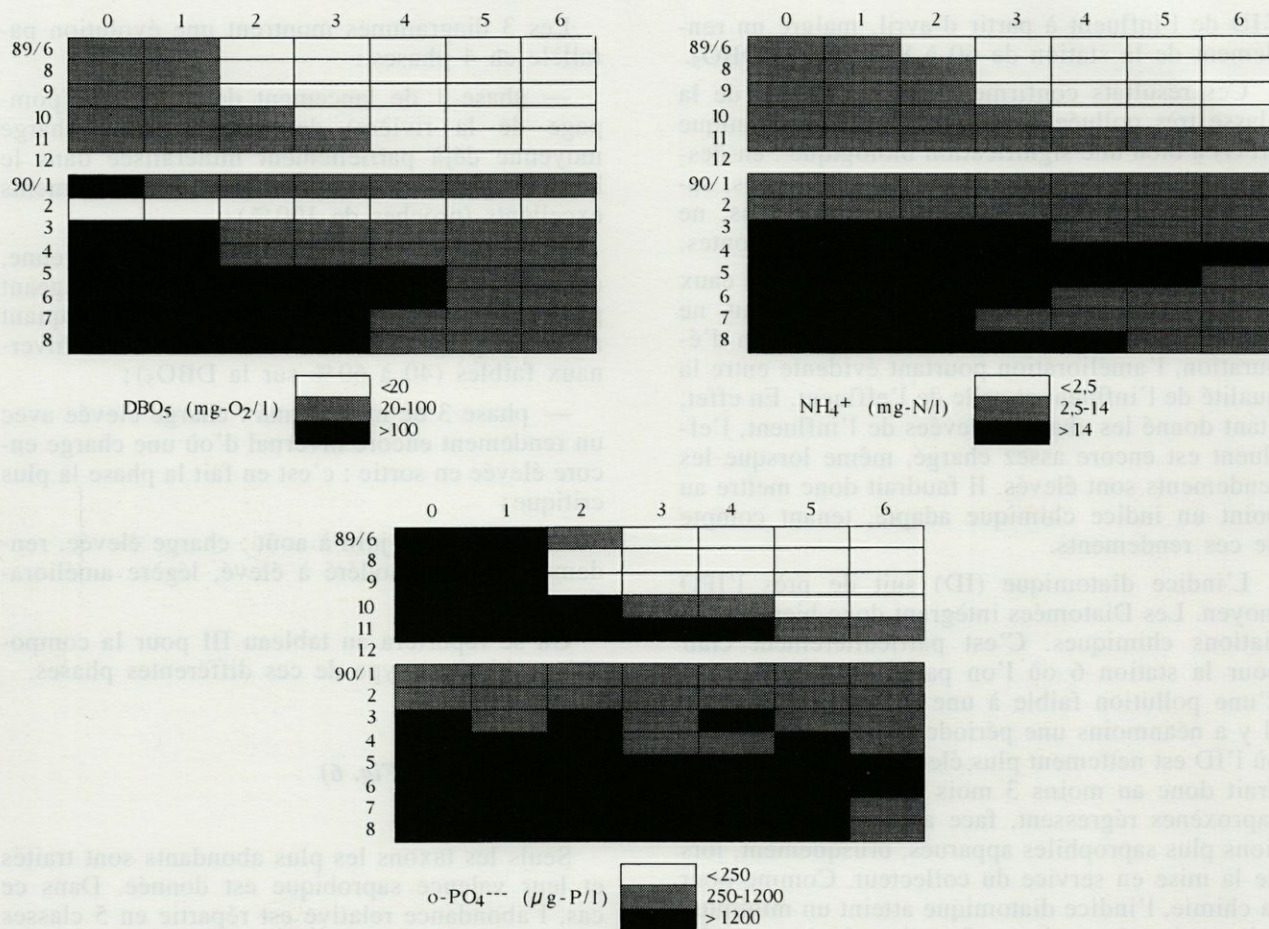


Fig. 5. – Diagrammes spatio-temporels de la composition chimique dans la station de Doische : horizontalement, les stations de prélèvements; verticalement, les analyses moyennes mensuelles. Les résultats sont distribués en 3 classes.

Spatiotemporal diagrams of the chemistry in the wastewater treatment plant of Doische : horizontally, the sample stations; vertically, the mean monthly analysis. The values are distributed in 3 classes.

la qualité de l'effluent que l'indice diatomique ne montrait pas.

Gomphonema parvulum se développe préférentiellement dans les zones de charge modérée à forte, mais déjà fortement minéralisée comme l'indique le parallélisme avec le diagramme spatio-temporel de la DBO_5 . Sa valence de 1,8 semble donc bien trop basse, ce qui est confirmé par de nombreux prélèvements en rivière. Ce taxon assez polymorphe est complexe : en effet, Lange-Bertalot (1993) distingue un *G. parvulum* Kütz. var. *parvulum* f. *saprophilum* Lange-Bert. & Reich. qui serait plus large que le type (6-8 µm contre 5-6,5 µm pour le type : caractère peu évi-

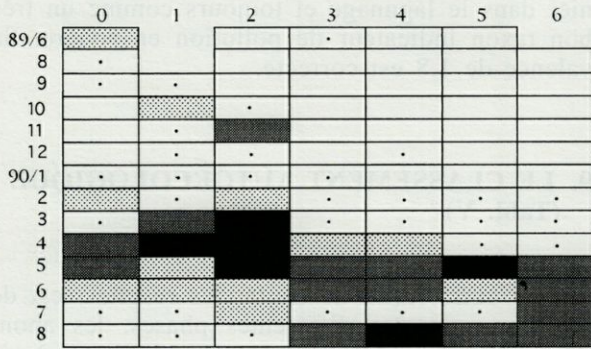
dent) et s'en distinguerait surtout par l'habitat, notamment en station d'épuration. Il pourrait donc s'agir d'un écotype. Il semble cependant que, dans nos échantillons, la forme étroite soit dominante et qu'on puisse l'utiliser pour intégrer l'amélioration de la qualité de l'eau par minéralisation, les teneurs en ammonium et orthophosphates restant élevées. Dans ce cas, la valence saprobique devrait être relevée.

Navicula subminuscula qui, en rivière, est lié à une pollution très forte et qui a déjà été cité en station d'épuration conventionnelle, préfère ici les stations amont de juin 1989 à mars 1990 et les stations aval (4 et 5) d'avril à août 1990. Ces pé-

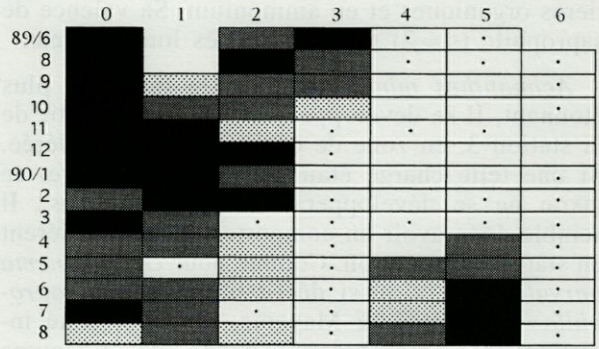
Fig. 6. – Diagrammes spatio-temporels de la composition des assemblages de Diatomées limités aux taxons principaux. Rappel des valences saprobiques (s) des taxons traités. Les pourcentages d'abondance relative sont ramenés à 5 classes.

Spatiotemporal diagrams for the composition of the diatoms assemblages, limited to the principal taxa. Recall of the saprobic value (s) for these taxa. The percentage of relative abundance are distributed in 5 classes.

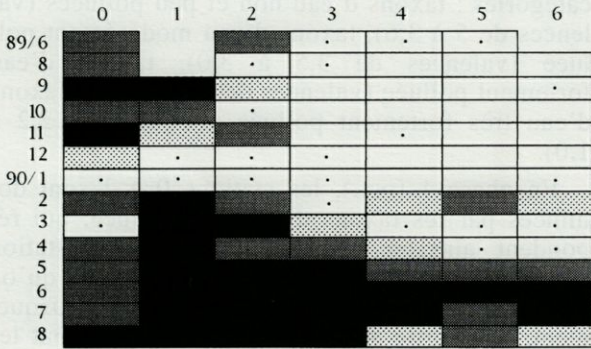
Craticula accomoda (s = 1,3)



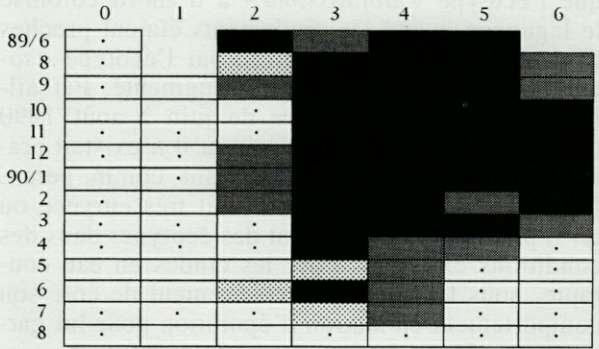
Navicula subminuscula (s = 2,0)



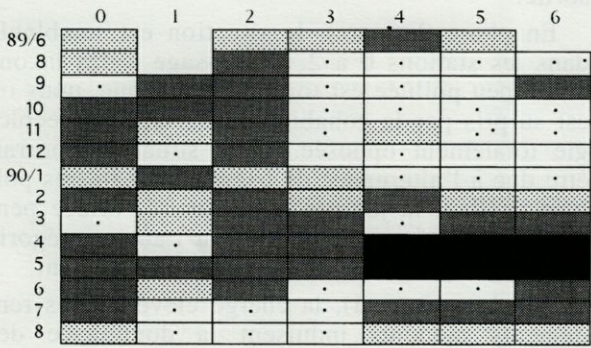
Nitzschia capitellata (s = 1,5)



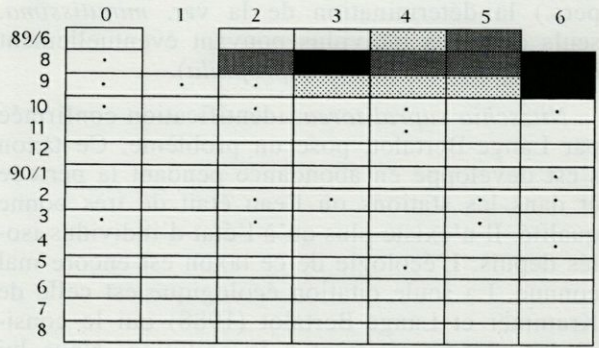
Achnanthes minutissima (s = 4,0)



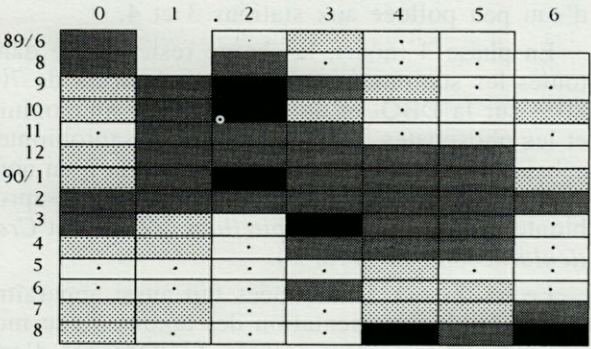
Nitzschia palea (s = 2,0)



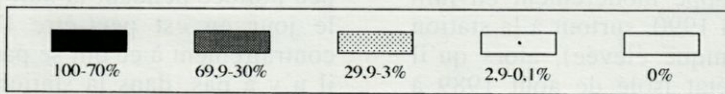
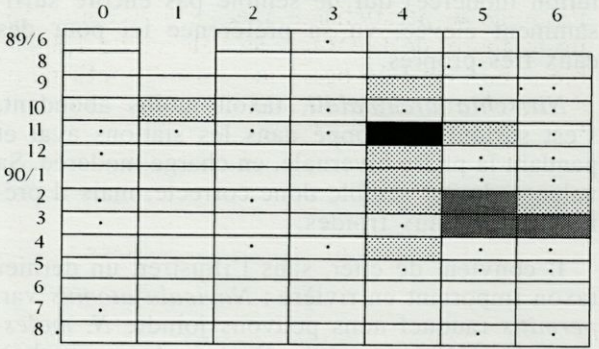
Nitzschia supralitorea (s = 3,0)



Gomphonema parvulum (s = 1,8)



Nitzschia archibaldii (s = 3,4)



riodes correspondent à une charge modérée en matières organiques et en ammonium. Sa valence de saprophile ($s = 2$) nous paraît dès lors correcte.

Achnanthes minutissima est le taxon le plus étonnant. Il se développe brusquement à partir de la station 3, en zone de charge faible à modérée. Si une telle charge était observée en rivière, ce taxon ne se développerait certainement pas ! Il semble donc avoir un comportement très différent en station d'épuration. Comme pour *Gomphonema parvulum*, on a aussi décrit un écotype «saprophila» (Kobayasi & Mayama, 1982) presque indistinguishable morphologiquement de l'écotype «minutissima». Mais alors, il faudrait admettre que l'écotype «minutissima» a d'abord colonisé le lagunage quand les rendements étaient proches de 100 %, puis a été remplacé par l'écotype «saprophila», quand la charge a augmenté. Par ailleurs, il tend à disparaître de juin à août 1990 (charge élevée) et nous savons qu'il n'existait pratiquement plus en 1992 (Iserentant, comm. pers.). Il semble donc que ce taxon soit très euryèce ou qu'il présente effectivement des écotypes dans des conditions extrêmes. Pour les études en eau courante, nous laisserons provisoirement de côté son comportement en station d'épuration pour lui garder une valence de 4, car nous le rencontrons systématiquement dans les cours d'eau de bonne qualité. (Lange-Bertalot nous confirme (comm. pers.) la détermination de la var. *minutissima*, seuls quelques individus pouvant éventuellement être rapportés à la var *saprophila*).

Nitzschia supralitorea, identification confirmée par Lange-Bertalot, pose un problème. Ce taxon s'est développé en abondance pendant la période et dans les stations où l'eau était de très bonne qualité. Il n'existe plus qu'à l'état d'individus isolés depuis. L'écologie de ce taxon est encore mal connue. La seule citation écologique est celle de Krammer et Lange-Bertalot (1988) qui le considèrent comme résistant à la pollution. Nous lui donnons provisoirement une valence de 3,0 (pollution modérée) qui ne semble pas encore suffisamment élevée, vu sa préférence ici pour des eaux très propres.

Nitzschia archibaldii, taxon moins abondant, s'est surtout développé dans les stations aval et pendant la phase hivernale, en charge modérée. Sa valence de 3,4 semble donc correcte, mais il préférerait les eaux froides.

Il convient de citer, sans l'illustrer, un dernier taxon important en rivière : *Navicula atomus* var. *permitis* (auquel nous pouvons joindre *N. moles-tiformis* et *N. saprophila* d'autoécologie proche). A Doische, il se développe modérément en juin 1989 et de février à juin 1990, surtout à la station 0 (soit en charge organique élevée), alors qu'il n'est plus noté qu'à l'état isolé de août 1989 à janvier 1990 et en juillet-août 1990. Nous le

considérons donc comme un saprobionte saisonnier dans le lagunage et toujours comme un très bon taxon indicateur de pollution en rivière. Sa valence de 1,8 est correcte.

9. LE CLASSEMENT AUTOÉCOLOGIQUE (Tabl. V)

Une autre façon de traiter les résultats est de totaliser, pour les différentes phases, les abondances des taxons de même autoécologie vis-à-vis des polluants organiques. Nous présentons ainsi 4 catégories : taxons d'eau non et peu pollués (valences de 5 à 3,6), taxons d'eau modérément polluée (valences de 3,5 à 3,0), taxons d'eau fortement polluée (valences de 2,9 à 2,3) et taxons d'eau très fortement polluée (valences de 2,2 à 1,0).

En phase 1 (oct.), les stations 0 à 2 sont dominées par les taxons d'eau très polluée, qui répondent ainsi à une charge faible en station d'épuration, mais déjà supérieure à celle qu'on trouve généralement en rivière polluée. Brusquement, à la sortie du bassin à *Glyceria*, ce sont les taxons d'eau peu polluée (principalement *Achnanthes minutissima*) qui dominent jusqu'à la sortie.

En phase 2 (mars), la situation est semblable dans les stations 0 à 2. Le passage à des taxons d'eau peu polluée est tout aussi brusque, mais on est surpris par la cohabitation de taxons d'écologie totalement opposée. Cette situation pourrait être due à l'alternance de passages d'eau très polluée pendant la journée et d'eau très diluée pendant la nuit, favorisant l'une ou l'autre catégorie de taxons qui cohabiteraient alors réellement.

En phase 3 (mai), la charge élevée et les rendements modérés induisent la dominance des taxons d'eau très polluée dans toutes les stations, avec, cependant, une timide poussée des taxons d'eau peu polluée aux stations 3 et 4.

En phase 4 (août), la charge reste élevée dans toutes les stations, malgré des rendements de 70-80 % sur la DBO₅ et de 50-65 % sur l'ammonium et les phosphates. Seules les espèces saprobiontes subsistent. Le cas extrême est la station 3 en août 90 (2 % d'oxygène dissous) avec 99,9 % de saprobiontes dont *Nitzschia capitellata* (87,6 %) et *Cra-ticula accomoda* (11,6 %).

Le traitement des données fait aussi apparaître la très faible représentation des taxons d'eau modérément et fortement polluée. L'alternance d'eau peu polluée pendant la nuit et très polluée pendant le jour en est peut-être l'explication. De plus, contrairement à ce qui se passe en rivière (Tabl. I), il n'y a pas, dans la station d'épuration, de zone eutrophiquée caractéristique (abondance simulta-

Tabl. V. – Synthèse autoécologique des assemblages de Diatomées de la station d'épuration de Doische pour 4 périodes caractéristiques. Les chiffres sont des pourcentages d'abondance relative. En gras, groupes dominants.

Autoecological synthesis of the diatoms assemblages in the wastewater treatment plant of Doische for 4 typical periods. Results in percentage of relative abundance. In bold, the dominant clusters.

PHASE 1							
OCTOBRE: faible charge déjà minéralisée (pompage à la rivière), rendements très élevés							
taxons d'eau	0	1	2	3	4	5	6
non ou faiblement polluée	0,1	0,1	1,9	82,1	84,8	94,3	90,3
modérément polluée	0,4	4,4	1,1	1,7	1,2	1,8	3,1
fortement polluée	2,3	0,1	0,2	3,3	1,5	0,6	2,8
très fortement polluée	97,2	95,2	96,8	12,9	2,1	3,3	3,8

PHASE 2							
MARS: moyenne charge par dilution hivernale, rendements faibles, production de nitrates							
taxons d'eau	0	1	2	3	4	5	6
non ou faiblement polluée	0,6	1,6	0,2	49,1	70,1	46,7	21,5
modérément polluée	5,8	5,0	1,1	0,6	2,7	9,5	28,8
fortement polluée	29,4	0,7	0,7	0,2	0,5	1,7	10,2
très fortement polluée	63,3	92,7	98,0	50,1	26,9	42,1	39,5

PHASE 3							
MAI: forte charge, rendements faibles							
taxons d'eau	0	1	2	3	4	5	6
non ou faiblement polluée	0,0	0,0	0,0	4,4	18,7	1,3	1,0
modérément polluée	0,7	0,3	0,0	0,0	0,5	0,6	2,2
fortement polluée	0,9	0,8	0,0	0,0	0,5	0,0	0,7
très fortement polluée	98,5	98,9	100,0	95,6	80,4	98,1	96,1

PHASE 4							
AOÛT: forte charge, rendements élevés (DBO5, ammonium) à moyens (o-phosphates)							
taxons d'eau	0	1	2	3	4	5	6
non ou faiblement polluée	0,3	0,1	0,0	0,1	0,6	0,2	0,1
modérément polluée	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	1,9
fortement polluée	1,6	0,0	0,1	0,0	0,1	0,6	0,1
très fortement polluée	98,0	99,8	99,9	99,9	99,3	99,0	97,9

née de nitrates et de phosphates) qui favorise le développement des taxons spécialisés. En effet, l'influent et l'effluent sont pratiquement toujours dépourvus de nitrates, sauf pendant la période hivernale (phase 2), précisément lorsque les taxons d'eau modérément polluée étaient mieux représentés.

10. CONCLUSIONS

La complexité des processus biologiques par autoépuration dans une rivière et par épuration forcée dans une station par lagunage rendent les interprétations difficiles.

Il est nécessaire de traiter les résultats des analyses chimiques et diatomiques de différentes fa-

çons pour obtenir, par recoupement, des interprétations valables.

Le simple examen floristique sur base d'un nombre de prélèvements suffisant est très étroitement corrélé au profil d'oxygène dans la station d'épuration et donc, incidemment, à l'état d'oxydation de la matière organique. C'est donc un indicateur précieux.

Le calcul d'indices synthétiques gomme les variations individuelles d'interprétation difficile, mais, par le fait même, entraîne une perte d'information difficilement quantifiable. Cependant nous montrons une bonne corrélation entre les indices chimique et diatomique que nous avons mis au point. Mais, au delà d'une certaine charge polluante, ces indices ne mettent plus en évidence le gain de qualité obtenu par épuration.

Les diagrammes spatiotemporels sont réalisés sur base d'une classification des données mieux

adaptée à des charges polluantes toujours plus élevées en station d'épuration qu'en rivière. Il est alors possible de visualiser la diminution du niveau de pollution dans les cas moins évidents où les charges restent élevées au niveau de l'effluent, malgré un rendement satisfaisant. L'autoécologie de certains taxons est discutée.

Enfin, la globalisation des résultats des comptages de Diatomées suivant leur autoécologie permet de mettre en évidence des modifications très brusques des peuplements, alors que l'évolution chimique se fait apparemment suivant un gradient : seul l'oxygène dissous montre de brusques variations et pourrait jouer un rôle important, même dans des communautés en principe autotrophes.

Par ailleurs, certains peuplements juxtaposent en codominance des taxons d'écologies parfois opposées. Ainsi, les Diatomées répondent par des peuplements composites à la grande variabilité de la chimie de ces eaux usées dont la charge diminue très rapidement en phase nocturne et par dilution.

Le coût élevé des analyses chimiques ne permet jamais de suivre en détail ces modifications. Il convient donc de mettre au point des méthodes particulières, pour évaluer le fonctionnement des stations d'épuration par bioindicateurs, mettant ainsi au service de l'épurateur, les avantages de l'intégration des Diatomées et de coûts réduits de ce type d'analyse. Notre contribution est un premier pas dans cette direction.

REMERCIEMENTS – Nous remercions vivement M. L. Woué, Directeur du Centre Marie-Victorin (Vierves-sur-Viroin, Belgique) chez qui le présent travail a été en partie réalisé, M^{me} Poelaert qui a effectué les analyses chimiques dans ce même centre, l'Inspection générale de l'eau (Ministère de la Région Wallonne) qui a financé le projet et le Professeur R. Schumacker, Directeur de la Station scientifique des Hautes-Fagnes (Université de Liège) pour sa lecture attentive et critique du manuscrit.

BIBLIOGRAPHIE

DENYS L., 1991. A check-list of the diatoms in the Holocene deposits of the western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements. Serv. Géol. Belg., Professional Paper. **246** 41 p. et **247** 92 p.

DUVIGNEAUD P., 1984. La synthèse écologique. Populations, communautés, écosystèmes, biosphère, noosphère. Doin, Paris, 2^e éd., 380 p., 16 pl. h.t.

FABRI R. et L. LECLERCQ, 1984. Etude écologique des rivières du nord du massif Ardennais (Belgique) : flore et végétation de diatomées et physico-chimie des eaux. Robertville, Stat. scient. Hautes-Fagnes, **1** : 379 p., 33 pl. h.t.; **2** : 5 + 329 p., 6 fig. & 4 tabl. h.t.; **3** : 5 + 201 p., 4 cartes & 9 tabl. h.t.

KOBAYASI H. et S. MAYAMA, 1982. Most pollution-tolerant diatoms of severally polluted rivers in the vicinity of Tokyo. *Jap. J. Phycol.*, **30** : 188-196.

KRAMMER K. et H. LANGE-BERTALOT, 1986-1991. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae. **1**. Naviculaceae : 876 p. (1986); **2**. Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae : 596 p. (1988); **3**. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae : 576 p. (1991); **4**. Achnantheaceae : 437 p. (1991). G. Fischer Verlag, Stuttgart.

LANGE-BERTALOT H., 1978. Diatomeen-Differentiatypen anstelle von Leitformen : ein geeigneteres Kriterium der Gewässerbelastung. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **51**, *Algol. Stud.* **21** : 393-427.

LANGE-BERTALOT H., 1993. 85 neue Taxa und über 100 weitere neu definierte Taxa ergänzend zur Süßwasserflora von Mitteleuropa. *Bibl. diatomologica* **27**, vol. 2/1-4, 454 p. J. Cramer, Berlin.

LECLERCQ L., 1995. Inventaire floristique (Diatomées) et qualitatif du réseau hydrographique du parc naturel Viroin-Hermeton (prov. Namur, Belgique). En préparation.

LECLERCQ L. et B. MAQUET, 1987. Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante. Application au Samson et à ses affluents. Comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénétiques et diatomiques. *Inst. roy. Sc. nat. Belg.*, Documents de travail **38** : 113 p. Bruxelles.

MOUTHON J. et M. COSTE, 1984. Qualité hydrobiologique de la Loire. Etat de référence du site de Villerest. CEMAGREF Lyon, 110 p.

PIERRE J.F., 1969. Etude hydrobiologique de la Meurthe. Contribution à l'écologie des populations algales. Univ. Nancy, Coll. Th. Fac. Sc., Sc. natur., 150 p.

SLÀDEČEK V., 1986. Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, Dresden **14** (5) : 555-566.

VAN DAM H., A. MERTENS & J. SINKELDAM, 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherl. J. Aqua. Ecol.* **28** : 117-133.

VAN DER WERFF A. et H. HULS, 1957-1974. Diatoméeflora van Nederland. *Aflev.* 1-9, Abcoude – De Hoef.

Reçu le 17 novembre 1994; received November 17, 1994
 Accepté le 17 février 1995; accepted February 17, 1995