

## Impact de pollutions ponctuelles sur les phytocénoses des rivières acides à neutres du Limousin (Massif Central, France)

Impact of located pollution on phytocenoses  
in acidic to neutral rivers of the Limousin area  
(Massif Central, France)

P. CHATENET<sup>1\*</sup>, J. HAURY<sup>2</sup>, M. BOTINEAU<sup>1</sup>, F. PICAUD<sup>3</sup>

---

### SUMMARY

The impact of located pollution on aquatic phytocénoses is studied around 12 cities discharge. Nine of them are fitted out purification plant.

The sampling method is based on consecutive segments from upstream to downstream. On each sector, vegetation records are realized in homogeneous water runoff facies, which are characterized by physical factors as well as water value measures.

The whole discharge leads globally to an increase of conductivity, ammonium amount, nitrates and orthophosphates. The consequence of that is a decrease of *Callitriche hamulata* and *Myriophyllum alterniflorum* phytocénoses, a development of *Ranunculus peltatus*, *Callitriche platycarpa* and cryptogams species like *Leptodictyum riparium* or *Melosira sp.*

A Component Principal Analysis applied on data, distinguishes phytocénoses belonging to upstream sectors (*Scapania undulata*, *Chiloscyphus polyanthus*) from the ones of discharges (*Callitriche platycarpa*, *Leptodictyum riparium*, *Melosira sp.*).

A Canonical Correspondence Analysis validates the impact of physico-chemical water quality on vegetation. Conductivity, ammonium amount, nitrates and orthophosphates become more preponderant in comparison with physi-

- 
1. Laboratoire de botanique et de cryptogamie, Faculté de pharmacie de Limoges, 2, rue du Dr Marcland, F 87025 Limoges cedex, France.
  2. INRA-ENSAR, UMR écobiologie et qualité des hydrosystèmes continentaux, 65, rue de Saint-Brieuc, F 35042 Rennes cedex, France.
  3. Laboratoire de biologie des populations, Faculté des sciences, 123, rue A. Thomas, F 87060 Limoges cedex, France.

\* Correspondance. E-mail : philippe.chatenet@unilim.fr

Les commentaires seront reçus jusqu'au 31 mars 2003.

cal environments usually discriminant for phytocénoses installation in Limousin rivers.

**Key-words:** river, phytocénoses, located pollution, physical environment, Component principal analysis, Canonical correspondence analysis.

## RÉSUMÉ

L'impact des pollutions ponctuelles sur les phytocénoses aquatiques est étudié autour des rejets de 12 agglomérations dont 9 sont équipées d'une station d'épuration.

Un échantillonnage systématique avec segmentation du cours d'eau autour de chaque rejet est réalisé. Sur chaque secteur, des relevés de végétation sont pratiqués au niveau de faciès d'écoulements homogènes dont on caractérise le milieu physique parallèlement à une analyse physicochimique de l'eau.

L'ensemble des rejets provoque globalement une élévation de la conductivité, des teneurs en ammonium, nitrates et orthophosphates.

Cela ce traduit par la régression de la phytocénose à *Callitriche hamulata* et *Myriophyllum alterniflorum*, par le développement de *Ranunculus peltatus*, *Callitriche platycarpa* et d'espèces cryptogames telles que *Leptodictyum riparium*, ou *Melosira sp.*

Une Analyse en Composantes Principales menée sur l'ensemble des données permet d'opposer des phytocénoses propres aux secteurs amonts (*Scapania undulata*, *Chiloscyphus polyanthus*) à d'autres situées au niveau de rejets (*Callitriche platycarpa*, *Leptodictyum riparium*, *Melosira sp.*).

Une Analyse Canonique de Correspondances valide le déterminisme de la qualité physicochimique de l'eau sur la végétation. La conductivité, les teneurs en ammonium, nitrates et orthophosphates deviennent prépondérants par rapport aux facteurs du milieu physique classiquement discriminants dans l'installation des phytocénoses dans les rivières limousines.

**Mots clés :** rivière, phytocénoses, pollution ponctuelle, milieu physique, Analyse en composantes principales, Analyse canonique de correspondance.

## 1 – INTRODUCTION

Les macrophytes (« végétaux visibles à l'œil nu », terme couramment utilisé pour désigner la flore des milieux aquatiques) constituent un compartiment important de la rivière (HAURY, 1996 ; DANIEL, 1998) présentant des influences liées aux conditions stationnelles, liées au bassin versant ou liées à la région (orographie, géologie, climat, occupations des sols...).

Ces végétaux sont en premier lieu sous l'influence du milieu physique (conditions hydrodynamiques et structure du lit de la rivière). Le déterminisme de ces facteurs environnementaux a été également montré en Limousin, sur un substrat cristallophyllien comparable à celui du Massif Armoricaïn (CHATENET *et al.*, 2000a).

En Limousin, la typologie des phytocénoses aquatiques a révélé aussi une zonation longitudinale assez complète traduisant les concepts d'ILLIES et BOTO-

SANEANU (1963) et celui du « continuum fluvial » (VANNOTE *et al.*, 1980). Cette succession amont-aval de la végétation peut être naturelle (WESTLAKE, 1975) mais aussi peut correspondre à une altération progressive et croissante de la qualité de l'eau telle une eutrophisation (MULLER, 1990 ; HAURY et MULLER, 1991).

Dans un contexte de bioévaluation de la qualité des eaux de rivières, les relations macrophytes-physicochimie de l'eau ont été très largement étudiées (HASLAM, 1978 ; WIEGLEB, 1981 ; TREMOLIÈRES *et al.*, 1994 ; HAURY, 1985 ; DANIEL et HAURY, 1996).

Plus récemment, de telles corrélations ont été établies dans des rivières encore peu touchées par les macropollutions organiques, dans des eaux acides à neutres, restant oligotrophes à mésotrophes, sur les bassins versants limousins de la Vienne et de la Gartempe, et en comparaison avec une rivière armoricaine (CHATENET *et al.*, 2000b).

Afin de recentrer notre démarche scientifique autour de la relation macrophyte-qualité d'eau, il est apparu intéressant de resserrer l'étude autour de rejets polluants ponctuels.

## 2 – SITE, ÉCHANTILLONNAGE DES STATIONS ET MÉTHODE D'ÉTUDE

Ce travail porte sur 12 rejets urbains dont neuf sont des effluents de stations d'épuration. Ils se situent aussi bien en tête de bassin versants à des altitudes supérieures à 600 m, que dans des secteurs médians, sur des plateaux dont l'altitude varie entre 200 et 400 mètres.

La géologie des sites étudiés est homogène. Elle est de nature cristalloglycienne granitique.

Autour des 12 sites ainsi choisis, un échantillonnage systématique par segments est réalisé. Cinq secteurs sont ainsi définis : deux en amont des rejets (de 1 à 3 km et de 50 à 100 mètres en amont) et trois en aval (de 0 à 50 mètres, de 50 à 100 mètres et à plus d'un kilomètre en aval).

Au niveau de chaque secteur, une station d'une longueur minimale de 50 mètres est choisie. Le recueil des données est effectué au niveau des faciès d'écoulement homogènes, délimités en suivant la typologie de MALAVOI (1989), permettant ainsi de réduire l'hétérogénéité du milieu physique.

Les conditions hydrodynamiques (hauteur d'eau, type d'écoulement, vitesse du courant) ainsi que la structure du lit de la rivière (granulométrie du substrat) sont estimées à partir de classes préétablies par OMBREDANE *et al.* (1995). Ensuite un relevé de végétation est établi en intégrant la zone aquatique et supra-aquatique (immergée les deux tiers de l'année). L'abondance des taxons phanérogamiques, bryophytiques et algaux est appréciée visuellement en pourcentages de recouvrement.

Sur chaque secteur, simultanément aux relevés de végétation, des analyses physicochimiques des eaux de rivières ont été réalisées, c'est-à-dire au cours

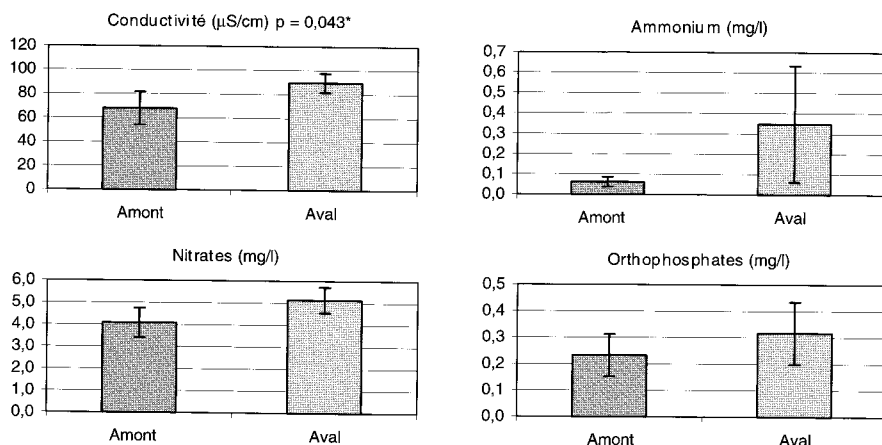
du mois d'août 1999, en période de fort étiage (débits caractéristiques moyens de 10 L·s·km<sup>2</sup> en aval des rejets). Sont mesurés en particulier les paramètres pouvant caractériser des élévations localisées du niveau trophique telles que les teneurs en ammonium, nitrites, nitrates et orthophosphates (méthodes normalisées Afnor, 1997).

Après avoir caractérisé d'un point de vue physicochimique les rejets et avoir commenté les variations des recouvrements des taxons entre l'amont et l'aval des effluents, deux analyses multivariées sont envisagées : une analyse en composantes principales dans un but descriptif suivi d'une analyse canonique des correspondances dans un but explicatif. En effet, cette dernière méthode permet de tester la significativité des variables du milieu par le module de test de Monte Carlo (TER BRAAK, 1987) avant de réaliser une comparaison multitableau entre le milieu physique, la qualité de l'eau et le compartiment macrophytique.

Les logiciels utilisés sont SPAD version 4 (CISIA, 1999) et CANOCO version 3.12.

### 3 – RÉSULTATS

La figure 1 représente les variations des valeurs moyennes des paramètres physicochimiques entre l'amont et l'aval des 12 rejets. Il apparaît que les effluents urbains entraînent une élévation de la conductivité, des teneurs en ammonium, nitrates et orthophosphates. Un test de WILCOXON atteste d'une

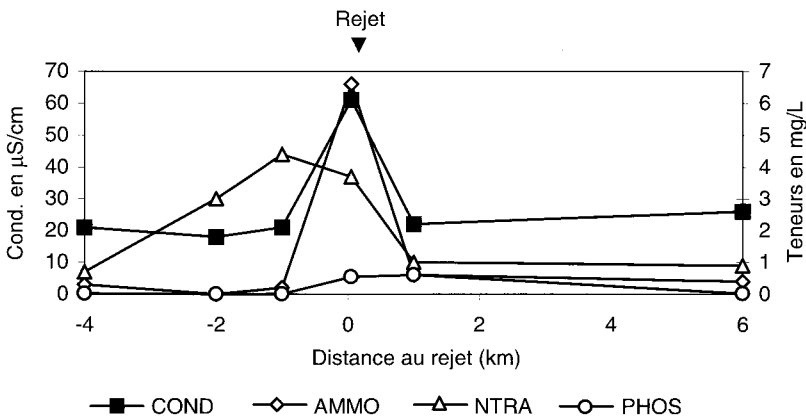


**Figure 1** Valeurs moyennes de la conductivité, des ammoniums, nitrates et orthophosphates des stations en amont et en aval des rejets (avec écart-type).

*Means values of conductivity, ammoniums, nitrates and orthophosphates on upstream and downstream sectors around discharges.*

différence significative pour le paramètre conductivité ( $p = 0,003^{**}$ ). La significativité des autres paramètres ne peut pas être affirmée à la suite d'une seule campagne d'analyses et malgré l'apparition de différences algébriques nettes entre l'amont et l'aval. Dans un grand nombre de prélèvements, aussi bien en amont qu'en aval des rejets, les paramètres mesurés ont souvent des valeurs inférieures au seuil de détection ce qui atteste de la discrétion relative des pollutions induites par les agglomérations en Limousin. De plus, cela limite l'usage des tests statistiques.

La *figure 2* illustre l'influence des rejets de Peyrelevade (790 mètres d'altitude.), ville munie d'une station d'épuration par disque biologique (d'une capacité de 1 000 Équivalent-Habitants) qui était en cours de restauration au moment des prélèvements (fonctionnement partiel), sur la qualité de l'eau de la Vienne. Les effluents urbains entraînent une élévation brutale de la conductivité et une augmentation notable des teneurs en ammonium et orthophosphates. L'élévation des nitrates un kilomètre en amont des rejets peut être expliquée par l'impact d'un étang eutrophisé.

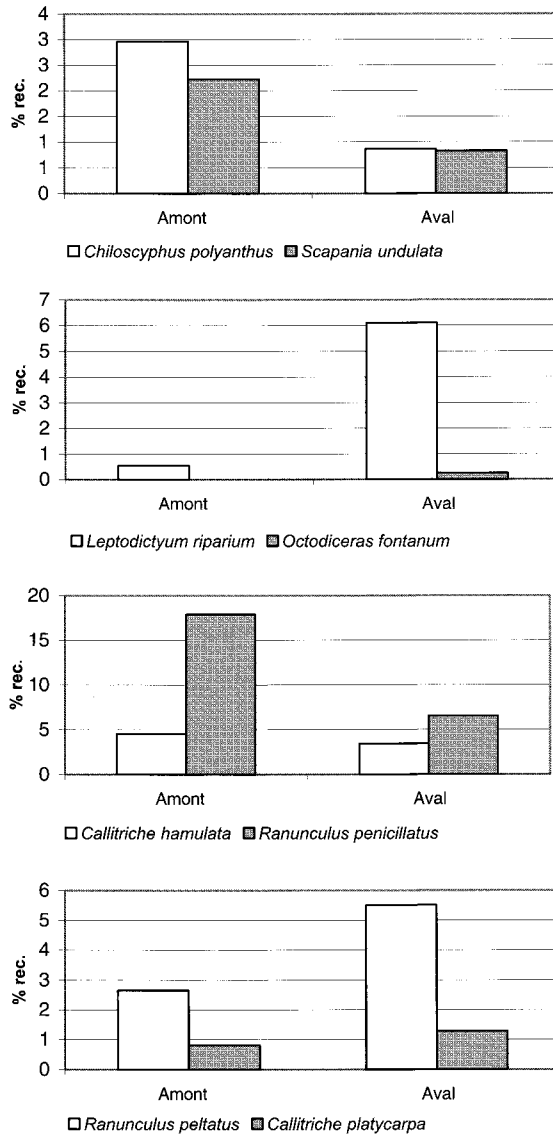


**Figure 2** Variations de la conductivité et des teneurs en ammonium, nitrates et orthophosphates autour des rejets de Peyrelevade.

*Change of conductivity, ammonium, nitrates and orthophosphates values from the discharges of Peyrelevade.*

Au niveau de la végétation, la comparaison des recouvrements moyens des taxons les plus fréquemment rencontrés (*figure 3*) indique que les rejets induisent, au niveau de la strate phanérogamique, une régression prononcée de *Ranunculus penicillatus* et de *Callitriche platycarpa* alors que *Ranunculus peltatus* et *Callitriche platycarpa* atteignent des recouvrements plus importants. Au niveau de la strate bryophytique, *Scapania undulata* et de *Chiloscyphus polyanthus* régressent alors que le recouvrement de *Leptodictyum riparium* augmente fortement. Enfin, l'aval des rejets se traduit par la forte occurrence des taxons algaux avec en particulier *Melosira* sp. et *Oscillatoria* sp.

De telles constations peuvent être faites au niveau de la seule station de Peyrelevade (*figure 4*) où les phytocénoses caractéristiques de milieux très oligotrophes telle celle à *Callitriche hamulata* et *Myriophyllum alterniflorum* et celle

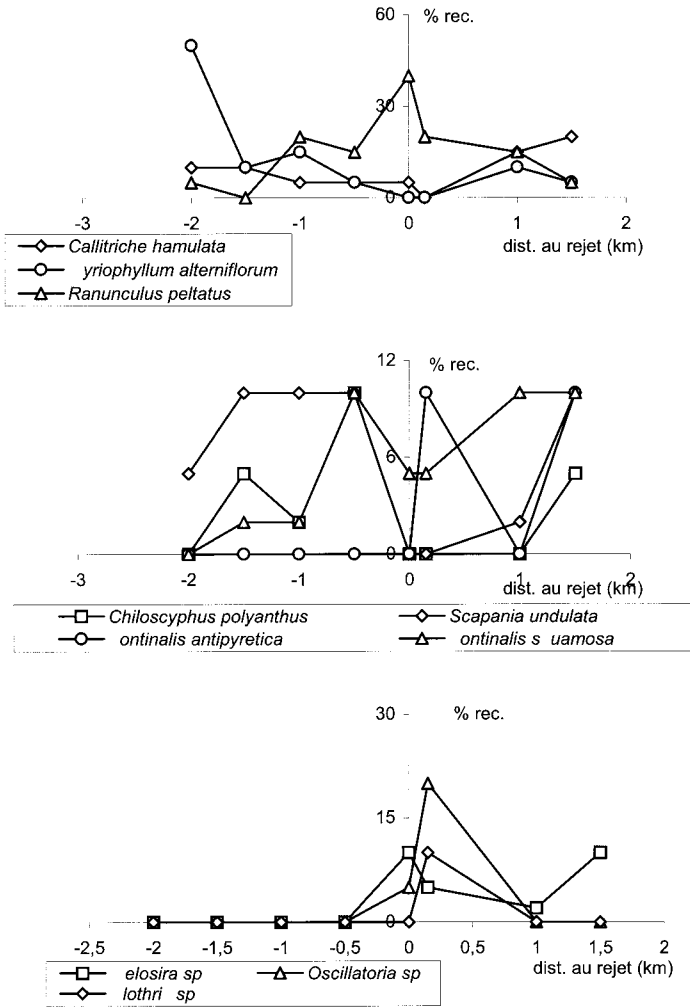


**Figure 3** Recouvrements moyens de huit macrophytes sur les secteurs situés jusqu'à un kilomètre en amont et en aval des rejets.

Means covers of eight macrophytes on sectors one kilometre upstream to downstream from discharges.

à *Scapania undulata*, *Chiloscypus polyanthus* régressent au profit de *Ranunculus peltatus*, espèce semblant apprécier une élévation de la minéralisation du milieu.

Un test de KRUSKAL WALLIS (tableau 1) appliqué aux recouvrements amont et aval des principaux taxons rencontrés indique que *Chiloscypus polyanthus*



**Figure 4** Variations des recouvrements des macrophytes rencontrés autour des rejets de Peyrelevade.

*Change of covers macrophytes around Peyrelevade discharges.*

présente des variations significatives ( $p < 12,5 \%$ ) sur 6 sites et le rejet n° 6 (Nieul) entraîne une modification significative ( $p < 12,5 \%$ ) des recouvrements de 8 taxons et en particulier *Leptodictyum riparium* et *Melosira sp.* ( $p < 5 \%$ ).

Une analyse en composantes principales est menée sur l'ensemble des données en supprimant toutefois les espèces présentes moins de trois fois et en introduisant les facteurs environnementaux (milieu physique, physicochimie de l'eau et position par rapport au rejet) en illustratif alors que les caractéristiques de la végétation sont traitées en actif.

L'histogramme des valeurs propres (figure 5) indique une forte multidimensionnalité des données se justifiant par une matrice de corrélation importante

**Tableau 1** Test de KRUSKALL WALLIS.**Table 1** KRUSKALL WALLIS test.

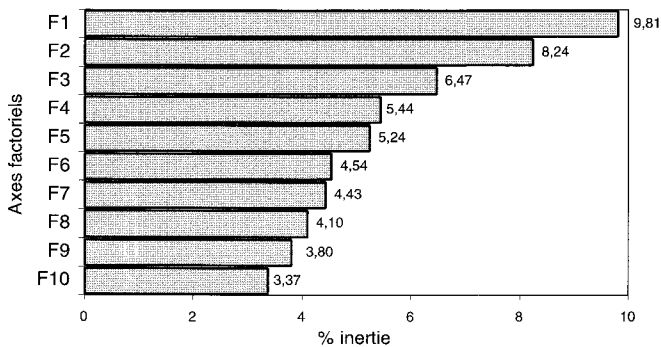
Espèces	Sites	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Chiloscyphus polyanthus</i>		—	—	—	≈	*	≈	—	*	.		≈	≈
<i>Fontinalis antipyretica</i>		—	.	.	—	—	≈	—	*	—	*	≈	≈
<i>Plathynidium rusiforme</i>		—	*	—	≈	—	—	—	—	—	≈	≈	—
<i>Callitriche hamulata</i>		—	—	—	≈	—	—	—	—	—	≈	—	*
<i>Callitriche platycarpa</i>		.	.	.	.	.	≈	—	.	.	≈	≈	—
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>		≈	—	—	—	—	.	—	—	—	.	≈	≈
<i>Fontinalis squamosa</i>		—	—	—	—	—	≈	≈	≈	.	.	—	—
<i>Scapania undulata</i>		—	≈	—	*	—	—	—	.	.	.	.	≈
<i>Leptodictyum riparium</i>		—	.	—	—	≈	*	—	—	.	≈	.	—
<i>Melosira sp.</i>		—	.	≈	.	—	*	—	≈	—		.	.
<i>Oscillatoria sp.</i>		—	.	—	—	—	—	—	≈	*		—	—
<i>Ulothrix sp.</i>		—	.	—	—	.	—	—	—	—	≈	.	—
<i>Ranunculus penicillatus</i>		.	—	—	—	—	≈	—	—	—	—	—	.
<i>Ranunculus peltatus</i>		—	.	.	—	.	.	.	.	.		.	.

\* :  $p < 0,05$  ; ≈ :  $0,05 < p < 0,125$  ; — : Non significatif avec  $p > 0,125$  ; . : espèce absente.

(110 relevés, 40 variables espèces). Une rupture de décroissance des valeurs propres apparaît entre F5 et F6 ce qui amène à s'intéresser aux 5 premiers axes factoriels (inertie cumulée de 35,2 %).

Le premier plan factoriel (F1 X F2) est représenté en *figure 6*.

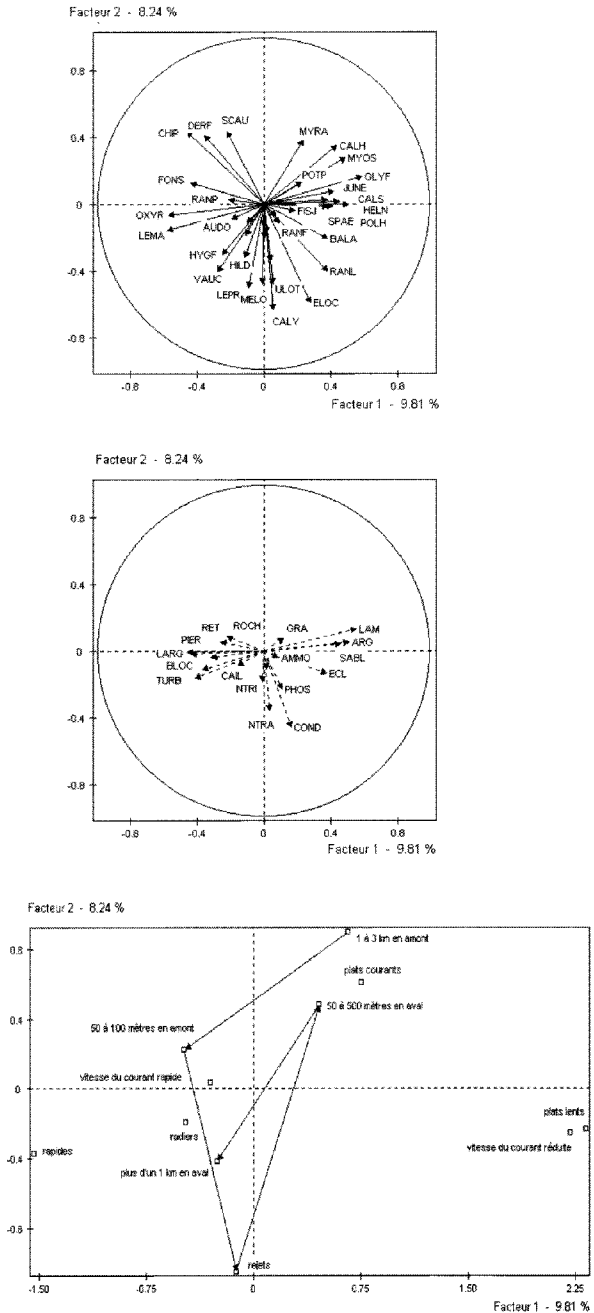
Le premier axe factoriel (9,81 % d'inertie) porte essentiellement des données liées au milieu physique et oppose les plats lents (vitesse d'écoulement réduite et substrats fins) présentant *Callitriche stagnalis*, *Sparganium emersum* ou *Glyceria fluitans* à des faciès d'écoulement de type rapides (vitesse du courant élevée et substrats très grossiers) propices au développement de phytocénoses bryophytiques.



**Figure 5** Histogramme des valeurs propres de l'analyse en composante principale.

*Histogram of the eigenvalues of the principal component analysis.*





**Figure 6** Répartition des facteurs environnementaux dans le premier plan factoriel de l'ACP.  
 (liste des abréviations en annexe)  
*Distribution of environmental factors in the first PCA plane.*  
 (abbreviation list in appendix)

Le second axe factoriel (8,24 % d'inertie) est très intéressant car il permet de positionner les taxons par rapport aux rejets. Ainsi, les secteurs amont se caractérisent par la phytocénose bryophytique à *Scapania undulata* et *Chiloscyphus polyanthus* s'associant à un lichen, *Dermatocarpon weberi*. Les secteurs juste en aval des rejets se traduisant par une élévation de la conductivité et des teneurs en nitrates, favorisent l'installation de *Callitriche platycarpa*, *Elodea canadensis* ou encore *Leptodictyum riparium*.

Le troisième facteur caractérise les phytocénoses propres à des secteurs larges avec par exemple *Ranunculus penicillatus*.

Le quatrième axe est d'interprétation plus délicate. Il met en évidence toutefois l'affinité écologique d'*Elodea canadensis* et *Juncus effusus* pour eaux riches en orthophosphates, ce qui n'est pas le cas pour *Potamogeton polygonifolius*, *Ranunculus peltatus* et *Callitriche hamulata*.

Enfin, le cinquième axe oppose deux paramètres physicochimiques qui ne semblent pas liés dans les eaux des rivières limousines : il s'agit des teneurs en ammonium et de la conductivité. Le premier permet le développement de *Ranunculus peltatus* ou d'hélophytes telles que *Ranunculus flammula*. Il s'agit ici de secteurs situés en tête de bassin versant. Le second est associé au développement d'un cortège cryptogamique à *Leptodictyum riparium*, *Fontinalis antipyretica* ou *Vaucheria* sp.

**Tableau 2** Test de MONTE CARLO sur les paramètres environnementaux.

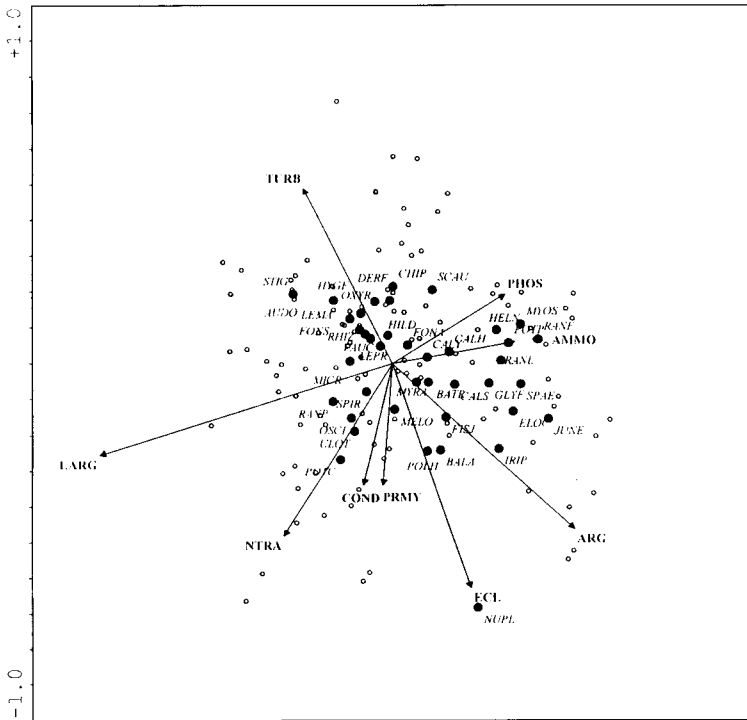
**Table 2** MONTE CARLO test on environmental parameters.

Paramètre environnemental	F ratio	Valeur de p
Largeur	5,93	0,005**
Profondeur moyenne	3,22	0,005**
Éclairement	2,84	0,005**
Écoulement :		
Laminaire	1,32	—
Friselis	0,61	—
Turbulence	2,18	0,030 *
Retour	0,96	—
Granulométrie du substrat :		
Argiles et limons	3,68	0,020 *
Sables	0,94	—
Graviers	1,37	—
Cailloux	0,72	—
Pierres	1,15	—
Blocs	0,90	—
Rochers et dalles	0,78	—
Physicochimie de l'eau :		
Conductivité	3,85	0,005 **
Ammonium	2,56	0,060 ≈
Nitrites	0,98	—
Nitrates	1,86	0,025 *
Orthophosphates	2,17	0,070 ≈

$p < 0,001$  : \*\*\*,  $0,001 < p < 0,01$  : \*\*,  $0,01 < p < 0,05$  : \*,  $0,05 < p < 0,1$  : ≈,  $p > 0,1$  : — Non significatif.

Afin de réaliser une analyse canonique de correspondances, un test de Monte Carlo est appliqué aux données environnementales (*tableau 2*). Il valide le déterminisme des paramètres liés à la qualité de l'eau sur les phytocénoses alors que les caractéristiques de l'écoulement apparaissent moins prépondérants.

Le premier plan factoriel de l'ACC réalisée après sélection pas à pas des variables environnementales significatives est présenté *figure 7*. Il caractérise des phytocénoses liées à une élévation de l'ammonium (*Potamogeton polygonifolius*, *Ranunculus flammula*, *Apium nodiflorum*...), opposées à celles liées à une élévation de la minéralisation et des teneurs en nitrates existant au niveau de la zone de rejet (*Potamogeton crispus*, *Ulothrix* sp...). Des phytocénoses bryophytiques (*Chiloscyphus polyanthus*, *Scapania undulata*...) définissent des milieux turbulents conséquence en particulier d'un substrat très grossier, et des eaux d'un bas niveau trophique. Lorsque de tels secteurs se dégradent (élévation de la conductivité et des teneurs en nitrates), apparaissent alors *Fontinalis antipyretica* ou *Leptodictyum riparium*. Enfin, certaines espèces sont plus fortement associées au milieu physique ; des zones au substrat fin et très éclairées permettent le développement de *Polygonum hydropiper*, *Phalaris arundinacea* ou encore *Nuphar lutea*.



**Figure 7** Répartition des facteurs environnementaux dans le premier plan factoriel de l'ACC.

(liste des abréviations en annexe)

*Distribution of environmental factors in the first CCA plane.*

*(abbreviation list in appendix)*

## 4 – DISCUSSION ET CONCLUSION

Ces travaux marquent de manière significative l'impact des perturbations chimiques engendrées par des rejets urbains sur la végétation aquatique en Limousin. De telles constatations ont été également observées dans d'autres régions françaises comparables d'un point de vue géologique telles que la Bretagne ou les Vosges du Nord (DANIEL et HAURY, 1995 ; HAURY et MULLER, 1991 ; THIEBAUT et MULLER, 1998). ROLLAND *et al.* (1999) ont même montré une incidence des pollutions ammoniacales sur la physiologie de la plante et cela en milieu contrôlé.

*In situ*, se pose le problème de l'hétérogénéité du milieu physique dont les paramètres (conditions hydrodynamiques locales, substrat...) sont déterminants dans l'installation de certaines espèces (BUTCHER, 1933 ; HASLAM, 1978 ; WIEGLIEB, 1984) ce qui complexifie l'étude de la relation macrophyte-chimie de l'eau. En Limousin, cela apparaît très clairement lors d'un échantillonnage « Milieu et Végétation Aquatique Fixée » (LEGLIZE *et al.*, 1990), réalisé sur l'ensemble d'un bassin versant (CHATENET *et al.*, 2000). En réduisant l'échantillonnage à des sections centrées autour de rejets polluants, le milieu physique a une prépondérance plus limitée par rapport à la chimie de l'eau.

Il faut également noter que le paramètre ammonium ne caractérise pas tous les rejets et qu'il est présent dans des secteurs tourbeux à l'état naturel, entraînant une forte acidification des eaux. En Limousin, il semble que ce paramètre ne participe pas à définir des eutrophisations ponctuelles ; ce sont plutôt les nitrates et surtout les orthophosphates qui interviennent alors. L'origine « naturelle » des ions ammonium explique qu'on le trouve associé à des espèces ayant une affinité pour des secteurs très oligotrophes, telles que *Potamogeton polygonifolius*.

Ce travail met enfin l'accent sur l'existence d'associations végétales répondant de manière très significative aux pollutions ponctuelles. Les plus oligotrophes d'entre-elles (à *Callitriche hamulata* et *Myriophyllum alterniflorum* ou à *Scapania undulata* et *Chiloscyphus polyanthus*) régressent voire se modifient avec par exemple l'apparition de *Callitriche platycarpa* ou le développement de *Ranunculus peltatus* en tête de bassin versant.

Cela justifie l'identification de phytocénoses de références c'est-à-dire de communautés « normales » et l'étude de leur séquence de dégradation ou de modification suite à une pollution ponctuelle. Cela pourrait amener à envisager un système de bioévaluation de la qualité de l'eau basé sur l'écart de la phytocénose observée à la phytocénose de référence comme l'ont envisagé HASLAM (1982) et plus récemment THIEBAUT et MULLER (1995, 1998).

## LISTE DES ABRÉVIATIONS UTILISÉES

### Mésologie

Ordre de drainage	DRA	Vitesse moyenne	VIMY
Profondeur moyenne	PRMY	Vitesse maximale	VIMX
Profondeur maximum	PRMX	Classe d'éclairement	ECL
Largeur	LARG	% écoulement laminaire	LAM
		% écoulement friselis	FRIS

% écoulement turbulent	TURB	<i>Polygonum hydropiper</i>	POLH
% écoulement retour	RET	<i>Potamogeton crispus</i>	POTC
% argiles et limons	ARG	<i>Potamogeton nodosus</i>	POTO
% sables	SAB	<i>Potamogeton polygonifolius</i>	POTP
% graviers	GRA	<i>Ranunculus flammula</i>	RANF
% cailloux	CAIL	<i>Ranunculus omiophyllus</i>	RANO
% pierres	PIER	<i>Ranunculus peltatus</i>	RANL
% blocs	BLOC	<i>Ranunculus penicillatus</i>	RANP
% rochers et dalles	ROCH	<i>Sparganium emersum</i>	SPAE
<b>Physicochimie de l'eau</b>		Bryophytes	
pH	PH	<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	CHIP
TAC °F	TAC	<i>Fontinalis antipyretica</i>	FONA
Conductivité (µs/cm)	COND	<i>Fontinalis squamosa</i>	FONS
NH <sub>4</sub> mg/L	AMMO	<i>Hygroamblystegium fluviatile</i>	HYGF
NO <sub>2</sub> mg/L	NTRI	<i>Leptodictyum riparium</i>	LEPR
NO <sub>3</sub> mg/L	NTRA	<i>Plathyridium rusciforme</i>	OXYR
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> mg/L	PHOS	<i>Scapania undulata</i>	SCAU
<b>Végétation aquatique</b>		Lichens	
Phanérogames		<i>Dermatocarpon weberi</i>	DERF
<i>Apium nodiflorum</i>	HELN	Algues et Cyanobactéries	
<i>Callitriche hamulata</i>	CALH	<i>Audouinella</i> sp.	AUDO
<i>Callitriche platycarpa</i>	CALY	<i>Batrachopsernum</i> sp.	BATR
<i>Callitriche stagnalis</i>	CALS	<i>Hildenbrandia</i> sp.	HILD
<i>Elodea canadensis</i>	ELOC	<i>Lemanea</i> sp.	LEMA
<i>Glyceria fluitans</i>	GLYF	<i>Melosira</i> sp.	MELO
<i>Iris pseudacorus</i>	IRIP	<i>Microspora</i> sp.	MICR
<i>Juncus effusus</i>	JUNE	<i>Oscillatoria</i> sp.	OSCI
<i>Myosotis scorpiodes</i>	MYOS	<i>Rhizocloium</i> sp.	RHIZ
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	MYRA	<i>Spirogyra</i> sp.	SPIR
<i>Nuphar lutea</i>	NUPL	<i>Stigeocloium</i> sp.	STIG
<i>Phalaris arundinacea</i>	BALA	<i>Ulotrix</i> sp.	ULOT
		<i>Vaucheria</i> sp.	VAUC

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFNOR, 1997. Recueil des normes françaises - Qualité d'eau - Méthodes d'analyses. 2, 328 p. ; 3, 372 p.
- BUTCHER R.W., 1933. On the distribution of macrophytic vegetation in the rivers of Britain. *Journal of Ecology*, 21, 58-91.
- CHATENET P., BOTINEAU M., HAURY J., GHESTEM A., 2000a. Typologie de la végétation macrophytique des rivières et affluents de la Vienne et de la Gartempe (Limousin, France). *Acta Bot. Gallica*, 147 (2), 151-164.
- CHATENET P., BOTINEAU M., HAURY J., GHESTEM A., 2000b. Zonation longitudinale et influence des pollutions ponctuelles sur les phytocénoses des cours d'eau acides à neutres du Limousin et de Bretagne. *Coll. Phytosociol.* XXVII : Données de la phytosociologie sigmatiste, Bailleul, 1097-1110.
- CISIA, 1999. Logiciel SPAD version 4 pour Windows, module pour analyses factorielles. CISIA-CERESTA (Ed.), Montreuil.

- DANIEL H., 1998. Évaluation de la qualité des cours d'eau par la végétation macrophytique. Travail *in situ* et expérimental dans le Massif armoricain sur les pollutions par les macronutriments. *Th. Doct. ENSA Rennes*, 150 p.
- DANIEL H., HAURY J., 1995. Effects of fish farm pollution on phytocenoses in an acidic river (the River Scroff, South Brittany, France). *Acta Bot. Gallica*, 142 (6), 639-650.
- HASLAM S.M., 1978. River plants. Cambridge University Press, 396 p.
- HASLAM S.M., 1982. A proposed method for monitoring river pollution using macrophytes. *Evi. Technol. Letters*, 3, 19-43.
- HAURY J., 1996. Macrophytes des cours d'eau. Bio-indication et habitat piscicole. *Hab. Dir. Rech.*, ENSA, INRA, Rennes, 99 p.
- HAURY J., MULLER S., 1991. Variations écologiques et chronologiques de la végétation macrophytique des rivières acides du Massif Armoricaïn et des Vosges du Nord (France). *Revue des Sciences de l'Eau*, 4, 463-482.
- ILLIES J., BOTOSANEANU L., 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considéré surtout du point de vue faunistique. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, 12, 1-57.
- LEGLIZE L., PELTRE M.C., DECLoux J.P., DUVAL T., PARIS P., ZUMSTEIN J.F., 1990. Caractérisation des milieux aquatiques d'eaux courantes et végétation fixée. *14<sup>e</sup> conférence du COLUMA-Journées internationales d'études sur la lutte contre les mauvaises herbes*, Versailles, 237-245.
- MALAVOI J.R., 1989. Protocole de description des composantes morphodynamiques des cours d'eau à fond caillouteux. *CEMAGREF Lyon, Lab. Hydroécol. quant.*, Lyon, 21 p.
- MULLER S., 1990. Une séquence de groupements végétaux bio-indicateurs d'eutrophisation croissante des cours d'eau faiblement minéralisés des Basses Vosges gréseuses du Nord. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 310, Ser. III, 509-514.
- OMBREDANE D., HAURY J., CHAPON P.M., 1995. Heterogeneity and typology of fish habitat in the main stream of a Breton coastal river (Elorn-Finistère, France). *Hydrobiologia*, 300-301, 259-268.
- ROLLAND T., THIEBAUT G., DANIEL H., TREMOLIERES M., HAURY J., MULLER S., 1999. Response of nitrate reductase activity to ammonium in three populations of *Elodea canadensis* MICHX., 119-124.
- THIEBAUT G., MULLER S., 1995. Nouvelles données relatives à la séquence de bio-indication de l'eutrophisation dans les cours d'eau faiblement minéralisés des Vosges du Nord. *Acta Botanica Gallica*, 142 (6), 627-638.
- THIEBAUT G., MULLER, 1998. Les communautés de macrophytes aquatiques comme descripteurs de la qualité de l'eau : exemple de la rivière Moder (Nord-Est France). *Annls Limnol.*, 34 (2), 141-153.
- TER BRAAK C.J.F., 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio*, 69, 69-77.
- TREMOLIERES M., CARBIENER R., ORST-CHEIT, KLEIN J.P., 1994. Changes in aquatic vegetation in Rhine floodplain streams in Alsace in relation to disturbance. *J. Veg. Sci.*, 5, 169-178.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R., CUSHING C.E., 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 37, 130-137.
- WIEGLIEB G., 1981. Application of multiple discriminant analysis on the analysis of the correlation between macrophyte vegetation and water quality in running waters of Central Europ. *Hydrobiologia*, 79, 91-100.
- WESTLAKE D.F., 1975. Macrophytes. In: WHITTON B.A. (ed.), *River Ecology*, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 106-128.