

---

## Revue des sciences de l'eau

# Associations phytoplanctoniques indicatrices de la pollution par le zinc

C. R. Loez, A. Saliban et M. L. Topalian

---

Volume 11, numéro 3, 1998

URI : [id.erudit.org/iderudit/705309ar](https://doi.org/10.7202/705309ar)  
<https://doi.org/10.7202/705309ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

---

### Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN 0992-7158 (imprimé)  
1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

---

### Citer cet article

Loez, C., Saliban, A. & Topalian, M. (1998). Associations phytoplanctoniques indicatrices de la pollution par le zinc. *Revue des sciences de l'eau*, 11 (3), 315-332. <https://doi.org/10.7202/705309ar>

Tous droits réservés © Revue des sciences de l'eau, 1998

### Résumé de l'article

Quatre bioessais in vitro ont été réalisés pour évaluer la réponse des communautés phytoplanctoniques naturelles à différentes concentrations de zinc (2,5; 10; 20 - 25 et 40 - 50 mg.l<sup>-1</sup>). Les essais réalisés au cours des quatre saisons, ont été menés en conditions contrôlées pendant un mois avec des échantillonnages tous les 2-3 jours.

La réponse algale fut variable selon la saison et dépendante des concentrations en Zinc, des espèces algales, de la densité de l'inoculum et de la température. 2,5 et 10 mg Zinc.l<sup>-1</sup> dans le milieu de culture ont stimulé la croissance de certaines diatomées; à une concentration de Zinc de 20-25 mg.l<sup>-1</sup> *Chlorella vulgaris* (Chlorophyceae) s'est particulièrement développée, et, dans des systèmes contenant 40-50 mg Zinc.l<sup>-1</sup> une mortalité importante a été généralement trouvée, à l'exception de *Chlorella vulgaris* et de quelques espèces de diatomées qui se sont montrées tolérantes au zinc: *Cyclotella meneghiniana*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula* sp., *Nitzschia palea*, *Nitzschia* sp., *Pinnularia biceps*, *Synedra acus* et *Synedra ulna* var. *amphirrhynchus*.

Les Cyanophyceae, les Euglenophyceae, les Tribophyceae, les Chrysophyceae, les Zygothyceae et les Dinophyceae ont été particulièrement sensibles. En présence d'inoculum abondants, la sensibilité au Zinc a été observée à partir de 25 mg.l<sup>-1</sup> (automne-20° C, printemps-20°C et été-25°C); par contre, en présence d'inoculum peu denses, elle est apparue dès 10 mg.l<sup>-1</sup> (hiver-15°C).

De manière générale, à mesure que la concentration de Zinc augmentait, *Chlorella vulgaris* Biej. est devenue graduellement, le taxon dominant; ce qui a eu pour conséquence une diminution de la diversité du système algal testé. Des communautés plus simples se sont alors développées, dominées presque toutes par des espèces tolérantes au Zinc.

---

Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter en ligne. [<https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-d-utilisation/>]

---



Cet article est diffusé et préservé par Érudit.

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche. [www.erudit.org](http://www.erudit.org)

## Associations phytoplanctoniques indicatrices de la pollution par le zinc

### Phytoplanktonic associations as indicators of zinc pollution

C.R. LOEZ<sup>1, 2 \*</sup>, A. SALIBIAN<sup>1, 3</sup> et M.L. TOPALIAN<sup>1</sup>

Reçu le 7 novembre 1996, accepté le 9 janvier 1998\*\*.

#### SUMMARY

In order to study the response of native phytoplanktonic communities to different zinc concentrations (2.5, 10, 20-25 and 40-50 mg·L<sup>-1</sup>), four bioassays *in vitro* were carried out. They were conducted in autumn, winter, spring and summer under controlled conditions during a month and the samplings were performed each 2-3 days.

The algal responses were variable according to the season and zinc-concentration, species, inoculum density and temperature dependent.

2.5 and 10 mg·L<sup>-1</sup> of zinc in the test medium caused a stimulatory effect on the growth rate of certain diatoms; with 20-25 mg·L<sup>-1</sup> of zinc the development of *Chlorella vulgaris* (Chlorophyceae) was stimulated, and with 40-50 mg·L<sup>-1</sup> of zinc it was generally found important mortality rates except for *Chlorella vulgaris* and for some tolerant diatom species: *Cyclotella meneghiniana*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula* sp., *Nitzschia palea*, *Nitzschia* sp., *Pinnularia biceps*, *Synedra acus* and *Synedra ulna* var. *amphirrhynchus*.

The Cyanophyceae, Euglenophyceae, Tribophyceae, Chrysophyceae, Zygothyceae and Dinophyceae were particularly sensitive to zinc.

In presence of abundant inoculums, the sensitivity to zinc was observed up to 25 mg·L<sup>-1</sup> (autumn-20°C, spring-20°C and summer-25°C) while in presence of smaller inoculums the sensitivity manifested up to 10 mg·L<sup>-1</sup> (winter-15°C).

1. Programa de Ecofisiología Aplicada, Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján (UNLu), C.C 221, (6700) Luján (B), Buenos Aires, Argentina.
2. Laboratorio de Limnología y Ficología, Departamento de Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Ciudad Universitaria, Pabellón II, (1428) Buenos Aires, Argentina.
3. Comisión de Investigaciones Científicas, La Plata, Argentina.

\* Correspondance.

\*\* Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 avril 1999.

In general, as zinc concentration increased, *Chlorella vulgaris* gradually became the dominant taxon and thus, a decrease in the specific diversity of the assayed algal system made of zinc-tolerant species was observed.

**Key-words:** *phytoplankton, pollution, multispecific algal bioassay, dissolved heavy metals, zinc, freshwater, Reconquista River (Argentina), South America.*

## RÉSUMÉ

Quatre bioessais *in vitro* ont été réalisés pour évaluer la réponse des communautés phytoplanctoniques naturelles à différentes concentrations de zinc (2,5 ; 10 ; 20-25 et 40-50 mg·L<sup>-1</sup>). Les essais réalisés au cours de chacune des quatre saisons, ont été menés en conditions contrôlées pendant un mois avec des échantillonnages tous les 2-3 jours.

La réponse algale fut variable selon la saison et dépendante des concentrations en zinc, des espèces algales, de la densité de l'inoculum et de la température.

2,5 et 10 mg Zn·L<sup>-1</sup> dans le milieu de culture ont stimulé la croissance de certaines diatomées ; à une concentration de zinc de 20-25 mg·L<sup>-1</sup> *Chlorella vulgaris* (Chlorophyceae) s'est particulièrement développée, et, dans des systèmes contenant 40-50 mg Zn·L<sup>-1</sup> une mortalité importante a été généralement trouvée, à l'exception de *Chlorella vulgaris* et de quelques espèces de diatomées qui se sont montrées tolérantes au zinc : *Cyclotella meneghiniana*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula* sp., *Nitzschia palea*, *Nitzschia* sp., *Pinnularia biceps*, *Synedra acus* et *Synedra ulna* var. *amphirrhynchus*.

Les Cyanophyceae, les Euglenophyceae, les Tribophyceae, les Chrysophyceae, les Zygothryxales et les Dinophyceae ont été particulièrement sensibles.

En présence d'inoculum abondants, la sensibilité au zinc a été observée à partir de 25 mg·L<sup>-1</sup> (automne-20 °C, printemps-20 °C et été-25 °C) ; par contre, en présence d'inoculum peu denses elle est apparue dès 10 mg·L<sup>-1</sup> (hiver-15 °C).

De manière générale, à mesure que la concentration de zinc augmentait, *Chlorella vulgaris* Biej. est devenue graduellement, le taxon dominant ; ce qui a eu pour conséquence une diminution de la diversité du système algal testé. Des communautés plus simples se sont alors développées, dominées presque toutes par des espèces tolérantes au zinc.

**Mots clés :** *phytoplankton, pollution, bioessai algal multispécifique, métaux lourds dissous, zinc, eau douce, rivière Reconquista (Argentine), Amérique du Sud.*

## INTRODUCTION

La pollution de la plupart des eaux continentales en Argentine est sévère (ZALAZAR, 1996). Dans la Province de Buenos Aires, tous les ans sont déversés des milliers de tonnes d'effluents avec des métaux lourds qui peuvent atteindre les rivières et ruisseaux des alentours de la ville de Buenos Aires. L'impact est d'autant plus important que plus de 13 millions d'habitants ne sont pas raccordés à l'épuration.

Peu de travaux d'évaluation de la qualité des eaux superficielles sont menés en Argentine, et la plupart concernent les aspects physico-chimiques, sans prendre en compte la biologie de l'environnement. Pourtant, les fluctuations de la qualité de l'eau peuvent ne pas être détectées par des analyses chimiques ponctuelles et intermittentes tandis que la biocénose fournit une réponse intégrée aux changements de l'environnement.

Les phytoplanctonologistes ont abordé ce genre d'études surtout pour détecter des groupements d'algues représentatifs de différentes conditions d'environnement ou de divers degrés de pollution. À partir de leur identification, il est possible de définir des associations de taxa qui peuvent se révéler très utiles pour caractériser les environnements pollués (WHITTON et KELLY, 1995).

La présence de métaux lourds affecte depuis longtemps les écosystèmes (NRIAGU, 1996). En particulier, ils diminuent leur productivité et leur biodiversité (WHITTON, 1984), et ont une action toxique sur les organismes aquatiques. De même, les transformations physico-chimiques et les processus métaboliques complexes de la biocénose peuvent aussi affecter leur biodisponibilité ; en outre, ces éléments peuvent se biomagnifier, entrer dans les chaînes trophiques et devenir dangereux pour la santé humaine. Étant donné que divers facteurs de l'environnement peuvent influencer un certain habitat, les métaux lourds peuvent restreindre la distribution des espèces, mais non pas les définir (FOSTER, 1982a).

En particulier, le zinc est un élément essentiel pour la plupart des organismes, mais les 77 à 375 millions de kg de zinc qui se déversent annuellement dans les écosystèmes aquatiques provenant aussi bien d'égouts urbains que des industries du papier, de pétrochimie, de métallurgie et de teinture (CRAIG, 1986 ; NRIAGU et PACYNA, 1988) constituent un danger potentiel.

Quel rôle jouent les bioessais comme critère pour juger la qualité des eaux ? De nos jours, une grande quantité de substances polluantes entrent dans les systèmes aquatiques. La grande complexité de ce cocktail peut être analysée par les méthodes physico-chimiques. Les analyses chimiques peuvent qualifier et quantifier une substance, mais elles ne peuvent rien dire sur les effets biologiques de celle-ci : ce qui vaut pour une seule substance, peut être différent quand il s'agit d'un mélange complexe. De plus, beaucoup d'entre elles déclenchent des réactions biologiques à des concentrations très faibles. Enfin, la qualité de l'eau (pH, oxygène dissous, etc.) peut avoir une grande influence sur la toxicité des substances (HUNTSMAN et SUNDA, 1980).

Les bioessais sont donc utiles pour évaluer la qualité de l'eau et quantifier l'effet des métaux lourds sur les producteurs primaires aquatiques. La plupart de ces études écotoxicologiques se réfèrent aux réponses de cultures algales unispécifiques, mais l'effet secondaire ou indirect de ces métaux, comme, par exemple, les modifications dans la structure et la dynamique des communautés, ont reçu moins d'attention (CLÉMENTS, 1991). Pourtant, les tests monospécifiques ont une application écologique limitée, car la plupart des mécanismes homéostatiques qui opèrent dans une communauté (compétition intra et interspécifique, etc.) et les sensibilités différentes des multiples espèces ne peuvent pas être étudiées (CAIRNS, 1985). Dans ce contexte, BLANCK *et al.* (1988), proposent vivement l'utilisation du PICT (Pollution-Induced Community Tolerance) aussi bien dans des études de laboratoire que de terrain, comme un outil écotoxicologique qui permet de détecter la pression sélective qui se produit dans une communauté affectée par des agents toxiques.

Dans la rivière Reconquista nous avons trouvé, entre les années 1985 et 1990, des communautés phytoplanctoniques variées et assez abondantes

(LOEZ et SALIBIAN, 1990) alors que les concentrations en zinc étaient de 1,2 à 4 mg·L<sup>-1</sup> de zinc dissous (TOPALIAN *et al.*, 1990). Ceci nous a amenés à étudier l'effet du zinc sur ces microalgues.

L'hypothèse de cette étude était la suivante : si on inoculait un échantillon de phytoplancton provenant d'un point peu pollué de la rivière (amont), et on l'incubait dans un milieu contenant du zinc à des concentrations similaires et/ou supérieures à celles trouvées dans un point plus pollué (aval), la communauté algale devrait répondre en changeant sa structure en une autre, similaire à celle des endroits naturels pollués par ce métal (SALIBIAN *et al.*, 1991).

Les objectifs étaient les suivants : 1. étudier les effets de différentes concentrations de zinc sur la structure et la dynamique algale de l'amont. 2. analyser l'incidence des concentrations croissantes du métal sur la richesse, l'équitabilité et la diversité spécifiques des cultures. 3. détecter des associations de microalgues tolérantes à des concentrations élevées de zinc.

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

Quatre bioassais saisonniers (automne, hiver, printemps 1989 et été 1990) ont été menés pour étudier l'effet du zinc sur le phytoplancton (microplancton) de la rivière Reconquista en conditions contrôlées de laboratoire (*tableau 1*).

**Tableau 1** Conditions expérimentales des bioessais.

**Table 1** *Experimental conditions of the bioassays.*

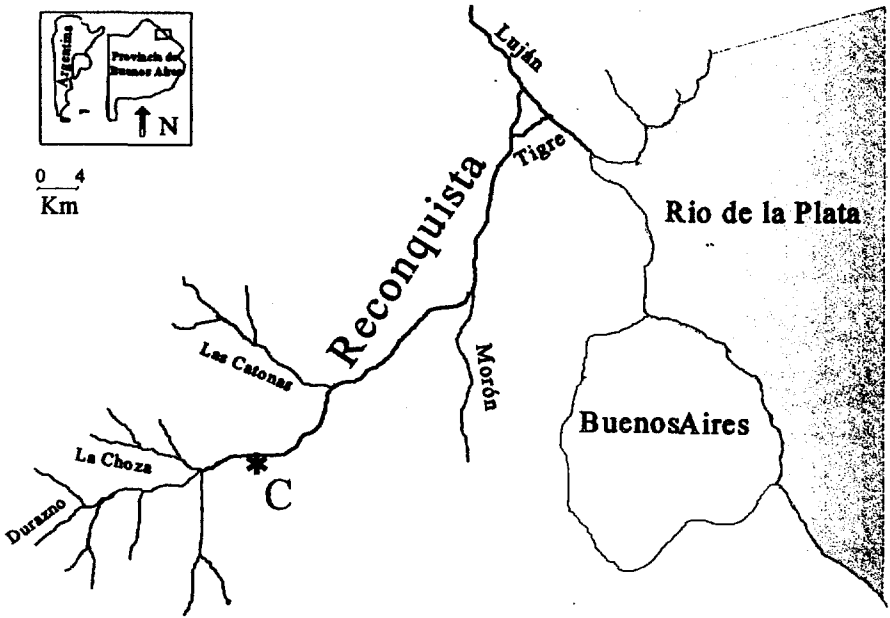
	Automne	Hiver	Printemps	Été
Durée (jours)	24	25	27	26
Nombre de prélèvements	11	11	10	9
Température (°C)	20	15	20	25
Photopériode (hs lumière/obscurité)	12/12	10/14	12/12	14/10
Concentrations de Zn (mg·L <sup>-1</sup> )				
Zn-2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Zn-10	10,0	10,0	10,0	10,0
Zn-25	25,0	25,0	20,0	25,0
Zn-50	50,0	50,0	40,0	50,0

### Échantillonnages et mesures dans la rivière

La collecte d'échantillons a été réalisée près de la source de la rivière, à Cascallares (*figure 1*), lieu que nous avons caractérisé comme de faible pollution (LOEZ et SALIBIAN, 1990).

La température, le pH et la conductivité de l'eau ont été mesurés avec des sondes Luftman, avec correction automatique de température.

L'oxygène dissous a été estimé selon la méthode de Winkler modifiée avec l'addition de NaN<sub>3</sub> (APHA, 1975) ainsi qu'avec une sonde.



**Figure 1** Localisation géographique de la rivière Reconquista et de la station de prélèvement C (Cascallares).  
*Geographic location of the Reconquista River showing the position of the sampling station C (Cascallares).*

Pour évaluer la concentration de zinc total et dissous, nous avons suivi la technique APHA (1975). La détermination a été effectuée avec les spectrophotomètres d'absorption atomique Varian Techtron Mod. 70 et Instrumental Laboratory Mod. 457.

Les échantillons de phytoplancton (microplancton) subsuperficiel (profondeur < 1 m) ont été collectés dans l'amont de la rivière, avec un filet conique de 15 µm de maille (tableau 2).

Le phytoplancton concentré vivant, destiné aux cultures, a été conservé dans des récipients de plastique rincés préalablement avec de l'eau bidistillée. Dans l'heure suivant l'échantillonnage le phytoplancton a été transporté, au froid, au laboratoire. Un autre échantillon a été prélevé simultanément et divisé en 2 : une partie a été fixée avec une solution de Lugol 3 % pour analyser la taxocénose et estimer la densité initiale de l'inoculum, et l'autre a été conservée *in vivo* pour faciliter les déterminations taxinomiques au niveau spécifique. Au cours des bioessais, nous avons vérifié l'absence de spécimens de zooplancton qui auraient pu avoir un effet prédateur sur le phytoplancton destiné aux bioessais (SOMMER, 1983).

**Tableau 2** Paramètres physicochimiques et biologiques mesurés dans des échantillons du Rio Reconquista pris à Cascallares.

**Table 2** Physicochemical and biological parameters of samples of the Reconquista river taken at Cascallares.

	Automne	Hiver	Printemps	Été
Date d'échantillonnage	10/5/89	23/8/89	4/12/89	5/3/90
Eau filtrée (L)	126	202	80	81
Phytoplancton concentré (mL)	2630	3000	1320	2740
pH	7,98	7,78	8,09	5,44
Oxygène dissous (mg·L <sup>-1</sup> )	2,15	1,88	13,11	15,6
Conductivité (μS·cm <sup>-1</sup> )	1373	196	1500	383
Température (°C)	11,9	9,2	24,0	20,6
Zn total (mg·L <sup>-1</sup> )	0,60	0,60	0,92	0,79
Zn dissous (mg·L <sup>-1</sup> )	0,30	0,30	0,35	0,65
Densités algales (indiv·mL <sup>-1</sup> ) (%)				
Totales	3474 (100)	30 (100)	16085 (100)	3775 (100)
Bacillariophyceae	41 (1)	24 (83)	12 (< 0,1)	8 (0,1)
Chlorophyceae	3434 (99)	2 (6)	16023 (99)	3739 (99)
Cyanophyceae	< 1 (< 0,1)	3 (8)	8 (< 0,1)	18 (< 0,5)
Euglenophyceae	< 1 (< 0,1)	1 (3)	42 (< 0,3)	8 (< 0,1)
Tribophyceae + Dinophyceae + Zygophyceae + Chrysophyceae	< 1 (< 0,1)	< 1 (< 0,1)	0 (0)	2 (< 0,1)
Richesse spécifique	2	6	3,1	6,2
Équitabilité	0,1	2,4	< 0,1	0,9
Diversité spécifique (bits)	0,1	2,4	< 0,1	1,3

### Technique des bioessais

Les cultures algales ont été réalisées dans des tubes de verre de 300 mL bouchés et interconnectés par un système d'aération, pour éviter l'évaporation et l'agrégation des cellules.

Tout le matériel utilisé, ainsi que le milieu d'incubation ont été autoclavés préalablement durant 15 min à 120 °C et à 1,5·10<sup>5</sup> Pa.

Étant donné que la succession des espèces phytoplanctoniques résulte de la compétition due aux éléments nutritifs limitants (SOMMER, 1983), nous avons assuré la provision de ces éléments tout le long des bioessais en inoculant 50 mL de phytoplancton vivant concentré dans 200 mL de milieu de culture liquide Detmer modifié par ACCORINTI (1960) (tableau 3). La solution mère de 1 000 mgZn·L<sup>-1</sup> a été préparée aussi bien avec du chlorure de zinc obtenu à partir d'une poudre de zinc Merck et du HCl qu'avec des solutions de ZnCl<sub>2</sub> patron Sigma. Des aliquotes de cette solution ont été ajoutées aux tubes de culture pour arriver aux concentrations nominales finales de zinc de : 2,5 (Zn-2,5), 10,0 (Zn-10), 20-25,0 (Zn-25) et 40-50,0 (Zn-50) mg·L<sup>-1</sup>. Simultanément, nous avons inoculé des témoins, sans zinc. Comme le pH des concentrations les plus élevées avait diminué notablement, nous avons ajouté un tube avec 50 mg·L<sup>-1</sup> de zinc en milieu tamponné avec du TRIS (hydroximéthylaminométhane) (Zn-50 TRIS) (pH 6,5).

**Tableau 3** Composition chimique du milieu nutritif utilisé.**Table 3** Chemical composition of the used nutrient medium.

En mg · L <sup>-1</sup>	
Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	227,27
KPO <sub>4</sub> H <sub>2</sub>	56,82
MgSO <sub>4</sub>	56,82
KCl	56,82
FeCl <sub>3</sub>	1,25
Ac. tartrique	1,25
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	0,72
MnCl <sub>2</sub>	0,29
ZnCl <sub>2</sub>	0,03
CuCl <sub>2</sub>	0,01

Nous avons travaillé avec trois séries de tubes échantillonnés (15 mL) alternativement pour réduire la perturbation des cultures. Les éprouvettes ont été placées dans une chambre d'incubation Ghilon Mod. TC 120 éclairée (10,03  $\mu\text{mol photons}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{sec}^{-1}$ ). Les bioessais ont été menés, sous des conditions contrôlées d'intensité lumineuse, photopériode et température, pendant 24 à 27 jours (*tableau 1*). La température et la photopériode de culture ont été choisies en fonction des moyennes de la saison enregistrées auparavant dans la rivière (hiver : 15 °C – 10/14 heures lumière/obscurité ; automne et printemps : 20 °C – 12/12 h. et été : 25 °C – 14/10 h.).

### Échantillonnages et déterminations au laboratoire

Après 2-3 jours d'adaptation des cultures, une première série d'échantillonnages a été réalisée, puis les échantillonnages suivants ont été effectués tous les 2-3 jours. Le pH, la concentration de zinc total et dissous ont été mesurés avec les techniques décrites précédemment. La structure du phytoplancton a été étudiée de la manière suivante : les échantillons d'eau ont été fixés avec une solution de Lugol 3 %. Le dénombrement a été réalisé au moyen d'un microscope inversé Zeiss selon la méthode d'UTERMOHL (1958), au niveau spécifique, avec une erreur  $\leq 25\%$  (VENRICK, 1978). Pour les algues coloniales et filamenteuses, nous avons établi, par convention, une unité.

### Analyses numériques et statistiques

La réponse du phytoplancton à différentes concentrations de zinc a été exprimée par la variation des densités spécifiques au cours des bioessais pour chaque traitement.

Pour mettre en évidence une action possible du zinc sur la communauté algale, nous avons calculé les indices de diversité spécifique (SHANNON et WEAVER, 1963), d'équitabilité et de richesse spécifique (PIELOU, 1966) ceux qui peuvent refléter le « stress » de la biocénose face à un phénomène de pollution (MAGURRAN, 1983).

Pour chaque bioessai, aussi bien dans les témoins que dans les traitements, nous avons mené une analyse de groupement des espèces algales (ROMES-



BURG, 1984) en utilisant l'indice de Manhattan et la liaison de moyenne non pondérée (UPGMA) (SOKAL et SNEATH, 1963). Les taxa moins fréquents (présence < 30 %) et moins abondants ont alors été retirés puisque leur inclusion peut perturber l'analyse globale.

Les densités spécifiques ont été au préalable transformées logarithmiquement pour éviter que de grandes variations dans la densité des espèces fréquentes masquent les fluctuations de la densité des espèces rares pouvant avoir une signification écologique (ALLEN et KOONCE, 1973).

## RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

### Échantillonnages et mesures dans la rivière

Les résultats les plus remarquables (*tableau 2*) ont été, entre autres, la faible concentration d'oxygène dissous en automne et en hiver, les faibles conductivités d'hiver et d'été coïncidant avec les plus faibles densités algales, produit du pouvoir diluant des pluies et des crues enregistrées quelques jours avant l'échantillonnage. La concentration en oxygène dissous et le pH élevés du printemps sont en rapport avec l'intense activité photosynthétique.

Les Chlorophyceae ont représenté la classe dominante (99 %) à presque toutes les saisons à l'exception de la saison hivernale où les diatomées étaient bien représentées. Les autres classes (Cyanophyceae, Euglenophyceae, Tribophyceae, Dinophyceae, Zygothryxaceae et Chrysophyceae) n'ont pas dépassé, ensemble, 1 % de la densité totale.

### Bioessais

Les paramètres physico-chimiques suivis (pH, zinc total et dissous) durant les différents bioessais, aussi bien dans les témoins que dans chaque série expérimentale, n'ont connu que peu de variations (*tableau 4*), ce qui indique un schéma méthodologique correct utilisé dans ces bioessais.

Le pH des tubes contenant les concentrations élevées en zinc a été particulièrement faible en hiver, ce qui pourrait être expliqué par l'inoculum peu concentré, étant donné la faible densité algale dans la rivière à cette saison. Le pouvoir tampon dû à l'activité photosynthétique des cultures n'a probablement pas été aussi intense qu'à d'autres saisons de l'année, où les valeurs inférieures de pH ont été trouvées seulement dans les tubes Zn-50 (TOPALIAN et LOEZ, 1994).

Quant à l'influence du faible pH, l'effet délétère du zinc a été observé surtout vers la fin des bioessais avec les concentrations les plus élevées de zinc. Dans les traitements Zn-50 (milieu non tamponné) les densités algales ont été les mêmes que dans Zn-50 TRIS (milieu tamponné) et toujours avec le même schéma de développement.

Le métal a eu différents effets selon sa concentration et les espèces algales : 1. inhibition (action toxique), les algues se sont révélées très sensibles (S) ; 2. stimulation (action nutritive) (SHEHATA et BADR, 1980), de rares espèces nous ont paru être stimulées par le métal (A) puisqu'elles ont été trouvées seulement dans

**Tableau 4** Valeurs des pH et des concentrations de Zn pendant les essais (moyennes  $\pm$  ESM ; nombre d'échantillons).**Table 4** pH and Zn concentrations of the bioassays (means  $\pm$  SEM; number of samples).

	Automne	Hiver	Printemps	Été
<b>pH</b>				
Témoïn	7,88 $\pm$ 0,04 (10)	6,60 $\pm$ 0,20 (11)	7,98 $\pm$ 0,15 (10)	7,30 $\pm$ 0,30 (10)
Zn-2,5	7,87 $\pm$ 0,05 (10)	6,60 $\pm$ 0,10 (11)	7,87 $\pm$ 0,03 (10)	7,15 $\pm$ 0,21 (10)
Zn-10	7,64 $\pm$ 0,04 (10)	3,30 $\pm$ 0,30 (11)	7,71 $\pm$ 0,02 (10)	5,97 $\pm$ 0,18 (10)
Zn-25	6,54 $\pm$ 0,04 (10)	2,70 $\pm$ 0,20 (11)	7,08 $\pm$ 0,06 (10)	2,83 $\pm$ 0,11 (10)
Zn-50	2,55 $\pm$ 0,22 (11)	2,40 $\pm$ 0,10 (11)	3,32 $\pm$ 0,05 (10)	2,51 $\pm$ 0,09 (10)
Zn-50 TRIS	–	6,70 $\pm$ 0,10 (11)	6,72 $\pm$ 0,02 (10)	5,84 $\pm$ 0,24 (10)
<b>Zn total (mg · L<sup>-1</sup>)</b>				
Témoïn	0,55 $\pm$ 0,04 (7)	0,70 $\pm$ 0,20 (8)	0,78 $\pm$ 0,05 (9)	1,07 $\pm$ 0,59 (10)
Zn-2,5	3,30 $\pm$ 0,31 (9)	3,20 $\pm$ 0,50 (10)	2,10 $\pm$ 0,18 (9)	3,07 $\pm$ 0,80 (10)
Zn-10	11,70 $\pm$ 1,00 (10)	9,50 $\pm$ 1,10 (9)	8,01 $\pm$ 0,71 (10)	13,33 $\pm$ 3,25 (9)
Zn-25	26,11 $\pm$ 1,00 (11)	20,50 $\pm$ 3,70 (10)	19,26 $\pm$ 0,85 (10)	26,73 $\pm$ 2,57 (9)
Zn-50	56,27 $\pm$ 4,53 (11)	44,50 $\pm$ 2,10 (10)	39,32 $\pm$ 0,71 (10)	48,44 $\pm$ 5,84 (9)
Zn-50 TRIS	–	39,80 $\pm$ 3,10 (8)	36,73 $\pm$ 1,44 (10)	44,49 $\pm$ 8,87 (9)
<b>Zn dissous (mg · L<sup>-1</sup>)</b>				
Témoïn	0,43 $\pm$ 0,06 (9)	0,30 $\pm$ 0,10 (9)	0,39 $\pm$ 0,06 (10)	0,76 $\pm$ 0,42 (10)
Zn-2,5	2,73 $\pm$ 0,21 (10)	2,40 $\pm$ 0,20 (9)	1,88 $\pm$ 0,14 (10)	2,57 $\pm$ 0,74 (9)
Zn-10	9,56 $\pm$ 0,98 (10)	9,00 $\pm$ 0,30 (9)	6,99 $\pm$ 0,36 (10)	11,60 $\pm$ 1,64 (9)
Zn-25	24,46 $\pm$ 1,00 (8)	21,00 $\pm$ 0,80 (10)	17,88 $\pm$ 0,77 (10)	23,39 $\pm$ 4,77 (9)
Zn-50	52,06 $\pm$ 4,38 (8)	42,40 $\pm$ 1,90 (10)	37,47 $\pm$ 0,79 (10)	43,52 $\pm$ 8,76 (9)
Zn-50 TRIS	–	38,02 $\pm$ 4,12 (10)	35,92 $\pm$ 1,43 (10)	41,15 $\pm$ 9,53 (10)

les tubes contenant des concentrations en zinc les plus élevées ; 3. pas d'effet, quelques taxa ont été indifférents (I) à la concentration de zinc. Certaines espèces ont eu un comportement variable selon les différents bioessais (tableau 5).

Les classes dominantes ont été les Chlorophyceae et les Bacillariophyceae (tableau 6). La seconde a été, en général, remplacée par la première au cours des bioessais, ceci aussi bien dans les témoins que dans les traitements avec zinc.

En particulier, *Chlorella vulgaris* Biej. a été stimulée par le zinc. L'« explosion » de cette chlorococcale en présence de concentrations élevées de zinc a contrasté de manière importante avec la forte diminution dans les témoins, ce qui pourrait s'expliquer par sa tolérance au zinc (FOSTER, 1982b). D'autres auteurs indiquent sa capacité à concentrer des métaux (WHITTON, 1984) et proposent différentes hypothèses sur la capacité de quelques espèces de *Chlorella* pour s'opposer à la toxicité des métaux : 1. par complexation des ions métalliques, 2. par la formation de produits d'excrétion, 3. par adsorption de complexes aux parois de la cellule (MICHNOWICZ et WEAKS, 1984).

Les diatomées se sont montrées plus sensibles au métal en général à partir de Zn-25 (tableau 6). Dans nos bioessais deux groupes bien définis se sont donc formés : celui des chlorophycées coccoïdes très tolérantes et celui des diatomées plus sensibles. GENTER *et al.* (1987) ont montré aussi ces variations de sensibilité

Tableau 5 Tolérance spécifique au zinc dans les essais.

Table 5 Specific tolerance to zinc in the bioassays.

	Automne	Hiver	Printemps	Été
<b>Chlorophyceae</b>				
<i>Actinastrum hantzschii</i>				A
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	A			
<i>Botryococcus braunii</i>				A
<i>Chlorella vulgaris</i> (*) (CHLVUL)	I	I	I	I
<i>Chlamydomonas</i> sp. (CHLAMY)	S	I	I	
<i>Chorycistis chodatti</i>			I	
<i>Closteriopsis</i> sp.				S
<i>Coelastrum microporum</i>			S	I
<i>C. reticulatum</i>				S
<i>Crucigenia crucifera</i>		S		I
<i>Crucigeniella crucifera</i>				A
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> (DICEHR)	S			I
<i>Kirchneriella obesa</i>			S	S
<i>Lobocystis</i> sp.				S
<i>Micractinium pussillum</i>				S
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (MONARC)	S	I	S	I
<i>M. komarkovae</i>			S	
<i>M. contortum</i>			I	
<i>M. pussillum</i>				A
<i>Monoraphidium</i> sp.				S
<i>Oocystis borgei</i>				S
<i>Pediastrum duplex</i>				I
<i>P. simplex</i>				S
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	S			S
<i>S. acutus</i>		A		
<i>S. alternans</i>				S
<i>S. intermedius</i>				I
<i>S. bicaudatus</i>				A
<i>S. longispina</i>				S
<i>S. peccensis</i>			S	S
<i>S. quadricauda</i> (SSCQUAD)	I		S	I
<i>S. verrucosus</i>				I
<i>Scenedesmus</i> sp.			S	I
<i>Selenastrum</i> sp.				I
<i>Sphaerocystis</i> sp.				I
<i>Tetrastrum komarekii</i>			S	
<b>Zygothryxaceae</b>				
<i>Closterium moniliferum</i>				I
<i>Closterium</i> sp.		I	S	
<i>C. acutum</i>			S	
<i>Cosmarium botrytis</i>				S
<i>C. transvaalense</i>				S
<b>Tribophyceae</b>				
<i>Goniochloris parvulus</i> (GONIPA)	S			I
<i>Ophiocytium</i> sp.				I
<b>Bacillariophyceae</b>				
<i>Achnantes lanceolata</i> (ACHLAN)	S	I	S	I
<i>Aulacoseira granulata</i>	A			I
<i>Caloneis</i> sp. (CALONE)	S	I		I
<i>Cocconeis placentula</i> (COCPLA)	S	I	I	I
<i>Cyclotella meneghiniana</i> (CYCMEN)	S	I	I	I

	Automne	Hiver	Printemps	Été
<i>Cymbella cistula</i> (CYMCIS)		I		I
<i>Denticula elegans</i> (DENTEL)		I		A
<i>Eunotia</i> sp.				S
<i>Fragilaria</i> sp. (FRAGIL)				S
<i>Gomphonema montanum</i>		I	A	I
<i>G. parvulum</i> (*) (GOMPAR)	I	I	I	I
<i>Gomphonema</i> sp.			A	I
<i>Hantzschia</i> sp. (HANTZS)		I		
<i>Melosira varians</i> (MELVAR)		I		A
<i>Navicula</i> sp. (NAVICU)	I	I	S	I
<i>Nitzschia palea</i> (*) (NITPAL)	I	I	I	I
<i>Nitzschia</i> sp. (NITZSC)		I		I
<i>Pinnularia biceps</i> (*) (PINBIC)	I	I	I	I
<i>P. viridis</i>		S		
<i>Pinnularia</i> sp.				I
<i>Pleurosigma delicatulum</i>	S			
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	S			
<i>Surirella ovata</i> (SUROVA)	S			
<i>S. ovalis</i>				A
<i>Synedra acus</i> (*) (SYNACU)	I	I	I	I
<i>S. ulna</i> (SYULAM)	I	I		I
<i>Synedra</i> sp.				S
<b>Cyanophyceae</b>				
<i>Anabaena spiroides</i>			A	
<i>Anabaena</i> sp. (ANABAE)		I		
<i>Aphacocapsa elaschista</i>				S
<i>Chroococcus</i> sp. (CHROOC)		S		A
<i>Lyngbia contorta</i>				A
<i>Lyngbia</i> sp.				I
<i>Oscillatoria angustissima</i> (OSANGU)		A	S	
<i>O. boryana</i> (OSBORY)		I	I	
<i>O. chlorina</i>				S
<i>Oscillatoria</i> sp.	S		I	
<i>Merismopedia minima</i>				I
<i>Microcystis aeruginosa</i>		A		I
<i>Mixosarcyna burmensis</i>			I	I
<i>Spirulina major</i>	S			
<b>Euglenophyceae</b>				
<i>Euglena acus</i>				A
<i>E. gracilis</i>		A	I	
<i>E. viridis</i>			I	
<i>Euglena</i> sp. (*) (EUGLEN)	I	I	I	I
<i>Phacus</i> sp.				I
<i>Strombomonas verrucosa</i>	I		I	I
<i>Trachelomonas planctonica</i>	I		I	S
<b>Chrysophyceae</b>				
<i>Dinobryon</i> sp.				A
<b>Dinophyceae</b>				
<i>Peridinium</i> sp.				A

Espèces sensibles (S) = présentes dans les témoins, Zn-2,5 et Zn-10.

Espèces indifférentes (I) = présentes aussi bien dans les témoins que dans les différentes concentrations de Zn.

Espèces stimulées (A) = présentes seulement dans Zn-25, Zn-50 et Zn-50 TRIS.

(\*) Espèces avec un comportement similaire dans toutes les saisons.

(Entre parenthèses l'abréviation utilisée dans la figure 1).

au zinc en étudiant des communautés périphytiques avec des taxocénoses comparables aux nôtres. Ces résultats suggèrent une étroite relation entre la parenté taxonomique et la sensibilité au toxique.

**Tableau 6** Densités algales minimales et maximales (indiv.mL<sup>-1</sup>) atteintes au cours des essais.

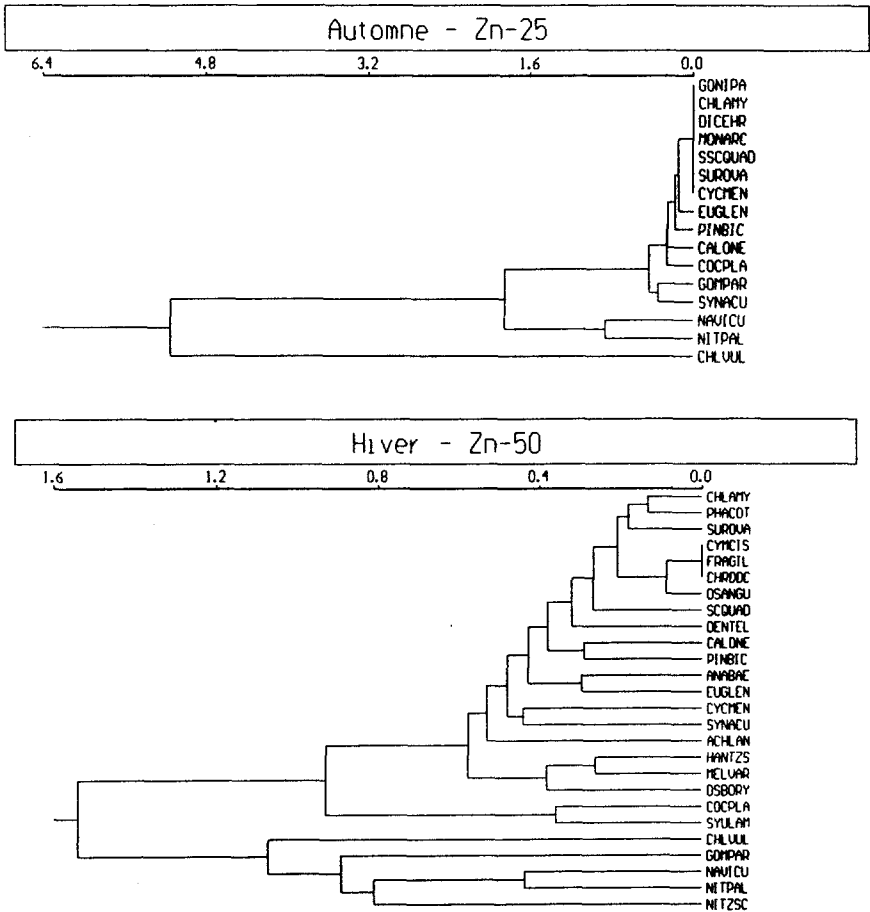
**Table 6** Minimum and maximum algal densities (indiv.mL<sup>-1</sup>) found along the assays.

	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Cyanophyceae	Euglenophyceae
<b>Automne</b>				
Témoin	411-37214	348-4965	0-29	0-72
Zn-2,5	2851-130173	390-45992	0-0	0-226
Zn-10	22686-230407	390-35151	0-414	0-92
Zn-25	32628-930880	34-1354	0-0	0-113
Zn-50	542-32896	135-739	0-0	0-24
Zn-50 TRIS	-	-	-	-
<b>Hiver</b>				
Témoin	23-3151	286-2031	0-215	0-46
Zn-2,5	23-4350	286-2772	0-84	0-36
Zn-10	23-37611	216-2730	0-90	0-21
Zn-25	23-5766	144-1145	0-95	0-31
Zn-50	23-1354	144-1147	0-170	0-85
Zn-50 TRIS	23-1900	256-1889	13-178	0-72
<b>Printemps</b>				
Témoin	3385-587556	0-7360	0-25296	0-1008
Zn-2,5	2387-306240	0-15872	0-3192	0-552
Zn-10	8064-409038	12-13133	0-19	0-260
Zn-25	16023-653942	0-1220	0-57	0-931
Zn-50	16023-655961	12-616	0-260	0-1000
Zn-50 TRIS	4380-264213	12-668	0-62	0-496
<b>Été</b>				
Témoin	1177-441746	50-4216	0-112	0-170
Zn-2,5	0-107415	0-6851	0-112	0-372
Zn-10	1400-387056	50-2680	0-204	0-476
Zn-25	408-22093	50-1933	0-112	38-288
Zn-50	207-35743	19-2158	0-182	0-390
Zn-50 TRIS	0-22093	0-1404	0-112	0-364

Les Cyanophyceae, les Euglenophyceae, les Zygothryxales, les Tribophyceae, les Dynophyceae et les Chrysophyceae ont été les classes les moins denses (environ 1 %). L'interprétation de leur virtuelle absence doit être pourtant prudente puisqu'elle peut être attribuée à l'effet combiné de leur faible densité dans l'inoculum, aux problèmes d'adaptation au milieu Detmer, aux effets toxiques du zinc, à un déplacement par compétition avec les groupes dominants, ou à d'autres facteurs comme, par exemple, la formation de substances inhibitrices du développement d'autres espèces (HORNSTROM, 1990).

Il est important de remarquer que le zinc a stimulé le développement d'une association algale formée par l'espèce dominante *Chlorella vulgaris* et les diatomées sous-dominantes : *Gomphonema parvulum* (Kütz.) Kütz (en automne et au

printemps), *Navicula* sp. et *Nitzschia palea* (Kütz.) Smith (en automne, en hiver et en été), *Nitzschia* sp. (au printemps et en été), *Pinnularia biceps* Greg. (au printemps), *Synedra acus* Kütz. (en automne), et *Synedra ulna* var. *amphyrrhynchus* (Ehr.) Grun. (en hiver et en été). À titre d'exemple, nous montrons, dans la figure 2, des dendrogrammes qui illustrent ces associations.



**Figure 2** Associations algales résultantes dans : a) l'essai d'automne (Zn-25). b) l'essai d'hiver (Zn-50). Voir tableau 5 pour les abréviations des espèces algales.

*Algal associations resulting from: a) bioassay of autumn (Zn-25). b) bioassay of winter (Zn-50). See table 5 for des abreviations of the algal species.*

Des auteurs ont considéré quelques uns de ces taxa comme indicateurs de pollution métallique. Il s'agit par exemple de : *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Simon, *Chlorella vulgaris*, *Cyclotella meneghiniana* Kütz., *Euglena acus* Ehr., *Euglena oxyuris* Schmarda, *Melosira varians* Ag., *Nitzschia palea*, *Pediastrum*

*boryanum* (Turp.) Menegh., *P. duplex* Meyen, *Synedra acus* (MARGALEF, 1969 ; PALMER, 1969).

De plus, la plupart des espèces citées dans nos bioessais comme tolérantes à la pollution métallique ont aussi été trouvées aussi bien auparavant dans ce cours d'eau (LOEZ et SALIBIAN, 1990) que dans deux rivières urbaines polluées, géographiquement proches de la rivière Reconquista. *Nitzschia palea* et *Gomphonema parvulum*, ont été dominantes aussi bien dans la rivière Luján que dans la Matanza-Riachuelo, et la présence de *Synedra acus* a aussi été permanente dans ce dernier cours d'eau (ALBERGHINA et LOEZ, 1991 ; CONFORTI *et al.*, 1995 ; DEL GIORGIO *et al.*, 1991).

La pollution métallique chronique peut avoir principalement deux effets sur la flore algale : quelques espèces normalement sensibles deviennent tolérantes, apparemment à travers des mécanismes génétiques, d'autres, naturellement résistantes, peuvent aussi être capables de coloniser des habitats pollués avec des métaux. Quelques espèces naturellement résistantes sont encore plus tolérantes quand elles ont été isolées d'un environnement soumis à de hautes teneurs en métaux (FOSTER, 1982b). Dans nos bioessais, les changements dans la structure de la communauté inoculée montrent que dans un site peu pollué comme Cascalares, il existe des espèces capables de tolérer, en milieu d'incubation, des quantités élevées de zinc, même plus importantes que celles qui ont été trouvées à l'aval de ce cours d'eau.

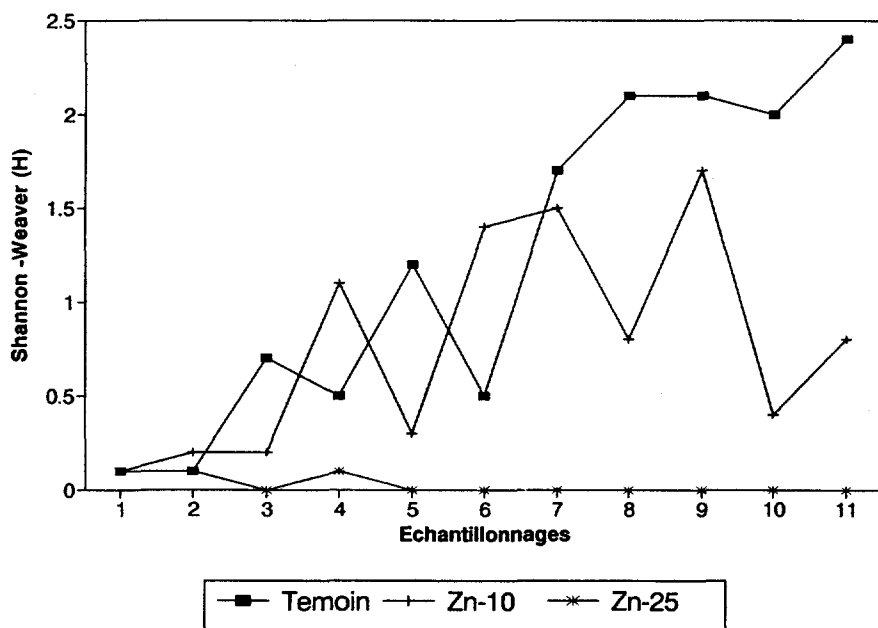
Quant à la diversité, dans presque tous les bioessais, l'équitabilité a été la composante la plus importante de la diversité spécifique. Ceci peut être attribué à la dominance de *Chlorella vulgaris* qui, graduellement, a augmenté sa densité dans les tubes contenant les concentrations les plus élevées de zinc. La présence de communautés dominées par quelques espèces tolérantes (LOEZ *et al.*, 1995) a eu pour conséquences la baisse de la diversité spécifique (figure 3).

L'action du zinc sur le phytoplancton semble avoir été différente selon la saison au cours de laquelle le bioessai a été réalisé, ce qui se traduit en des changements de la densité algale : avec des densités initiales de  $10^5$ - $10^6$  individus·mL<sup>-1</sup>, les chutes de densité ont été observées à partir de 25 mgZn·L<sup>-1</sup> (Zn-25) (automne, printemps et été) ; par contre, en présence d'inoculum peu denses ( $10^3$  individus·mL<sup>-1</sup>), elles sont apparues dès 10 mgZn·L<sup>-1</sup> (Zn-10) (hiver).

Ces différences peuvent être attribuées à divers facteurs qui influencent l'effet des métaux, comme la taille de l'inoculum (VASSEUR et PANDARD, 1988), la température (FOURNADZHIEVA *et al.*, 1995), la structure initiale de l'inoculum selon la saison (TAUB *et al.*, 1991), l'état physiologique des algues composant l'inoculum :

- La taille de l'inoculum (dépendant de la densité algale dans la rivière au moment du bioessai) : la toxicité de 50 mg·L<sup>-1</sup> (Zn-50) a été plus intense en hiver où l'inoculum a été le moins dense. *Chlorella-vulgaris* a atteint ses maximums de densité à différentes concentrations de zinc en relation avec la densité de l'inoculum. Ceci pourrait s'expliquer par une diminution de la toxicité dans les suspensions comprenant un grand nombre de cellules où la biodisponibilité du métal dans le milieu de culture décroît alors considérablement.

- La température : en hiver (15 °C) la toxicité exprimée en densité algale a été évidente déjà dans les traitements Zn-10 ; en automne et au printemps (20 °C) en Zn-25, et en été (25 °C) seulement en Zn-25 et en Zn-50 (tableau 6).



**Figure 3** Variation de la diversité spécifique au cours de l'essai d'automne (témoin, Zn-10 et Zn-25).

*Evolution of the specific diversity along the bioassay of autumn (controls, Zn-10 and Zn-25).*

– La composition initiale de l'inoculum (sa structure) : Les Chlorophyceae ont représenté la classe dominante (99 %) à presque toutes les saisons à l'exception de la saison hivernale où les diatomées étaient bien représentées. Les autres classes (Cyanophyceae, Euglenophyceae, Tribophyceae, Dinophyceae, Zygothryxaceae et Chrysophyceae) n'ont pas dépassé, ensemble, 1 % de la densité totale.

– L'état physiologique des algues composant l'inoculum.

D'autre part, il existe des mécanismes de capture du zinc dans le milieu d'incubation qui sont particulièrement actifs au cours des premières heures d'exposition, après quoi une situation stable se maintient (VYMAZAL, 1987). Dans nos bioessais, nous n'avons pas trouvé de changements significatifs dans la concentration du zinc dissous, ce qui pourrait être interprété comme une conséquence du schéma de notre échantillonnage à la différence de celui employé par VYMAZAL, puisque, les premiers prélèvements ont été faits après 2-3 jours d'adaptation aux cultures.

Quant aux conditions et limites expérimentales de ces bioessais, nous devons considérer que ces résultats provenant d'études de laboratoire sont difficiles à extrapoler à cause de nombreux facteurs. Les algues exposées au zinc sont probablement plus sensibles dans leur milieu naturel que dans les conditions de laboratoire, à cause de l'effet combiné de plusieurs processus de « stress » qu'elles subissent dans la nature (WHITTON, 1984). De même, il faut aussi prendre en compte des interactions qui peuvent exister entre le zinc et d'autres subs-



tances chimiques dans le milieu aquatique (HART et CAIRNS, 1984). Comme dans les milieux naturels, lors des bioessais multispécifiques, on ne peut pas distinguer si le zinc affecte directement l'espèce en question ou indirectement *via* les compétitions interspécifiques. Mais, notre méthode est utile pour détecter et évaluer l'effet du zinc sur la structure et la dynamique algale de ces cultures multispécifiques étant donné qu'elle permet d'évaluer ainsi la possibilité qu'ont les algues de s'adapter aux changements de la qualité de l'eau dans des situations de « stress » (SAY *et al.*, 1977) ce que révèlent des associations algales spécifiques particulières.

Il est nécessaire de poursuivre ce genre d'expérimentation à différentes saisons, sur plusieurs années pour confirmer les hypothèses émises à propos de l'effet variable du zinc avec la saison.

## REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée avec l'appui financier du Conseil National de Recherches Scientifiques et Techniques et de l'UNLu. Nous remercions vivement le Prof. Dr G. Tell pour la direction d'une partie de ce travail dans son laboratoire, le Prof. R. Lombardo pour son aide dans les analyses numériques et M.L. Loez pour la lecture du manuscrit.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ACCORINTI J.A., 1960. Cultivo unialgal y masivo de *Scenedesmus obliquus* Turp. Ktz. Técnicas de obtención. *Com. Museo Arg. Cs. Natur.* « B. Rivadavia », 53, 21-29.
- ALBERGHINA J., LOEZ C.R., 1991. Sobre algunas algas de ríos contaminados de la provincia de Buenos Aires (Argentina). *Bol. Soc. Arg. Bot.*, 27, 73-80.
- ALLEN T.F.H., KOONCE J.F., 1973. Multivariate approaches to algal stratogenesis and tactics in systems analysis of phytoplankton. *Ecology*, 54, 1234-1246.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA), WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION (WPCF), 1975. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA-AWWA-WPCF, Washington.
- BLANCK H., WANGBERG S.A., MOLANDER S., 1988. Pollution-Induced Community Tolerance- a new ecotoxicological tool. In « *Functional Testing of Aquatic Biota for Estimating Hazards of Chemicals* », ASTM STP 988. CAIRNS J. Jr. and PRATTS J.R. [Eds]. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 219-230.
- CAIRNS J. Jr., 1985. Multispecies toxicity testing using indigenous organisms. A new, cost-effective approach to ecosystem protection. *Environmental Conference, TAPPI Proceedings*, TAPPI Press, Atlanta, Georgia, 149-159.
- CLÉMENTS W.H., 1991. Community responses of stream organisms to heavy metals : a review of observational and experimental approaches. In : « *Metal ecotoxicology. Concepts and applications* », NEWMAN, MC INTOSH [Eds.], pp. 363-391.

- CONFORTI V., ALBERGHINA J., GONZALEZ URDA E., 1995. Structural changes and dynamics of the phytoplankton along a highly polluted lowland river of Argentina. *J. Aquatic Ecosystem Health*, 4, 59-75.
- CRAIG P.J., 1986. Chemical species in industrial discharges and effluents. In: « *The importance of chemical « speciation » in environmental processes* ». BERNHARD, BRINCKMAN and SADLER [Eds.], Dahlem Konferenzen, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, pp. 443-464.
- DELGIORGIO P.A., VINOCUR A.L., LOMBARDO R.J., TELL H.G., 1991. Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river, a multivariate approach. *Hydrobiologia*, 224, 129-154.
- FOSTER P.L., 1982(a). Species associations and metal contents of algae from rivers polluted by heavy metals. *Freshwater Biology*, 12, 17-39.
- FOSTER P.L., 1982(b). Metal resistances of Chlorophyta from rivers polluted by heavy metals. *Freshwater Biology*, 12, 41-61.
- FOURNADZHEVA S., KASSABOV P., ANDREEVA R., PETKOV G., 1995. Influence of the herbicide Simazine on *Chlorella*, *Scenedesmus* and *Arthrospira*. *Algalogical Studies*, 76, 97-109.
- GENTER R.B., CHERRY D.S., SMITHG E.P., CAIRNS J. Jr., 1987. Algal-periphyton population and community changes from zinc stress in stream mesocosms. *Hydrobiologia*, 153, 261-275.
- HART K.M., CAIRNS J. Jr., 1984. The maintenance of structural integrity in freshwater protozoan communities under stress. *Hydrobiologia*, 108, 171-180.
- HORNSTROM E., 1990. Toxicity test with algae. A discussion on the batch method. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 20, 343-353.
- HUNTSMAN S.A., SUNDA W.G., 1980. The role of trace metals in regulating phytoplankton growth, with emphasis on Fe, Mn and Cu. In « *The physiological ecology of phytoplankton* ». MORRIS [Ed.], Blackwell Scientific Publications, pp. 285-328.
- LOEZ C.R., SALIBIAN A., 1990. Premières données sur le phytoplancton et les caractéristiques physico-chimiques du río Reconquista (Buenos Aires, Argentine), une rivière urbaine polluée. *Revue Hydrobiol. trop.*, 283-296.
- LOEZ C.R., TOPALIAN M.L., SALIBIAN A., 1995. Effects of zinc on the growth and structure of a natural autumn phytoplankton sample reared in the laboratory. *Environ. Pollut.*, 88, 275-281.
- MAGURRAN A.E., 1983. Ecological diversity and its measurement. CHAPMAN and HALL, London.
- MARGALEF R., 1969. El concepto de polución en limnología y sus indicadores biológicos. *Agua*, 7, 103-133.
- MICHNOWICZ C.J., WEAKS T.E., 1984. Effects of pH on toxicity of As, Cr, Cu, Ni and zinc to *Selenastrum capricornutum* Printz. *Hydrobiologia*, 118, 299-305.
- NRIAGU J.O., 1996. A history of global metal pollution. *Science*, 272, 223-224.
- NRIAGU J.O., PACYNA J.M., 1988. « Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals », *Nature*, 333, 134-139.
- PALMER C.M., 1969. A composite rating of algae tolerating organic pollution. *J. Phycol.*, 5, 78-82.
- PIELOU E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *The Biologist*, 13, 131-144.
- ROMESBURG H.C., 1984. Cluster analysis for researchers, Lifetime Learning Publications, Belmont, California.
- SALIBIAN A., TOPALIAN M.L., LOEZ C.R., 1991. Influencia del zinc sobre el crecimiento algal en condiciones ambientales simuladas, *Comunicaciones de las Jornadas de Investigación Científica en materia de contaminación de las aguas, ORCYT-UNESCO*, 175-178.
- SAY P.J., DIAZ B.M., WHITTON B.A., 1977. Influence of zinc on lotic plantsw II. Environmental effects on toxicity of zinc to *Hormidium rivulare*. *Freshwat. Biol.*, 7, 377-384.
- SHANNON C.E., WEAVER W., 1963. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
- SHEHATA S.A., BADR S.A., 1980. Growth response of *Scenedesmus* to different concentrations of copper, cadmium, nickel, zinc and lead. *Environ. Internat.*, 4, 431-434.

- SOKAL R.R., SNEATH P.H.A., 1963. Principles of numerical taxonomy, FREEMAN, W.H., San Francisco.
- SOMMER U., 1983. Nutrient competition between phytoplankton species in multispecies chemostat experiments. *Arch. Hydrobiol.*, 96, 399-416.
- TAUB F.B., KINDIG A.C., MEADOR J.P., SWARTZMAN G.L., 1991. Effects of « seasonal succession » and grazing on copper toxicity in aquatic microcosms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24, 2205-2214.
- TOPALIAN M.L., LOEZ C.R., SALIBIAN A., 1990. Metales pesados en el río Reconquista (Buenos Aires) : resultados preliminares. *Acta Bioquim. Clin. Latinoam.*, 24, 171-176.
- TOPALIAN M.L., LOEZ C.R., 1994. Impacto del zinc sobre microalgas dulceacuicolas del río Reconquista (Buenos Aires). *Acta Toxicol. Argent.*, 2, 6-9.
- UTERMOHL M., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *MIH. Verh. int. Ver. Limnol.*, 9, 1-38.
- VASSEUR P., PANDARD P., 1988. Influence of some experimental factors on metal toxicity to *Selenastrum capricornutum*. *Toxicity Assessment*, 3, 331-343.
- VENRICK E.L., 1978. How many cells to count? In: « *Phytoplankton Manual, Monographs on oceanographic methodology* ». SOURNIA, [Ed.], UNESCO Press, pp. 167-180.
- VYMAZAL J., 1987. Zn uptake by *Cladophora glomerata*. *Hydrobiologia*, 148, 97-101.
- WHITTON B.A., 1984. Algae as monitors of heavy metals. In: « *Algae as ecological indicators* », SHUBERT [Ed.], Academic Press, pp. 257-280.
- WHITTON B.A., KELLY M.G., 1995. Use of algae and other plants for monitoring rivers. *Austr. Jour. Ecol.*, 20, 45-56.
- ZALAZAR R.H., 1996. Cuencas hídricas : contaminación y evaluación de riesgo y saneamiento. Instituto Provincial de Medio Ambiente, Gobernación de la Provincia de Buenos Aires.